

DYNAMIQUE DES POPULATIONS DE L'ARBRE ENDÉMIQUE
MYRSINE LONGIFOLIA (MYRSINACÉES) DANS LES FORÊTS DE TAHITI
(POLYNÉSIE FRANÇAISE) ENVAHIES PAR *MICONIA CALVESCENS*
(MÉLASTOMATACÉES) APRÈS INTRODUCTION D'UN CHAMPIGNON PATHOGÈNE
DE LUTTE BIOLOGIQUE : PREMIÈRES INVESTIGATIONS

Jean-Yves MEYER¹, Anne DUPLOUY² & Ravahere TAPUTUARAI¹

SUMMARY. — *Population dynamics of the endemic tree Myrsine longifolia (Myrsinaceae) in forests of Tahiti (French Polynesia) invaded by Miconia calvescens (Melastomataceae) after the introduction of a biocontrol fungal pathogen: first investigations.* — The invasion of the native wet forests of the tropical oceanic island of Tahiti (French Polynesia, South Pacific) by miconia, *Miconia calvescens* DC. (Melastomataceae), a tree introduced as an ornamental plant in 1937, has caused the decline of many endemic plant species following the drastic decrease of the light in the understory. Among them, the small dioecious tree *Myrsine longifolia* Nadeaud (Myrsinaceae) which is considered as critically endangered (CR) by IUCN and is legally protected in French Polynesia. Because of the importance of the invaded areas and the steep relief of Tahiti, biological control is the only option that could reduce the impacts of this invasive alien plant, and contribute to the recovery of endangered endemic plants. A fungal pathogen, highly specific to miconia, *Colletotrichum gloeosporioides* forma specialis *miconiae* (Deuteromycotina), was successfully introduced to Tahiti in 2000. It has spread all over the island in a few years, infecting nearly all the miconia plants between 10 and 1400 m elevation, and has caused the partial defoliation of the miconia trees in the canopy. This study is an attempt to demonstrate both: (1) the impact of miconia invasion on the population structure of *Myrsine longifolia* which is characterized by rare isolated reproductive trees (> 2-10 m in height), a small number of individuals of intermediate height and diameter classes (between 20 cm and 2 m), and a decrease of the number of seedlings (< 20 cm) with an increasing level of miconia invasion; (2) an increasing seedling recruitment of *Myrsine longifolia* in highly invaded miconia forests where attack of the fungal pathogen on miconia leaves has caused higher defoliation in the canopy. The biocontrol agent introduced to control the invasive plant miconia in Tahiti has allowed the regeneration and recovery of an endemic endangered plant species.

RÉSUMÉ. — L'invasion des forêts naturelles humides de l'île océanique tropicale de Tahiti (Polynésie française, Pacifique Sud) par le miconia, *Miconia calvescens* DC. (Melastomatacées), un arbre introduit comme plante ornementale en 1937, a provoqué la raréfaction de nombreuses plantes endémiques suite à la forte diminution de la lumière en sous-bois. Parmi celles-ci, figure le petit arbre dioïque *Myrsine longifolia* Nadeaud (Myrsinacées), considéré comme gravement menacé de disparition par l'UICN (CR) et espèce légalement protégée en Polynésie française. En raison de l'importance de la surface envahie par le miconia à Tahiti et du relief élevé et accidenté de l'île, la lutte biologique est la seule option envisageable pouvant réduire les impacts de cette plante envahissante et contribuer à la survie des plantes endémiques menacées. Un champignon pathogène, *Colletotrichum gloeosporioides* forma specialis *miconiae* (Deutéromycètes), hautement spécifique du miconia, a été introduit à Tahiti en 2000. Il s'est disséminé en quelques années sur toute l'île, infectant la quasi-totalité des plants de miconia entre 10 et 1 400 m d'altitude et causant une défoliation partielle des arbres situés en canopée. Cette étude tente de montrer à la fois : (1) l'impact de l'invasion du miconia sur la structure des populations de *Myrsine longifolia*, caractérisées par de rares arbres reproducteurs isolés (> 2-10 m de hauteur), un déficit en individus appartenant aux classes de taille et de

¹ Délégation à la Recherche, Gouvernement de la Polynésie française, B.P. 20981 Papeete, Tahiti, Polynésie française

² Station de Recherche Biologique R. Gump, University of California at Berkeley, B.P. 244 Maharepa, Moorea, Polynésie française

diamètre intermédiaires (entre 20 cm et 2 m) et une diminution du nombre de plantules (< 20 cm) avec un degré d'invasion du miconia croissant ; (2) un recrutement en plantules sensiblement plus élevé de *Myrsine longifolia* dans des forêts très envahies par le miconia lorsque l'attaque du champignon pathogène sur les feuilles du miconia en canopée est plus importante, c'est-à-dire avec une défoliation plus forte des arbres. L'agent de lutte biologique introduit pour lutter contre le miconia à Tahiti semble ainsi avoir contribué à la régénération et donc la survie d'un arbre endémique gravement menacé de disparition.

Le principe de la lutte biologique est l'utilisation d'organismes vivants (prédateurs, parasites ou pathogènes) pour contrôler une espèce-cible considérée comme nuisible dans les agro-systèmes (mauvaises herbes ou ravageurs des cultures par exemple) ou dommageables pour les écosystèmes naturels (plantes envahissantes *sensu stricto* par exemple, c'est-à-dire les espèces végétales introduites s'établissant dans les habitats naturels et semi-naturels sans l'intervention de l'homme et provoquant un changement significatif de la composition, la structure et/ou le fonctionnement de l'écosystème, Cronk & Fuller, 1995 ; IUCN, 2000). Le but de la lutte biologique est de réduire de façon significative les populations de cette espèce-cible à un seuil écologiquement et/ou économiquement tolérable. Le succès des expériences de lutte biologique est généralement mesuré par la diminution de l'abondance de l'espèce-cible (Myers & Bazely, 2003 ; Waterhouse & Norris, 1987). Il existe cependant très peu d'études publiées permettant de connaître l'impact positif des agents de lutte biologique sur la survie d'espèces indigènes ou endémiques menacées par des espèces introduites envahissantes dans des milieux naturels (A. W. Sheppard, CSIRO, Canberra & L. L. Loope, USGS, Hawaii, comm. pers.). Les objectifs de cette étude sont de montrer à la fois l'impact négatif d'une plante envahissante sur la dynamique des populations d'une espèce végétale endémique, et l'impact positif d'un agent de lutte biologique introduit pour lutter contre cette plante envahissante, sur la régénération de cette espèce endémique menacée de disparition.

L'invasion des forêts naturelles humides de l'île de Tahiti (Polynésie française, Pacifique Sud) par le miconia (*Miconia calvescens* DC., Mélastomatacées), petit arbre introduit comme plante ornementale en 1937 en raison de ses grandes feuilles bicolores, représente l'un des cas les plus spectaculaires et catastrophiques de l'impact écologique d'une plante envahissante dans une île tropicale. Le miconia recouvre en effet plus de 80 000 hectares sur l'île de Tahiti soit les deux-tiers de sa surface (Meyer, 1996), plus de 3 500 hectares dans l'île voisine de Moorea (soit la moitié de sa surface) (J.-Y. Meyer, données non publiées) et plus de 45 000 hectares dans les îles Hawaii (CGAPS, 2003). En moins de 50 ans, le miconia a réussi à envahir toutes les zones mésophiles et hygrophiles de Tahiti (où la pluviométrie moyenne dépasse 2 000 mm par an) entre 10 et 1 400 mètres d'altitude, que ce soit dans les formations secondaires ou dans les forêts naturelles (primaires), en atteignant même la zone de la forêt de nuages (forêt ombrophile d'altitude) où sont localisées 70 % des plantes endémiques de l'île (Meyer & Florence, 1996). Le miconia forme des forêts denses quasi-monospécifiques provoquant une diminution drastique de la lumière arrivant au sol (Meyer, 1994). Entre 40 et 50 espèces endémiques de Tahiti sont considérées comme étant directement menacées de disparition par cette invasion massive (Meyer & Florence, 1996), principalement des petits arbres, des arbustes et arbrisseaux de sous-bois.

En raison de l'importance de la surface envahie par le miconia et du relief accidenté de Tahiti, la lutte biologique reste la seule option envisageable pour réduire les impacts de cette plante envahissante et permettre la survie de ces plantes endémiques menacées de disparition. Un champignon pathogène, *Colletotrichum gloeosporioides* forma specialis *miconiae* (ou *C.g.m.* dans le texte), découvert au Brésil en 1997 lors d'une exploration scientifique menée par le département de l'agriculture de Hawaii et l'Universidad Federal de Viçosa à la recherche d'ennemis naturels contre le miconia dans sa zone d'origine en Amérique tropicale, s'est révélé être hautement spécifique du miconia après de multiples tests effectués en laboratoire de quarantaine à Hawaii (Killgore *et al.*, 1999). Ce champignon imparfait (ordre des Mélanconiales, classe des Deutéromycètes) provoque une maladie foliaire appelée anthracnose qui se manifeste sous la forme de lésions sur les feuilles de miconia (taches foliaires ou « leaf spots ») et qui entraîne à terme leur chute. En laboratoire, les jeunes plantules de miconia meurent trois

semaines après leur inoculation par le *C.g.m.* (E. Killgore, comm. pers.). Les spores asexuées ou conidiospores (5 à 6 µm de large, 14 à 17 µm de long) sont disséminées par le vent et la pluie. Le *C.g.m.* a été introduit avec succès en avril 2000 sur la presqu'île de Tahiti Iti (plateau de Taravao) puis en septembre 2002 au centre de l'île de Tahiti Nui (lac Vaihiria), par pulvérisation d'une solution de spores sur des populations-cibles de miconia (Meyer & Killgore, 2000). En 2002, le *C.g.m.* s'est disséminé sur toute l'île de Tahiti entre 10 et 1 400 m d'altitude, en infectant la quasi-totalité des plants de miconia, contribuant à une défoliation partielle des arbres de miconia en canopée (Meyer *et al.*, 2007). Il a également réussi à contaminer les populations de miconia sur l'île voisine de Moorea située à environ 20 km de Tahiti, sans y avoir été introduit (Killgore & Meyer, 2005). En 2005 l'attaque des feuilles de miconia dans 8 stations permanentes d'étude installées dans des forêts très envahies de Tahiti entre 600 m et 970 m d'altitude, variait entre 4 et 34 % en fonction de l'altitude, de l'exposition et de la pluviométrie (Meyer *et al.*, *loc. cit.*). Cette ouverture de la canopée a provoqué une augmentation de la lumière incidente en sous-bois ce qui a favorisé la régénération des plantes indigènes et endémiques de la strate herbacée (fougères terrestres notamment) et de la strate arbustive (R. Taputuarai & J.-Y. Meyer, données non publiées).

Cette étude a pour objectifs de tenter de montrer à la fois : (1) l'impact de l'invasion du miconia sur l'abondance et la structure des populations de *Myrsine longifolia*, un petit arbre endémique de Tahiti, gravement menacé de disparition et légalement protégé en Polynésie française ; (2) l'impact du champignon pathogène *C.g.m.*, introduit comme agent de lutte biologique contre le miconia, sur la régénération de cette plante endémique rare et menacée, contribuant ainsi à augmenter sa survie.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

LE SITE D'ÉTUDE

La Polynésie française, localisée dans le Pacifique Sud, comprend environ 120 îles et atolls regroupés en 5 archipels (Australes, Gambier, Marquises, Société et Tuamotu) isolés à plus de 5 000 km des continents les plus proches (Australie, Amériques et Asie). L'île de Tahiti (archipel de la Société), âgée entre 400 000 ans pour la presqu'île de Tahiti Iti et 1,35 millions d'années pour Tahiti Nui (Brousse, 1993), est la plus grande (1 045 km²), la plus haute (2 241 m) et floristiquement la plus riche (460 plantes vasculaires indigènes dont 106 sont strictement endémiques de l'île, Florence & Moretti, 2006) de Polynésie française. Le climat tropical de type maritime humide est caractérisé par une alternance entre une saison chaude et humide (de novembre à avril) et une saison sèche et fraîche (de mai à octobre) (Laurent *et al.*, 2004). La température et la précipitation annuelles moyennes au niveau de la mer sont respectivement de 26°C et 1 700 mm, avec un fort contraste climatique entre la côte ouest « sous le vent » où la pluviométrie peut être inférieure à 1 100 mm/an et la côte est « au vent », soumise aux vents dominants porteurs d'humidité, avec des précipitations pouvant dépasser 4 000 mm/an (Pasturel, 1993). Les précipitations augmentent également en fonction de l'altitude, dépassant 8 000 mm au centre de Tahiti Nui, alors que la température diminue de 0,6°C tous les 100 m (Laurent *et al.*, 2004). Avec plus de 10 sommets au dessus de 1 500 m d'altitude dont trois dépassant 2 000 m, le relief de l'île est prononcé mais également très accidenté en raison de l'érosion, avec des crêtes étroites et des vallées profondes qui rendent les prospections sur le terrain difficiles. Comme dans d'autres îles hautes tropicales, il existe un étagement de la végétation en fonction de l'altitude et de la pluviométrie, avec une série littorale, une série mésophile (< 3 000 mm/an) de basse altitude, une série hygrophile (> 3 000 mm/an) de moyenne altitude et une série ombrophile de haute altitude (Florence, 1993), comprenant la zone des forêts de nuages ainsi qu'une zone subalpine tropicale caractérisées par une forte diversité spécifique et un endémisme élevé (Meyer, sous presse).

LES ESPÈCES ÉTUDIÉES

Miconia calvescens De Candolle (synonyme *Miconia magnifica* Triana en horticulture) est un petit arbre originaire d'Amérique centrale et du Sud, de 6 à 12 m de hauteur (pouvant atteindre 16 m dans sa zone d'origine), aux grandes feuilles atteignant 80 cm de long et 30 cm de large et à revers de couleur mauve lie-de-vin. Le succès de l'invasion du miconia dans les îles du Pacifique (Polynésie française, Hawaii, Nouvelle-Calédonie) est notamment lié à une croissance végétative rapide (jusqu'à 1,5 m par an), une maturité sexuelle précoce (après 4 à 5 ans), une capacité d'auto-reproduction, l'existence de trois saisons de floraison et de fructification par an, la production de plusieurs millions de graines par arbre reproducteur, la dissémination active de ses baies par des oiseaux frugivores généralistes, et une banque de graines dans le sol de taille considérable (jusqu'à 10 000 graines par m²) (Meyer, 1994, 1998) dont la longévité dépasse 14 ans (J.-Y. Meyer, données non publiées).

Myrsine longifolia Nadeaud (synonymes *Rapanea longifolia* (Nadeaud) Mez, *Myrsine tahitensis* var. *longifolia* Drake Del Castillo) est l'une des 24 espèces de *Myrsine* (Myrsinacées) présentes en Polynésie française (Fosberg & Sachet, 1975). Elle appartient aux 13 espèces endémiques de l'archipel de la Société et est l'une des 7 espèces

strictement endémiques de Tahiti (Fosberg & Sachet, *loc. cit.*). *Myrsine* est l'un des genres comprenant le plus d'espèces endémiques en Polynésie française, avec les genres *Cyrtandra* (Gesnériacées) qui comprend 25 espèces et *Psychotria* (Rubiacées) avec 23 espèces décrites (Meyer, 2004).

Selon les catégories de l'UICN, cinq des 13 espèces de *Myrsine* endémiques des îles de la Société sont considérées à faible risque (LRlc), quatre sont insuffisamment documentées (DD) et trois sont gravement menacées d'extinction (CR), dont *Myrsine longifolia* (Florence, 1996 ; <http://www.redlist.org/search>). Cette espèce a été également récemment classée en « espèce protégée » en Polynésie française en 2006 au même titre que 164 autres taxons endémiques menacés de disparition (arrêté n° 68 CM du 24 janvier 2006 du Code de l'Environnement de Polynésie française). Nous avons choisi d'étudier la dynamique des populations de *M. longifolia* en raison de sa forte valeur patrimoniale et dans le cadre de la mise en place de plans de conservation pour les espèces strictement endémiques de Tahiti menacées par le miconia.

M. longifolia est décrit comme un petit arbre dioïque de 2 à 8 mètres de hauteur et de 5 à 8 centimètres de diamètre à la base, au tronc non ou peu ramifié. Les feuilles lancéolées à elliptiques, atteignant 50 cm de long et 25 cm de large, sont subsessiles et rassemblées en un ou deux verticilles à l'extrémité des tiges. Les inflorescences sont caulinaires, avec des fleurs mâles larges (de 5 à 6 mm) et blanches à 4 étamines opposées courtes avec de grosses anthères et un ovaire rudimentaire, et des fleurs femelles plus petites (de 3 à 4 mm) d'un blanc verdâtre au stigmate très gros, allongé, à 5 angles et 4 étamines rudimentaires. Les fruits sont des drupes pyriformes longues de 13 mm et larges de 9 mm contenant une ou deux graines (Nadeaud, 1897, 1899 ; Grant *et al.*, 1974).

RÉPARTITION, HABITAT ET PHÉNOLOGIE DE *M. LONGIFOLIA*

Afin de connaître l'aire de répartition ancienne et actuelle de *M. longifolia* et son type d'habitat sur l'île de Tahiti, l'ensemble des ouvrages sur la flore et la végétation de Tahiti mentionnant cette espèce (Nadeaud, 1873, 1897, 1899 ; Drake Del Castillo, 1893 ; Grant *et al.*, 1974) ainsi que la totalité des échantillons d'herbier de *M. longifolia* collectés à Tahiti et déposés au Muséum national d'Histoire naturelle de Paris [P], au Bishop Museum de Honolulu [BISH] et au Musée de Tahiti et des Îles à Tahiti [PAP] ont été consultés. Ces données ont été complétées par des observations de terrain effectuées par le premier auteur durant les dix dernières années (1996-2006) lors de prospections botaniques sur toute l'île de Tahiti.

L'étude de la phénologie (périodes de floraison et de fructification) est basée sur ces mêmes références bibliographiques et spécimens d'herbier, ainsi que sur des observations ponctuelles des arbres reproducteurs sur les trois sites étudiés de l'île (deux sites sur Tahiti Nui et un sur Tahiti Iti) durant plus de deux ans, entre juillet 2004 et septembre 2006.

ABONDANCE ET STRUCTURE DES POPULATIONS DE *M. LONGIFOLIA*

Dans les trois sites les plus facilement accessibles à Tahiti (présence d'une piste carrossable), nous avons installé un total de douze stations d'étude au sein de populations de *M. longifolia* repérées lors de précédentes prospections botaniques : quatre stations sur le mont Marau entre 780 et 950 m d'altitude (MAR1, MAR2, MAR3 entre juillet et septembre 2004, MAR4 en septembre 2006) ; six sur le plateau de Taravao entre 610 et 720 m (TAR1, TAR2, TAR3, TAR4, TAR5, TAR6) entre juillet et septembre 2004 ; deux stations dans la vallée de Faatautia entre 375 et 400 m (FAA1, FAA2) en janvier 2005 (Fig. 1).

Nous avons distingué trois classes d'individus :

(1) les arbres reproducteurs définis comme des individus de taille supérieure à 2 m de hauteur et/ou présentant des boutons floraux ou fleurs ou fruits. La taille moyenne des arbres reproducteurs mesurés dans les trois sites d'étude à Tahiti est de $5,84 \pm 2,09$ m (N = 22 ; min. = 2 ; max. = 10) et le DBH moyen de $4,91 \pm 1,90$ cm (min. = 1,8 ; max. = 9,6) ;

(2) les plants juvéniles de taille comprise entre 20 cm et 2 m de hauteur et ne portant ni bouton floral, ni fleur ou fruit (pendant la durée de l'étude entre 2004 et 2006) ;

(3) les plantules de taille inférieure à 20 cm de hauteur.

Les plantules étant majoritairement situées à proximité des arbres reproducteurs femelles dans tous les sites (plus de 75 % dans un rayon < 3 m), excepté lorsque la pente est très forte (Fig. 2), nous avons choisi d'installer des stations (ou placettes) d'étude circulaires (r = 2,8 m, soit une surface totale d'environ 25 m²) centrées sur un pied-mère (Fig. 3). L'installation de placettes de surface plus grande (de rayon > 3 m) n'aurait pas été possible car la majorité des arbres reproducteurs femelles a été trouvée en bordure de ravin ou de rivière (sites du mont Marau et du haut du plateau de Taravao), ou en lisière de forêt naturelle ou de piste carrossable (sites de la vallée de Faatautia et bas du bas du plateau de Taravao).

Afin d'étudier l'abondance et la régénération de *M. longifolia*, le nombre de plants juvéniles et de plantules, leur distance au pied-mère, leur hauteur, leur diamètre à la base (pour les plantules) ou leur diamètre à hauteur de poitrine (DBH mesuré à 1,30 m de hauteur) ont été mesurés dans chaque station d'étude. Les plantules situées hors des placettes d'étude ont également été comptées et mesurées, et leur distance au pied-mère notée. Aucune multiplication végétative de *M. longifolia* n'a été signalée dans la bibliographie ni observée sur le terrain durant cette étude.

DEGRÉ D'INVASION DU MICONIA ET IMPACT SUR LES POPULATIONS DE *M. LONGIFOLIA*

Dans chaque station d'étude, nous avons évalué le degré d'invasion du miconia en comptant le nombre total d'individus de miconia (toutes classes de taille confondues), le nombre de tiges de miconia dépassant 1,30 m de hauteur (un individu pouvant être ramifié plusieurs fois) et la surface terrière occupée par l'ensemble des tiges de miconia dépassant 1,30 m de hauteur ($ST = \sum(\pi(DBH/2)^2)/25$ en cm²/m²). La surface terrière occupée par toutes les autres espèces végétales (introduites naturalisées, indigènes ou endémiques) présentes dans la station a été également calculée

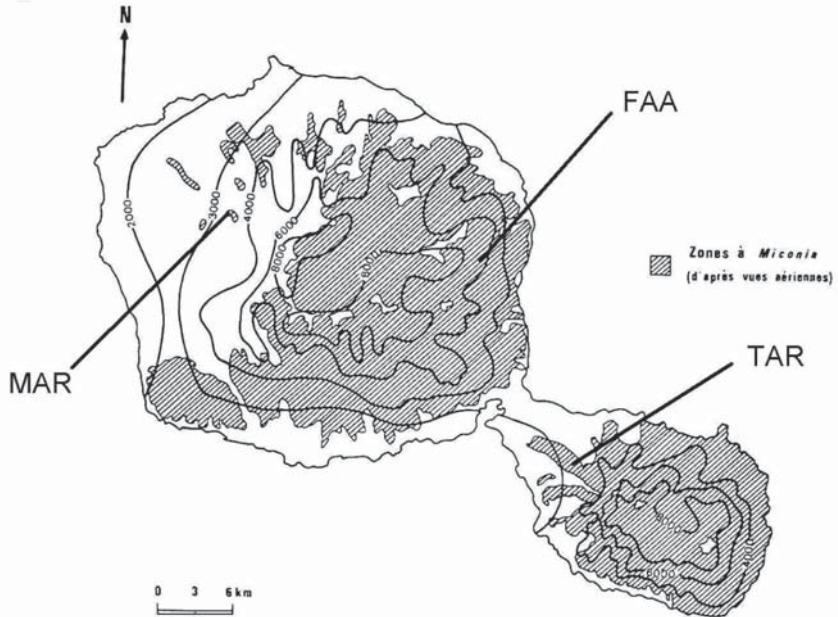


Figure 1. — Carte de localisation des trois sites d'étude à Tahiti et de l'aire d'invasion du miconia en fonction de la pluviométrie (isohyètes en mm par an). MAR = mont Marau ; FAA = vallée de la Faatautia ; TAR = plateau de Taravao

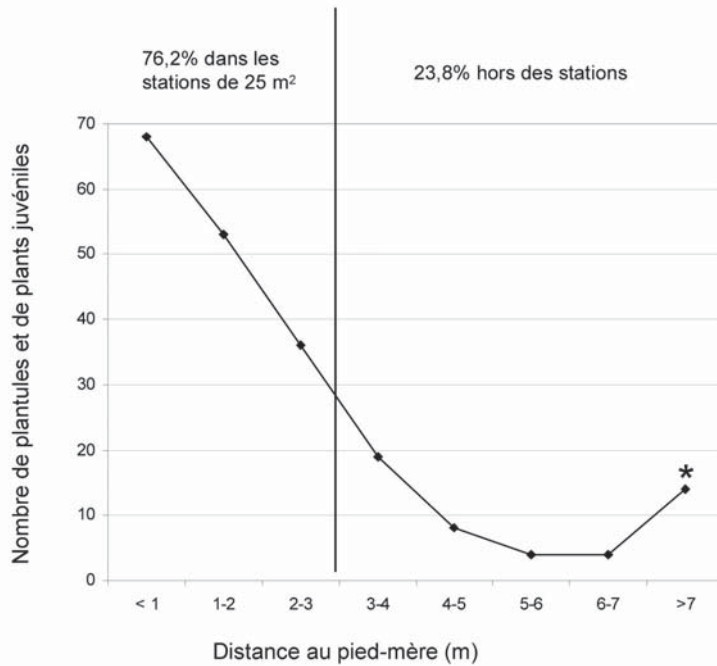


Figure 2. — Distance séparant les plantules et les plants juvéniles de *Myrsine longifolia* de leur pied-mère dans les stations d'étude. *plantules uniquement observées dans une seule station à pente très forte.

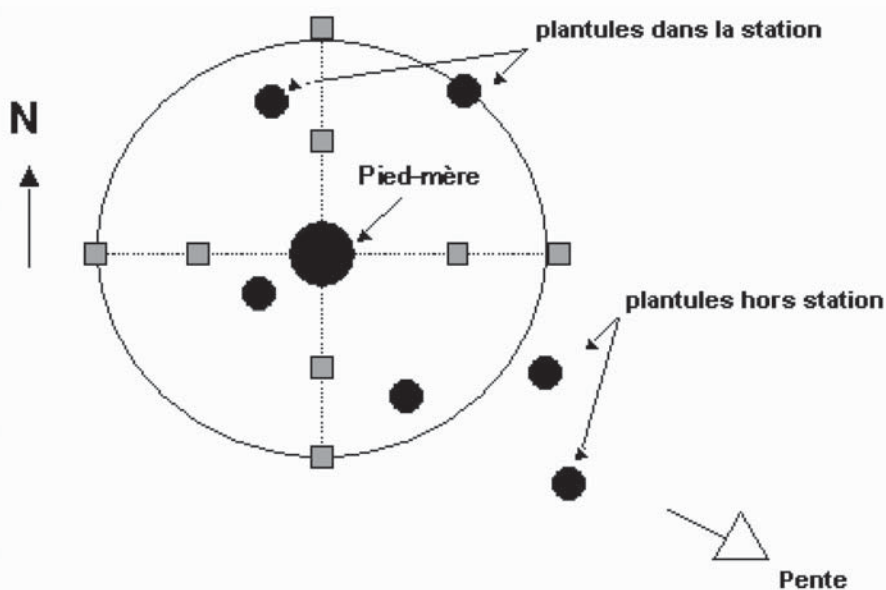


Figure 3. — Schéma d'une station d'étude (placette circulaire de 25 m² centrée sur un pied-mère de *Myrsine longifolia*) et localisation des 8 points de mesure de la lumière incidente (carrés gris). Les plantules trouvées hors de la station, en général dans le sens de la pente, ont également été comptées et mesurées.

afin d'obtenir le pourcentage de recouvrement du miconia par rapport à l'ensemble des espèces. L'impact du miconia sur les populations de *M. longifolia* a été évalué en étudiant la structure des populations de *M. longifolia* dans les sites étudiés et en comptabilisant le nombre de plantules observées à l'intérieur et en dehors des stations d'étude.

IMPACT DU CHAMPIGNON PATHOGÈNE *C.g.m.* SUR LE MICONIA

Dans chaque station d'étude, nous avons estimé à l'œil le pourcentage de dégâts foliaires causés par le *C.g.m.* sur les feuilles des arbres de miconia situés en canopée, c'est-à-dire entre 6 et 12 m de hauteur dans tous les sites d'étude. Nous avons considéré trois classes de défoliation de la canopée : entre 0 et 25 % (défoliation faible) ; entre 25 et 50 % (moyenne) ; et entre 50 et 75 % (forte). Le pourcentage de lumière incidente en sous-bois a été mesuré grâce à un luxmètre de poche (Bioblock Scientific, modèle LX-101, 0-50 000 lux, précision à 5 %) aisément transportable dans des conditions de terrain difficiles. Nous avons effectué simultanément deux mesures, respectivement à 10 cm et 130 cm du sol, en 8 points de chaque placette d'étude (Fig. 3). La valeur moyenne calculée sur les 16 mesures a été comparée avec celle d'un point situé hors du couvert forestier, en zone relativement ouverte, afin d'obtenir une estimation du pourcentage de lumière incidente en sous-bois.

RÉSULTATS

RÉPARTITION ET HABITAT DE *M. LONGIFOLIA*

Bien que connue depuis plus de 150 ans (collectée dès 1847 puis décrite en 1873), *M. longifolia* restait une espèce extrêmement mal étudiée à Tahiti. Il n'existe en effet que cinq échantillons d'herbier déposés à l'herbier du Muséum national d'histoire naturelle de Paris [P] (dont quatre collectés par le botaniste français Jean Nadeaud entre 1896 et 1897 et un par le collecteur Jules Lépine en 1847), un seul spécimen collecté par le botaniste américain Martin L. Grant en 1930 à l'herbier du Bishop Museum de Honolulu à Hawaii [BISH], et un seul échantillon récolté en juin 1992 par le botaniste français Jacques Florence déposé à l'herbier de Polynésie française [PAP].

J. Nadeaud mentionnait déjà, au siècle dernier, que « *ces petits arbres sont assez rares* » (Nadeaud, 1897 : 109). Il les avait observés « *à la base du Mont Ereereaoe ou montagne verte*

[site actuellement appelé Pic Vert] au dessus de Papeete, à 1 100 m, ainsi qu'à Tearapau au delà du Mamano » [il s'agit peut-être du mont Mamanu situé sous le mont Marau] (Nadeaud, loc. cit.), « à l'extrémité de la vallée Orofero au pied du mont Mapuhi, et dans quelques ravins élevés de l'intérieur » (Nadeaud 1873 : 61), et dans la « vallée de Puaa à 850 mètres d'altitude » [site non identifié] (échantillon d'herbier Nadeaud s.n., [P], Nadeaud, 1899 : 3). J. Lépine signale l'espèce sur les « montagnes de Papeete, 600 m » (échantillon d'herbier Lépine 77, [P]) en 1847. D'autres individus ont été observés par M. L. Grant en septembre 1930 dans la vallée de la Papenoo sur les pentes du mont Orohena vers 710 m d'altitude, « in *Cyathea forest* » (Grant *et al.*, 1974 : 16), c'est-à-dire en forêt hygrophile dominée par les fougères arborescentes *Cyathea affinis* et *C. medullaris*. Enfin J. Florence observe en 1992 dans la presqu'île (vallée de Paho) un arbre de 8 m de hauteur et 15 cm de diamètre à la base, signalé « très rare dans la strate émergente » (échantillon d'herbier Florence & Jourdan 11448, [PAP]). Des prospections botaniques menées dans deux de ces sites historiques de récolte (Orofero, Pic Vert) localisés sur la côte ouest par le premier auteur durant ces dix dernières années (1996-2006) n'ont malheureusement pas permis de retrouver ces populations de *M. longifolia*. Cependant, nous avons découvert plusieurs autres populations dans d'autres sites de Tahiti, notamment dans la presqu'île de Tahiti Iti (plateau de Taravao) et sur la côte est (vallée de Faatautia).

TABLEAU I

Caractéristiques des populations actuellement connues de *Myrsine longifolia* à Tahiti et nombre d'individus reproducteurs (mâles et femelles) observés. Précipitations moyennes annuelles estimées d'après l'Atlas de la Polynésie française (Pasturel, 1993) ou données brutes d'après d'autres sources (Météo-France, service hydrologie de la Direction de l'Équipement). Altitude et type de végétation d'après les observations et les relevés des auteurs.
*site non prospecté par les auteurs

Localisation	Nom du site (nom de la commune)	Nombre d'individus reproducteurs	Altitude (m)	Pluviométrie (mm/an)	Type de végétation et espèces arborescentes dominantes
Tahiti Nui, côte nord	Plateau Te Faaiti (Papenoo)	2	640	4 000-4 500	Forêt hygrophile à <i>Miconia calvescens</i>
Tahiti Nui, côte nord	Plateau Maaioire (Papenoo)	1	720-770	4 700	Forêt hygrophile à <i>Neonauclea forsteri</i> , <i>Cyathea affinis</i> , <i>Miconia calvescens</i>
Tahiti Nui, côte ouest « sous le vent »	Mont Marau (Faaa)	15	780-950	3 210	Forêt ombrophile à <i>Weinmannia parviflora</i> , <i>Ascarina polystachya</i> , <i>Cyathea affinis</i>
Tahiti Nui, côte est « au vent »	Vallée de Faatautia (Hitiaa)	11	375-400	5 530	Forêt ombrophile à <i>Psidium cattleianum</i> , <i>Miconia calvescens</i>
Tahiti Iti (presqu'île)	Vallée de Pueu (Taiarapu est)	10	570-620	3 000-3 500	Forêt hygrophile à <i>Crossostylis biflora</i> , <i>Miconia calvescens</i>
Tahiti Iti (presqu'île)	Plateau de Taravao (Taiarapu ouest)	12	610-750	4 200-4 570	Forêt hygrophile et ombrophile à <i>Weinmannia parviflora</i> , <i>Metrosideros collina</i> , <i>Miconia calvescens</i>
Tahiti Iti (presqu'île)	Vallée de Paho* (Taiarapu ouest)	1	690	> 3 000-4 000	Forêt hygrophile et ombrophile à <i>Weinmannia parviflora</i> , <i>Miconia calvescens</i>
		52	375-950	> 3 000-5 500	

Nous avons comptabilisé une cinquantaine d'arbres reproducteurs (mâles et femelles) dans sept sites différents situés sur la côte ouest, la côte est et la presqu'île (Tab. II). Il s'agit certainement d'une sous-évaluation de l'abondance de l'espèce sur l'île de Tahiti dans la mesure où toutes les zones d'habitat potentiel n'ont pas pu être prospectées en raison du relief très accidenté et de l'absence de voies d'accès. Nous pensons que l'effectif total des arbres reproducteurs de *M. longifolia* sur l'île de Tahiti doit se situer entre 100 et 500 individus en raison de l'extrême rareté de cette espèce dans tous les sites prospectés.

La zone actuelle de répartition de l'espèce se situe entre 375 m d'altitude sur la côte au vent, très arrosée en raison des alizés, et 950 m sur la côte sous le vent plus sèche (jusqu'à 1 100 m d'altitude selon Nadeaud, 1897). *M. longifolia* est uniquement trouvé en forêt hygrophile de moyenne et haute altitude où la pluviométrie dépasse 3 000 mm/an (Tab. I). La zone de répartition de l'espèce est donc une bande altitudinale d'environ 400 m de large sur Tahiti Nui et Tahiti Iti. Elle est complètement incluse dans l'aire d'invasion du miconia qui est présent dans toutes les zones mésophiles et hygrophiles de Tahiti jusqu'à 1 400 m d'altitude (Fig. 1 et Fig. 4).

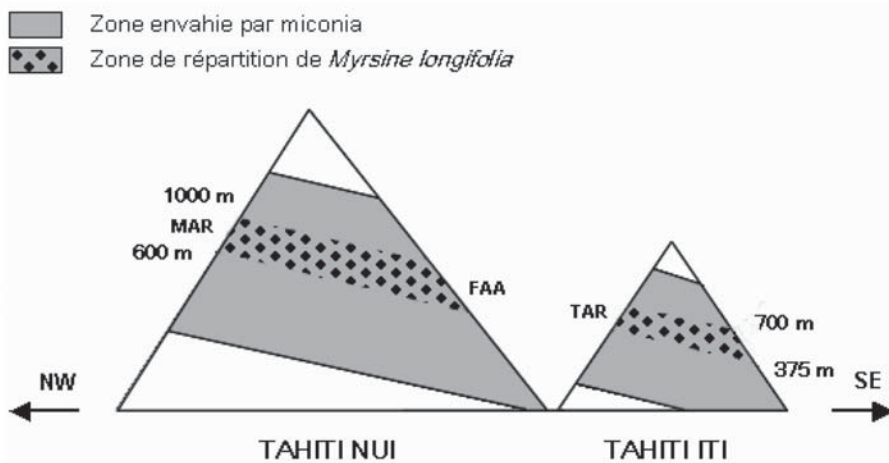


Figure 4. — Schéma de l'aire de répartition altitudinale de *Myrsine longifolia* et du miconia à Tahiti (Tahiti Nui et presqu'île de Tahiti Iti) avec la localisation géographique des 3 sites étudiés (FAA = Faatautia, MAR = Marau, TAR = Taravao).

Excepté pour le site le plus élevé (mont Marau, entre 800 et 950 m) encore peu envahi par le miconia, et pour le site le plus bas (vallée de la Faatautia, entre 375 et 400 m), toutes les populations de *M. longifolia* que nous avons observées sont localisées dans des forêts fortement envahies par le miconia, c'est-à-dire quasi-monospécifiques. Les populations de *M. longifolia* sont caractérisées par des arbres reproducteurs isolés (mâles ou femelles) de 2 à 10 m de hauteur, situés en sous-bois ou en lisière de forêt de miconia dont la canopée varie entre 6-12 m de hauteur.

Aucun individu de *M. longifolia*, quel que soit son stade de croissance (plantule, plant juvénile ou arbre reproducteur), n'a été observé en milieu ouvert ou perturbé ni dans de grandes trouées en forêt. Ces observations tendent à montrer qu'il s'agit plutôt d'une espèce au comportement semi-sciaphile, tolérante à l'ombrage mais profitant de l'augmentation de l'intensité lumineuse pour se développer.

PHÉNOLOGIE DE *M. LONGIFOLIA*

L'espèce avait été noté en fleurs en décembre 1897 (échantillon d'herbier collecté par J. Nadeaud, sans numéro et sans localité, déposé à [P]), « en fleurs le 14 février 1898 » dans

la vallée de Puaa (site non identifié) vers 850 m d'altitude (Nadeaud, 1899 : 3), « *en fruit le 10 mai 1859* » au mont Ereereaoe (Tahiti Nui) vers 1 100 m (Nadeaud, 1873 : 61) et « *en fruits en mai et août 1896* » sur le mont Tearapau (Tahiti Nui) (Nadeaud, 1897 : 109). Elle était également en fruits en septembre 1930 dans la vallée de la Papenoo (Tahiti Nui) vers 710 m (Grant *et al.*, 1974 : 16.) et en boutons floraux en juin 1992 dans la vallée de Paho (Tahiti Iti) vers 690 m (échantillon d'herbier Florence & Jourdan 11448 déposé à [PAP]).

Nous avons observé des fleurs sur les arbres des sites de Taravao (Tahiti Iti) et Faatautia (Tahiti Nui) en septembre 2006. Ces arbres portaient des fruits immatures, de couleur vert à rose entre septembre et octobre 2004. Les arbres du site de Faatautia portaient des fruits mûrs, de couleur rose à violet en janvier 2005. Des boutons floraux ont été observés sur les arbres du mont Marau (Tahiti Nui) en avril 2005 et des fruits verts en septembre 2006. Tous les arbres reproducteurs femelles dans les stations étudiées ont donc été observés au moins une fois en fleurs et en fruits pendant la durée de l'étude (2004-2006). Nous n'avons jamais vu d'individus femelles portant à la fois des fleurs et des fruits. Il ne semble pas y avoir de pics de floraison et de fructification bien marqués comme les quelques récoltes historiques auraient pu les suggérer (floraison entre décembre et février, fructification entre mai et septembre), ni de différence marquante entre les sites de Tahiti Nui (côte ouest sous le vent et côte est au vent) et de la presqu'île de Tahiti Iti.

La taille des fruits (longueur variant entre $6,5 \pm 0,5$ mm pour les fruits verts, $N = 242$, et $7,8 \pm 1,2$ mm pour les fruits mûrs, $N = 40$; largeur variant entre $5,9 \pm 0,7$ mm et $6,0 \pm 0,3$ mm) et la longueur des pédicelles (entre $5,4 \pm 0,9$ mm et $5,7 \pm 1,1$ mm en fonction du stade de maturité) sont nettement inférieures aux données issues de la description de l'espèce (fruits de 13 mm x 9 mm et pédicelle de 1 cm de long selon Nadeaud, 1897). Ces faibles dimensions pourraient s'expliquer par un faible développement des fruits de *M. longifolia* en sous-bois ombragé de forêt envahie par miconia.

STRUCTURE DES POPULATIONS DE *M. LONGIFOLIA* DANS LES STATIONS D'ÉTUDE

Nous avons dénombré un total de 241 individus dans les trois sites étudiés, dont 33 arbres reproducteurs (soit 14 % du total), 195 plantules (81 %) et seulement 13 plants juvéniles (5 %) (Tab. II). Le sex-ratio de *M. longifolia* est nettement en faveur des individus femelles (19 arbres reproducteurs femelles contre 8 mâles).

L'étude de la structure des populations de *M. longifolia* en fonction du DBH et de la hauteur (Fig. 5 et Fig. 6) confirme le résultat précédent : les populations actuelles sont caractérisées par un très faible nombre d'individus appartenant aux classes de taille et de diamètre intermédiaires (DBH compris entre 0,5 et 1,0 cm et taille comprise entre 20 cm et 2 m) qui correspondent aux jeunes plants juvéniles non reproducteurs. Ce résultat peut s'expliquer par un faible recrutement en plantules et/ou une forte mortalité de ces plantules en raison de conditions écologiquement particulièrement défavorables.

TABLEAU II

Structure des populations de *Myrsine longifolia* dans les 12 parcelles d'étude localisées sur les 3 sites étudiés à Tahiti

	Marau	Faatautia	Taravao	Total (%)
Plantules (< 20 cm)	102	48	45	195 (81 %)
Jeunes plants (entre 20 cm et 2 m)	2	6	5	13 (5 %)
Adultes (> 2 m)				
Femelles	7	6	6	19
Mâles	3	2	3	8 33 (14 %)
Sexe indéterminé	3	3	0	6
Total	117	65	59	241 (100 %)

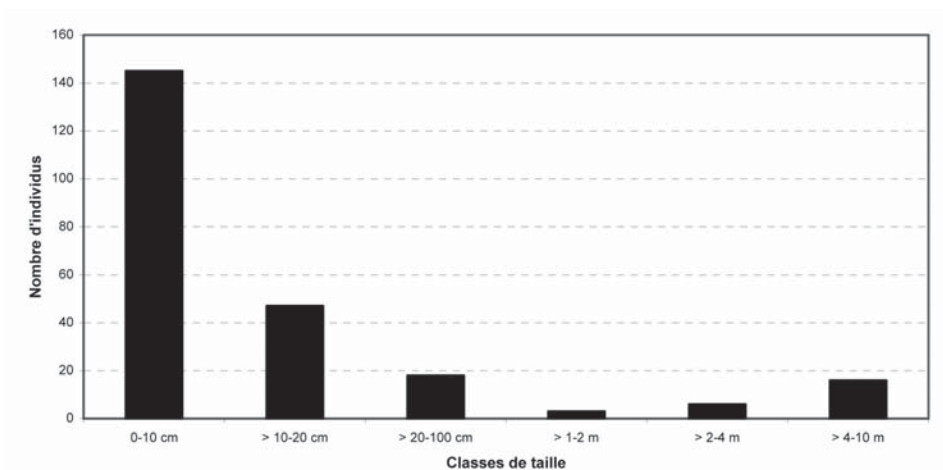


Figure 5. — Structure des populations de *Myrsine longifolia* par classe de taille dans toutes les stations d'étude.

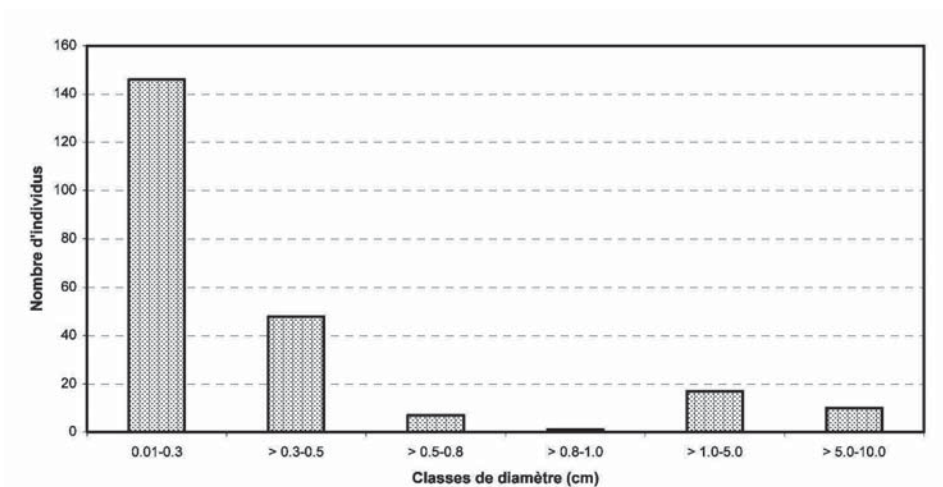


Figure 6. — Structure des populations de *Myrsine longifolia* par classe de diamètre dans toutes les stations d'étude (diamètre à la base pour les individus de taille inférieure à 1,30 m et DBH pour les individus de taille supérieure à 1,30 m).

IMPACT DU MICONIA SUR LA RÉGÉNÉRATION DE *M. LONGIFOLIA*

Il est possible de distinguer trois degrés d'invasion par le miconia différents dans les stations d'étude (Tab. III) :

- invasion faible avec une densité de tiges de miconia inférieure à 1 tige par m² (entre 0,04 et 0,6) et une surface terrière occupée par miconia comprise entre 0,1 et 5 cm²/m² ;
- invasion moyenne avec une densité entre 1 et 3 tiges par m² et une surface terrière entre 11 et 15 cm²/m² ;
- invasion forte avec une densité de miconia entre 3 et 5 tiges par m² et une surface terrière entre 24 et 48 cm²/m².

Le nombre total d'individus de miconia dans les stations d'étude n'est pas un bon paramètre pour caractériser le degré d'invasion de l'espèce en raison de la présence de plantules et très jeunes plants de miconia (< 1,30 m) dont le nombre peut être très élevé dans des zones moyennement envahies (cas de TAR4 par exemple) alors qu'il peut être faible dans des zones

TABLEAU III

Degré d'invasion de *Miconia calvescens* dans les stations d'étude

$$\text{Surface terrière} : ST = \Sigma(\pi(DBH/2)^2)/25$$

Sites	Stations	Nombre d'individus de miconia/m ²	Nombre de tiges de miconia/m ²	ST miconia (cm ² /m ²)	% ST miconia/ ST total	Degré d'invasion du miconia
Marau	MAR1	0,96	0,12	0,1	0,6	Faible
	MAR2	0,08	0,04	0,3	1,7	Faible
	MAR3	0,92	0,44	4,0	17,3	Faible
	MAR4	1,08	0,20	4,9	5,2	Faible
Taravao	TAR1	3,10	5,12	48,0	44,8	Fort
	TAR2	3,10	3,76	26,8	99,3	Fort
	TAR3	6,16	3,24	26,1	41,2	Fort
	TAR4	4,44	2,92	24,0	17,0	Fort
	TAR5	3,24	1,92	14,9	24,2	Moyen
	TAR6	3,80	2,84	14,0	37,2	Moyen
Faatautia	FAA1	2,04	1,28	11,0	34,2	Moyen
	FAA2	1,20	0,60	1,5	4,8	Faible

très envahies (cas de TAR2) en raison d'une baisse considérable de la lumière en sous-bois ne permettant pas la régénération du miconia lui-même.

Dans les stations à fort degré d'invasion, le degré de recouvrement par le miconia (mesuré par le pourcentage de la surface terrière du miconia par rapport aux autres espèces présentes dans la placette) peut atteindre 99 % et montre que cette espèce envahissante est capable de former des forêts denses quasi-monospécifiques. La relative faible surface terrière occupée par le miconia observée dans la station TAR4 (ST = 17 %) s'explique par la présence dans cette station de deux grands arbres (l'espèce indigène *Metrosideros collina*, Myrtacées et l'espèce endémique *Weinmannia parviflora*, Cunoniacées) au diamètre important (DBH = 17,3 et DBH = 19,1) subsistant encore dans cette forêt fortement envahie.

IMPACTS DU CHAMPIGNON PATHOGENE *C.G.M.* SUR LA RÉGÉNÉRATION DE *M. LONGIFOLIA*

Dans les stations d'étude de 25 m², le nombre de plantules de *M. longifolia* varie entre 1 et 73 plantules en fonction du degré d'invasion du miconia mais également de l'intensité de la défoliation du miconia causée par l'attaque du champignon pathogène (Tab. IV). Si la luminosité mesurée dans le sous-bois et la surface terrière du miconia dans les stations faiblement et moyennement envahies semblent inversement corrélées, la lumière incidente au sol varie fortement dans les stations densément envahies en raison de la défoliation forte du miconia causée par le champignon pathogène *C.g.m.* (Fig. 7).

Le nombre de plantules de *M. longifolia* est plus faible dans les stations fortement envahies par miconia (nombre moyen \pm écart-type : $6,2 \pm 5,74$, N = 4) par rapport aux stations moyennement envahies ($11,7 \pm 3,79$, N = 3) et faiblement envahies ($27,0 \pm 27,96$, N = 5), traduisant l'impact négatif de cette plante envahissante sur la régénération de l'espèce endémique. Cette différence n'est cependant pas significative (test de Kruskal-Wallis de comparaison entre un degré d'invasion fort et faible, F = 2,65, p = 0,15) certainement du fait du faible nombre de stations étudiées.

Dans les stations fortement envahies par le miconia, le nombre moyen de plantules de *M. longifolia* dans les stations (à l'intérieur et hors des stations) est sensiblement plus élevé lorsque la défoliation est forte, c'est-à-dire lorsque la lumière en sous-bois augmente, par rap-

TABLEAU IV

Nombre de plantules de *Myrsine longifolia* en fonction du degré d'invasion basé sur la densité et la surface terrière du *miconia*, du degré de la défoliation du *miconia* en canopée (faible : < 25 %, moyen : 25-50 % et fort : 50-75 %) et du pourcentage de la lumière en sous-bois

Stations	Degré d'invasion du <i>miconia</i>	Degré de défoliation du <i>miconia</i>	% lumière incidente	Nombre de plantules de <i>Myrsine longifolia</i> (+ plantules hors stations)	Nombre moyen de plantules de <i>Myrsine longifolia</i> incluant les plantules hors station
MAR1	Faible	Faible	53.7	3 (+ 0)	
MAR2	Faible	Faible	31.8	6 (+ 1)	13,4
FAA2	Faible	Faible	-	10 (+ 20)	
MAR3	Faible	Moyen	49.2	21 (+ 1)	47,5
MAR4	Faible	Moyen	46.3	73 (+ 0)	
FAA1	Moyen	Faible	-	8 (+ 2)	10
TAR5	Moyen	Moyen	12.2	6 (+ 10)	15,5
TAR6	Moyen	Moyen	10.6	3 (+ 6)	
TAR3	Fort	Moyen	7.7	1 (+ 0)	4
TAR4	Fort	Moyen	9.8	6 (+ 1)	
TAR1	Fort	Fort	39.6	9 (+ 5)	8,5
TAR2	Fort	Fort	24.5	3 (+ 0)	

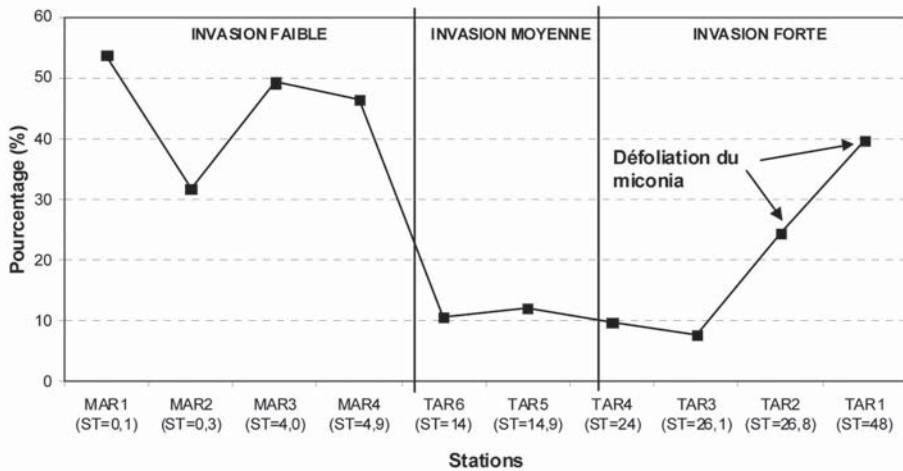


Figure 7. — Relation entre le pourcentage de lumière en sous-bois et le degré d'invasion du *miconia* dans les stations d'étude en fonction de la surface terrière (ST) croissante du *miconia* (en cm²/m²).

port à une défoliation moyenne avec une lumière en sous-bois plus faible (Tab. IV et Fig. 8). Cette différence n'est pas significative certainement en raison du faible nombre de stations étudiées (test de Kruskal-Wallis de comparaison entre défoliation forte et moyenne et pour un degré d'invasion fort par exemple, $p = 0,55$). Cette tendance est également retrouvée dans les stations peu envahies entre des défoliations moyennes et faibles, mais est moins perceptible dans les stations moyennement envahies. Nous n'avons malheureusement pas trouvé lors de cette étude menée entre 2004 et 2006 de populations de *M. longifolia* dans des forêts très envahies par le *miconia* et faiblement défoliées, ni dans des forêts moyennement ou peu envahies

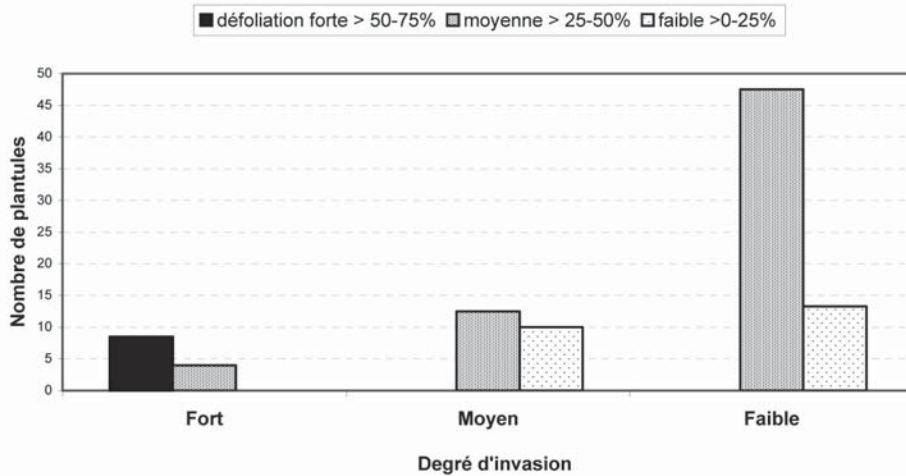


Figure 8. — Nombre de plantules de *Myrsine longifolia* à l'intérieur et hors des stations d'étude en fonction du degré d'invasion du miconia et des dégâts foliaires causés par le champignon pathogène *C.g.m.*

et fortement défoliées pour pouvoir effectuer des comparaisons statistiques plus robustes. Le faible nombre de stations étudiées s'explique à la fois par l'extrême rareté naturelle de l'espèce, dioïque de surcroît, et des difficultés d'accès aux populations situées à haute altitude en forêt ombrophile.

DISCUSSION-CONCLUSIONS

M. LONGIFOLIA, UNE ESPÈCE MENACÉE PAR L'INVASION DU MICONIA

La rareté naturelle de *M. longifolia* avait déjà été notée il y a plus d'un siècle. Elle pourrait être à la fois expliquée par la zone de distribution relativement étroite de l'espèce à Tahiti, une bande altitudinale relativement étroite en forêt hygrophile de moyenne à haute altitude entre 375 et 390 m où la pluviométrie moyenne annuelle est comprise entre 3 000 et 5 000 mm, et par son système de reproduction. Il s'agit en effet d'une espèce dioïque dont l'efficacité de la reproduction peut être réduite lorsque l'abondance des arbres reproducteurs est faible ou lorsque l'un des deux sexes est peu fréquent (Given, 1995). De plus, l'espèce ne présente pas de capacités de multiplication végétative.

Les fruits de *M. longifolia* sont des drupes charnues de couleur rose à violet à maturité ce qui correspond à une adaptation à la dispersion par les oiseaux frugivores (Willson & Whelan, 1990). Sur l'île de Tahiti, les deux espèces qui pourraient jouer ce rôle de disséminateurs actifs se sont considérablement raréfiées : le Carpophage du Pacifique *Ducula pacifica aurorae* Gmelin (Columbidés) n'a pas été revu depuis les années 1970 et est donc considéré comme éteint (Holyoak & Thibault, 1984) et l'abondance du Ptilope de la Société *Ptilinopus purpuratus* Gmelin (Columbidés) a diminué en raison de l'introduction du rapace diurne *Circus approximans* Peale à Tahiti depuis 1880. Le Ptilope est rarement observé en forêt humide d'altitude au dessus de 600 à 800 m d'altitude (J.-Y. Meyer, obs. pers.). Lors des observations phénologiques menées entre 2004 et 2006, nous n'avons pas observé d'oiseaux frugivores endémiques ou introduits (comme l'oiseau-lunette *Zosterops lateralis* ou le bulbul à ventre rouge *Pycnonotus cafer*) se nourrissant des fruits de *M. longifolia*, dont les arbres reproducteurs isolés sont en général « noyés » dans une forêt dense de miconia. La dispersion des fruits de *M. longifolia* se fait donc actuellement essentiellement par gravité (barochorie) avec une grande majorité des plantules trouvées à proximité du pied reproducteur (dans un rayon de 3 mètres), les plus éloignées étant situées dans des stations à pente forte. Cette absence de dissémination des fruits pourrait expliquer, en partie, la faible abondance de l'espèce sur l'île de Tahiti.

En formant des couverts monospécifiques denses (entre 3 à 6 individus par m² et occupant entre 40 et 99 % de la surface terrière totale dans les stations d'étude) et en raison de ses grandes feuilles atteignant 80 cm de long sur 30 cm de large (Meyer, 1998), le miconia a provoqué une diminution considérable de la lumière en sous-bois. Celle-ci varie entre 0,4 % et 0,6 % dans une forêt fortement envahie par miconia contre 1 à 3 % dans des forêts naturelles humides à Tahiti (Meyer, 1994). L'invasion des forêts naturelles par le miconia a sans aucun doute eu un impact fort sur le recrutement et la croissance d'espèces endémiques de sous-bois adaptées à des luminosités plus fortes. Une diminution de la fertilité (nombre de fruits et de fleurs) avec une augmentation du recouvrement du miconia en canopée a ainsi été démontrée chez les arbustes endémiques de Tahiti appartenant au genre *Psychotria* (Rubiaceae) (Meyer *et al.*, 2003). La régénération (en nombre de plantules) du petit arbre endémique *Lepinia taitensis* (Apocynaceae) a chuté de 60 % dans une zone non envahie par miconia dans l'île de Moorea à 7 % dans une zone fortement envahie par le miconia à Tahiti (Meyer, 2004). La densité (en nombre de tiges) de deux espèces herbacées endémiques du genre *Ophiorrhiza* (Rubiaceae) diminue lorsque le degré d'invasion du miconia augmente (Fourdrigniez, 2005). A l'inverse, l'élimination manuelle du miconia permet d'augmenter de façon spectaculaire le recrutement en plantules du grand arbre endémique *Planchonella tahitensis* (syn. *Pouteria grayana* var. *florencei*, Sapotaceae) (R. Taputuarai & J.-Y. Meyer, données non publiées).

La présence d'arbres reproducteurs isolés et du faible nombre d'individus juvéniles de *M. longifolia* appartenant à des classes de taille et de diamètre intermédiaires (entre 20 cm et 2 m) ainsi que la tendance à la diminution du nombre de plantules en fonction du degré d'invasion croissant du miconia soulignent l'impact négatif de ce dernier sur la régénération d'une espèce endémique naturellement rare.

IMPACT DU *C.G.M.* SUR LA RÉGÉNÉRATION DE *M. LONGIFOLIA*

Les différences du nombre de plantules de *M. longifolia* observées dans les 12 stations d'études ne peuvent être attribuées à des facteurs biologiques propres à l'espèce (reproduction) ni à des facteurs abiotiques externes (sol, climat) ou à des perturbations anciennes ou récentes d'origine naturelle ou anthropique. Les arbres reproducteurs femelles étudiés produisent tous des fruits et l'espèce ne présente aucune interruption dans sa reproduction pendant une voire plusieurs années consécutives (comme c'est le cas par exemple pour *Planchonella tahitensis*, une Sapotacée endémique de Tahiti également rare et menacée de disparition qui ne fructifie que tous les 3 à 4 ans, R. Taputuarai & J.-Y. Meyer, obs. pers.). Les stations d'étude choisies dans les trois sites sont comparables en termes de pluviométrie (entre 3 000 et 5 000 mm par an) et de nature du sol (basaltique acide) et elles se situent toutes dans des forêts hygrophiles de moyenne et haute altitude. Aucune perturbation ancienne ou récente d'origine naturelle (cyclone, chablis par exemple) ou anthropique (déforestation, piétinement par les cochons sauvages par exemple) qui aurait pu influencer sur la régénération de *M. longifolia* n'est observable au niveau des stations.

Le nombre relativement important de plantules de *M. longifolia* de petite taille (jusqu'à 9 plantules de moins de 20 cm de hauteur dans une station d'étude de 25 m²) au pied des arbres reproducteurs femelles dans des forêts très envahies par le miconia laisse supposer un recrutement récent, datant de quelques années seulement. Cette régénération coïncide avec l'introduction récente du champignon pathogène *C.g.m.*, agent de lutte contre miconia introduit à Tahiti en 2000 sur le plateau de Taravao (presqu'île de Tahiti Iti) et en 2002 au centre de Tahiti Nui, et qui a réussi à contaminer la quasi-totalité des plants de miconia sur toute l'île entre 10 et 1 400 m d'altitude. L'attaque du *C.g.m.* sur les feuilles de miconia situés en canopée est variable selon les conditions écologiques (faible dans les deux stations du mont Marau, moyenne à forte sur le plateau de Taravao par exemple) et la défoliation peut dépasser 50 % dans certaines stations étudiées.

L'ouverture de la canopée dense et fermée du miconia par l'effet du *C.g.m.* a provoqué une augmentation de la lumière incidente en sous-bois (qui passe de 10 % à 40 % dans les stations très envahies de Taravao avec une défoliation croissante) ce qui favorise la régéné-



Figure 9. — Arbre reproducteur femelle de *Myrsine longifolia* en sous-bois de forêt fortement envahie par miconia dans le site du plateau de Taravao (station TAR2). A gauche l'individu en 2000, avant l'introduction du champignon pathogène *C.g.m.*, à droite le même individu en 2004 suite à la défoliation du miconia causée par le *C.g.m.* (> 50-75 %).

ration naturelle des plantes indigènes et endémiques de la strate herbacée et arbustive ainsi que les petits arbres de sous-bois comme *M. longifolia* (Fig. 9), une espèce au comportement semi-sciaphile. Cet effet positif a également été observé pour des populations du petit arbre endémique *Lepinia taitensis* en forêt hygrophile fortement envahie par le miconia sur le plateau de Maaiore à Tahiti (vers 550 m d'altitude, avec une pluviométrie de 4 700 mm/an), avec le passage d'une densité mesurée sur des placettes permanentes de 1 plantule pour 100 m² en 1995, c'est-à-dire avant l'introduction du *C.g.m.*, à 6 plantules en 2005 avec une défoliation moyenne des arbres en canopée atteignant 20 % (Taputuarai & Meyer, 2005), et ce en l'absence de toute perturbation naturelle ou anthropique pendant la durée du suivi. Le champignon pathogène *C.g.m.*, agent de lutte biologique introduit pour lutter contre le miconia à Tahiti, a donc permis d'augmenter la survie d'espèces végétales endémiques gravement menacées de disparition. La découverte de nouvelles populations de *M. longifolia* accessibles sur l'île de Tahiti permettrait d'augmenter le nombre de stations d'étude afin de confirmer, statistiquement parlant, les tendances observées lors de cette étude. Des comptages et des mesures répétées dans l'ensemble des stations et sur un plus long terme permettraient de s'assurer de la survie effective de *M. longifolia*.

Nous avons cependant observé, dans des forêts de miconia très défoliées situées à basse et moyenne altitude (stations de la vallée de Faatautia et du plateau de Taravao), une régénération importante de plantes introduites naturalisées comme le goyavier *Psidium cattleianum* (Myrtacées) et le tulipier du Gabon *Spathodea campanulata* (Bignoniacées), deux espèces également très envahissantes à Tahiti, mais aussi de l'arbre-à-quinine ou quinquina *Cinchona pubescens* (Rubiacées), en cours de naturalisation sur le plateau de Taravao, et de l'arbuste ornemental *Cestrum nocturnum* (Verbenacées) au centre de l'île de Tahiti (Meyer, 2004). La conservation des forêts naturelles humides de Tahiti et la sauvegarde des plantes endémiques d'intérêt patrimonial devra passer par une gestion globale des espèces envahissantes (Zavaleta, *et al.*, 2001) mais également de celles considérées comme potentiellement envahissantes (dites dormantes ou « sleeper weeds » selon Groves, 2006), le miconia étant en quelque sorte « l'arbre qui cache la forêt » des autres plantes envahissantes sur l'île de Tahiti.

REMERCIEMENTS

Cette étude s'inscrit dans le programme de recherche « Lutte biologique contre le miconia » financé par le gouvernement de Polynésie française dans le cadre du Contrat de Développement Etat-Territoire 2000-2004. Nous remercions le Dr. Priscille Frogier, Déléguée à la Recherche de Polynésie française, et les ministres de la Recherche successifs, le Dr. Patrick Howell, le professeur Louise Peltzer et le Dr. Jean-Marius Raapoto, pour leur soutien à ce programme qui se poursuit encore actuellement. Merci également au Dr. Lloyd Loope (USGS, Haleakala National Park, Maui, Hawaii, USA) et aux trois relecteurs pour leurs commentaires et recommandations ayant permis d'améliorer cet article.

RÉFÉRENCES

- BROUSSE, R. (1993). — La géologie des îles hautes. Planches 28-29-30, in: *Atlas de la Polynésie française*, Editions de l'ORSTOM, Paris.
- CGAPS (2003). — *Island-based partnerships & state-wide coordination to protect Hawaii. Report for the 2003 calendar year*. Coordinating Group on Alien Pest Species, Honolulu. (www.hear.org/cgaps/pdfs/2003_cgaps_islandbasedandstatewidereport_images.pdf). Rapport non publié.
- CRONK, Q.C.B. & FULLER, J.J. (1995). — *Plant invaders: the threat of natural ecosystems*. Chapman & Hall, London.
- DRAKE DEL CASTILLO, E. (1893). — *Flore de la Polynésie française*. G. Masson, Paris.
- FLORENCE, J. (1993). — La végétation de quelques îles de Polynésie française. Planche 54-55, in: *Atlas de la Polynésie française*, Editions de l'ORSTOM, Paris.
- FLORENCE, J. (1996). — *Statut IUCN des plantes vasculaires endémiques de Polynésie française et recommandation de protection*. Antenne Orstom, Paris & Délégation à l'Environnement, Papeete. Rapport non publié.
- FLORENCE, J. & MORETTI, C. (2006). — Les ressources végétales polynésiennes. Pp. 3-36, in: J. Guezennec, C. Moretti, C. & J.-C. Simon (ed.) *Substances naturelles en Polynésie française. Stratégie de valorisation*. IRD Editions, Paris.
- FOSBERG, F.R. & SACHET, M.-H., (1975). — *Polynesian plant studies 1-5*. Smithsonian Contribution to Botany, Number 21. Smithsonian Institution Press, Washington.
- FOURDRIGNIEZ, M. (2005). — *Etude de deux espèces d'Ophiorrhiza spp. (Rubiacées), plantes endémiques menacées de l'île de Tahiti (Polynésie française) et impact de la plante envahissante Miconia calvescens (Mélastomatacées) sur leur démo-écologie*. Master Environnement 1^{ère} année, Université des Sciences et Technologie de Lille 1. Rapport de stage non publié.
- GIVEN, D.R. (1995). — *Principles and practice of plant conservation*. Kluwer Academic Publishers.
- GRANT, M.L., FOSBERG, F.R. & SMITH, H.M. (1974). — *Partial flora of the Society Island: Ericaceae to Apocynaceae*. Smithsonian Contributions to Botany 17, Washington.
- GROVES, R.H. (2006). — Are some weeds sleeping? Some concepts and reasons. *Euphytica* 148: 111-120.
- HOLYOAK, D.T. & THIBAUT, J.-C. (1984). — Contribution à l'étude des oiseaux de Polynésie orientale. *Mém. Mus. Nat. Hist. Nat. (Zoologie)*, 127.
- IUCN (2000). — *IUCN guidelines on the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. IUCN Species Survival Commission, Invasive Species Group, Gand.
- KILLGORE, E., SUGIYAMA, L.S., BARRETO, R.W. & GARDNER, D.E. (1999). — Evaluation of *Colletotrichum gloeosporioides* for biological control of *Miconia calvescens* in Hawaii. *Plant Disease*, 83: 964.
- KILLGORE, E. & MEYER, J.-Y. (2005). — Biological control of miconia in Hawaii and French Polynesia with a fungal pathogen. Page 90, in: *2005 Meeting of the Weed Science Society of America*. Honolulu. Abstract.
- LAURENT, V., MAAMAATUAIAHUTAPU, K., MAIAU, J. & VARNEY, P. (2004). — *Atlas climatologique de la Polynésie française*. Météo-France, Direction Inter-régionale de Polynésie française, Papeete.
- LEMMON, P.E. (1957). — A new instrument for measuring forest overstorey density. *J. Forestry*, 55: 667-668.
- MEYER, J.-Y. (1994). — *Mécanismes d'invasion de Miconia calvescens DC. en Polynésie française*. Thèse de doctorat. Université des Sciences et Technique du Languedoc, Montpellier.
- MEYER, J.-Y. (1998). — Observations on the reproductive biology of *Miconia calvescens* DC (Melastomataceae), an alien invasive tree on the island of Tahiti (South Pacific Ocean). *Biotropica*, 30: 609-624.
- MEYER, J.-Y. (2004). — Threat of invasive alien plants to native flora and forest vegetation of Eastern Polynesia. *Pacific Science*, 58: 357-375.
- MEYER, J.-Y. (sous presse). — Originality and vulnerability of tropical montane cloud forest in remote tropical oceanic island of Oceania: the example of French Polynesia. in: L. A. Bruijnzel et al. (eds.). *Mountains in the mist: Science for conserving and managing tropical montane cloud forests*. University of Hawaii Publishers, Honolulu.
- MEYER, J.-Y. & FLORENCE, J. (1996). — Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia calvescens* D.C. (Melastomataceae). *J. Biogeogr.*, 23: 775-781.

- MEYER, J.-Y., FLORENCE, J. & TCHUNG, V. (2003). — Les *Psychotria* (Rubiacées) endémiques de Tahiti (Polynésie française) menacées par l'invasion de *Miconia calvescens* (Mélastomatacées): statut, répartition, écologie, phénologie et protection. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 58: 161-185.
- MEYER, J.-Y. & KILLGORE, E. (2000). — First and successful release of a bio-control pathogen agent to combat the invasive alien tree *Miconia calvescens* (Melastomataceae) in Tahiti. *Aliens*, 12: 8.
- MEYER, J.-Y., TAPUTUARAI, R. & KILLGORE, E. (2007). — Dissemination and impacts of the fungal pathogen *Colletotrichum gloeosporioides* f. sp. *miconiae* (Deuteromycetinae) on the invasive alien tree *Miconia calvescens* (Melastomataceae) in the rainforests of Tahiti (French Polynesia, South Pacific). XIIth International Symposium on Biological Control of Weeds, April 22nd-27th, 2007, Montpellier. Abstract.
- MYERS, J.H. & BAZELY, D. (2003). — Biological control of introduced plants. Pp. 164-194, in: *Ecology and control of introduced plants*. Cambridge University Press, Cambridge.
- NADEAUD, J. (1873). — *Énumération des plantes indigènes de l'île de Tahiti*. Librairie de la Société Botanique de France, Paris.
- NADEAUD, J. (1897). — Note sur quelques plantes rares ou peu connues de Tahiti. *Journal de Botanique* 11: 113-120.
- NADEAUD, J. (1899). — Plantes nouvelles des îles de la Société. *Journal de Botanique* 13: 1-8.
- PASTUREL, J. (1993). — La climatologie. Planches 42-43, in: *Atlas de la Polynésie française*, Editions de l'ORSTOM, Paris.
- TAPUTUARAI, R. & MEYER, J.-Y. (2005). — *Régénération de l'arbre endémique menacé et protégé* *Lepinia taitensis* en forêt dense de *Miconia calvescens* attaquée par le champignon pathogène *C.g.m. sur le plateau de Maaiore (Papenoo, Tahiti)*. Note Technique, Délégation à la Recherche, Papeete. Rapport non publié.
- WATERHOUSE, D.F. & NORRIS, K.R. (1987). — *Biological control. Pacific prospects*. Australian Centre for International Agricultural Research, Inkata Press, Melbourne.
- WILLSON, M.F. & WHELAN, C.J. (1990). — The evolution of fruit color in fleshy-fruited plants. *Am. Nat.*, 136: 790-809.
- ZAVALETA, E.S., HOBBS, R.J. & MOONEY, H.A. (2001). — Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *TREE*, 16: 454-459.