

Identification des indicateurs de dégradation de la forêt de *tapia* (*Uapaca bojeri*) par une analyse sylvicole

Olivia L. RAKOTONDRA SOA, François MALAISSE, Gabrielle L. RAJOELISON, Julie GAYE, Tsiresy M. RAZAFIMANANTSOA, Misha R. RABEARISOA, Bruno S. RAMAMONJISOA, Noromalala RAMINOSOA, François J. VERHEGGEN, Marc PONCELET, Éric HAUBRUGE, Jan BOGAERT

La déforestation constitue un grave problème à Madagascar amenant à une dégradation recrudescente des ressources naturelles. Dans ce cadre, la présente étude a pour objectif d'identifier des indicateurs de dégradation de la forêt de *tapia* dans la zone d'Arivonimamo. Une carte forestière de la zone a servi de document de base; la forêt y est stratifiée en deux types: forêt de *tapia* peu dégradée et forêt de *tapia* dégradée. L'approche a consisté à comparer ces deux types de forêt; la forêt peu dégradée étant la forêt de référence. La récolte de données s'est basée sur un inventaire forestier par le biais des transects discontinus, liés à la structure de la forêt de *tapia*, de longueur totale de 1 500 m par type. De cette étude, il ressort que la densité des arbres, la hauteur moyenne, le diamètre moyen des arbres, la surface terrière et la densité de la régénération et du sous-bois, constituent des indicateurs pour l'identification de l'état de dégradation de la forêt de *tapia*. La distribution des ligneux y est agrégée; cependant l'agrégation des arbres est très significativement plus forte au sein de la forêt dégradée en réponse à la faible densité d'*U. bojeri*. *Leptolaena pauciflora* et *Erica* sp. constituent les espèces principales de sous-bois indicatrices de dégradation. Leur forte abondance indique un état de dégradation plus accentué. La connaissance de ces indicateurs de dégradation permettra de formuler des directives et de préciser des outils techniques pour contribuer à évaluer et à surveiller la dégradation de la forêt de *tapia*.

Identification of degradation indicators of *tapia* forest (*Uapaca bojeri*) by silvicultural analysis

Deforestation is a serious problem in Madagascar leading to natural resource degradation. In this context, this study aims to identify indicators of forest degradation for the *tapia* forest of Arivonimamo. A forest map of the area consists of a document in which the forest is stratified into two types: degraded *tapia* forest and highly degraded *tapia* forest. The approach consisted of the comparison of these two types of forest, the degraded *tapia* being the reference. Data collection was based on a forest inventory through discontinuous transects related to the structure of the *tapia* forest, with a total length of 1,500 m per type. It appears that tree density, average tree height, average tree diameter, basal area and density of regeneration and undergrowth, are indicators for the identification of the state of degradation of the *tapia* forest. The distribution of *U. bojeri* is aggregated in both sites; however, the degree of aggregation is significantly higher in the highly degraded forest in response to the lower tree density. *Leptolaena pauciflora* and *Erica* sp. are the main undergrowth indicator species of degradation; their abundance is correlated with degradation. Knowledge of these indicators of *tapia* degradation will provide guidance and technical tools to improve evaluation and monitoring of the degradation of the *tapia* forest.

12.1. INTRODUCTION

La déforestation constitue un des problèmes majeurs de nombreux pays tropicaux, notamment de Madagascar. D'après l'Office National pour l'Environnement (2003), la forêt naturelle ne couvre plus que 16 à 17 % du territoire malgache alors qu'elle y était encore de 24 à 28 % en 1950. À Madagascar, le taux de déforestation annuel était de 0,3 % entre 1950 et 1970 ; 1,7 % entre 1970 et 1990 et 0,7 % entre 1990 et 2000 (Harper et al., 2007). L'agriculture sur abattis-brûlis, la fabrication de charbon de bois, la commercialisation de produits ligneux, les prélèvements abusifs de produits non ligneux et les feux de brousse y constituent les principales causes de déforestation (Blanc-Pamard et al., 2003). L'agriculture y représente l'activité principale des populations rurales dont 73,5 % vivent encore en-dessous du seuil de pauvreté (Ramohavelo, 2009). La flore malgache présente un taux d'endémisme élevé; des valeurs de 82 % à 90 % ont été citées (Blanc-Pamard et al., 2003 ; Gautier et al., 2003 ; Groupe de Spécialistes des Plantes, 2011). Le *tapia* (*Uapaca bojeri* Baill. [Phyllantaceae]), qui est un petit arbre à feuillage dense de 10 à 12 m de hauteur au maximum, fait partie de ces espèces endémiques. C'est une essence sempervirente, sclérophylle, héliophile et pyrophyte (Gade, 1985 ; Rakotondraso et al., 2012, chapitre 8).

Les peuplements de *tapia* sont des formations très ouvertes, qui sont parcourues fréquemment par les feux de brousse (Vignal, 1963), se présentant sous-forme d'une forêt claire (Rakoto-Ramiantsoa, 1995). Les forêts de *tapia*, localisées uniquement dans les Hautes Terres malgaches (800 à 1 600 m), jouent un rôle très important dans l'économie des populations riveraines grâce aux produits qui peuvent en être prélevés, tels les fruits de *tapia*, les champignons, le bois de chauffe, les plantes médicinales, les cocons de vers à soie (Kull et al., 2005 ; Rakotondraso et al., 2012, chapitre 8). Cependant, avec l'accroissement des besoins liés à la pression démographique (avec un taux de croissance annuel national de 2,8 % contre 1,2 % pour le monde en 2006 (FAO, 2009), les communautés riveraines sont devenues très dépendantes de ces produits engendrant des pressions et des menaces sur l'écosystème en question (Randrianarisoa et al., 2008). Les forêts de *tapia* ont perdu ces dernières décennies une part importante de leur superficie. Pour la région d'Itasy, dans laquelle les forêts de *tapia* représentent les derniers vestiges de la végétation forestière primaire (Barale, 2010), le taux de déforestation annuel est de 7,41 % entre 2000 et 2005 (Rajoelison et al., 2009). Ces taux sont relativement élevés comparés à celui de la Grande Île toute entière qui est de 0,3 % pour la même période (FAO, 2009).

Le présent article a pour objectif d'identifier des indicateurs de dégradation de la forêt de *tapia* à travers la comparaison de deux types de forêt à différents stades de dégradation ; l'hypothèse de travail est que les caractéristiques sylvicoles de la forêt dégradée sont différentes de celles d'une autre moins dégradée appelée « forêt de référence », même si les forêts de *tapia* sont déjà des témoins dégradés de la forêt dense sclérophylle des Hautes Terres malgaches. Cette hypothèse peut être subdivisée en cinq sous-hypothèses, à savoir (1) la densité des arbres de la forêt dégradée est inférieure à celle de la forêt de référence, une diminution du nombre d'arbres étant attendue sous l'influence de la dégradation (Al-amin et al., 2005) ; (2) les valeurs et les distributions des paramètres dendrométriques (diamètre moyen et hauteur moyenne des arbres) ainsi que la surface terrière sont plus élevées au sein de la forêt de référence que dans la forêt dégradée ; (3) les rapports diamètre/hauteur des *U. bojeri* sont différents dans les deux types de forêt, les perturbations anthropiques influant sur les caractéristiques des arbres (Zida, 2007) ; (4) les pieds d'*U. bojeri* sont plus agrégés au sein de la forêt dégradée : une forêt

dégradée pouvant avoir perdu sa structure d'origine à la suite des activités humaines (Simula, 2009) ; (5) l'abondance de la régénération naturelle de *tapia* et du sous-bois est plus importante dans la forêt dégradée : les forêts dégradées présentent une plus grande abondance en sous-bois en réponse à la plus grande ouverture de la canopée (Hubbell et al., 1999).

12.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

12.2.1. Milieu d'étude

L'étude a été réalisée au sein de la commune rurale d'Arivonimamo (**Figure 12.1**), dans la partie centrale de Madagascar. Située à 47° 10' E et 19° 02' S, la zone d'investigation se localise à environ 50 km à l'ouest d'Antananarivo et fait partie intégrante du district d'Arivonimamo, dans la région d'Itasy. La région est soumise à un climat de type tropical d'altitude caractérisé par deux saisons contrastées : une saison sèche et fraîche qui s'étale d'avril jusqu'à octobre et une saison chaude de novembre à mars. La température moyenne est de 17,7°C et les précipitations moyennes atteignent 1474 mm par an, réparties sur 6 mois (saison chaude). Les forêts de *tapia* représentent les derniers vestiges de la végétation forestière primaire à Arivonimamo (Barale, 2010). Elles se présentent sous la forme de forêts claires dominées par le *tapia*. À cette formation forestière naturelle s'ajoutent des forêts de reboisement d'*Eucalyptus* spp. et de *Pinus* spp., qui ont pour vocation de remplacer la forêt de *tapia* dans leur rôle de production de bois d'énergie.

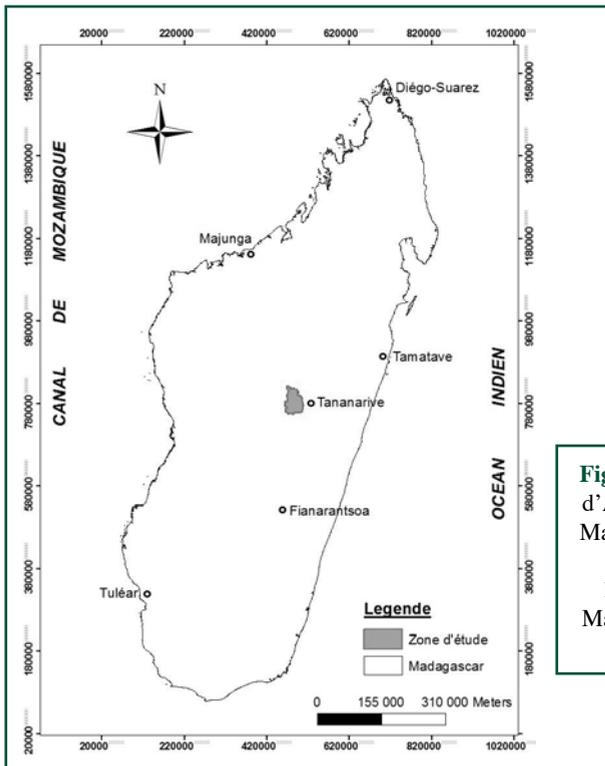


Figure 12.1. Localisation de la commune d'Arivonimamo. Elle se situe au cœur de Madagascar. Projection utilisée : Laborde Madagascar, ellipsoïde international 1924 (d'après Foiben-Taosarintanin'i Madagasikara, www.ftm.mg/index.htm – FTM 1: 500 000).

12.2.2. Récolte des données

Afin d'atteindre l'objectif assigné à l'étude, une carte forestière d'Arivonimamo (**Figure 12.2**, voir cahier couleur), élaborée antérieurement, a constitué le document de base. Dans ce dernier, la forêt a été stratifiée en deux types : forêt peu dégradée formant la forêt de référence et forêt dégradée. La forêt de *tapia* est une formation végétale endémique dont la structure actuelle est liée à l'exploitation humaine (Kull et al., 2005). Par conséquent, sa stratification en termes de dégradation s'est limitée en deux types de forêt. Parallèlement, la concertation avec la population locale a permis de confirmer l'existence de ces deux types de forêt : d'une part, la forêt dégradée regroupant les espaces forestiers dans lesquels les activités humaines sont fréquentes et d'autre part, la forêt de référence qui est formée par une forêt dans laquelle l'exploitation par les riverains est considérée comme négligeable.

La récolte des données s'est basée sur un inventaire forestier d'un site de 28,59 km² formé par les *fokontany* d'Ankalalahana, d'Amby et de Kianjamarina (**Figure 12.2**, voir cahier couleur). L'échantillonnage a été effectué au moyen de transects subdivisés en des parcelles carrées contiguës de 10 m de côté. Huit transects ont été implantés par type de forêt. Les longueurs des transects sont variables, selon la disponibilité de la forêt (**Figure 12.3**, voir cahier couleur). La longueur totale des divers transects est de 1 500 m par type de forêt, correspondant à une surface de 1,5 ha.

L'inventaire a consisté à mesurer le diamètre à hauteur de poitrine (dhp), soit à 1,30 m du sol, la hauteur totale des arbres (individus ayant un dhp \geq 5 cm) ainsi que la distance au plus proche voisin. Pour le comptage de la régénération naturelle et des autres espèces du sous-bois, quatre petites placettes carrées de 4 m² (2 m \times 2 m) ont été délimitées dans les quatre coins de la grande placette de 100 m². La régénération est l'ensemble des ligneux (semis naturels, rejets de souche et drageons) ayant un diamètre à hauteur de poitrine inférieur à 5 cm et un diamètre au collet supérieur ou égal à 1 cm. Les autres espèces de sous-bois ont été également inventoriées. La densité relative du sous-bois au niveau de la grande placette a été également évaluée. Pour cette estimation relative, un encodage a été utilisé : 1 = absent (0 %); 2 = peu (< 35 %); 3 = moyen (entre 35 et 70 %); 4 = important (> 70 % de recouvrement du sol).

12.2.3. Traitement des données

Les données d'inventaire récoltées ont été traitées à travers l'analyse sylvicole. L'analyse sylvicole a été axée sur la structure forestière (composition, abondance, surface terrière, distribution des diamètres et des hauteurs, relation hauteur/diamètre), et l'étude du sous-bois (composition et abondance).

Afin de tester les hypothèses de travail, plusieurs tests statistiques ont été utilisés, entre autres le test *U* de Mann-Whitney pour la comparaison de moyennes de façon non-paramétrique, le test *t* de Student pour la comparaison de pentes des deux droites générées par une régression linéaire du diamètre sur la hauteur totale de chaque individu de *tapia*, et le test χ^2 pour la comparaison de distributions de fréquence. Par ailleurs, la méthode du plus proche voisin via l'indice *R* de Clark et Evans (1954) a été utilisée dans la caractérisation de la distribution spatiale de la strate arborée. La significativité de l'éloignement par rapport à la distribution aléatoire a été appréhendée à travers le calcul du standard de déviation normale.

12.3. RÉSULTATS

12.3.1. Strate arborée

Les inventaires forestiers effectués dans les deux types de forêt d'Arivonimamo ont permis de recenser trois espèces dans la strate arborée, à savoir *U. bojeri*, *Eucalyptus robusta* Smith (Myrtaceae), *Pinus kesiya* Royle ex Gordon (Pinaceae). *U. bojeri* présente un pourcentage élevé atteignant 99 % (1 810 sur 1 830 arbres inventoriés dans les deux types de 1,5 ha chacun).

D'après le **tableau 12.1**, la densité des arbres dans la forêt de référence est supérieure à celle de la forêt dégradée. La différence s'observe au niveau de la densité d'*U. bojeri*, l'espèce la plus dominante. Les autres espèces apparaissent négligeables en densité. Les écarts-types sont élevés pour les deux densités traduisant une forte variabilité interne de l'abondance des arbres tant dans le site de référence que celui dégradé. Par ailleurs, le diamètre moyen des arbres est relativement élevé au sein de la forêt de référence. Cette différence est liée au mode de distribution des arbres par classe de diamètre. En effet, une différence significative est observée entre les distributions des diamètres pour les deux forêts échantillonnées ($\chi^2 = 32,26$; $p < 0,05$). Selon la **figure 12.4A**, la forêt dégradée présente une abondance de tiges plus élevée que celle de la forêt de référence, notamment au niveau des tiges de petit diamètre (entre 5 et 10 cm). La différence en abondance de tiges s'observe nettement à partir des arbres ayant un diamètre supérieur ou égal à 15 cm. En outre, la surface terrière est significativement plus élevée au sein de la forêt de référence comparée à celle de la forêt dégradée. Également, les distributions des surfaces terrières ne sont pas identiques ($\chi^2 = 11,51$; $p < 0,05$) dans les deux types de forêt (**Figure 12.4B**). Les classes de diamètre favorisant la plus forte participation au recouvrement basal total de la forêt de référence sont celles de [15-20] et [20-25] donnant une forme de cloche à la distribution (distribution normale); cependant celles de la forêt dégradée comprennent les classes de petites diamètres inférieures à 20 cm.

Quant à la hauteur moyenne des arbres, la forêt de référence présente une hauteur moyenne significativement plus élevée par rapport à celle de la forêt dégradée. Par ailleurs, la structure des hauteurs des deux types de forêts (**Figure 12.4C**) dénote une tendance à deux strates au niveau de la forêt de référence, à savoir une strate supérieure composée d'arbres ayant une hauteur totale plus de 8 m, et une strate moyenne de 2 à 8 m de hauteur. Par contre, la forêt

Tableau 12.1. Caractéristiques structurales des peuplements de *Uapaca bojeri* de la forêt de référence et de la forêt dégradée d'Arivonimamo. Les résultats sont basés sur les relevés effectués sur 150 placettes de 100 m² par type. La dernière colonne représente les résultats des tests *U* de comparaison de moyennes de Mann-Whitney. Il n'y a pas de différence significative (NS) entre les deux moyennes comparées si $p > 0,05$.

	Forêt de référence (moyenne ± écart-type)	Forêt dégradée (moyenne ± écart-type)	Comparaison (test <i>U</i>)
Nombre de placettes inventoriées	150	150	
<i>Uapaca bojeri</i> (pieds/ha)	648 ± 266	559 ± 237	$p < 0,01$
<i>Eucalyptus robusta</i> . (pieds/ha)	3 ± 2	5 ± 2	NS
<i>Pinus kesiya</i> (pieds/ha)	2 ± 1	3 ± 2	NS
Densité totale (pieds/ha)	653 ± 254	567 ± 209	$p < 0,01$
Diamètre moyen (cm)	15,52 ± 6,17	13,69 ± 6,44	$p < 0,01$
Surface terrière (m ² /ha)	14,14 ± 6,14	10,43 ± 7,09	$p < 0,01$
Hauteur moyenne (m)	5,57 ± 1,94	4,63 ± 1,77	$p < 0,01$
Distance du plus proche voisin (m)	1,99 ± 1,36	1,55 ± 1,21	$p < 0,01$

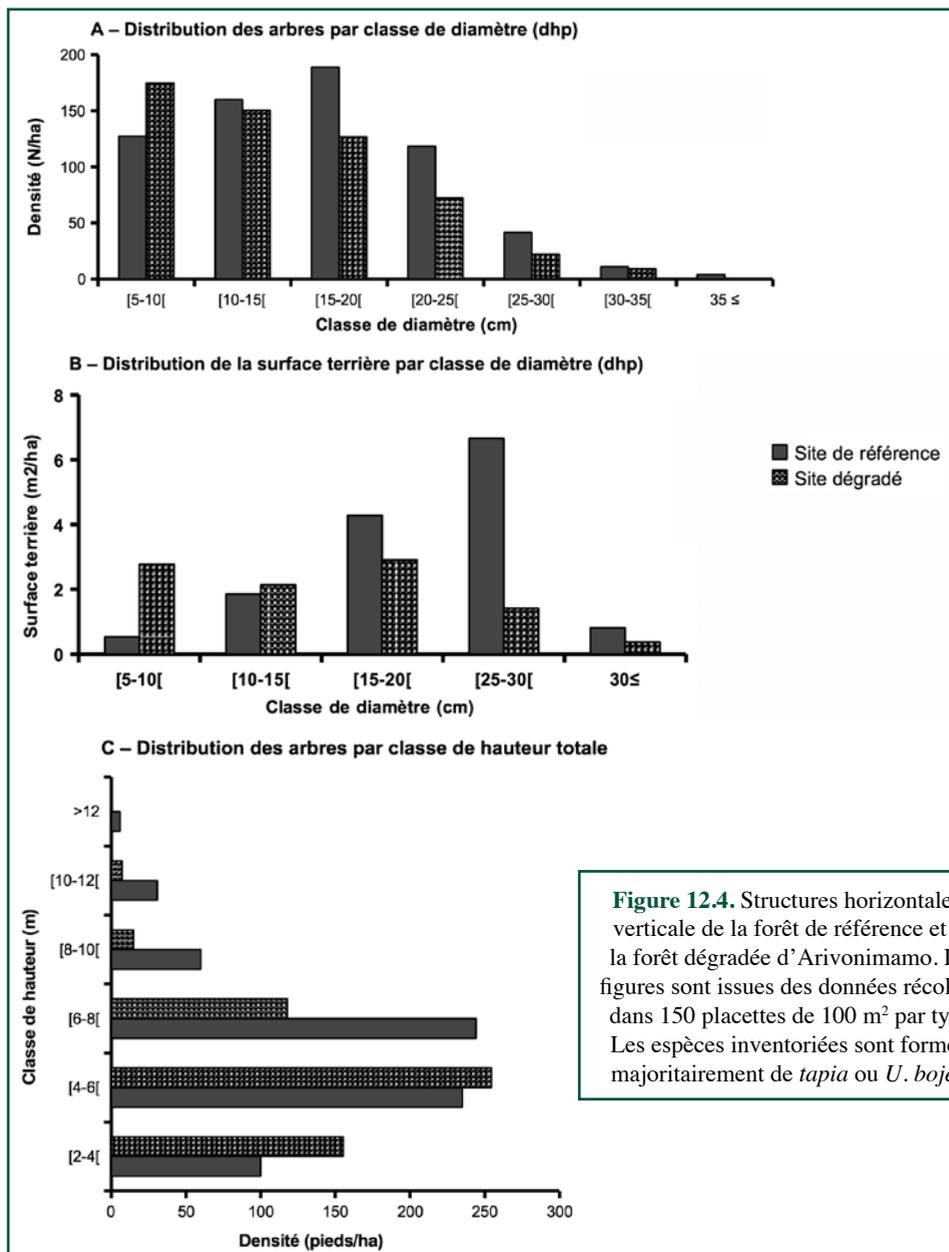


Figure 12.4. Structures horizontale et verticale de la forêt de référence et de la forêt dégradée d'Arivonimamo. Les figures sont issues des données récoltées dans 150 placettes de 100 m² par type. Les espèces inventoriées sont formées majoritairement de *tapia* ou *U. bojeri*.

dégradée est constituée seulement d'une seule strate, environ 95 % des arbres ne dépassant pas la hauteur de 8 m. Le test χ^2 a affiché un résultat traduisant la significativité de la différence des deux distributions par classe de hauteur des deux forêts étudiées ($\chi^2 = 32,26$; $p < 0,001$). La régression linéaire «diamètre-hauteur» des arbres pour les deux types de forêt de *tapia* est présentée à la **figure 12.5**. Les deux régressions ont affiché des valeurs similaires pour le coefficient de détermination ($r^2 \approx 0,52$) ainsi que pour les coefficients de corrélation de

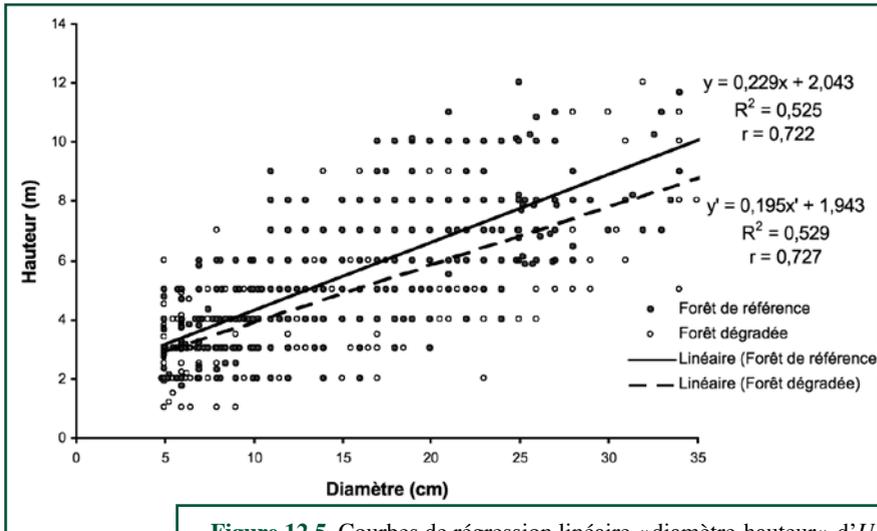


Figure 12.5. Courbes de régression linéaire « diamètre-hauteur » d'*U. bojeri* au sein de la forêt dégradée et de la forêt de référence d'Arivonimamo. Les données utilisées proviennent des relevés effectués sur 700 individus d'*U. bojeri* par type.

Pearson ($r \approx 0,72$). En outre, le résultat du test t de Student ($t = 3,198$; $p < 0,001$) montre que la différence entre les deux pentes est hautement significative. La droite appartenant à la forêt dégradée présente une pente plus faible. Autrement dit, pour un même diamètre, un arbre inventorié dans la forêt de référence est plus haut que celui de la forêt dégradée. Cette situation peut être causée par différents facteurs, entre autres le tempérament d'*U. bojeri* qui est une espèce héliophile. Avec une faible densité, la concurrence pour la luminosité n'est pas très poussée au sein de la forêt dégradée en comparaison avec celle de la forêt de référence.

Les indices R de Clark et Evans calculés pour les deux types de forêt sont inférieurs à 1, respectivement de 0,72 et de 0,54. Les distributions d'*U. bojeri* sont donc agrégées tant au sein de la forêt de référence qu'au sein de la forêt dégradée. Ces agrégations sont significatives selon les valeurs des déviations standard Z , qui sont supérieures à 1,96; respectivement de 9,04 et de 12,42 pour la forêt de référence et pour la forêt dégradée. Or, d'après le **tableau 12.1**, une différence significative est observée au niveau des moyennes de la distance du plus proche voisin des arbres des deux forêts étudiées. Malgré le fait que la densité est plus faible au sein de la forêt dégradée, les arbres y sont plus agrégés en comparaison avec ceux de la forêt de référence. Les profils structuraux (**Figure 12.6**) permettent de visualiser l'agrégation des arbres dans la forêt de *tapia*. Ils illustrent également l'existence d'une tendance à deux strates au niveau de la forêt de référence et par une seule strate dans la forêt dégradée, comme déjà présenté dans la **figure 12.4C**.

12.3.2. Sous-bois

Les trois espèces inventoriées dans la strate arborée (*U. bojeri*, *E. robusta*, *P. kesiya*) ont été également recensées dans la régénération naturelle. Cette dernière est dominée par *U. bojeri*, espèce principale de la strate supérieure. Les abondances de la régénération naturelle sont significativement différentes au sein des deux types de forêt. La forêt dégradée présente une densité en régénération naturelle plus élevée (**Tableau 12.2**).

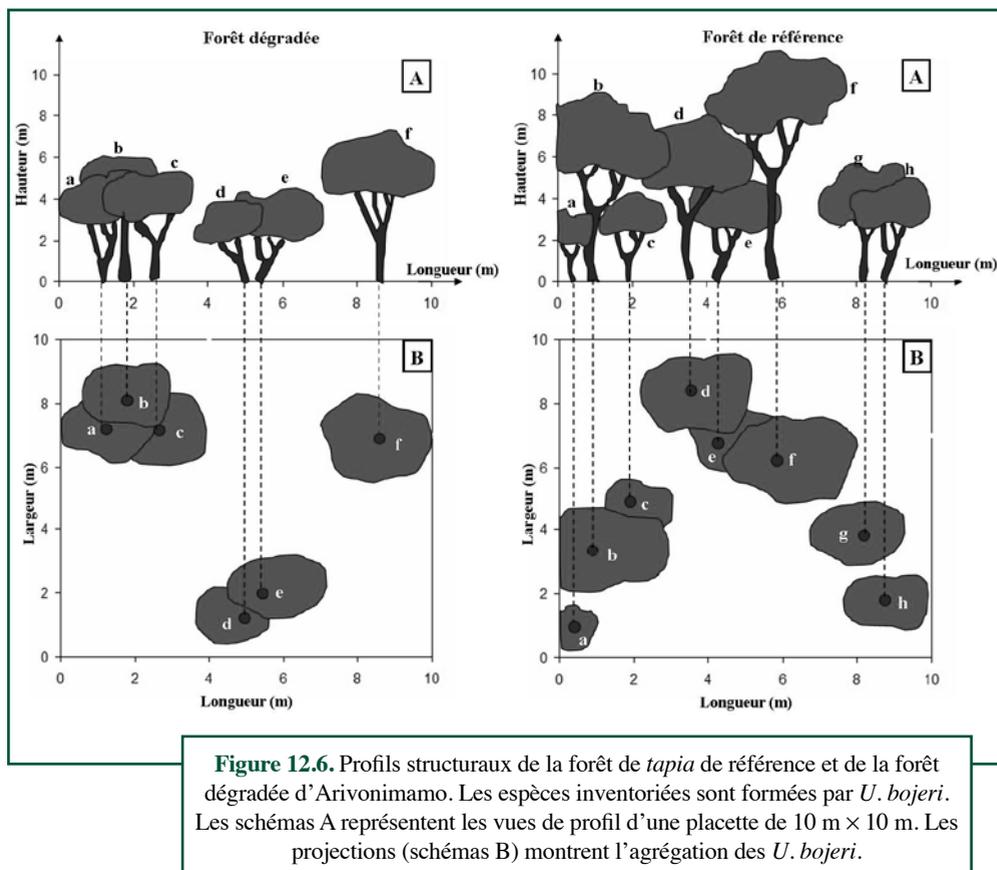


Figure 12.6. Profils structuraux de la forêt de *tapia* de référence et de la forêt dégradée d'Arivonimamo. Les espèces inventoriées sont formées par *U. bojeri*. Les schémas A représentent les vues de profil d'une placette de 10 m x 10 m. Les projections (schémas B) montrent l'agrégation des *U. bojeri*.

Tableau 12.2. Abondance de la régénération naturelle des deux types de *tapia* à Arivonimamo. Les résultats sont basés sur les relevés effectués sur 600 placettes de 4 m² par type. La dernière colonne représente les résultats des tests *U* de comparaison de moyennes de Mann-Whitney. Il n'y a pas de différence significative (NS) entre les deux moyennes comparées si $p > 0,05$.

	Forêt de référence (moyenne ± écart-type)	Forêt dégradée (moyenne ± écart-type)	Significativité (test <i>U</i>)
Nombre de placettes inventoriées	600	600	
<i>Uapaca bojeri</i>	565 ± 460	742 ± 623	$p < 0,01$
<i>Eucalyptus robusta</i>	4 ± 3	6 ± 4	NS
<i>Pinus kesiya</i>	11 ± 3	15 ± 5	NS
Total régénération	580 ± 254	763 ± 209	$p < 0,01$

La composition floristique du sous-bois est identique dans les deux forêts étudiées : 29 espèces ont été recensées. Tant au sein de la forêt de référence qu'au sein de la forêt dégradée, plus de 90% des individus inventoriés sont formés par les espèces suivantes : *Helichrysum rusillonii* Hocr. (Asteraceae), *Aphloia theiformis* (Vahl) Benn. (Aphloiaceae), *Leptolaena pauciflora* Baker (Sarcolaenaceae), *Psychotria retiphlebia* Baker (Rubiaceae), *Kotschyia strigosa* (Benth.) Dewit & P.A.Duvign. (Leguminoseae), *Erica* sp. (ex-*Philippia* sp.) (Ericaceae). Les estimations faites

sur la densité du sous-bois, testées par le test *U* de Mann-Whitney ($p < 0,01$), ont montré que la forêt de référence présente un sous-bois peu abondant comparé à la forêt dégradée. En outre, la comparaison des abondances des espèces principales du sous-bois (**Figure 12.7**) entre les deux forêts étudiées ont montré que *Aphloia theiformis* et *Psychotria retiphlebia* présentent une même abondance ($p > 0,05$); la forêt de référence présente une abondance plus élevée de *Helichrysum rusillonii* et de *Kotschya strigosa* ($p < 0,01$); *Leptolaena pauciflora* et *Erica* sp. sont plus abondants au sein de la forêt dégradée ($p < 0,01$).

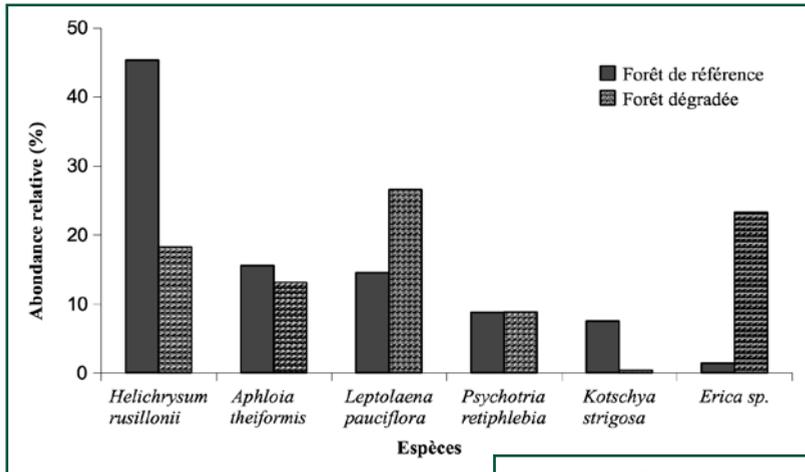


Figure 12.7. Comparaison des espèces abondantes du sous-bois au sein de la forêt de référence et de la forêt dégradée d'Arivonimamo. Les résultats sont basés sur les relevés effectués sur 600 placettes de 4 m² par type.

12.4. DISCUSSION

La présente recherche s'est basée sur la comparaison de deux types de forêt de *tapia* d'Arivonimamo : une forêt de référence *versus* une forêt dégradée. Cette subdivision en deux types semble appropriée pour une telle étude, car les forêts de *tapia* sont des formations ouvertes. Les forêts de *tapia* font partie des rares exceptions de forêt naturelle des Hautes Terres malgaches (Barale, 2010). En effet, elles sont considérées comme un des exemples terrifiants des conséquences de la déforestation des Hauts-Plateaux malgaches (Klein, 2002). Subséquemment, la stratification de la forêt de *tapia* en plusieurs types (plus que 2) en termes de dégradation n'a pas été évidente. La strate arborée dans les deux types est quasi monospécifique, composée majoritairement d'*U. bojeri*. Avant l'intervention humaine, *U. bojeri* n'était qu'une parmi les diverses essences qui composent la forêt dense sclérophylle (Gade, 1985). Par ailleurs, la présence d'*E. robusta* et de *P. kesiya*, espèces de tempérament héliophile à croissance rapide, y sont notées. Ces plantations satisfont aux enjeux de production de bois de chauffe (Chaix et al., 2001). Cependant, ces espèces introduites ont la capacité de changer les micro-habitats y compris la qualité du sol, pouvant défavoriser les espèces endémiques (Kull et al., 2005).

Pour le Col des Tapia de Madagascar (zone située au Sud de la capitale entre Antsirabe et Ambositra), la densité des arbres est de 941 pieds/ha pour la forêt dense et 597 pieds/ha pour la forêt claire (Kull et al., 2005). Les résultats issus de cette recherche, respectivement 648 pieds/ha et 559 pieds/ha pour la forêt de référence et la forêt dégradée, se rapprochent de ceux trouvés par Rakotonaiaina (2010), dans la même zone d'étude, à savoir 660 pieds/ha pour la forêt dense et 555 pieds/ha pour la forêt moyennement dense. La forêt dégradée présente une densité d'arbres significativement inférieure comparée à celle de la forêt de référence. Les fortes pressions anthropiques rencontrées dans la forêt dégradée, telle la production excessive de bois d'énergie (Rakoto-Ramiantsoa, 1995), entraînent la réduction drastique du peuplement (Slik et al., 2003). Les diamètres moyens de *tapia* de la forêt de référence et de la forêt dégradée, respectivement de 15,5 et de 13,6 cm sont plus élevés que ceux trouvés dans d'autres forêts claires en Afrique, comme par exemple la forêt du parc national de Oti-Ke'ran au Nord-Togo qui a un diamètre moyen de 13,1 cm (Adjonou et al., 2009). Cependant, la hauteur moyenne de la forêt de *tapia* est relativement basse comparée à celle trouvée au même site de comparaison, c'est-à-dire, au sein de la forêt claire du Nord-Togo, qui est de $9,97 \pm 5,2$ m (Adjonou et al., 2009). En outre, des différences significatives ont été observées entre les deux forêts sur le diamètre moyen et la hauteur moyenne des arbres. Étant en relation avec le diamètre des arbres, la surface terrière de la forêt de référence est relativement élevée par rapport à celle de la forêt dégradée. En effet, une réduction de la surface terrière est attendue au sein de zones très dégradées (Scharnweber et al., 2007). Les facteurs qui influencent les caractéristiques forestières incluent les conditions naturelles (pluviosité, types de sol) et les perturbations anthropiques (feux de brousse, pâturage, coupe sélective d'arbres) (Zida, 2007). Par ailleurs, les surfaces terrières obtenues dans cette étude sont comprises dans la gamme de valeurs correspondant à une savane boisée (5 m²/ha et 15 m²/ha) selon la classification des formations végétales effectuée par Malaisse (1982). Les peuplements de *tapia* ont été parcourus fréquemment par les feux de brousse (Vignal, 1963) et se présentent sous-forme d'une forêt claire ou savane boisée (Rakoto-Ramiantsoa, 1995).

L'estimation du développement d'un peuplement au fil du temps repose sur des données de relation entre hauteur et diamètre (Temesgen et al., 2004). Dans cette recherche, les régressions linéaires ont permis d'établir une relation entre les variables diamètre et hauteur. Cependant, les valeurs du coefficient de détermination sont plutôt médiocres; il existe donc d'autres facteurs qui influent sur les hauteurs des arbres, notamment des facteurs abiotiques (type de sol, pente, etc.). En outre, les droites de régression des deux forêts étudiées présentent une différence significative. Une pente plus forte est observée au sein de la forêt de référence, traduisant que pour un même diamètre, il présente un arbre plus haut que celui de la forêt dégradée. Effectivement, le caractère héliophile des *tapias* (Guillaumet, 1983) engendre une compétition au sein de la forêt plus dense. Or, il a été démontré auparavant que la forêt dégradée présente une densité plus faible, subséquemment la compétition y est plus faible; les hauteurs des *tapias* y sont moins élevées comparées à celles de la forêt de référence. Une distribution agrégée des arbres est observée au sein des deux forêts. Dans ses études, Guillaumet (1983) a mis en évidence également le caractère fortement grégaire des *U. bojeri*. Les processus de régénération des arbres peuvent être influencés par certains facteurs tels que le mode de dissémination, la viabilité, la dormance et la prédation des semences (Condit et al., 2000). La régénération d'*U. bojeri* se fait surtout par germination des graines, mais accessoirement aussi par rejet de souche (Gade, 1985). Cependant, la distance moyenne du plus proche voisin est différente dans les deux types de forêt. Les arbres sont plus agrégés au sein de la forêt dégradée, suite aux coupes sélectives des pieds isolés, par ailleurs fréquemment plus épais.

L'abondance de la régénération de la forêt de *tapia* d'Arivonimamao (580 individus pour la forêt de référence et 763 individus pour la forêt dégradée) est relativement faible comparée à celle du Col des Tapia dont les valeurs sont respectivement de 12059 et 8813 individus pour la forêt dense et la forêt claire (Kull et al., 2005). Les feux répétés dans la région peuvent être à l'origine de cette situation. Les forêts claires sont régulièrement parcourues par des feux de brousse (Adjonou et al., 2009). Les Hauts-Plateaux font partie des zones les plus touchées par les feux de brousse à Madagascar (Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts et al., 2003). Bien que *U. bojeri* soit une espèce pyrophyte, les feux répétitifs peuvent détruire les arbres et diminuent leur capacité de régénération (Gade, 1996). Le double effet combiné des feux et du pâturage induit une mortalité très élevée, compromettant sérieusement le recrutement des espèces dans le peuplement (Sawadogo et al., 2002). Il est à souligner que pour la régénération du Col des Tapia, 61 % des jeunes tiges sont des rejets de souche, 24 % sont issus de drageonnement et 15 % seulement sont issus de la germination des graines (Kull et al., 2005).

Le sous-bois et la régénération naturelle d'*U. bojeri* sont plus abondants au sein de la forêt dégradée. La mise en lumière provoquée par l'exploitation aurait favorisé le développement des semis et du sous-bois. Toutes les espèces relevées au sein du sous-bois se trouvent intégralement dans les inventaires de Guillaumet (1983) relatifs aux plantes associées à l'habitat de la forêt sclérophylle de montagne à Madagascar, telles qu'*Aphloia theiformis* et *Psychotria retiphlebia*. Ces deux dernières espèces présentent une même abondance dans les deux types de forêt. Ce sont des espèces endémiques qui accompagnent très souvent *U. bojeri*. Les deux espèces, *Helichrysum rusilloni* et *Kotschya strigosa*, sont plus abondantes au sein de la forêt de référence que de la forêt dégradée. Cette situation peut être liée au fort développement des deux espèces *Leptolaena pauciflora* et *Erica* sp. au niveau de la forêt dégradée. *L. pauciflora* et *Erica* sp. sont spécifiques aux sols pauvres, s'installant après le passage de feux (Rakoto-Ramiarantsoa, 1995), ce qui est le cas de la forêt dégradée.

12.5. CONCLUSION

La présente étude a fourni en premier lieu une connaissance de la flore et des caractéristiques structurales de la forêt de *tapia*, formation végétale endémique de Madagascar. Cette dernière est dominée par *U. bojeri*, la distribution des ligneux y étant agrégée. La recherche a également permis d'identifier les indicateurs de dégradation de la forêt de *tapia*, à savoir la densité, le diamètre moyen, la hauteur moyenne, la relation diamètre-hauteur et la distance du plus proche voisin des arbres. Pour ces paramètres, la forêt de référence présente des valeurs plus élevées comparées à celles de la forêt dégradée. La régénération naturelle et le sous-bois sont plus denses au sein de la forêt dégradée, à cause de l'ouverture de la canopée. Les espèces de sous-bois recensées sont principalement des espèces acidophiles bien représentées en forêt secondaire et en savane. Une forte abondance de *Leptolaena* sp. et *Erica* sp. indique une dégradation plus marquée de la forêt. Ces indicateurs de dégradation constituent des données de base qui permettront par la suite de formuler des directives et des outils techniques pour contribuer à évaluer et à surveiller la dégradation de la forêt de *tapia*.

12.6. BIBLIOGRAPHIE

- Adjonou K., Bellefontaine R. & Kokou K., 2009. Les forêts claires du Parc national Oti-Kéran au Nord-Togo : structure, dynamique et impacts des modifications climatiques récentes. *Sécheresse*, **20**, 1-10.
- Al-amin M., Alamgir M. & Bhuiyan M., 2005. Structural composition based on diameter and height class distribution of deforested area of Chittagong Bangladesh. *J. Appl. Sci.*, **5**, 227-231.
- Barale C., 2010. Madagascar : protection et reboisement de *tapia* dans la région d'Itasy. Planète Urgence (France). www.planete-urgence.org (03.08.2011).
- Blanc-Pamard C. & Rakoto Ramiarantsoa H., 2003. Madagascar : Les enjeux environnementaux. In : Lesourd M. (éd.). *L'Afrique. Vulnérabilité et défis*. Nantes, France : Éditions du Temps, 354-376.
- Chaix G. & Ramamonjisoa L., 2001. Production de semences pour les reboisements malgaches. *Bois For. Trop.*, **269**, 49-63.
- Clark P.J. & Evans C.F., 1954. Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology*, **35**, 445-453.
- Condit R., Ashton P.S. & Baker P., 2000. Spatial Patterns in the Distribution of Tropical Tree Species. *Science*, **288**, 1414-8.
- FAO, 2009. *Situation des forêts du monde 2009*. Rome : FAO.
- Gade D.W., 1985. Savanna Woodland, fire, protein and silk in highlands Madagascar. *J. Ethnobiol.*, **5**, 109-122.
- Gade D.W., 1996. Deforestation and its effects in highlands Madagascar. *Mt Res. Dev.*, **16**(2), 101-116.
- Gautier L. & Goodman S.M., 2003. Introduction to the flora of Madagascar. In: Goodman S.M. & Benstead J.P. (eds). *The Natural History of Madagascar*. Chicago, USA: University of Chicago Press, 229-250.
- Groupe des Spécialistes des Plantes de Madagascar, 2011. *Liste rouge des plantes vasculaires endémiques de Madagascar*. Antananarivo : IUCN/SSC.
- Guillaumet J.L., 1983. Forests and mountain thickets of Malagasy. *Candollea*, **38**, 481-502.
- Harper G.J., Steininger M.K., Tucker C.J., Juhn D. & Hawkins F., 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environ. Conserv.*, **34**, 325-333.
- Hubbell S.P. et al., 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, **283**, 554-557.
- Klein J., 2002. Deforestation in the Madagascar Highlands – Established 'truth' and scientific uncertainty. *GeoJournal*, **56**, 191-199.
- Kull A.C., Ratsirarson J. & Randriamboavonjy G., 2005. Les forêts de *tapia* des Hautes Terres malgaches. *Terre Malgache*, **24**, 22-58.
- Malaisse F., 1982. Comparison of the woody structure in a regressive zambesian succession: dry evergreen forest – open forest – wooded savana (Luiswishi, Shaba, Zaïre). *Geo-Eco-Trop*, **6**, 309-350.
- Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts & Agence japonaise de Coopération Internationale, 2003. *Manuel sur la lutte contre les feux de végétation : compilation du savoir-faire actuel*. Antananarivo.
- Office National pour l'Environnement, 2003. *Les problèmes environnementaux de Madagascar, les contraintes au niveau du milieu naturel*. Antananarivo.
- Rajoelison L.G. et al., 2009. *Inventaire de biomasse dans les forêts de tapia régions d'Itasy (Miarinarivo) et Amoron'i Mania (Ambatofinandrahana) Madagascar*. Rapport final. Antananarivo : Projet FORECA/REDD.

- Rakotondrasoa O.L. et al., 2012. La forêt de *tapia*, écosystème endémique de Madagascar : écologie, fonctions, causes de dégradation et de transformation (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **16**, 541-552.
- Rakotoniaina N.S., 2010. *Vers une démarche de gestion durable des ressources de la forêt sclérophylle de moyenne altitude d'Arivonimamo II-Madagascar*. Thèse de doctorat. Université d'Antananarivo, ESSA (Madagascar).
- Rakoto-Ramiantsoa H., 1995. *Chair de la terre, œil de l'eau : paysanneries et recompositions des campagnes en Imerina (Madagascar)*. Thèse de doctorat. Université Paris X-Nanterre (France).
- Ramohavelo D.C., 2009. *Stratégies villageoises pour la gestion des paysages forestiers du Menabe Central, Madagascar*. Thèse de doctorat. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Faculté Environnement naturel, architectural et construit (Suisse).
- Randrianarisoa A., Raharinaivosoa E. & Kollf H.H., 2008. *Des effets de la gestion forestière par les communautés locales de base à Madagascar : cas d'Arivonimamo et de Merikanjaka dans les Hautes Terres malgaches*. Workshop on Forest Governance & Decentralization in Africa. Durban, South Africa.
- Sawadogo L., Nygard R. & Pallo F., 2002. Effects of livestock and prescribed fire on coppice growth after selective cutting of Sudanian savannah in Burkina Faso. *Ann. For. Sci.*, **59**, 185-95.
- Scharnweber T., Rietschel M. & Manthey M., 2007. Degradation stages of the Hyrcanian forests in southern Azerbaijan. *Arch. Naturschutz Landschaftsforsch.*, **46**, 133- 156.
- Simula M., 2009. *Vers une définition de la dégradation des forêts: analyse comparative des définitions existantes*. Programme d'évaluation des ressources forestières. Document de travail 154. Rome : FAO.
- Slik J.W.F. & Eichhorn K.A.O., 2003. Fire survival of lowland tropical rain forest trees in relation to stem diameter and topographic. *Oecologia*, **37**, 446-455.
- Temesgen H. & Gadaw K.V., 2004. Generalized height -diameter models an application for major tree species in complex stands of interior British Columbia. *Eur. J. For. Res.*, **123**, 45-51.
- Vignal Z., 1963. Les phénomènes de météorologie dynamique et la disparition des formations forestières malgaches d'altitude. *Bois For. Trop.*, **89**, 31-35.
- Zida D., 2007. *Impact of Forest Management Regimes on Ligneous Regeneration in the Sudanian Savanna of Burkina Faso*. Ph.D. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Sciences. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Umea (Sweden).