

A photograph of a tropical forest with a person in the foreground measuring a tree trunk. The person is wearing a light blue shirt and a hat. The forest is dense with green foliage and tall trees. The sky is visible through the canopy.

Bois & forêts

des
tropiques

2^e trimestre 2020
n° 344

Revue éditée par le Cirad
n° 344 / 2^{ème} trimestre 2020

Rédacteurs en chef

Jean-François Trébuchon

Rédacteurs scientifiques

Kévin Candelier

Antoine Galiana

Laurent Gazull

Valéry Gond

Jean Gérard

Jacques Tassin

Coordination éditoriale

Jean-François Trébuchon

Comité éditorial 2020-2022

Seheno Andriantsaralaza (Madagascar)

Samuel Assembe-Mvondo (Cameroun)

Stéphanie Carrière (France)

Adeline Fayolle (Belgique)

Isabel Garcia Drigo (Brésil)

Mohamed Tahar Elaieb (Tunisie)

Gerard Nounagnon Gouwakinnou (Bénin)

Isabel Gutierrez-Montes (Costa Rica)

Jean-Michel Harmand (France - Côte d'Ivoire)

Verina Ingram (Cameroun)

Lydie-Stella Koutika (République du Congo)

Anne Larson (Pérou)

Nassima Lassouane (Algérie)

Guillaume Lescuyer (France)

William Mala (Cameroun)

Lucas Jose Mazzei De Freitas (Brésil)

Florence Bobélé Niamke (Côte d'Ivoire)

Symphorien Ongolo (Allemagne)

Johan Oszwald (France)

Amadé Ouédraogo (Burkina Faso)

Ángela Parrado Rosselli (Colombie)

Josoa Randriamalala (Madagascar)

Franck Richard (France)

Cécile Richard-Hansen (France)

Er-Riyahi Saber (Maroc)

Jolien Schure (Suède)

Jose Antonio Sierra-Huelsz (Mexique)

Marie Laure Sougoti-Guissou (Burkina Faso)

Shinya Takeda (Japon)

Marie-France Thévenon-Brillard (France)

Irié Casimir Zo-Bi (Côte d'Ivoire)

Graphiste

Pierre-Yves Bled

Correcteur

Jacques Bodichon

Traducteurs

Ilona Bossanyi

Anna Lon Quintana

Service de presse

Sylvie Vago

Laurence Campas

Webmestre

Jean-François Trébuchon

Directeur de publication

Michel Eddi



Relecteurs ayant contribué à l'évaluation des articles en 2019/

Reviewers who have contributed to the evaluation of articles in 2019

Younes Abbas, Fatiha Abdoun, Eric Agoyi, Amah Akodewou, Coovi Guénoilé Akouedegni, Djamel Allatou, Mohammed Ater, Sarah Audouin, Marie-Louise Avana, Issoufou Bagnian, Nicolas Barbier, Jean-François Bastin, Jacques Beauchêne, Thierry Bélouard, Sylvain Bigot, Rachid Tarik Bouharoua, Mohamed Boulmane, Nils Bourland, Bart Buyck, Kévin Candelier, Angélica Cervantes, Gilles Chaix, Inoussa Compaore, Kasso Dainou, Hendrik Davi, Baudouin Desclée, Jean-Louis Devineau, Diegane Diouf, Jean-Louis Doucet, Chauvelin Douh, Marra Dourma, Marc Ducouso, Lenka Ehrenbergerová, Ery Faradah, John Ngong Fonweban, Eric Forni, Antoine Galiana, Jean Gérard, Valéry Gond, Patrick Graz, Steven Grossnickle, Marie-Laure Guissou, Hana Habrová, Idriss Haddouche, Noureddine Hamamouch, Slim Jarradi, Hodabalo Kammou, Jonathan Kamwi, Alain Karsenty, Christophe Koffi, Vanesse Labeyrie, Nassima Lassouane, Guillaume Lescuyer, Gauthier Ligot, Grace Loubota, Dominique Louppe, Mohamed Maatoug, Rémy Marchal, Vincent Medjibe, Aicha Megherbi, Frédéric Mortier, Ibrahim Ndoye, Patricia Negreros Castillo, Johan Oszwald, Dakis Ouedraogo, Gérard Persoon, Nathalie Priymenko, Rasmus Revermann, Mouhssine Rhazi, Franck Richard, Er-Riyahi Saber, Hamid Reza Taghiyari, Jacques Tassin, Mathurin Tchatat, Alain Tsobeng, Ioannis Varelidis, Mathieu Vignal, Shiou Yih Lee, Irié Casimir Zo-bi

Accès gratuit aux articles en **version électronique** sur le site web :

revues.cirad.fr

© Bois et forêts des tropiques © Cirad

ISSN 0006-579X

Dépôt légal : juillet 2020

283997X - Imprimé en France par Jouve S.A.

11, boulevard Sébastopol, BP 2734

75027 Paris Cedex 01, France

Maquette : J.-J. Gonod, Montpellier

Numéro d'inscription à la CPPP : 59465

Directeur gérant : Michel Eddi

Version papier abonnement annuel

de 4 numéros :

France : **240 €/an ttc**

Autres pays de l'Union européenne : **240 €/an ht**

Pays hors Union européenne : **260 €/an ht**

Abonnements et commandes de numéros

Cirad - Bois et forêts des tropiques

Campus international de Baillarguet

TA C-DIR/B

34398 Montpellier Cedex 5, France

Tél. : +33 4 67 59 37 81

Télécopie : +33 4 67 59 37 55

Site web : <http://revues.cirad.fr/index.php/bft>



Au Mexique, *Dalbergia palo-escrito* émergeant de la canopée dont la couronne est complètement exposée à la lumière verticale, mais avec de la concurrence latérale (catégorie 4 de l'indice Dawkins). Ces conditions semblent favoriser le développement de tiges droites et de couronnes étroites avec de fines branches latérales. Photo A. Suárez-Islas.

Conditions de publication

Consulter les instructions aux auteurs qui figurent sur le site web :

<http://revues.cirad.fr/index.php/bft>

Pour être recevables, les textes doivent être originaux. Tous les articles sont soumis à l'appréciation d'un comité éditorial. Après acceptation, des corrections ou modifications sont proposées aux auteurs.

Les opinions émises par les auteurs n'engagent pas la responsabilité de la rédaction.



Politique d'Accès Libre
Open Access policy

La revue est en Accès Libre gratuit sans frais de publication et sans frais de lecture sur le site web. Il n'y a pas d'embargo, les articles sont accessibles sur le site web immédiatement après publication. Tous les frais de publication et d'évaluation sont pris en charge par la revue. Seul le tirage papier est payant avec un abonnement annuel, sans obligation pour la publication de l'article. Les articles sont régis en France par le droit d'auteur avec une cession de droits. L'auteur a la paternité du contenu et cède seulement ses droits pour la fabrication et la diffusion électronique et imprimée de l'article. L'auteur est libre de diffuser l'article dont il est auteur autant qu'il le souhaite et sans réserve, sans le modifier. L'auteur est libre de déposer l'article dans les archives publiques et sur les sites web de son institution de recherche. Les articles sont régis à l'international par les licences *Creative Commons*.



La licence utilisée est

Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

Cette licence autorise la redistribution, à des fins commerciales ou non, tant que l'œuvre est diffusée sans modification et dans son intégralité, avec attribution et citation du nom des auteurs selon le souhait de la revue. L'auteur est autorisé à partager, copier, distribuer et communiquer le matériel par tous moyens et sous tous formats pour toute utilisation, y compris commerciale. L'offrant ne peut retirer les autorisations concédées par la licence tant que vous appliquez les termes de cette licence. Les utilisateurs doivent créditer l'Œuvre, intégrer un lien vers la licence et indiquer si des modifications ont été effectuées à l'Œuvre.

L'utilisation d'une licence *Creative Commons* ne se substitue pas au Droit d'auteur et au *copyright*.

LE POINT SUR...

- Modélisation de la distribution potentielle du *Cedrus atlantica* Manetti au Maroc et impacts du changement climatique** 3
 S. MOUKRIM, S. LAHSSINI, N. RIFAI, K. MENZOU, H. MCHARZI-ALAOUÏ, A. LABBACI, M. RHAZI, I. WAHBY, M. EL MADIHI, L. RHAZI
- Évaluation des modifications de l'occupation des sols dans l'Est-Kavango en Namibie selon une approche multi-dates par objet** 17
 E. MUHOKO, C. DE WASSEIGE, V. DE CAUWER
- Caractérisation phénotypique des plantules de quatre populations de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. au Burkina Faso** 33
 F. A. DIALLO, A. SANDWIDI, M. E. C. DAO, P. BATIONO-KANDO, B. O. DIALLO
- Qualités d'une essence à bois précieux, *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, plantée dans une zone caféière de l'Hidalgo au Mexique** 47
 A. SUÁREZ-ISLAS, J. CAPULÍN-GRANDE, J. J. MATEO-SÁNCHEZ
- Le type d'utilisation des terres impacte-t-il les structures démographiques et spatiales des populations de *Adansonia digitata* L. dans la réserve de la biosphère du Pendjari au nord du Bénin ?** 59
 O. D. I. ASSOGBA, K. V. SALAKO, B. FANTODJI, É. P. S. ASSÉDÉ, A. E. ASSOGBADJO, P. W. CHIRWA

RÉSUMÉ DE THÈSE

- Pour une production contrôlée d'agarwood d'*Aquilaria crassna* Pierre ex Lecomte en Guyane : approches métagénomique, biochimique et histologique** 73
 C. ZAREMSKI

VOS LECTURES

- Commonwealth Forestry & Environmental History: Empire, Forests and Colonial Environments in Africa, the Caribbean, South Asia and New Zealand.** 76
 DAMODARAN V., D'SOUZA R. (EDS).

- La situation des forêts du monde - forêts, biodiversité et activité humaine.** 77
 FAO, ONU.

CONFÉRENCES INTERNATIONALES

- XVe congrès Forestier Mondial - Construire un avenir vert, sain et résilient avec les forêts. Séoul, République de Corée. 24-28 mai, 2021.** 78





FOCUS ON...

- Modelling the potential distribution of *Cedrus atlantica* Manetti in Morocco and impacts of climate change** 3
S. MOUKRIM, S. LAHSSINI, N. RIFAI, K. MENZOU, H. M HARZI-ALAOUI, A. LABBACI, M. RHAZI, I. WAHBY, M. EL MADIHI, L. RHAZI
- Assessing land cover change in Namibia's Kavango East region: a multi-date object approach** 17
E. MUHOKO, C. DE WASSEIGE, V. DE CAUWER
- Phenotype characterisation of seedlings from four *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. populations in Burkina Faso** 33
F. A. DIALLO, A. SANDWIDI, M. E. C. DAO, P. BATIONO-KANDO, B. O. DIALLO
- Performance of *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, a valuable timber tree, in a coffee plantation in Hidalgo, Mexico** 47
A. SUÁREZ-ISLAS, J. CAPULÍN-GRANDE, J. J. MATEO-SÁNCHEZ
- Does land use type impact the demographic and spatial structures of *Adansonia digitata* L. in the Pendjari Biosphere Reserve in Northern Benin?** 59
O. D. I. ASSOGBA, K. V. SALAKO, B. FANTODJI, É. P. S. ASSÉDÉ, A. E. ASSOGBADJO, P. W. CHIRWA

PHILOSOPHIÆ DOCTOR ABSTRACT

- Developing controlled production of agarwood from *Aquilaria crassna* Pierre ex Lecomte in French Guiana: metagenomic, biochemical and histological approaches** 73
C. ZAREMSKI

BOOK REVIEW

- Commonwealth Forestry & Environmental History: Empire, Forests and Colonial Environments in Africa, the Caribbean, South Asia and New Zealand.** 76
DAMODARAN V., D'SOUZA R. (EDS).
- La situation des forêts du monde - forêts, biodiversité et activité humaine.** 77
FAO, ONU.

INTERNATIONAL CONFERENCES

- XV World Forestry Congress - Building a green, healthy and resilient future with forests. Seoul, Republic of Korea, 24-28 May 2021.** 78

Modélisation de la distribution potentielle de *Cedrus atlantica* Manetti au Maroc et impacts du changement climatique

Said MOKRIM^{1,2}

Said LAHSSINI³

Nabil RIFAI²

Kamal MENZOU²

Hicham MHARZI-ALAOUI²

Adnane LABBACI⁴

Mouhssine RHAZI⁵

Imane WAHBY¹

Mohammed EL MADIHI¹

Laïla RHAZI¹

¹ Université Mohammed V de Rabat
Faculté des Sciences
Centre de recherche BIOBIO
Avenue Ibn-Battouta, BP. 1014 RP.
Rabat, Maroc

² Institut agronomique et vétérinaire
Hassan II
Département des Eaux et Forêts
3, Rue Haroun Errachid
Rabat, Maroc

³ École nationale forestière d'ingénieurs
BP 511, Tabriquet
11000 Salé, Maroc

⁴ Université Ibn Zohr
BP 32/S, Riad Salam
80000 Agadir, Maroc

⁵ Université Moulay Ismail
Faculté de sciences et techniques
d'Errachidia
BP 509, Boutalamine
52000 Errachidia, Maroc

Auteur correspondant /

Corresponding author:

Said Moukrim –

maildemoukrim@gmail.com



Photo 1.

En pleine cédraie du Moyen Atlas, le site Aguelmam Azegza s'étend sur une superficie d'environ 40 ha, au milieu duquel se trouve le lac naturel Azegza (signifiant bleu en langue amazigh). Berceau d'une grande diversité faunistique et floristique, ce site reste vulnérable aux changements climatiques.

Photo S. Lahssini.

Doi : 10.19182/bft2020.344.a31888 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad – Date de soumission : 20 septembre 2019 ; date d'acceptation : 28 janvier 2020 ; date de publication : 1^{er} mai 2020.



Licence Creative Commons :
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

Citer l'article / To cite the article

Moukrim S., Lahssini S., Rifai N., Menzou K., Mharzi-Alaoui H., Labbaci A., Rhazi M., Wahby I., El Madihi M., Rhazi L., 2020. Modélisation de la distribution potentielle de *Cedrus atlantica* Manetti au Maroc et impacts du changement climatique. Bois et Forêts des Tropiques, 344 : 3-16.

Doi: <https://doi.org/10.19182/bft2020.344.a31888>

RÉSUMÉ

Modélisation de la distribution potentielle de *Cedrus atlantica* Manetti au Maroc et impacts du changement climatique

Le changement climatique constitue un grand défi à relever par les politiques publiques et les gestionnaires des espaces naturels. La compréhension de ses impacts sur les écosystèmes forestiers constitue un préalable nécessaire à toute réflexion visant leur conservation et le maintien des services écosystémiques qu'ils offrent. Cette étude s'intéresse à la modélisation de la distribution potentielle de *Cedrus atlantica* Manetti, à l'identification des variables environnementales conditionnant sa distribution, et à la définition de l'étendue géographique des aires qui sont favorables à sa présence sous les conditions climatiques passées, actuelles et futures. Ce travail a été réalisé en se basant sur le principe d'entropie maximale. La cartographie des aires potentielles révèle la sensibilité du cèdre aux changements climatiques passés et suggère une grande étendue (quadruple de la surface d'occurrence actuelle de l'espèce) des zones bioclimatiquement adaptées au développement de cette espèce sous les conditions climatiques actuelles. Cependant, les distributions potentielles futures semblent être dépendantes de certains sites spécifiques et risquent d'être affectées négativement par le climat futur. Ces résultats mettent en évidence l'ampleur des régressions projetées des superficies du cèdre dans le futur, ce qui pourrait impacter considérablement les fonctions et services de cet écosystème et augmenter les risques d'extinction locale. Ils constituent par ailleurs un bon outil de prise de décision pour les gestionnaires du territoire quant à la conservation de ce précieux écosystème forestier, afin d'éviter toute extinction de ce foyer de biodiversité marocaine.

Mots-clés : *Cedrus atlantica* Manetti, cèdre de l'Atlas, modélisation de la distribution d'espèces, MaxEnt, changement climatique, conservation, Maroc.

ABSTRACT

Modelling the potential distribution of *Cedrus atlantica* Manetti in Morocco and impacts of climate change

Climate change is a major challenge for public policies and the management of natural areas. Understanding its impacts on forest ecosystems is essential to undertake any policy-making for their conservation and preservation of their ecosystem services. This study focused on modelling the potential distribution of *Cedrus atlantica* Manetti, by identifying the environmental variables governing its distribution and defining the geographical extent of suitable areas to its presence in past, present and future climatic conditions. The study was based on the Maximum Entropy Principle. Mapping of the potential areas of distribution showed the sensitivity of this cedar species to past climate changes and suggests that bioclimatically suitable zones for the development of this species under current climatic conditions cover a large area (four times the current area of occurrence of the species). However, the potential future distribution of the species seems to be dependent on certain specific sites and is liable to be negatively affected by future climatic conditions. Our results show the scale of the projected shrinking of areas suitable for this cedar species in the future, which could have a considerable impact on the functions and services provided by this ecosystem and worsen the risks of local extinction. They also make up a useful decision-support tool for the management of this valuable forest ecosystem to ensure its conservation and avoid the risk of extinction of this locus of biodiversity in Morocco.

Keywords: *Cedrus atlantica* Manetti, Atlas Cedar, modelling species distribution, MaxEnt, climate change, conservation, Morocco.

RESUMEN

Modelización de la distribución potencial del *Cedrus atlantica* Manetti en Marruecos e impacto del cambio climático

El cambio climático constituye un gran reto a asumir por las políticas públicas y los gestores de espacios naturales. La comprensión de su impacto en los ecosistemas forestales constituye una condición previa necesaria para cualquier reflexión que apunte hacia la conservación y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos que ofrecen. Este estudio se interesa por la modelización de la distribución potencial del *Cedrus atlantica* Manetti, la identificación de las variables medioambientales que condicionan su distribución y la definición de la extensión geográfica de las zonas que son adecuadas a su presencia en las condiciones climáticas pasadas, actuales y futuras. Este trabajo se basa en el principio de entropía máxima. La cartografía de las zonas potenciales revela la sensibilidad del cedro ante los cambios climáticos pasados y sugiere una gran extensión (cuádruple de la superficie de ocurrencia actual de la especie) de zonas bioclimáticamente adaptadas al desarrollo de esta especie en las condiciones climáticas actuales. Sin embargo, las distribuciones potenciales futuras parecen depender de ciertos lugares específicos y corren el riesgo de que les afecte negativamente el clima futuro. Estos resultados ponen en relieve la amplitud de las regresiones de las superficies de cedro proyectadas al futuro, cosa que podría impactar considerablemente las funciones y servicios de este ecosistema y aumentar el riesgo de extinción local. Constituyen, asimismo, una buena herramienta de toma de decisión para los gestores del territorio en cuanto a la conservación de este precioso ecosistema forestal, y para evitar el riesgo de extinción de este foco de biodiversidad marroquí.

Palabras clave: *Cedrus atlantica* Manetti, cedro del Atlas, modelización de la distribución de especies, MaxEnt, cambio climático, conservación, Marruecos.

Introduction

Le changement climatique en cours, principalement d'origine anthropique, devient de plus en plus une préoccupation majeure affectant de nombreux aspects de la société humaine et des composants de la biosphère à l'échelle mondiale (MEA, 2005 ; IPCC, 2013, 2018 ; Hallegatte *et al.*, 2015). La hausse des températures et l'altération des régimes pluviométriques observés actuellement devraient se poursuivre pendant le siècle en cours (IPCC, 2018).

Ces changements climatiques affectent déjà de nombreux aspects du monde vivant et sont reconnus comme l'une des principales menaces vis-à-vis de la survie des espèces et de l'intégrité des écosystèmes (MEA, 2005 ; Hallegatte *et al.*, 2015 ; IPCC, 2018). Ces changements sont d'ores et déjà visibles à la fois sur la physiologie, la phénologie et sur l'organisation écologique des espèces, entraînant ainsi des changements dans leur composition et dans leurs aires de distribution (Hughes, 2000 ; McCarty, 2001 ; IPCC, 2018).

Pour le Maroc, les projections climatiques annoncent des tendances à la hausse des températures et à la réduction du volume pluviométrique et du nombre de journées pluvieuses (IPCC, 2013 ; MDCE, 2016). Ces changements climatiques risquent d'entraîner des altérations (réductions ou expansions) des aires de distribution de certaines espèces forestières (MDCE, 2016 ; Gbètoho *et al.*, 2017 ; Moukrim *et al.*, 2019b).

La gestion durable des écosystèmes forestiers, dans le contexte du changement climatique (MDCE, 2016), implique la connaissance des aires de distribution potentielles passées, actuelles et futures, mais aussi l'identification des facteurs qui la conditionnent et la connaissance des changements attendus susceptibles de les affecter (Pearson et Dawson, 2003 ; Thuiller *et al.*, 2008). De telles informations font défaut dans le contexte marocain, ce qui constitue un défi fondamental qui complique la tâche pour les scientifiques, les conservateurs et les gestionnaires des ressources forestières, lesquels doivent souvent œuvrer avec des données limitées pour étudier, restaurer et gérer durablement le patrimoine naturel que constituent ces écosystèmes.

La cédraie est un bon exemple de cette problématique. *Cedrus atlantica*

Manetti est une essence forestière représentative des écosystèmes forestiers remarquables d'Afrique du Nord (Myers *et al.*, 2000 ; Fennane et Ibn Tattou, 2012) qui assure des fonctions et services variés (protection, production, régulation, culturels, esthétiques...) (M'hirit et Benziane, 2006). L'importance de cette essence a justifié la reconnaissance de cet écosystème en tant que patrimoine mondial en 2016, avec un statut spécial de réserve de biosphère. Malgré cela, cet écosystème reste soumis à diverses pressions anthropiques (surpâturage, ébranchage, délits forestiers et prélèvements illégaux de bois) et climatiques conduisant à son évolution régressive (M'hirit et Benziane, 2006 ; Rhanem, 2011).

L'objectif de la présente étude est de modéliser la distribution potentielle de cette espèce sous les conditions climatiques passées (Holocène moyen : 6 000 ans avant le présent), actuelles et futures (pour 2050 et 2070), et d'identifier les variables environnementales affectant sa répartition géographique. Ce travail vise aussi l'évaluation de l'impact du changement climatique sur cette distribution afin d'appuyer les processus de prise de décision actuels et futurs, en vue de mieux hiérarchiser les efforts de gestion à court et à moyen terme de cette espèce menacée.

Ce travail est basé sur la modélisation de la distribution des espèces (SDM, *Species Distribution Modeling*), qui représente une approche pertinente de prédiction en écologie de la conservation (Franklin et Miller, 2010 ; Guisan *et al.*, 2017).



Photo 2.

Périmètre de régénération naturelle du cèdre. La clôture est installée pour bloquer l'intrusion des troupeaux des populations riveraines.
Photo S. Lahssini.

Matériels et méthodes

Zone d'étude et écologie de l'espèce modèle

La zone d'étude retenue concerne le territoire du Royaume du Maroc. Ce pays est situé à l'extrême nord-ouest de l'Afrique, entre 21° et 36° de latitude Nord et entre 1° et 17° de longitude Ouest. Il jouit d'une position géographique à la rencontre de trois grands ensembles distincts, la Méditerranée au nord, l'océan Atlantique à l'ouest et le front désertique du Sahara au sud-est.

L'espèce étudiée dans le cadre de ce travail est le cèdre de l'Atlas. *Cedrus atlantica* Manetti est une espèce endémique des montagnes d'Afrique du Nord (photos 1 à 4). La répartition de son aire naturelle est discontinue, en sept blocs, et liée essentiellement à l'orographie du Maghreb (Boudy, 1950). Les trois premiers blocs se situent dans l'Atlas algérien sur environ 33 000 ha (Rabhi *et al.*, 2018). Les quatre autres blocs sont localisés principalement au niveau des chaînes de montagnes les plus emblématiques du Maroc : le Rif, le Moyen Atlas central et oriental et le Haut Atlas oriental (figure 1a), sur une surface estimée à 133 000 ha (figure 1b). Cette espèce occupe au Maroc une tranche altitudinale moyenne comprise entre 1 400 et 2 400 m (Benabid, 1994) et les limites inférieure et supérieure du cèdre varient selon les régions (Pujos, 1964). Toutefois, la limite inférieure peut descendre à des niveaux encore plus bas (certains talwegs), là où des microclimats locaux sont plus humides et des expositions favorables sont rencontrées (Benabid, 1994).

L'amplitude écologique du cèdre est relativement large. Il s'observe dans les bioclimats subhumide, humide et perhumide, dans leurs variantes fraîche, froide et très froide depuis l'étage supraméditerranéen jusqu'à l'oroméditerranéen, en passant par le montagnard méditerranéen (Benabid, 1994 ; M'hirit et Benzyane, 2006). Ses exigences

bioclimatiques ont été décrites pour la première fois par Emberger (1938) et précisées ensuite par d'autres auteurs (Boudy, 1950 ; Pujos, 1964 ; Lecompte, 1969). Son écophysiologie correspond à des climats doux (Aussenac, 1984), même s'il est capable de supporter sans dommage des froids hivernaux importants (Benabid, 1994). Les cédraies s'observent entre des zones recevant une quantité de pluie avoisinant les 500 mm par an, et d'autres soumises à des précipitations qui peuvent atteindre 2 000 mm par an. Les moyennes des minimums des températures du mois le plus froid se situent entre -1 °C et -8 °C (Benabid, 1994). Cette espèce dispose d'un système racinaire très étendu, ramifié et pivotant et affiche une indifférence vis-à-vis de la nature lithologique du sol et à ses propriétés chimiques (Boudy, 1950).

Approche de modélisation et outils préconisés

La modélisation de la distribution des espèces (SDM) représente une démarche de prédiction en écologie de la conservation (Guisan et Zimmermann, 2000 ; Elith *et al.*, 2006 ; Phillips *et al.*, 2006 ; Austin, 2007 ; Franklin et Miller, 2010 ; Guisan *et al.*, 2017). Elle consiste à construire une fonction de paramètres environnementaux qui permet d'observer les types de relations qui lient une espèce avec des conditions environnementales biotiques et abiotiques et de prédire par la suite la probabilité de présence de l'espèce étudiée. Aujourd'hui, ce type de modélisation est de plus en plus utilisé pour répondre à des problématiques majeures que sont la description et la prédiction de l'aire de distribution potentielle d'une espèce, et l'identification des facteurs déterminant sa distribution (Kumar et Stohlgren, 2009 ; Moukrim *et al.*, 2019b). Plusieurs méthodes, allant du dire d'expert aux modèles mécanistes ou corrélatifs relevant de la statistique classique et/ou de l'intelligence artificielle, ont été proposées pour modéliser la distribution des espèces (Phillips *et al.*, 2006 ; Franklin et Miller, 2010 ; Guisan *et al.*,

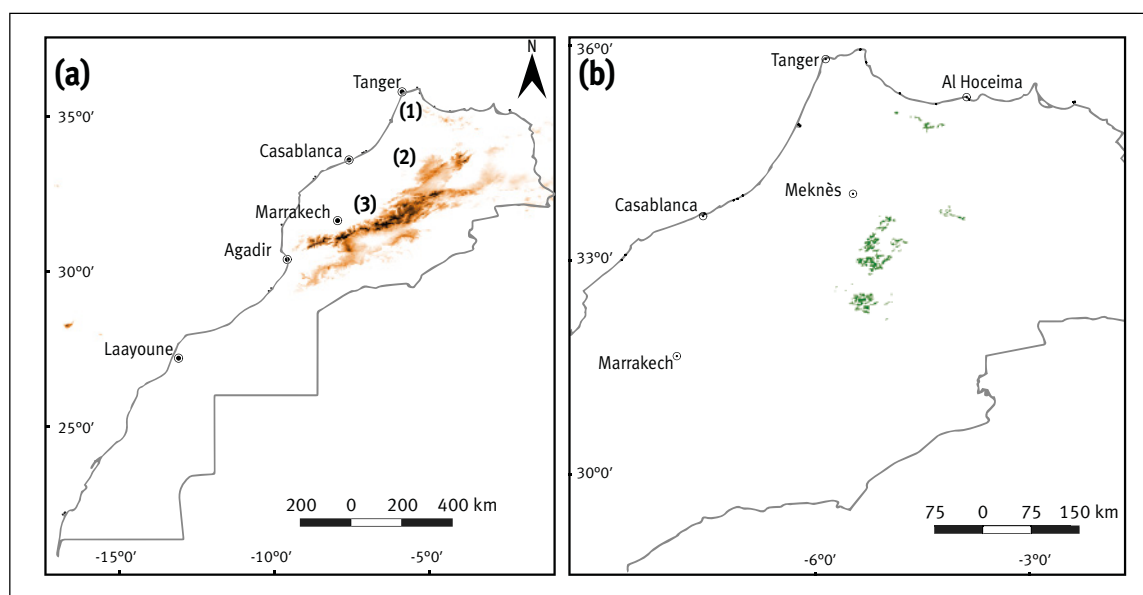


Figure 1.

Zone d'étude et occurrence réelle du cèdre. (a) Carte du Maroc avec la localisation des principales chaînes montagneuses « (1) : chaînes du Rif ; (2) : chaînes du Moyen Atlas ; (3) : chaînes du Haut Atlas ». (b) Zoom sur les zones d'occurrence actuelle du cèdre selon l'IFN (2005).

2017). Dans notre étude, l'approche d'entropie maximale, relevant de l'apprentissage automatique et qui trouve ses origines dans la théorie de l'information, a été adoptée, et ce via l'algorithme « MaxEnt », dans sa version 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2006). Cet algorithme a été choisi car il constitue l'une des méthodes pertinentes pour ce genre de modélisation (dite empirique ou corrélative) (Elith *et al.*, 2006), permettant de générer des modèles de distribution d'espèces fiables (Baldwin, 2009). Il est spécifiquement développé pour une utilisation avec des données de présence seulement et ne nécessite que peu de points de présence de l'espèce pour construire des modèles performants (Hernandez *et al.*, 2006 ; Phillips *et al.*, 2006 ; Wisz *et al.*, 2008 ; Feeley et Silman, 2011). Aussi, il est relativement insensible aux différents biais spatiaux, essentiellement liés aux méthodologies d'identification des points de présence (Elith *et al.*, 2006 ; Graham *et al.*, 2007).

Variables utilisées

Le jeu de données utilisé dans la présente étude comprend des données d'occurrence actuelle de l'espèce et des valeurs de certains paramètres environnementaux, qui agissent directement sur la répartition et la distribution de l'espèce étudiée. Ainsi, trois cents points d'occurrence géoréférencés du cèdre ont été échantillonnés de manière aléatoire à partir de la base de données de l'Inventaire Forestier National (IFN, 2005). Ces données ont été examinées, validées et complétées par un échantillon supplémentaire d'une vingtaine de points de présence, issus des cartes des types de peuplements réalisées dans les études d'aménagement et des relevés lors des sorties sur le terrain. Les points d'occurrence ont été séparés par une distance minimale de 1 km, afin de n'avoir qu'un seul point de présence par pixel et limiter ainsi le biais d'échantillonnage et l'effet de l'autocorrélation spatiale dans ce genre de sondage (Guisan et Zimmermann, 2000). Vingt variables environnementales ont été sélectionnées pour cette modélisation, à savoir : 19 variables bioclimatiques qui sont les plus directement reliées aux aspects physiologiques de la croissance des plantes, pouvant limiter leurs distributions et indiquant des conditions moyennes, saisonnières et extrêmes des paramètres climatiques (Hijmans *et al.*, 2005) ; l'altitude, documentée comme ayant une part d'influence sur la distribution de l'espèce étudiée

(Benabid, 1994).

Les données relatives aux variables environnementales sous les conditions climatiques passées (Holocène moyen), actuelles et pour les projections climatiques futures (2050 et 2070 : représentant respectivement la moyenne pour les périodes 2041-2060 et 2061-2080), proviennent de la plateforme Worldclim dans sa version 1.4 (Hijmans *et al.*, 2005). Les données de la variable altitude proviennent, elles, du modèle numérique de terrain GTOPO30. Ces données ont été téléchargées, vérifiées et préparées à la même emprise et à la même résolution spatiale (30 secondes d'arc ~ 1 km).

Pour la simulation des aires potentielles futures, deux scénarios d'émission de gaz à effet de serre (dits optimiste RCP 2.6 et pessimiste RCP 8.5) et 18 modèles de circulation générale (GCM pour *Global Circulation Model*), validés par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (IPCC, 2013), ont été retenus (Hijmans *et al.*, 2005). L'utilisation de la moyenne de ces 18 GCM basés sur plusieurs combinaisons de paramètres réalisables plutôt que sur un seul modèle a été adoptée afin de limiter les incertitudes et de tirer des déductions de façon plus pertinente (Knutti *et al.*, 2010 ; Moukrim *et al.*, 2019b).

Entraînement, validation du modèle et analyse des résultats

Durant la simulation de la distribution du cèdre, les paramètres par défaut de l'algorithme MaxEnt, relatifs au nombre maximum de points de pseudo-absence (*background data*) générés par défaut par le modèle, au nombre maximum d'itérations, au seuil de convergence, et à l'ajustement du multi-



Photo 3.

Une route secondaire dans le royaume du cèdre desservant les populations riveraines et facilitant les interventions de protection dans la cédraie. La régénération naturelle de ce peuplement y est absente car il est régulièrement pâturé.

Photo S. Lahssini.

plicateur des paramètres de régularisation, ont été maintenus (Phillips et Dudík, 2008). Toutefois, les nouvelles recommandations concernant d'autres aspects (Phillips *et al.*, 2017), tels que le format de sortie pour l'estimation des probabilités, les tests de qualité prédictive du modèle et d'identification des variables, ont été prises en considération. Ensuite, le modèle a été implémenté par les données de présence de l'espèce et des variables environnementales. La sortie brute de MaxEnt est une fonction exponentielle qui assigne une probabilité d'occurrence à chaque site (Phillips *et al.*, 2006), nommée aussi index d'adéquation relative de l'habitat (*Index of relative habitat suitability*) (Fitzpatrick *et al.*, 2013). Les valeurs brutes sont converties en une probabilité cumulative pour pouvoir évaluer le chiffre 1 (Phillips *et al.*, 2006).

Le premier test de validation des prédictions des SDM a été la validation croisée, qui permet d'examiner la variabilité dans la construction du modèle, en utilisant une partie des données (25 %) pour la calibration (Guisan et Zimmermann, 2000). La validité intrinsèque du modèle est aussi caractérisée par les paramètres sensibilité et spécificité de la courbe caractéristique d'opération, dite ROC (*Receiving Operator Characteristic*) (Hanley et McNeil, 1982). Le calcul de l'aire sous la courbe, dite AUC (*Area Under the Curve*), qui est un seuil qui mesure la précision de la prédiction du modèle, renseigne sur la performance et la qualité du modèle établi à prédire correctement l'occurrence de l'espèce (Hanley et McNeil, 1982). Les valeurs de l'AUC sont interprétées comme proposé

par Swets (1988) : le modèle est « mauvais » si $AUC \leq 0,70$; « passable » si $0,70 < AUC \leq 0,90$; « excellent » si $AUC > 0,90$. La qualité du modèle a également été évaluée en examinant visuellement à quel point les résultats de la modélisation correspondent aux enregistrements de présence effective de l'espèce étudiée.

Les résultats de la modélisation avec MaxEnt comprennent des évaluations de la performance du modèle et de la contribution de chaque variable au modèle (Phillips *et al.*, 2006). Cet algorithme facilite la réalisation des courbes de réponse des différentes variables et l'opérationnalisation du test du couteau suisse, dit *Jackknife* (Miller, 1974), qui explore les pouvoirs prédictifs des variables considérées. La combinaison de ces différentes sorties a permis de déterminer le pouvoir prédictif de chaque variable et d'identifier celles qui contribuent le plus au modèle.

Pour une meilleure caractérisation de la distribution potentielle de l'espèce étudiée, un seuil « S » est requis pour transformer les probabilités continues d'occurrence en valeurs binaires de présence/absence (Phillips et Dudík, 2008). Comme suggéré par Phillips et Dudik (2008), le seuil retenu est celui relatif à une présence d'entraînement au 10^e centile, représentant la probabilité que 90 % des points de présence tombent dans l'aire potentielle définie. Toutefois, l'utilisation d'une seule valeur de seuil donne un aperçu réduit de la distribution de cette espèce. De ce fait, des gradients répartis en intervalles de probabilité de présence ont été retenus.

Tableau I.

Contributions relatives et importance de la permutation (en %) des variables utilisées dans le modèle de distribution potentielle de *Cedrus atlantica* au Maroc.

Variable	Code variable	Pourcentage de contribution	Importance de la permutation
Température moyenne annuelle	Bio_01	0,3	0,3
Moyenne mensuelle des variations journalières	Bio_02	0,3	16,9
Isothermalité (Bio_02/ Bio_07) x 100	Bio_03	2,4	0
Saisonnalité de température (écart-type x 100)	Bio_04	1	0,5
Température maximale du mois le plus chaud	Bio_05	0,4	0,2
Température minimale du mois le plus froid	Bio_06	0,3	0,2
Écart annuel de température (Bio_05 - Bio_06)	Bio_07	1	0
Température moyenne du trimestre le plus humide	Bio_08	1,4	0,6
Température moyenne du trimestre le plus sec	Bio_09	1,1	0
Température moyenne du trimestre le plus chaud	Bio_10	7,7	0
Température moyenne du trimestre le plus froid	Bio_11	0	0
Précipitations annuelles	Bio_12	6,2	3,5
Précipitations du mois le plus humide	Bio_13	2,1	31,1
Précipitations du mois le plus sec	Bio_14	24,8	11
Saisonnalité des précipitations (coefficient de variation)	Bio_15	0,1	0,4
Précipitations du trimestre le plus humide	Bio_16	0,9	7,3
Précipitations du trimestre le plus sec	Bio_17	44,2	0
Précipitations du trimestre le plus chaud	Bio_18	2,2	0
Précipitations du trimestre le plus froid	Bio_19	0,1	0,3
Altitude	Alt	3,7	27,6

Ainsi, les cartes de la distribution potentielle du cèdre ont été produites en se basant sur une classification des résultats en trois intervalles de probabilité de présence « P », définis principalement par le seuil « S » retenu : habitats hautement favorables pour des valeurs de « P » supérieures au seuil « S » $P \geq S$; habitats moyennement favorables pour $\frac{1}{2} S \leq P < S$; habitats inappropriés pour des valeurs de $P < \frac{1}{2} S$.

La superposition de la carte des aires potentielles, où les conditions climatiques actuelles sont les plus favorables ($P \geq S$), avec l'aire de répartition réalisée (dont l'occurrence est confirmée) a permis de comparer l'étendue des zones où l'espèce est réellement présente avec les zones prédites où l'habitat est hautement approprié. Pour apprécier le changement pour les horizons temporels futurs, des cartes de changement des aires potentielles de distribution ont été élaborées.

Résultats et discussion

Qualité prédictive du modèle et variables influentes sur la distribution du cèdre

Les résultats relatifs à la précision de la prédiction du modèle ont montré que les valeurs de l'aire sous la courbe (AUC) sont de l'ordre de 0,988 et 0,987, respectivement pour la mise en œuvre du modèle MaxEnt et pour son test. Ceci atteste l'excellente performance de cet algorithme (Swets, 1988) dans la prédiction de l'aire favorable à l'espèce étudiée.

L'analyse des résultats des pourcentages de contribution des différentes variables, de l'importance de la permutation entre variables (tableau I) et des résultats des courbes de réponse a montré que les variables qui contribuent le plus dans l'explication de la distribution de cette espèce sont les précipitations du trimestre le plus sec et les précipitations du mois le plus humide. L'analyse des résultats du test *Jackknife* (figure 2) a confirmé l'importance de la variable « précipitations du trimestre le plus sec » dans la modélisation de la distribution du cèdre, en suggérant que ce prédicteur environnemental présente le meilleur gain et semble avoir l'information la plus utile lorsqu'il est utilisé isolément dans le modèle. Les résultats de ce test (figure 2) ont suggéré aussi que la variable « moyenne mensuelle des variations journalières de la température » est celle qui réduit le plus le gain quand elle est omise, ce qui semble procurer au modèle des informations qui ne sont pas présentes dans les autres variables.

Les résultats de l'analyse de la contribution des différentes variables dans la modélisation de la distribution du cèdre semblent être cohérents avec l'écologie de cette espèce. Ils confirment la plage climatique du cèdre de l'Atlas, qui est caractérisée par des précipitations abondantes (durant les mois humides et même secs) et des amplitudes thermiques considérables (Emberger, 1938 ; Boudy, 1950 ; Aussenac, 1984 ; Benabid, 1994).

Aire potentielle du cèdre sous les conditions climatiques actuelles

Les résultats du modèle de distribution du cèdre ont donné lieu à des cartes de probabilité continue montrant les aires potentielles de distribution de *C. atlantica* Manetti au Maroc, pour les différents horizons temporels retenus (passé, actuel et futurs). Sous les conditions climatiques actuelles, les répartitions potentielles du cèdre sont majoritairement circonscrites dans les zones où l'espèce est actuellement présente. Sa présence est prédite au niveau du Moyen Atlas central et oriental, du Rif et du Haut Atlas oriental (figure 3a). Cette prédiction de la distribution confirme l'affinité de cette espèce pour ces régions géographiques et concorde amplement avec la littérature existante (Benabid, 1994), les données des études d'aménagement des forêts et les données de l'Inventaire forestier national (IFN, 2005). Ce modèle prédit une aire large comme hautement favorable ($P \geq S$) à l'occurrence du cèdre sous les conditions climatiques actuelles (soit 662 653 ha ; tableau II). Cette aire potentielle est répartie entre les parallèles 32°21' - 35°24' N et les méridiens 03°42' - 05°48' O (figure 3a). Les fortes probabilités de présence prédites, sous les conditions climatiques actuelles, dans le Moyen Atlas central et oriental et le Rif indiquent la présence des conditions environnementales les plus favorables à cette espèce, ce qui concorde avec l'occurrence actuelle de l'espèce (figure 1b). Toutefois, le modèle prévoit des aires qui enregistrent une aptitude moyennement favo-

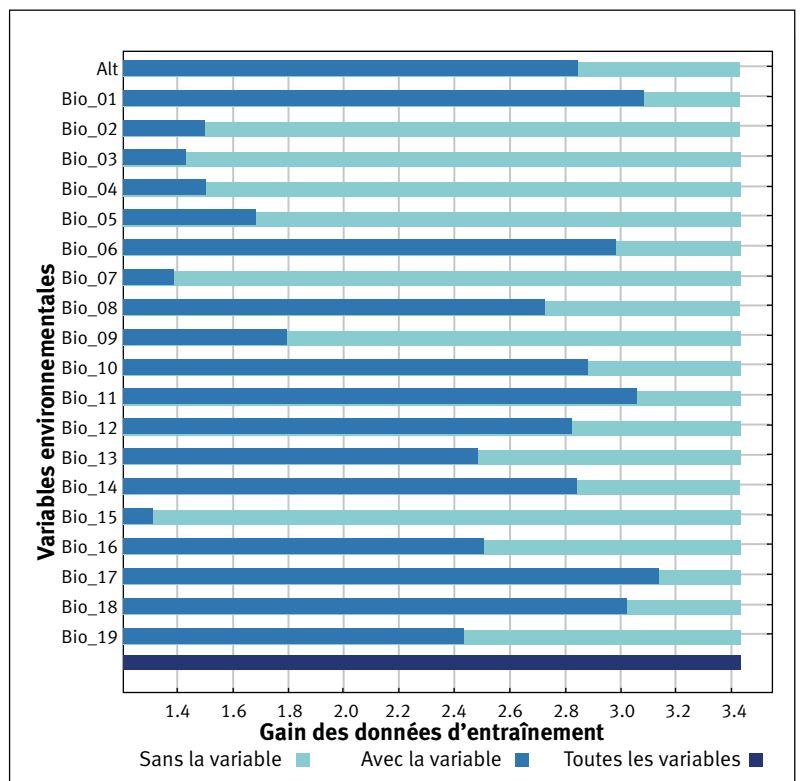


Figure 2. Résultats du test *Jackknife* sur la contribution des variables sélectionnées à la prédiction des aires de distribution de *Cedrus atlantica*. Pour chaque variable (signification au niveau du tableau I), la barre turquoise montre de combien le gain total est diminué si cette variable spécifique est exclue de l'analyse. La barre bleue montre le gain obtenu si cette variable est utilisée isolément et les variables restantes sont exclues de l'analyse. La barre bleue foncée représente le gain obtenu en introduisant toutes les variables.

nable au cèdre dans le Haut Atlas oriental alors que l'espèce est actuellement présente dans ces zones. Une hypothèse est que ces zones, caractérisées actuellement par des difficultés de régénération, représentent une limite de l'aire de répartition de cette espèce sous les conditions climatiques actuelles, et les dépérissements accentués, parfois inexplicables (M'hirit et Benzyane, 2006), des peuplements dans ces aires peuvent être causés par le changement climatique qui s'opère actuellement.

Les prédictions relatives aux habitats moyennement appropriés de la partie sud-ouest du Haut Atlas (sud-est de la ville de Marrakech) indiquent un environnement moyennement favorable (figure 3a), mais l'espèce n'y est pas présente réellement (figure 1b), sauf dans un périmètre situé au nord-est de l'Oukaïmeden (31°16'26 N - 7°47'57 O) où l'essai d'installation du cèdre a enregistré un taux de réussite satisfaisant (Guedira *et al.*, 2008). Une hypothèse est que les décisions prises dans le passé pour la restauration des écosystèmes forestiers étaient en faveur des espèces autochtones, déjà présentes dans cette région (thuya, genévrier, chêne vert, etc.), sans tenir compte de l'évolution historique du cortège forestier.

La comparaison des aires actuelles de distribution, potentielle et effective, ont montré que la totalité de l'aire réelle du cèdre (figure 1b) est prédite comme hautement ou moyennement appropriée à cette espèce. La majorité des mailles (pixels) d'occurrence de cette espèce (72 %) concordent avec les aires hautement favorables, à l'exception de quelques zones circonscrites au sud de l'aire d'occurrence actuelle (figure 3a) et qui représentent des espaces où le cèdre est réellement présent, mais classées par le modèle développé comme moyennement appropriées. Aussi, cette superposition fait ressortir que l'aire potentielle prédite, sous les conditions climatiques actuelles, comme hautement favorable est largement supérieure (662 653 ha) (figure 3a) à l'aire de répartition actuelle du cèdre (133 000 ha) (figure 1b). En effet, les conditions peuvent être favorables à la présence du cèdre, mais ce dernier peut ne pas être présent, du fait de la concurrence interspécifique, de ses capacités de dissémination, ou des choix sylvicoles opérés dans le passé. Ainsi, cette espèce est, par exemple, quasi absente dans certaines parties du Moyen Atlas, principalement aux alentours (parties nordiques) des aires de distribution actuelles, où les conditions écolo-

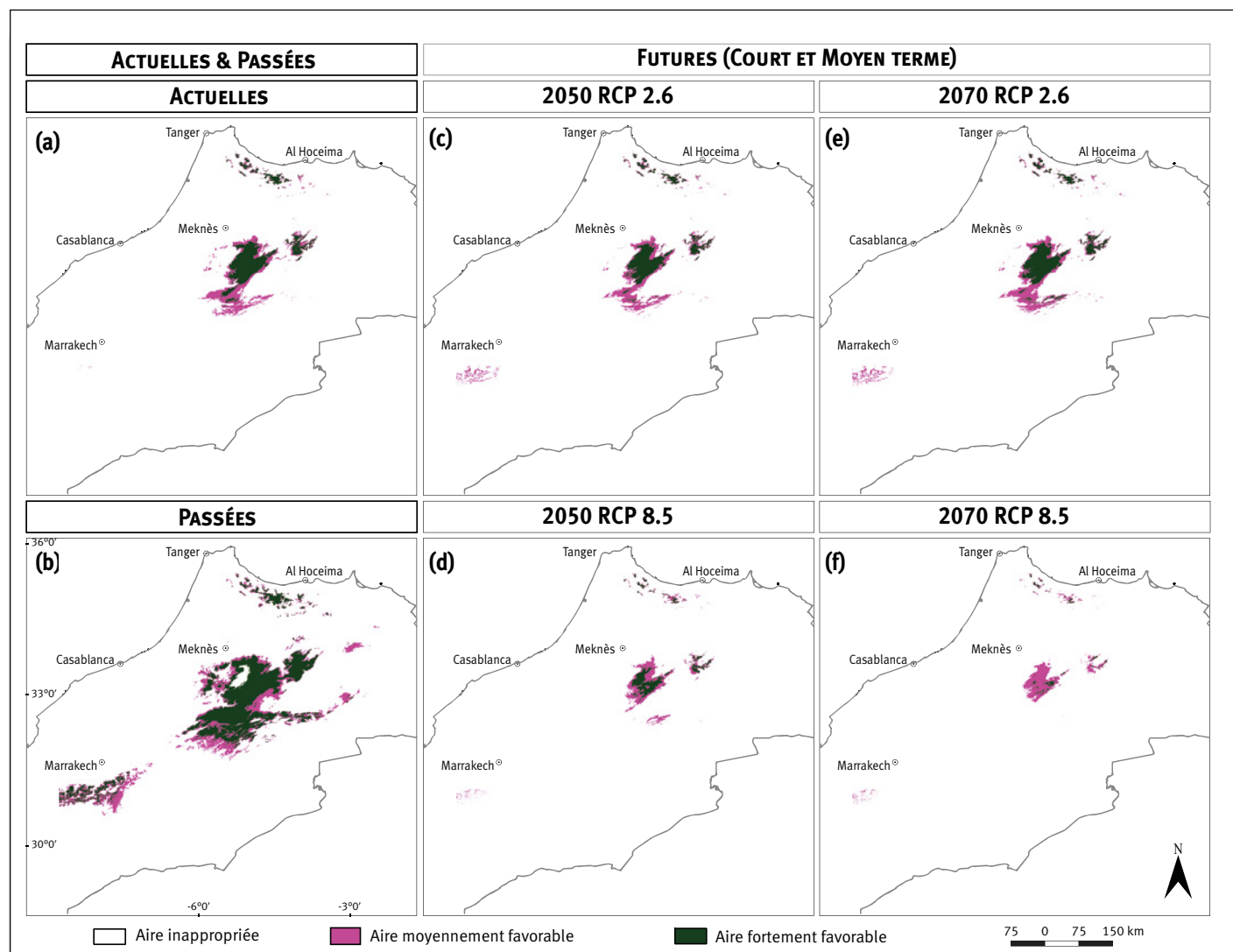


Figure 3.

Cartes des probabilités de présence montrant les aires potentielles favorables au cèdre sous les conditions climatiques actuelles (a), passées (b) et futures ; pour le court terme 2050 : RCP 2.6 (c), RCP 8.5 (d) ; pour le moyen terme 2070 : RCP 2.6 (e), RCP 8.5 (f) (avec RCP 2.6 : scénario du changement climatique optimiste ; RCP 8.5 : scénario du changement climatique pessimiste).

giques sont hautement favorables. Ceci est probablement le fait des difficultés rencontrées dans sa régénération et les décisions prises dans le passé récent pour l'extension de certaines espèces (pins, cyprès, parfois le chêne vert) pour subvenir aux besoins des populations locales en matière de bois de chauffage dans ces zones. Cette absence du cèdre peut aussi être due aux exploitations abusives opérées dans le passé (durant la période coloniale) et aux coupes illicites, sachant que le bois du cèdre est fortement recherché.

Aire potentielle du cèdre sous les conditions climatiques passées

Sous les conditions climatiques passées, précisément durant l'Holocène moyen, notre modèle a prédit des aires hautement favorables au cèdre sur de larges surfaces dans le Moyen Atlas central et oriental, au Haut Atlas oriental et au Rif (figure 3b), ce qui confirme l'affinité de cette espèce pour ces parties du Maroc. En outre, le modèle développé a montré que d'autres zones étaient propices au cèdre, avec des probabilités moyennes à élevées et sur des superficies importantes, essentiellement dans la partie sud-ouest du Haut Atlas. Ces résultats étayaient les études antérieures évoquant la résurgence du cèdre au Maroc pendant l'Holocène. En effet, certaines études paléo-écologiques renseignent la présence du cèdre dans la région nord-africaine et ce depuis 8 000 ans avant le présent, pour former de vrais écosystèmes forestiers et dominer le paysage de certaines zones spécifiques, notamment dans le Moyen Atlas et le Rif vers 4 500 ans avant le présent (Lamb et van der Kaars, 1995 ; Cheddadi *et al.*, 2016). Certaines études ont également révélé, en se basant sur les études polliniques (Reille, 1976), la présence de pollen de cèdre dans un passé récent (1 000 à 2 000 ans avant le présent), mais à faible pourcentage, au niveau du Haut Atlas oriental et central. Ces résultats semblent confirmer la probabilité de présence des conditions environnementales favorables à cette espèce dans le passé dans ces zones géographiques et montrent ainsi que le changement climatique associé aux actions anthropiques a engendré une détérioration de ces conditions appropriées à cette espèce dans le sud-ouest du Haut Atlas. Ceci pourrait expliquer, d'une part, l'aptitude actuelle de ces milieux qui ont été définis par le modèle comme moyennement favorables à l'espèce et, d'autre part, l'actuelle absence de cette espèce au sein de cette zone qui était favorable dans un passé récent (figure 3b).

La comparaison des aires potentielles hautement favorables au cèdre sous les

conditions climatiques actuelles et passées a fait ressortir que l'aire potentielle passée (figure 3b) était beaucoup plus étendue que l'aire potentielle actuelle (figure 3a). Ainsi, le modèle révèle la sensibilité du cèdre aux changements climatiques passés, et ce en accord avec les données paléo-écologiques.

Aire potentielle du cèdre sous les conditions climatiques futures

L'analyse des résultats des figures 3c à 3f montre que les distributions potentielles du cèdre, prédites par le modèle MaxEnt à court terme (2050, figures 3c et 3d) et à moyen terme (2070, figures 3e et 3f), sont localisées dans certains sites spécifiques et semblent dépendre fortement des projections climatiques futures. Les aires potentielles futures risquent substantiellement d'être affectées négativement par le changement climatique. L'analyse de cette figure montre que les aires potentielles hautement favorables pour le cèdre diminueront dans les horizons futurs, ceci pour les deux scénarios climatiques. Ces diminutions, calculées en comparant les distributions potentielles futures et actuelles, peuvent aller de - 21,7 % sous le scénario optimiste RCP 2.6 (à l'horizon 2050) à - 93,1 % sous le scénario pessimiste RCP 8.5 (à l'horizon 2070) (tableau II). Les pertes enregistrées dans la classe hautement favorable seront compensées en partie par des gains dans la classe moyennement favorable (gains allant de 40 % à 130 % par rapport à l'aire potentielle moyennement favorable sous les conditions actuelles), ce qui explique certaines améliorations de l'aire favorable totale sous le scénario optimiste pour les deux horizons temporels (tableau II).

Sur le plan de la répartition zonale des pertes, les cédraies du Moyen Atlas central et oriental et du Haut Atlas oriental seront les plus touchées par le changement climatique futur et connaîtront les plus fortes régressions compa-

Tableau II.

Aire potentielle de *Cedrus atlantica* au Maroc sous les conditions climatiques futures.

	Aire potentielle favorable (ha)		
	Total	Hautement favorable	Moyennement favorable
Aire réelle du cèdre	133 000		
Aire potentielle actuelle (ha)	961 510	662 653	298 857
Prédictions futures			
2050			
RCP2.6	1 179 470 (22,7)	519 188 (- 21,7)	660 282 (120,9)
RCP8.5	675 055 (- 29,8)	243 162 (- 63,3)	431 893 (44,5)
2070			
RCP2.6	1 283 039 (33,4)	595 739 (- 10,1)	687 300 (130)
RCP8.5	465 942 (- 51,5)	45 978 (- 93,1)	419 964 (40,5)

Les pourcentages des changements des aires favorables potentielles sous les conditions climatiques futures par rapport aux aires potentielles actuelles sont donnés entre parenthèses. RCP représente les scénarios des changements climatiques (RCP2.6 : scénario optimiste ; RCP8.5 : scénario pessimiste).

rativement au Rif. On note également que le modèle a pu prédire la présence du cèdre, avec des probabilités moyennement favorables, dans la partie sud-ouest du Haut Atlas sous les conditions climatiques futures (figures 3c et 3f), bien que cette espèce soit actuellement absente dans cette zone (figure 1b). Ceci signifie que les conditions environnementales dans ces zones seront plus ou moins favorables au développement de cette espèce dans le futur.

Impact du changement climatique sur l'aire potentielle

La comparaison des cartes de distribution potentielle sous les conditions climatiques actuelles et futures a permis d'estimer l'impact du changement climatique sur la répartition du cèdre. Les résultats de cette comparaison indiquent que l'aptitude des espaces au développement de cette espèce connaîtra des variations dans le futur (figures 4). Des réductions dans certaines régions, et des expansions dans d'autres, de la gamme favorable sont projetées dans le futur (tableau III). Pour les deux horizons temporels et sous les deux scénarios des changements climatiques retenus, les modèles prédisent une perte importante des aires hautement favorables à cette espèce. Le pourcentage de variation des potentialités du milieu au développement de cette espèce indique des valeurs négatives pour tous les scénarios, allant de - 23,1 % à - 94 %. Les plus fortes régressions de l'aire hautement favorable sont prévues sous le scénario RCP 8.5 à l'horizon 2070 (tableau III). Ces résultats sont en accord avec ceux issus d'une autre étude indiquant que la distribution de l'espèce étudiée était plus large durant le siècle dernier (Boudy, 1950)

Les gains d'aire de distribution dans le futur resteront limités et ne dépasseront guère les 5,3 % de l'aire actuelle hautement favorable (tableau III), soit une superficie de

34 997 ha à moyen terme, d'après le scénario RCP 2.6. Ces gains seront enregistrés essentiellement dans les parties orientales du Haut Atlas et du Moyen Atlas et la partie nordique du Rif, et ce au sein des zones limitrophes de l'aire potentielle définie sous les conditions climatiques actuelles. Ces dernières zones étant caractérisées par des altitudes plus importantes (figures 4), ceci pourrait s'expliquer par l'interdépendance entre les paramètres climatiques et les facteurs géographiques tels que l'altitude et pourrait témoigner d'une possible migration latitudinale et altitudinale de l'espèce vers des refuges où elle pourrait rencontrer les conditions environnementales qui resteront en adéquation avec sa niche dans le futur (Rhanem, 2011). Ces tendances de déplacements concordent avec la littérature mentionnant des mouvements latitudinaux et altitudinaux des espèces dans différentes parties du monde (Walther *et al.*, 2002).

Les résultats de ce travail font ressortir que de nouvelles zones potentielles, même limitées, apparaîtront dans le futur. Ce qui concorde avec certaines études, qui ont reconnu que le réchauffement climatique pourrait avoir aussi un effet positif sur les écosystèmes et les espèces dans certaines parties du monde, via l'extension de leurs habitats favorables (IPCC, 2018). Toutefois, les gains prévus dans le futur ne contribueront pas à la compensation totale des pertes prédites, étant donné le fait que la colonisation de nouvelles zones par une espèce végétale dépendra fortement de sa capacité spécifique à s'adapter localement aux nouvelles conditions climatiques, des facteurs limitants de l'expansion des espèces (biologiques, écologiques et génétiques), de son utilisation, de sa gestion et des perturbations anthropiques futures (Phillips *et al.*, 2006).

L'analyse des changements de l'aptitude du milieu montre que le changement climatique pourrait avoir des

impacts, principalement négatifs, sur les aires potentielles favorables à *C. atlantica* dans les différentes zones de présence de cette espèce. Cela pourrait entraîner une nette régression des superficies du cèdre dans le futur, et impacter considérablement les fonctions et services de cet écosystème et augmenter les risques d'extinction locale de cette espèce dans le futur. Ces résultats confirment ceux d'autres travaux, spécifiques à cette espèce (Cheddadi *et al.*, 2017) et/

Tableau III.

Changements projetés dans l'aire hautement favorable à *Cedrus atlantica* au Maroc.

	Changement de l'aire hautement favorable			
	Total	Stable	Gain	Perte
Aire réelle de <i>Cedrus atlantica</i>	133 000			
Aire potentielle actuelle (P ≥ S) hautement favorable	662 653			
Prédictions futures				
2050				
RCP2.6	519 188 (78,3)	509 866 (76,3)	9 322 (1,4)	152 787 (- 23,1)
RCP8.5	243 162 (36,7)	235 104 (35,5)	8 058 (1,2)	427 549 (- 64,5)
2070				
RCP2.6	595 739 (89,9)	560 742 (84,6)	34 997 (5,3)	101 911 (- 15,4)
RCP8.5	45 978 (6,9)	39 579 (6)	6 399 (1)	623 074 (- 94)

Les pourcentages des changements des aires favorables potentielles sont donnés entre parenthèses. RCP représente les scénarios des changements climatiques (RCP2.6 : scénario optimiste ; RCP8.5 : scénario pessimiste) ; P représente la probabilité de présence ; S représente le seuil retenu pour définir les aires favorables.

ou sur d'autres espèces végétales en général, telles que *Linaria nigricans* et *Sorbus tauricola* respectivement endémiques du sud-est de l'Espagne et du sud de la Crimée en Ukraine (Thomas *et al.*, 2004 ; Hooper *et al.*, 2012 ; Hallegatte *et al.*, 2015 ; IPCC, 2018). Aussi, ces variations d'aire potentielle du cèdre sous les conditions climatiques futures corroborent les résultats de plusieurs études et rapports sur les écosystèmes naturels (Hallegatte *et al.*, 2015 ; IPCC, 2018).

Implications pour la conservation de la cédraie

Face aux impacts du changement climatique et aux incertitudes engendrées par ce phénomène, les outils classiques pour le choix des actions de conservation et de développement de la cédraie apparaissent peu adaptés pour guider les gestionnaires et les scientifiques en termes

de choix des sites mais aussi en termes d'intensité d'action (choix des techniques) et de temporalité convenables. Une telle inadaptation est remarquée dans les plans de gestion actuels des différentes études d'aménagement des forêts et des aires protégées marocaines, qui considèrent rarement que la distribution spatiale naturelle des espèces cibles peut varier dans le contexte de changement climatique.

Les cartes, ainsi produites sous les conditions climatiques actuelles, passées et futures (figure 3), améliorent nos connaissances sur la biogéographie et l'écologie de l'espèce étudiée et apportent une information complémentaire par rapport aux seules données d'occurrence ou aux cartes de répartition existantes. Elles constituent un outil de réflexion à la disposition du scientifique et du gestionnaire pour l'aide à la décision et l'appréhension du comportement de cette espèce dans le contexte du chan-

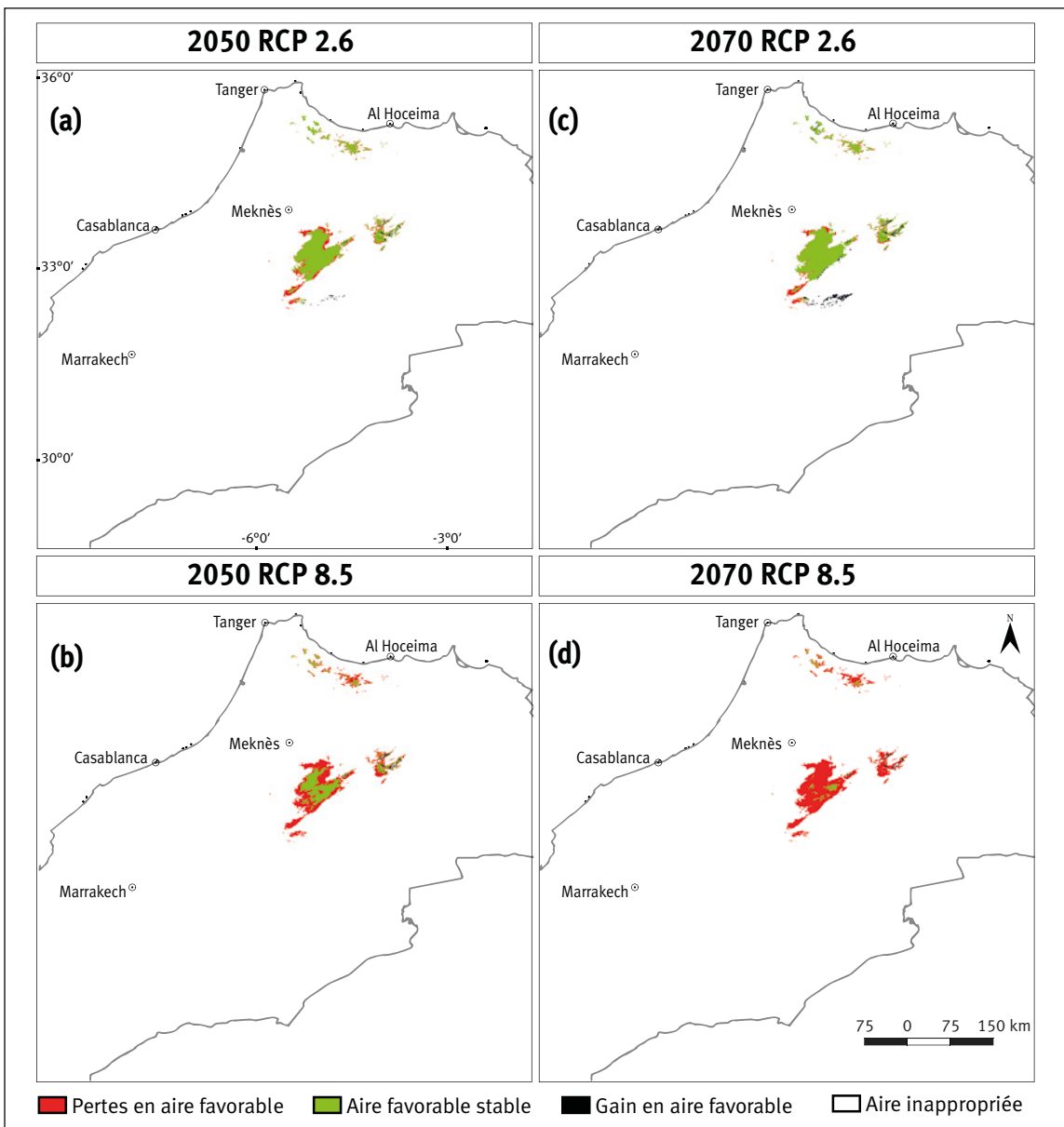


Figure 4.

Cartes des changements de l'aire potentielle hautement favorable au cèdre dans le futur et ce pour le court terme 2050 : RCP 2.6 (a), RCP 8.5 (b) ; pour le moyen terme 2070 : RCP 2.6 (c), RCP 8.5 (d) (avec RCP 2.6 : scénario du changement climatique optimiste ; RCP 8.5 : scénario du changement climatique pessimiste).

gement climatique. Ces cartes permettront d'identifier et de clarifier le choix des sites d'actions prioritaires pour la conservation et le développement du cèdre de l'Atlas. Elles permettront aussi de mieux raisonner l'intensité des interventions et de remodeler les efforts en fonction de l'aptitude et de la probabilité de présence enregistrée dans les différents milieux et des difficultés stationnaires. Des stratégies de conservation in situ et ex situ doivent ainsi être privilégiées. Les zones hautement favorables sous les conditions climatiques actuelles, principalement celles peuplées actuellement par l'espèce concernée, et qui resteront favorables à cette espèce dans le futur, doivent être gérées par des actions urgentes de conservation in situ, et ce d'une manière concertée et en impliquant la population usagère (Moukrim *et al.*, 2019a). Les zones prédites comme hautement favorables sous les conditions climatiques actuelles, mais où l'espèce n'y est pas réellement présente (absence d'occurrence réelle) et qui resteront favorables dans le futur, devront être encadrées par des programmes de régénération artificielle et d'assistance à la migration de l'espèce, du moins d'une manière expérimentale, pour la conservation et l'élargissement des zones dites de micro-refuge pour l'espèce dans le futur (Cheddadi *et al.*, 2017).

Sur un autre registre, les cartes produites pourraient être aussi des outils importants pour la concrétisation des objectifs escomptés de la nomination de l'écosystème cédraie en réserve de biosphère, en intégrant les évolutions futures des aires potentielles dans le plan d'aménagement et de gestion de cette réserve. Également, elles peuvent être utiles pour argumenter une révision et aider à une nouvelle conception des limites de cette réserve de biosphère dans le futur.



Photo 4.
Façonnant le paysage, de beaux cèdres jalonnent la route nationale RN 13.
Photo S. Lahssini.

Conclusion

Dans cette étude, la modélisation de l'aire potentielle de *Cedrus atlantica* Manetti au Maroc pour les différents horizons temporels (passé, actuel et les deux scénarios climatiques futurs) a été réalisée sur l'ensemble du territoire du Maroc. Les résultats de ce travail montrent que les futures zones d'habitat appropriées seront site-spécifiques et semblent être fortement tributaires des conditions climatiques futures. L'analyse des changements d'aptitude des milieux montre que le changement climatique peut avoir un impact, essentiellement négatif, sur les aires potentielles favorables à cette espèce. L'ampleur de ces changements aura des effets considérables sur les fonctions, les biens et les services rendus par cet écosystème ainsi que des impacts significatifs sur les zones de conservation et de gestion actuelles.

Ces résultats soulèvent néanmoins d'importantes questions concernant la gestion de la biodiversité en général et des écosystèmes forestiers naturels en particulier, à la lumière des changements climatiques. Par conséquent, les scénarios climatiques futurs doivent être inclus dans les stratégies de conservation existantes pour la protection des espèces forestières et des biens et services qu'elles procurent, et ce pour éviter toute future extinction locale, sachant que les écosystèmes forestiers marocains abritent une part importante de la biodiversité nationale.

Remerciements

Nous remercions les trois évaluateurs anonymes pour leurs observations, remarques et suggestions pertinentes qui ont amélioré la qualité du manuscrit. Nos remerciements vont aussi aux collègues gestionnaires du département des Eaux et Forêts avec qui nous avons eu des discussions utiles.

Références bibliographiques

- Aussenac G., 1984. Le Cèdre, essai d'interprétation bioclimatique et écophysologique. Bulletin de la Société Botanique de France. Actualités Botaniques, 131 (2-4) : 385-398. <https://doi.org/10.1080/01811789.1984.10826679>
- Austin M., 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. Ecological Modelling, 200 (1-2): 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005>
- Baldwin R. A., 2009. Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. Entropy, 11 (4): 854-866. <https://doi.org/10.3390/e11040854>

- Benabid A., 1994. Biogéographie, phytosociologie et phytodynamique des cédraies de l'Atlas *Cedrus atlantica* (Manetti). *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, 27 : 33-60.
- Boudy P., 1950. Économie forestière nord-africaine. Tome 2 : Monographies et traitements des essences forestières. Paris, France, Larose, 878 p.
- Cheddadi R., Bouaissa O., Rhoujjati A., Dezileau L., 2016. Environmental changes in the Moroccan western Rif mountains over the last 9,000 years. *Quaternaire*, 27 (1): 15-25. <https://doi.org/10.4000/quaternaire.7517>
- Cheddadi R., Henrot A.-J., François L., Boyer F., Bush M., Carré M., et al., 2017. Microrefugia, Climate Change, and Conservation of *Cedrus atlantica* in the Rif Mountains, Morocco. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5: 1-15. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00114>
- Elith J., Graham C. H., Anderson R. P., Dudík M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R. J., et al., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29 (2): 129-151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Emberger L., 1938. Contribution à la connaissance des cèdres et en particulier du déodar et du cèdre de l'Atlas. *Revue de Botanique Appliquée et d'Agriculture Coloniale*, 18 (198) : 77-92. <https://doi.org/10.3406/jatba.1938.5828>
- Feeley K. J., Silman M. R., 2011. Keep collecting: accurate species distribution modelling requires more collections than previously thought. *Diversity and Distributions*, 17 (6): 1132-1140. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00813.x>
- Fennane M., Ibn Tattou M., 2012. Statistiques et commentaires sur l'inventaire actuel de la flore vasculaire du Maroc. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 34 (1) : 1-9. http://www.israbat.ac.ma/wp-content/uploads/2015/01/01-Fennane_BIS_SV34_1_1.pdf
- Fitzpatrick M. C., Gotelli N. J., Ellison A. M., 2013. MaxEnt versus MaxLike: empirical comparisons with ant species distributions. *Ecosphere*, 4 (5): art55. <https://doi.org/10.1890/es13-00066.1>
- Franklin J., Miller J. A., 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge, UK, Cambridge University Press, Coll. Ecology, biodiversity and conservation, 320 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602>
- Gbètoho A. J., Aoudji A. K. N., Roxburgh L., Ganglo J. C., 2017. Assessing the suitability of pioneer species for secondary forest restoration in Benin in the context of global climate change. *Bois et Forêts des Tropiques*, 332 (2): 43-55. <https://doi.org/10.19182/bft2017.332.a31332>
- Graham C. H., Elith J., Hijmans R. J., Guisan A., Townsend Peterson A., Loiseleur B. A., et al., 2007. The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models: Spatial error in occurrence data for predictive modelling. *Journal of Applied Ecology*, 45 (1): 239-247. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01408.x>
- Guedira A., Satrani B., Douira A., 2008. Effet de la densité de *Cytisus grandiflorus* (Brot.) DC. sur la fertilité du sol en azote et son influence sur la croissance d'une plantation de cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti). *Acta Botanica Gallica*, 155 (3): 375-387. <https://doi.org/10.1080/12538078.2008.10516118>
- Guisan A., Thuiller W., Zimmermann N. E., 2017. Habitat suitability and distribution models with applications in R. Cambridge, UK, Cambridge University Press, Coll. Ecology, biodiversity and conservation. <https://doi.org/10.1017/9781139028271>
- Guisan A., Zimmermann N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135 (2): 147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Hallegatte S., Fay M., Bangalore M., Kane T., Bonzanigo L., 2015. Shock waves: Managing the impacts of climate change on poverty. Washington DC, USA, World Bank Publications, 227 p. https://doi.org/10.1596/978-1-4648-0673-5_fm
- Hanley J. A., McNeil B. J., 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143 (1): 29-36. <https://doi.org/10.1148/radiology.143.1.7063747>
- Hernandez P. A., Graham C. H., Master L. L., Albert D. L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29 (5): 773-785. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>
- Hijmans R. J., Cameron S. E., Parra J. L., Jones P. G., Jarvis A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25 (15): 1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Hooper D. U., Adair E. C., Cardinale B. J., Byrnes J. E., Hungate B. A., Matulich K. L., et al., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486 (7401): 105-108. <https://doi.org/10.1038/nature11118>
- Hughes L., 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (2): 56-61. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01764-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01764-4)
- IFN, 2005. Inventaire forestier national. Rabat, Maroc, Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte contre la Désertification.
- IPCC, 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge, UK, Cambridge University Press, 1 535 p. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WG1AR5_SummaryVolume_FINAL.pdf
- IPCC, 2018. Global warming of 1.5 °C: An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Cambridge, UK, Cambridge University Press, 562 p. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- Knutti R., Abramowitz G., Eyring V., Gleckler P. J., Hewitson B., Mearns L., 2010. Good practice guidance paper on assessing and combining multi model climate projections. In: Stocker T., Dahe Q., Plattner G.-K., Tignor M., Midgley P. (eds.). Meeting Report of the IPCC Expert meeting on assessing and combining multi model climate projections. IPCC working group I technical support unit, Bern, Switzerland, University of Bern, 127 p. <https://www.ipcc.ch/publication/ipcc-expert-meeting-on-assessing-and-combining-multi-model-climate-projections/>
- Kumar S., Stohlgren T. J., 2009. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 1 (4): 094-098. <https://academicjournals.org/journal/JENE/article-abstract/C1CDB822968>
- Lamb H. F., van der Kaars S., 1995. Vegetational response to Holocene climatic change: pollen and palaeolimnological data from the Middle Atlas, Morocco. *The Holocene*, 5 (4): 400-408. <https://doi.org/10.1177/095968369500500402>
- Lecompte M., 1969. La végétation du moyen Atlas central : esquisse phytocécologique et carte des séries de végétation au 1: 200 000. Rabat, Maroc, Institut scientifique chérifien, 34 p.
- McCarty J. P., 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology*, 15 (2): 320-331. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015002320.x>
- MDCE, 2016. La troisième communication nationale à la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques. Rabat, Maroc, ministère de l'Environnement, 132 p. http://www.un-gsp.org/sites/default/files/documents/3069145_cite_divoire-nc3-1-cote_divoire_-_third_national_communication.pdf

MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment (Program): Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington DC, USA, Island Press, 137 p. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

M'hirit O., Benzyane M., 2006. Le Cèdre de l'Atlas: Mémoire du temps. Bruxelles, Belgique, Mardaga, 288 p.

Miller R. G., 1974. The jackknife – a review. *Biometrika*, 61 (1): 1-15. <https://doi.org/10.1093/biomet/61.1.1>

Moukrim S., Lahssini S., Naggar M., Lahlai H., Rifai N., Arahou M., *et al.*, 2019a. Local community involvement in forest rangeland management: case study of compensation on forest area closed to grazing in Morocco. *The Rangeland Journal*, 41 (1): 43-53. <https://doi.org/10.1071/rj17119>

Moukrim S., Lahssini S., Rhazi M., Mharzi A. H., Benabou A., Wahby I., *et al.*, 2019b. Climate change impacts on potential distribution of multipurpose agro-forestry species: *Argania spinosa* (L.) Skeels as case study. *Agroforestry Systems*, 93 (4): 1209-1219. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0232-8>

Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., Da Fonseca G. A., Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403 (6772): 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Pearson R. G., Dawson T. P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12 (5): 361-371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2003.00042.x>

Phillips S. J., Anderson R. P., Dudík M., Schapire R. E., Blair M. E., 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40: 887-893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>

Phillips S. J., Anderson R. P., Schapire R. E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190 (3-4): 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

Phillips S. J., Dudík M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31 (2): 161-175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>

Pujos A., 1964. Les milieux de la cédraie marocaine. Étude d'une classification des cédraies du Moyen Atlas et du Rif en fonction du sol et du climat et de la régénération actuelle dans ces peuplements. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, 8 : 1-283.

Rabhi K., Akli A., Djouhri A., Yahi N., Boudedja S., Messaoudene M., 2018. Bilan et croissance des reboisements de cèdre de l'Atlas, *Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière, en Algérie : cas du Djurdjura et de l'Atlas blidéen. *Bois et Forêts des Tropiques*, 337 (3): 3-15. <https://doi.org/10.19182/bft2018.337.a31627>

Reille M., 1976. Analyse pollinique de sédiments postglaciaires dans le Moyen Atlas et le Haut Atlas marocains: premiers résultats. *Ecologia Mediterranea*, 2 : 154-172. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1976.925>

Rhanem M., 2011. Aridification du climat régional et remontée de la limite inférieure du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) aux confins de la plaine de Midelt (Maroc). *Physio-Géo. Géographie Physique et Environnement*, 5 (1) : 143-165. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.1983>

Swets J. A., 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science, New Series*, 240 (4857): 1285-1293. <https://doi.org/10.1126/science.3287615>

Thomas C. D., Cameron A., Green R. E., Bakkenes M., Beaumont L. J., Collingham Y. C., *et al.*, 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427 (6970): 145-148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>

Thuiller W., Albert C., Araújo M. B., Berry P. M., Cabeza M., Guisan A., *et al.*, 2008. Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9 (3-4): 137-152. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.09.004>

Walther G.-R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., *et al.*, 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416 (6879): 389-395. <https://doi.org/10.1038/416389a>

Wisn M. S., Hijmans R. J., Li J., Peterson A. T., Graham C. H., Guisan A., 2008. NCEAS Predicting Species Distributions Working Group – Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14 (5): 763-773. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>

Moukrim *et al.* – Contribution des auteurs

RÔLE DU CONTRIBUTEUR	NOMS DES AUTEURS
Conceptualisation	S. Moukrim, S. Lahssini
Gestion des données	S. Moukrim, S. Lahssini, H. Mharzi-Alaoui, K. Menzou, N. Rifai, A. Labbaci, I. Wahby, M. El Madihi
Analyse formelle	S. Moukrim, S. Lahssini
Enquête et investigation	S. Moukrim, H. Mharzi-Alaoui, K. Menzou, N. Rifai, A. Labbaci, I. Wahby, M. El Madihi
Méthodologie	S. Moukrim, S. Lahssini
Gestion de projet	S. Moukrim
Ressources	S. Moukrim, S. Lahssini
Logiciels	S. Moukrim, S. Lahssini
Supervision	S. Lahssini, L. Rhazi, M. Rhazi
Validation	S. Lahssini, L. Rhazi, M. Rhazi
Visualisation	S. Moukrim
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	S. Moukrim
Écriture – Révision et édition	S. Moukrim, S. Lahssini, L. Rhazi, M. Rhazi, H. Mharzi-Alaoui, K. Menzou, N. Rifai, A. Labbaci, I. Wahby, M. El Madihi

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier
Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

Assessing land cover change in Namibia's Kavango East region: a multi-date object approach

Edward MUHOKO^{1,2}

Carlos DE WASSEIGE^{3,4}

Vera DE CAUWER⁵

¹ Ministry of Environment, Forestry and Tourism
Directorate of Forestry
Private Bag 13306, Windhoek, Namibia

² University of Bayreuth
Bayreuth Center of Ecology and Environmental Research (BayCEER)
Department of Plant Ecology
Universitätsstrasse 30
95447 Bayreuth, Germany

³ Namibia University of Science and Technology
Department Geo-Spatial Sciences and Technology
Private Bag 13388, Windhoek, Namibia

⁴ Systèmes d'information à référence spatiale (SIRS)
27, rue du Carrousel, Parc de la Cimaise
59650 Villeneuve-d'Asq, France

⁵ Namibia University of Science and Technology
Department Agriculture and Natural Resources Sciences
Private Bag 13388, Windhoek, Namibia

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**

Edward Muhoko –
Edward.Muhoko@uni-bayreuth.de



Photo 1.

The forest stand is part of the broad-leafed savanna biome of the Kavango East region, Namibia.
Photo E. Muhoko.

Doi : 10.19182/bft2020.344.a31897 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad – Date de soumission : 8 juillet 2019 ; date d'acceptation : 24 avril 2020 ; date de publication : 1^{er} juin 2020.



Licence Creative Commons :
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

Citer l'article / To cite the article

Muhoko E., de Wasseige C., De Cauwer V., 2020. Assessing land cover change in Namibia's Kavango East region: a multi-date object approach. Bois et Forêts des Tropiques, 344: 17-32.
Doi: <https://doi.org/10.19182/bft2020.344.a31897>

RÉSUMÉ

Évaluation des modifications de l'occupation des sols dans l'Est-Kavango en Namibie selon une approche multi-dates par objet

Les modifications de l'occupation des sols représentent une problématique mondiale, mais leurs effets peuvent être particulièrement sévères dans les pays en développement comme la Namibie, où elles perturbent le fonctionnement des écosystèmes et, de ce fait, la soutenabilité du développement économique. Les conditions arides en Namibie, dues à la faible pluviométrie et aux taux élevés d'évapotranspiration, amplifiées par les feux de brousse qui sévissent chaque année, se traduisent par un paysage hétérogène caractérisé par un mélange d'arbres, d'arbustes et de plantes herbacées. De ce fait, les cartes d'occupation des sols sont souvent imprécises à l'échelle du pixel. Cependant, et malgré leur précision relativement élevée, l'analyse d'images par objets est encore loin d'être largement utilisée pour les forêts tropicales sèches de l'Afrique australe. Cette étude vise à évaluer les modifications de l'occupation des sols selon une approche multi-dates par l'objet, afin d'en déterminer l'ampleur et la dynamique dans ce paysage hétérogène de l'Est-Kavango, région de Namibie où le couvert végétal est parmi les plus denses. La segmentation multi-dates, les valeurs moyennes des courbes et la différenciation des images ont permis de détecter les modifications de l'occupation des sols sur quatre périodes (1990, 2000, 2009 et 2016). Pour toutes les périodes, la modification la plus fréquente est la conversion de forêts en terres agricoles. En 1990, les forêts recouvraient 58 % des terres de l'étude pour 55 % en 2016, tandis que, sur la même période, la superficie des terres agricoles doublait, passant de 3 % en 1990 à 6 % en 2016. Les résultats obtenus par l'approche novatrice adoptée pour cette étude sont prometteurs en comparaison des méthodes traditionnelles, où la détection de modifications postérieures au classement peut être erronée. La méthode utilisée peut donc être recommandée pour le suivi à long terme des modifications de l'occupation et l'utilisation des sols dans les zones caractérisées par des conditions environnementales biophysiques similaires.

Mots-clés : période, modification de l'occupation des sols, classification de l'occupation des sols, Landsat, segmentation multi-dates, trajectoire, classification par l'objet, Namibie.

ABSTRACT

Assessing land cover change in Namibia's Kavango East region: a multi-date object approach

Land cover change is a global issue but its effects can be particularly severe in developing countries such as Namibia, by affecting the ecological functions of ecosystems and hence sustainable development. Namibia's arid conditions, due to low rainfall and high evapotranspiration rates, coupled with annual savannah fires, have resulted in a heterogeneous landscape composed of a mixture of trees, shrubs and herbaceous plants. As a result, land cover maps are often inaccurate at the pixel level. Despite their relatively high accuracy, object-based image analyses are yet to be exhaustively applied to the dry tropical forests of Southern Africa. The purpose of this study was to apply a multi-date object-based approach to land cover change, in order to determine its extent and dynamics in the heterogeneous landscape of Kavango East, one of the regions with the highest forest cover in Namibia. Multi-date segmentation, mean band values and image differentiation were used to detect land cover changes in four periods (1990, 2000, 2009 and 2016). The most common land conversion for all the periods was from forest to cropland. In 1990, forests covered 58% of the land but by 2016, this had dropped to 55%. Meanwhile, cropland covered 3% of the study area in 1990 and had doubled to 6% by 2016. The novel approach used in this study has produced promising results compared to traditional methods, which are prone to errors in detecting post-classification changes. The method can therefore be recommended for long term monitoring of land cover and land use change in areas with similar environmental and biophysical conditions.

Keywords: period, land cover change, land cover classification, Landsat, multi-date segmentation, trajectory, object-based classification, Namibia.

RESUMEN

Evaluación del cambio en la cubierta terrestre en la región este de Kavango, en Namibia: un enfoque basado en objetos multitemporal

El cambio en la cubierta terrestre es un problema global pero sus efectos pueden ser particularmente severos en países en desarrollo como Namibia, afectando a las funciones ecológicas de los ecosistemas y, por tanto, a la sostenibilidad de su desarrollo. Las condiciones áridas de Namibia, debido a la baja pluviosidad y a las elevadas tasas de evapotranspiración, combinadas con los fuegos anuales de la sabana, han dado como resultado un paisaje heterogéneo compuesto por una mezcla de árboles, arbustos y plantas herbáceas. Por este motivo, los mapas de cubierta terrestre son a menudo poco precisos a nivel de píxeles. A pesar de su relativamente elevada precisión, los análisis de imágenes basados en objetos todavía tienen que aplicarse exhaustivamente a los bosques tropicales secos del África meridional. El objetivo de este estudio es aplicar un enfoque basado en objetos multitemporal para el cambio de cobertura del terreno: para determinar su alcance y dinámica en el paisaje heterogéneo de Kavango del Este, una de las regiones con la cobertura forestal más elevada de Namibia. La segmentación multitemporal, los valores de banda media y la diferenciación de imágenes se utilizaron para detectar cambios en la cubierta terrestre en cuatro períodos (1990, 2000, 2009 y 2016). La conversión más común para todos los períodos fue de bosque a tierras de cultivo. En 1990, los bosques ocupaban el 58 % de las tierras, pero hacia 2016, habían descendido al 55 %. Por otra parte, las tierras de cultivo cubrían el 3 % de la zona de estudio en 1990 y se habían duplicado al 6 % hacia 2016. El nuevo enfoque utilizado en este estudio ha obtenido resultados prometedores en comparación con los métodos tradicionales, con tendencia a errores en la detección de cambios postclasificación. El método puede, por tanto, recomendarse para monitorizar a largo plazo la cubierta terrestre y el cambio en la utilización de las tierras en áreas con condiciones medioambientales y biofísicas similares.

Palabras clave: período, cambio de cubierta terrestre, clasificación de cubierta terrestre, Landsat, segmentación multitemporal, trayectoria, clasificación basada en objetos, Namibia.

Introduction

The application of remote sensing to assess land cover changes has become more valuable than ever before, especially with a global trend of decreasing biodiversity and increasing species extinction (Dirzo *et al.*, 2014). The expansion of agricultural fields and livestock production are the main drivers projected to influence biodiversity loss in Southern Africa over the next 100 years (Pröpper *et al.*, 2010). Land cover change is a global problem but its effects can be particularly severe in developing countries such as Namibia because it not only affects biodiversity but also the social, cultural, and economic functions of ecosystems and can negatively affect sustainable development (Kamwi *et al.*, 2015). It is therefore important to understand the dynamics of land cover change in the Namibian context, where it constitutes the basis of natural resources on which Namibians, in rural areas in particular, rely on as a source of their livelihoods. Two-thirds of the Namibian population depend on agricultural activities (FAO, 2001; Pröpper *et al.*, 2010). Woodland savanna decreased over the last decades in northern and northeastern Namibia, mainly because of a doubling of the agricultural area (Wingate *et al.*, 2016) for subsistence and cash crops.

Despite the Kavango East region being part of the Kavango Zambezi Trans Frontier Conservation Area (KAZA-TFCA) which is the largest transboundary conservation area in the world (Schultz *et al.*, 2018), studies on land cover change in the conservation area are limited (Kamwi *et al.*, 2018). The Kavango East is ecologically one of the most important regions in Namibia as it is part of the broad-leaved savanna biome, with high tree species diversity and a large population of mammals (NBSAP, 2014). Pixel-based methods have been applied to detect land cover change in North-eastern Namibia (Wingate *et al.*, 2016; Kamwi *et al.*, 2018; Schultz *et al.*, 2018). However, pixel-based image analysis has limitations because it is solely based on spectral characteristics of pixels and does not take into account the spatial arrangements of land cover features. Furthermore, pixel-based land cover change analysis is prone to post-classification change detection errors (Ernst *et al.*, 2010). Namibia's arid conditions due to low rainfall and high evapotranspiration rates coupled with annual savanna fires, have resulted in a heterogenous landscape composed of a mixture of trees, shrubs and herbaceous plants. As such, mapping

these ecosystems at pixel level often produce low accurate satellite-based land cover maps due to the inability to discriminate mixed land cover classes (Wingate *et al.*, 2016).

Object-based image analysis uses spectral and spatial information to assign pixels into objects based on characteristics such as tone, size, shape, texture, patterns and the association between objects to assign a class. Object-based image analysis has been reported to be more accurate compared to pixel-based approaches (Esetlili *et al.*, 2018; Jawak *et al.*, 2018; Juniati and Arrofigoh, 2017). However, this depends on various factors such as the nature of the landscape, classification scheme, satellite sensor type and algorithms used to perform the actual analysis. The multi-date object-based land cover change approach has been applied on two time periods in the tropical dense forests (Desclée *et al.*, 2006; Ernst *et al.*, 2010). To the authors' knowledge, the multi-date object-based approach is yet to be applied on a series of four time periods in the dry tropical forests of Southern Africa.

It is within this framework that an object-based approach for land cover change mapping in the open savanna woodlands of North-eastern Namibia was applied. Multi-date segmentation, mean band values and image differencing were applied to assess land cover change from four periods (1990, 2000, 2009 and 2016) in Kavango East region, Namibia. The overall objective of the study was to determine the extent and dynamics of land cover change in the heterogenous landscape of Kavango East region over the 26-year period based on an object approach.



Photo 2.
Forest fires are common in the study area.
Photo E. Muhoko.

Methods

Study area

The study area is the Kavango East Region and is located in the North-eastern parts of Namibia (figure 1). It covers an area of 2,388,200 ha of which most parts have been declared as communal land. The region is bordered by Angola in the north and Botswana in the south east. Kalahari sands are predominant in the study area, specifically low fertile Ferralic Arenosols are the dominant soil type. The landscape is uniform with a predominantly plain topography at an average elevation of 900 m above sea level. Old longitudinal sand dunes are found on the North eastern parts of the study area. The mean maximum temperature is higher than 30 °C for most of the year while average minimums of less than 10 °C are recorded in the winter months of June, July and August (MLR, 2015). The annual rainfall ranges from 500 mm to 750 mm (Mendelsohn *et al.*, 2002).

Kavango East contains two national parks namely the Kaudum and Bwabwata national parks and eight gazetted community forests (figure 1). Community forests are managed by local community members for the purpose of sustainable management of forests and forest products (Directorate of Forestry, 2012). The dominant tree species in the study area are *Burkea africana*, *Baikiaea plurijuga* and *Pterocarpus angolensis*. *Pterocarpus angolensis* is regarded as the most economically valuable tree species because of its timber (De Cauwer, 2015). Due to its high economic value, *P. angolensis* has become one of the targeted timber species as a source of extra cash for the local land users (Pröpfer and Vollan, 2013). Most people live along the Okavango river as the river provides food resources and water. Seasonal fires happen every year from June up to November, just before the beginning of the rainy season. Due to its high biomass content, burned areas are among the highest in the country. The highest burned area figures are usually recorded during the months of August/September (Stellmes *et al.*, 2013).

Image acquisition and pre-processing

The methodology is divided into two main steps namely image acquisition and pre-processing (1), and image processing (2) (figure 2). The Landsat series was downloaded from the United States Geological Survey¹ for the May-June period (table I). This period is the beginning of the dry season and vegetation greenness is still in peak condition. Satellite imagery are affected by atmospheric conditions such as haze, sun-illumination angle and atmospheric scattering. Therefore, pre-processing of satellite imagery is a fundamental step in digital image analysis as this improves the quality of the image before further analysis is performed (Campbell and Wynne, 2011). All the datasets were level 1 products, therefore geometric correction was not necessary as it was already performed by the data provider. The “Radiometric Calibration” tool in the ENVI software was used to convert Digital Numbers (DN) to Top of the Atmosphere (TOA) reflectance (Flood, 2014). To complete the atmospheric correction process, the TOA was converted to Surface Reflectance (SR) by applying the Dark Object Subtraction (DOS) technique using the “Dark Subtraction” tool. The DOS modifies the additive effects of scattering due to the atmosphere. The atmosphere can cause dark pixels to appear bright and bright pixels to appear dark (Campbell and Wynne, 2011). Therefore, the DOS method adjusts pixels to their “true surface” reflectance values. A seamless mosaic was then applied on the image files to produce a single image file for each year of the study.

¹ <https://earthexplorer.usgs.gov>

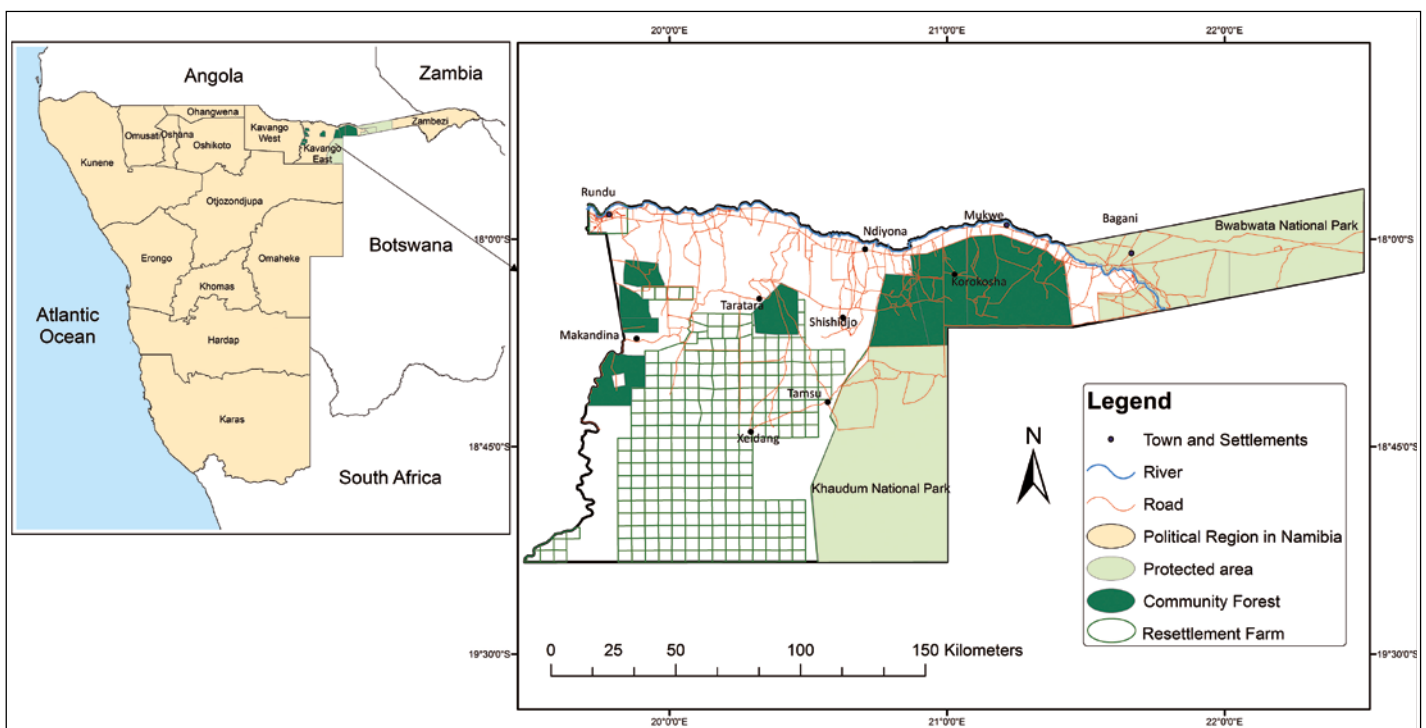


Figure 1. Location of the study area: the Kavango East region in north-eastern Namibia.

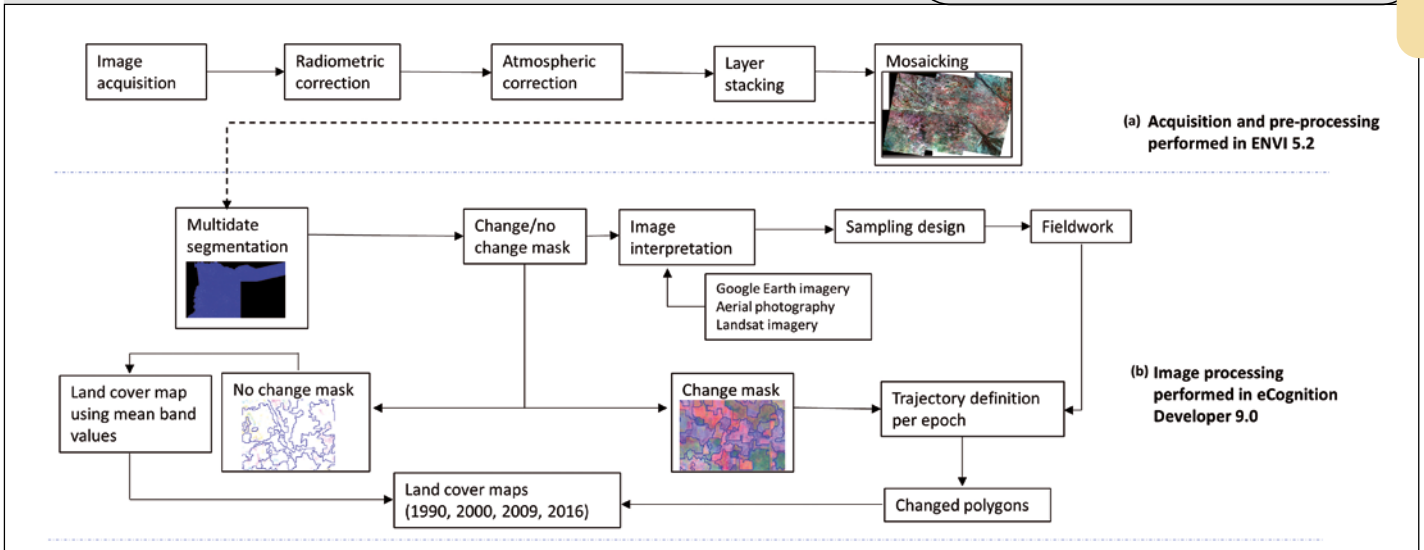


Figure 2. Flow chart of image processing. The dashed lines indicate the completion of the main steps.

Image processing

Multi-date segmentation

Image segmentation is the process of dividing an image at pixel level into small clusters called objects, the objects then become the building blocks for further image analysis (Desclée *et al.*, 2006; Trimble, 2014). The multi-date image segmentation approach delineates objects from a minimum of two periods into spectrally and spatially homogenous land cover change trajectories (Desclée *et al.*, 2006; Ernst *et al.*, 2010). The multi-temporal segmentation was applied on four dates (1990, 2000, 2009 and 2016). The purpose of this approach was to detect and identify changed and unchanged objects from the four time periods (figure 3). Four bands from the Operational Land Imager (OLI) and Thematic Mapper (TM) were used and had equal layer weights: Red, Near Infrared (NIR), Shortwave Infrared 1 (SWIR1) and Shortwave Infrared 2 (SWIR2). The Coastal Aerosol, Blue and Green bands were not used due to their susceptibility to atmospheric scattering (Verhegghen *et al.*, 2010).

The multi-resolution segmentation algorithm was used to partition the objects. Parameters were adjusted so both the shape and compactness values were set to 0, and the scale parameter set

Table I.
Satellite data specifications.

Year	Satellite	Sensor	Pixel Size (m)	Bit/pixel	Path	Row	Acquisition Date
1990	Landsat 5	TM	30	8	175	72	26-06-90
					175	73	26-06-90
					176	72	17-06-90
					176	73	17-06-90
					177	72	24-06-90
					177	73	24-06-90
2000	Landsat 5	TM	30	8	175	72	07-06-00
					175	73	07-06-00
					176	72	28-06-00
					176	73	28-06-00
					177	72	25-05-00
					177	73	25-05-00
2009	Landsat 5	TM	30	8	175	72	16-05-09
					175	73	16-05-09
					176	72	04-05-09
					176	73	04-05-09
					177	72	27-05-09
					177	73	27-05-09
2016	Landsat 8	OLI	30	16	175	72	01-06-16
					175	73	01-06-16
					176	72	08-06-16
					176	73	08-06-16
					177	72	15-06-16
					177	73	15-06-16

to 1 to obtain a satisfactory segmentation based on empirical assessments. These settings produced the best object segmentation results. Therefore, the scale parameter of 1 ha was the Minimum Mapping Unit (MMU) for this study.

The change and no change masks were created by performing an initial classification using the “max diff” and “mean brightness” tools (Trimble, 2014) (figure 3). The “max diff” tool measures the mean intensity of an object from a minimum of two image layers in relation to the brightness of such an object, according to equation (1) adopted from Trimble (2014),

$$\text{Max Diff} = \frac{\max_{i,j \in K_B} |\bar{c}_i(v) - \bar{c}_j(v)|}{\bar{c}(v)} \quad (\text{equation 1})$$

where

- i, j are image layers,
- $\bar{c}(v)$ is the brightness of image object v ,
- $\bar{c}_i(v)$ is the mean intensity of image layer i of image object v ,
- $\bar{c}_j(v)$ is the mean intensity of image layer j of image object v ,
- $\max_{i,j}$ are the brightest possible intensity values of image layer K_B ,
- K_B are image layers of positive brightness weight with $K_B = \{k \in K: w_k = 1\}$.

The mean brightness tool measures the mean intensity of an object based on an image layer given by equation (2) (Trimble, 2014),

$$\bar{c}(v) = \frac{1}{W^B} \sum_{k=1}^K W_k^B \bar{c}_k(v) \quad (\text{equation 2})$$

where

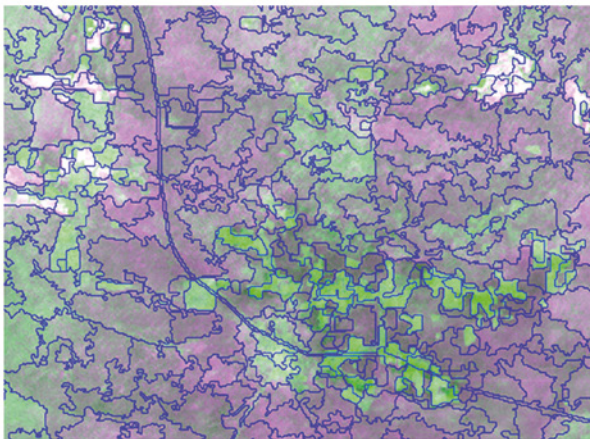
- W_k^B is the brightness weight of image layer k with $W_k^B \in \{1, 0\}$,
- K is the number of image layers used for calculation,
- w^B is the sum of brightness weights of all image layers used for calculation with $w^B = \sum_{k=1}^K W_k^B$,
- $\bar{c}_k(v)$ is the mean intensity of image layer of image object.

The creation of the masks ensured that the land cover

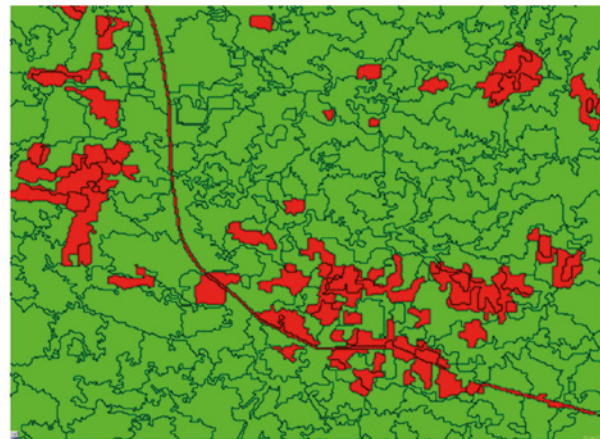
change trajectories would only be interpreted and mapped within the change masks, while the unchanged land cover would only be mapped within the no change mask. Changed objects have abnormal spectral signature characteristics and are therefore, brighter compared to unchanged objects (Desclée *et al.*, 2006; Ernst *et al.*, 2010; Verhegghen *et al.*, 2010). To perform an initial classification to create the change/no change masks, the “max diff” and “brightness” were determined by an empirical approach. This was performed by testing various threshold values and it was discovered that both “max diff” and “brightness” values less than 1 appeared to satisfactorily classify the no change mask. Furthermore, “max diff” and “brightness” values greater than 1 appeared to satisfactorily classify the change mask.

The spectral signatures of the land cover features were analysed over the 26-year period on the TM and OLI imagery. Furthermore, orthophotos and Google Earth imagery were used to supplement the photo interpretation of the Landsat imagery. Orthophotos for the year 1996, 2007 and 2012 were used. The 1996 photographs were obtained from Raison Namibia while the 2007 and 2012 photographs were obtained from Namibia Statistics Agency (NSA). The 2007 and 2012 photos were in colour and were used to observe the temporal characteristics of the land cover features and validate the changed and no change masks.

A total of 210 sample points were created using the stratified random sampling method (figure 4) based on the change and no change mask, this ensured that both strata were sampled. Field work which was carried out in November 2017, included recording the existing land cover classes and capturing geotagged photographs of the site in the northern, eastern, western and southern directions on the field data sheet. Furthermore, observed human and natural events such as logging, soil erosion, among others, were recorded. The goal of the field work was to gain an understanding about the history of the land cover change trajectories. To achieve this, local residents were interviewed about their possible knowledge on the land cover change trajectories in the past, including land use activities. The local residents interviewed



a) Multidate segmentation



b) Change mask (Red) and No change mask (Green)

Figure 3.

The Multi-date segmentation (a) and the change and no change masks (b) produced from the segmentation and the image differencing thresholds.

were village headmen (4), a traditional chief (1), commercial and subsistence farmers (18), forest rangers (2), game ranger (1), local authority officials (2) and teachers (6). The information provided by the local residents was only used to interpret imagery in the change and no change masks. Furthermore, 486-point data collected on forest and non-forest either by forest inventory, field observations by De Cauwer *et al.* (2016), the Directorate of Forestry (2013) and Google Earth imagery were used in addition to the 210 samples collected from fieldwork.

Object-based classification

The classification legend used was based on the International Panel on Climate Change (IPCC) classification scheme (IPCC, 2003). The bushland and bare land were added by the authors based on field observations. Therefore, a total of 7 classes as described in table II.

Object-based classification was analysed using Trimble's eCognition Developer version 9.0. The eCognition software uses rule sets to perform a segmentation, classification and exports the output either as raster or vector. Rule sets are decision rules which use thresholds determined by the user to perform a function. Under the no change mask, cropland areas were extracted using the "mean brightness", "rectangular fit" and "elliptic fit feature" tools. The "rectangular fit" tool can be used to label how well objects will fit into a rectangle of the same proportion and size, values range from 0 to 1, with 1 indicating a perfect rectangular object shape (Trimble, 2014). Furthermore, the elliptic fit can be used to label how well objects will fit into an ellipse or circle of the same size and proportion. A value of 1 indicates that the object has a perfect elliptic or circular shape while 0 indicates that the object is not round at all (Trimble, 2014). Cropland had mean brightness values greater than 0.2. Crop fields were rectangular in shape in the communal areas while there were circular on commercial farms. The mean brightness threshold value together with the rectangular fit value of more than 0.5 and the elliptic

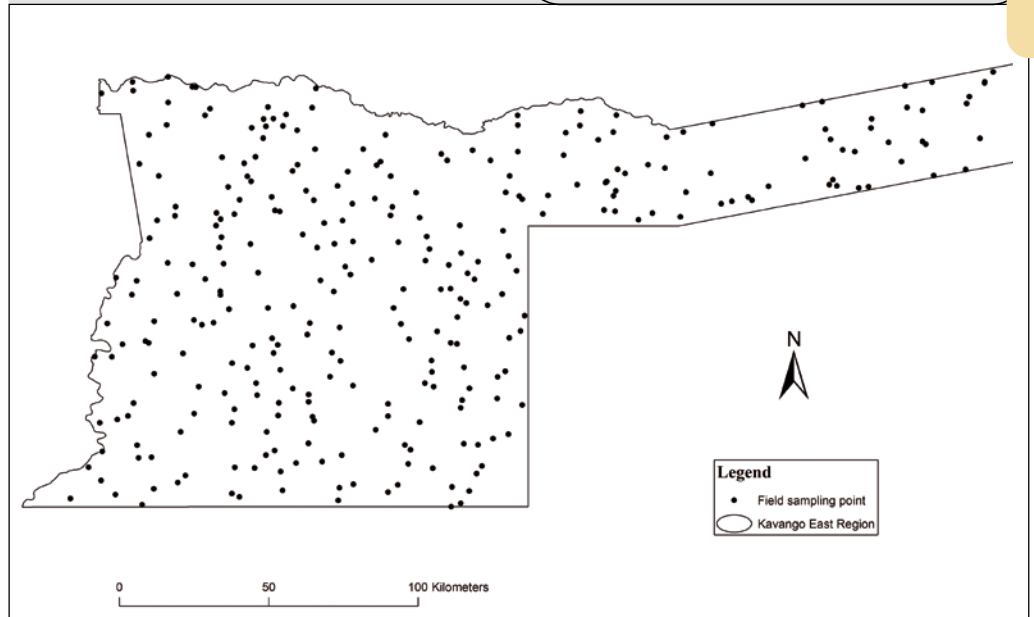


Figure 4.
 An illustration of the spatial distribution of the field data.

fit value of more than 0.5 were used to classify cropland. These values seemed to produce a satisfactory discrimination between cropland and non-cropland features.

The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) was used to classify forest and non-forest areas. The NDVI uses a ratio of the reflectance values between the Near infrared band and Red band and is one of the most used indices in remote sensing (Cracknell, 2001). The NDVI is highly correlated with photosynthetic activities and chlorophyll content in vegetation (Myneni *et al.*, 1995; Tucker *et al.*, 2005). Forest areas tend to have high NDVI values compared to non-forest areas. Under the no change mask, mean band values were used to classify the land cover types. For instance, because objects under this mask have remained unchanged, the NDVI for all the years (1990, 2000, 2009 and 2016) were averaged and used to classify forest land, bushland and grassland. Data from field observations and image interpretation were used to determine a threshold value to

Table II.
 Classification scheme description.

Class	Description
Forest land	Areas of more than 0.5 ha consisting of trees with a minimum height of 3 m and a canopy cover of more than 10%
Bushland	Areas of more than 0.5 ha predominantly consisting of bushes, shrubs and trees with a height less than 3 m and a canopy cover of more than 10%
Grassland	Areas dominated by grass (canopy cover more than 50%) including rangelands and pasture with a few shrubs, trees and bushes (canopy cover less than 10%)
Settlement	Areas consisting of built up areas, road infrastructure and human settlements with a population of more than 1000
Cropland	Areas used to produce food for both subsistence and commercial purposes
Wetland	Areas predominantly wet for most of the year consisting of rivers and lakes
Bare land	Area not classified as forest, bushland, grassland, settlement, cropland and wet land and are bare in nature. This includes rocky areas and pans.

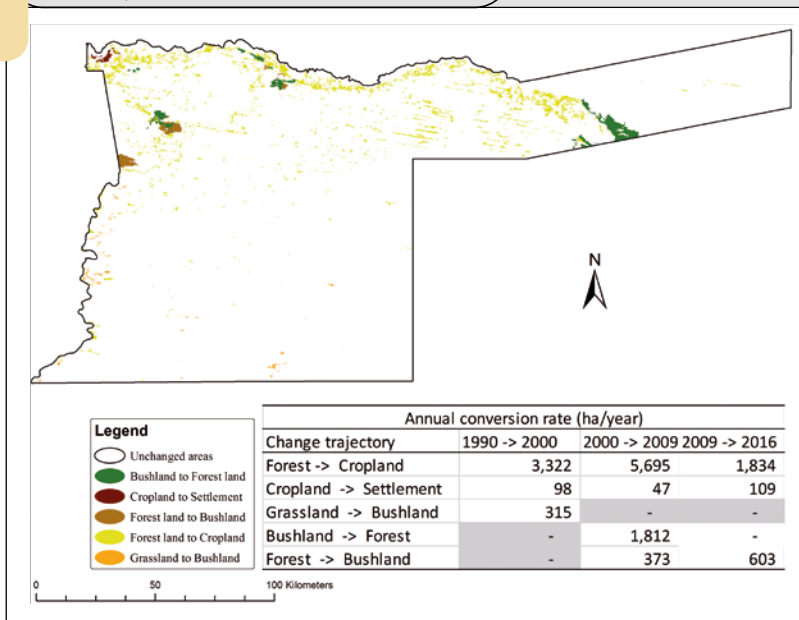


Figure 5. Changed areas from 1990 to 2016. Grey areas indicate that no trajectory was observed within an epoch.

discriminate forestland from bushland and grassland. A NDVI of 0.31 was the minimum value for forest land. Using this as a threshold, all vegetation which had a minimum NDVI value of 0.31 was classified as forest land. The NDVI values for bushland ranged from 0.25 to 0.30. All NDVI values of less than 0.25 were classified as grassland or settlement.

The settlement class was extracted using a combination of the NDVI and the Normalized Difference Built-up Index (NDBI) values. The NDBI is a ratio between the short-wave infrared band and the near infrared band. Built up areas and bare land have higher reflectance values in the short-wave infrared than in the near infrared (Zha *et al.*, 2003). To discriminate the settlement areas and bare land from grassland, NDBI values were subtracted from the NDVI (NDVI-NDBI). The positive values are built-up areas and bare land while negative values are water and vegetation (Zha *et al.*, 2003). Based on this, positive values were classified as settlements and bare land while negative values were classified as grassland. To further discriminate settlements from bare land, mean brightness values greater than 0.5 were used to classify settlements. Settlements appeared brighter compared to bare land. Water completely absorbs the NIR band and therefore appears dark in colour. As such, mean NIR band values were used to determine the appropriate threshold to classify wetland. Mean NIR values less than 0.18 appeared to successfully discriminate water bodies from other land cover classes. Therefore, all objects with mean NIR less than 0.18 were labeled as wetland. The resultant product from this ruleset classification was the unchanged land cover map.

Land cover change trajectories were analysed on the change mask. To track the land cover trajectory per epoch, the “copy map” and “synchronize map” tools of eCognition were used. Change trajectories were identified and defined per epoch (1990-2000, 2000-2009 and 2009-2016). The

“copy map” tool was used to copy the 1990 image layers, 2000 image layers and the objects produced from the multi-date segmentation stage into the new 1990-2000 map. Mean band values from the difference of the NIR between the two years (NIR2000-NIR1990) were used to detect land cover trajectories (Desclée *et al.*, 2006). When the difference of the NIR was greater than 0.01 changes were correctly detected. Information gathered from the image interpretation stage, field work as well insights from the locals were used to define the detected trajectory. For instance, if from image interpretation it was identified that forest land in 1990 became cropland in 2000, the trajectory was confirmed with farmers or residents who have lived at the site since 1990. Under the 1990 land cover map, the trajectory “forest land in 1990 to cropland in 2000” was labeled as forest land, while on the 2000 land cover map it was labeled as cropland. These procedures were repeated for the 2000-2009 and 2009-2016 epochs. The changed polygons from the change masks and the land cover map from the unchanged mask were combined to produce 1990, 2000, 2009 and 2016 land cover maps.

The accuracy of the land cover maps was assessed using independent validation points produced from Google Earth imagery. For each land cover map, validation points were randomly created in ESRI’s ArcGIS 10.1 software and overlaid in Google Earth. The land cover was recorded by zooming on the random point and then labeling the existing land cover on such a point. The “time slider” tool was used to observe the historical images for 2009, 2000 and 1990. As a result, a total of 591 random points were acquired for 2016, 265 for 2009, 253 for 2000 and 150 for 1990. The “Confusion Matrix Using Ground Truth ROI” tool in ENVI 5.2 was used to measure the accuracy of the land cover maps. The validation points were converted to Region of Interest (ROI) points to produce a confusion matrix. The overall accuracy, Kappa coefficient, user accuracy and producer accuracy values were obtained from the confusion matrix.

Results

Detected change trajectories

Changed areas related to land use such as agricultural expansion from 1990 to 2016 in Kavango East are shown in figure 5. Other changes such as vegetation loss due to wild fires were also observed but they were regarded to be beyond the scope of this study (photo 2). To gain an understanding on the detected changes, 1990 to 2016 burned area polygons obtained from the Directorate of Forestry (DoF) in Namibia and fire return periods products revealed that forest fires are frequent in these areas. Visual observations on Google Earth further showed that forest fires mainly burn bushes and grasses, but the vegetation quickly regenerates after the next rainy season.

The conversion forest land to cropland occurred in all the epochs (photo 3). From 1990 to 2000 to 33,223 ha of

forest land were converted to cropland (figure 5). This then corresponded to annual conversion of 3,322 ha. There was a sharp increase in forest areas converted to cropland in the 2000-2009 epoch with a total of 51,253 ha and an annual conversion of 5,695 ha. In the 2009-2016 epoch, forest loss due to cropland decreased to 12,838 ha with an annual conversion of 1,834 ha.

The trajectory from cropland to settlement was observed in all the epochs, especially in the northwestern parts of the study area. About 98 ha of cropland were converted to settlement per year in the 1990-2000 epoch. In 2000-2009, it was reduced to 47 ha per year before increasing to 107 ha per year between 2009-2016. Urbanization rates are relatively low in Kavango East as most people still live in rural areas (NSA, 2012). Even if people are to migrate in search of better socio-economic opportunities, the capital Windhoek remains their preferred destination (NSA, 2012). Forest regrowth was detected in the 2009-2016 epoch. A total of 16,309 ha of bushland became forest land in 2016. This may be related to the above normal rainfall Namibia received between 2006 to 2011 (Namibia Meteorological Service, 2014) and the fact that the difference between bushland and open forest is very small.

Land cover in Kavango East

The land cover maps show that the cropland class exhibited a linear pattern along the Okavango river and other dry fossil rivers (figure 6). Furthermore, there has been an expansion in cropland areas in the northwestern and north eastern parts of the study area. The distribution of the forest class was relatively uniform in the study area, with most disturbances occurring along the rivers (dry and permanent) and roads. The central, southwestern, and eastern parts have largely remained unchanged. The bushland class was mainly distributed on the southwestern and southeastern parts of the study area while a few patches can be observed on the northeastern parts.

The grassland class was found mostly in the northern parts in the flood plains along the river, with a few patches in the south. Bare land was mainly distributed in the northeastern parts where salt



Photo 3.

A crop field after a harvesting season in Kavango East. The conversion from forest land to cropland is a common practice in the study area. Photo E. Muhoko.

panns are found. Forest land was the dominant land cover in all years followed by bushland in second and cropland third (table III). In fact, more than half of the study area was covered by forest land (58% in 1990, 56% in 2000, 55% in 2009 and 54% in 2016). This indicates that there was a gradual decrease in forest land from 1990 to 2016. The highest land cover for the bushland class was in 2016 with 39%. Furthermore, cropland doubled from 3% in 1990 to 6% in 2016. This indicates that agriculture still remained the main source of the livelihood for the expanding population of Kavango East. The settlement class covered 0.07% of the study area in 1990 and reached 0.14% in 2016.

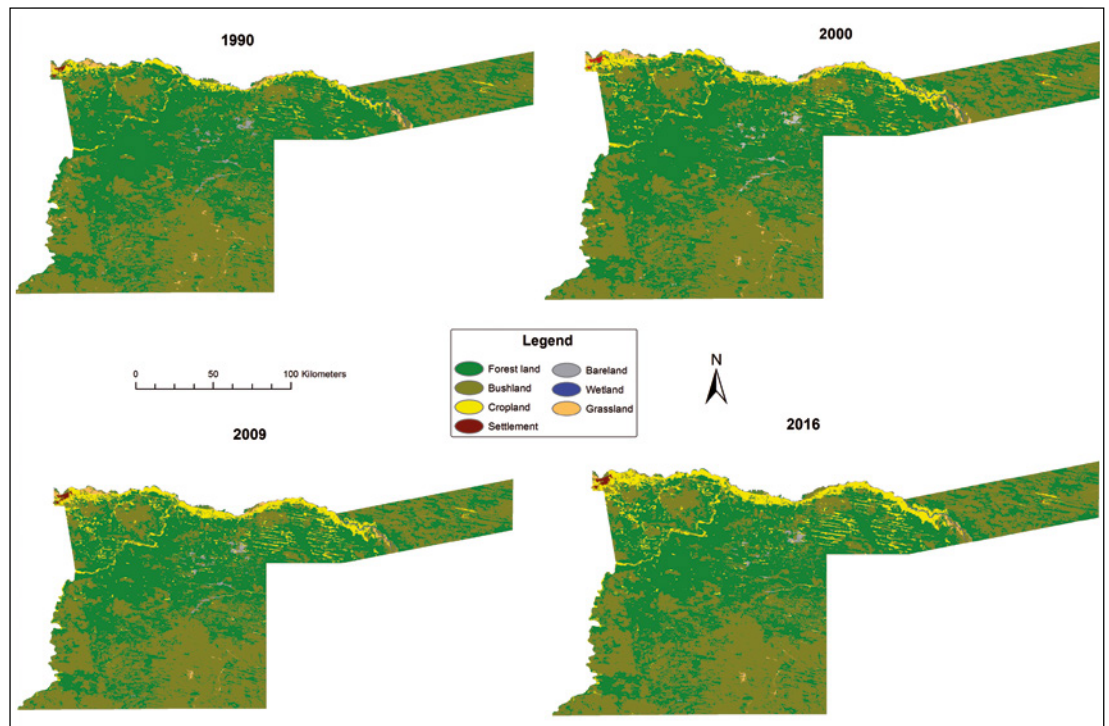


Figure 6.

The distribution of land cover types in the study area.

Table III.
Land cover composition for 1990, 2000, 2009 and 2016.

Land Cover type	1990		2000		2009		2016	
	Area (ha)	Area (%)	Area (ha)	Area (%)	Area (ha)	Area (%)	Area (ha)	Area (%)
Forest land	1,376,140	58	1,326,960.0	56	1,310,680	55	1,293,680	54
Bushland	906,245	38	925,139.0	39	917,318	38	928,193	39
Cropland	69,838	3	102,208.0	4	129,881	5	145,405	6
Grassland	21,225	0.9	183,37.1	0.8	14,523	0.6	8,583	0.4
Settlement	1,725	0.1	2,616.2	0.1	2,850	0.1	3,376	0.1
Bare land	9,633	0.4	9,641.0	0.4	9,592	0.4	5,638	0.2
Wetland	3,475	0.1	3,338.2	0.1	3,409	0.1	3,409	0.1
Total	2,388,287	100	2,388,287	100	2,388,287	100	2,388,287	100

Table IV.
Accuracy assessment results for the 2016 classification.

Class	Producer accuracy (%)	User accuracy (%)	Commission error (%)	Omission error (%)	Reference points
Bare land	25	94	6	75	16
Bushland	84	68	32	16	133
Forest land	90	87	13	10	162
Cropland	95	87	14	6	178
Grassland	56	54	46	44	37
Settlement	87	100	0	13	26
Wetland	85	100	0	15	33
Total					591
Overall accuracy (%)	81				
Kappa coefficient	0.76				

Table V.
Accuracy assessment results for the 2009 classification.

Class	Producer accuracy (%)	User accuracy (%)	Commission error (%)	Omission error (%)	Reference points
Settlement	70	100	0	30	7
Grassland	93	90	10	7	29
Bushland	69	78	22	31	51
Wetland	91	100	0	9	32
Forest land	87	71	29	13	83
Cropland	74	80	20	26	46
Bare land	31	83	17	69	6
Total					265
Overall Accuracy (%)	78				
Kappa coefficient	0.73				

Accuracy of the classification

Independent reference points generated from Google Earth using visual interpretation were used to assess the accuracy of the classification for all the maps. Table IV shows the accuracy assessment results for the 2016 classified image. The overall classification accuracy achieved for the 2016 classification was 81% with a Kappa coefficient of 0.76. Studies in comparable ecosystems have achieved overall accuracy values in the range of 60% to 90% when image classification was performed using Landsat imagery (Mango *et al.*, 2011; Kamwi *et al.*, 2018).

A Kappa value between 0.70-0.80 is interpreted as substantial agreement (Viera and Garret, 2005). Therefore, the values obtained in this study denote an acceptable classification result. For the 2016 classification, cropland and forest land had the highest producer accuracy of 95% and 90%, respectively. Wetland and settlement both had the highest user accuracy of 100%. This then corresponded to the lowest commission errors of 0% for both. Bare land and grassland had the lowest producer accuracy with 25% and 56%, respectively. The overall accuracy for the 2009 classification was 78% (table V), for the 2000 classification was 81% (table VI) and 1990 classification it was 75% (table VII).

A confusion matrix (table VIII) for the 2016 classification reveals

that 16 pixels under bare land were incorrectly classified as grassland, while 21 pixels were incorrectly classified as bushland. Furthermore, 9 pixels under grassland were incorrectly classified as bushland and 1 pixel was incorrectly classified as bushland. The 2009 confusion matrix table shows that only 40 pixels out of 58 were correctly classified as bushland, with 17 pixels misclassified as forest land. Bare land had 5 out of 16 pixels correctly classified while 5 pixels were misclassified as bushland. Compared to other classes, bushland and bare land had the highest number of misclassified pixels (table IX).

The 2000 confusion matrix (table X) reveals a similar scenario with 8 out of 25 pixels were correctly classified as bare land, with 8 and 6 pixels misclassified as bushland and grassland, respectively. While the 1990 classification also shows that out of 20 pixels under bare land, 5 were misclassified as bushland, 4 misclassified as grassland (table XI).

Discussion

Land cover mapping

The land cover mapping process assessed the spatial distribution of the land cover types as well as the extent of land cover change as displayed by the thematic maps for 1990, 2000, 2009 and 2016. The use of mean NDVI values to map forest land and bushland resulted in high producer accuracy values for the 2016 map with 90% and 84%, respectively. This corroborates

Table VI.

Accuracy assessment for the 2000 classification.

Class	Producer accuracy (%)	User accuracy (%)	Commission error (%)	Omission error (%)	Reference points
Wetland	82	100	0	18	9
Settlement	87	93	7	13	14
Grassland	65	65	35	35	20
Forest land	89	88	12	11	81
Cropland	88	81	19	12	54
Bushland	90	71	29	10	66
Bare land	32	100	0	68	8
Total					253
Overall accuracy (%)	81				
Kappa coefficient	0.76				

Table VII.

Accuracy assessment of the 1990 classification.

Class	Producer accuracy (%)	User accuracy (%)	Commission error (%)	Omission error (%)	Reference points
Bare land	50	83	17	50	12
Bushland	66	57	43	34	44
Cropland	74	82	18	26	28
Forest land	86	74	26	14	69
Grassland	60	64	36	40	14
Settlement	63	100	0	38	5
Wetland	93	100	0	7	27
Total					200
Overall accuracy (%)	75				
Kappa coefficient	0.69				

Table VIII.

Confusion matrix table for the 2016 classification.

Class	Ground Truth (pixels)							
	Grassland	Bushland	Forest land	Wetland	Settlement	Cropland	Bare land	Total
Unclassified	0	0	0	6	0	0	0	6
Grassland	20	0	1	0	0	0	16	37
Bushland	9	91	8	0	0	4	21	133
Forest land	0	15	141	0	0	5	1	162
Wetland	0	0	0	33	0	0	0	33
Settlement	0	0	0	0	26	0	0	26
Cropland	6	2	6	0	4	154	6	178
Bare land	1	0	0	0	0	0	15	16
Total	36	108	156	39	30	163	59	591

Table IX.

Confusion matrix table for the 2009 classification.

Class	Ground Truth (pixels)							Total
	Grassland	Bushland	Forest land	Wetland	Settlement	Cropland	Bare land	
Unclassified	0	0	0	2	1	8	0	11
Settlement	7	0	0	0	0	0	0	7
Grassland	0	26	0	0	0	0	3	29
Bushland	0	1	40	1	3	1	5	51
Wetland	0	0	0	32	0	0	0	32
Forest land	0	1	17	0	59	4	2	83
Cropland	3	0	1	0	4	37	1	46
Bare land	0	0	0	0	1	0	5	6
Total	10	28	58	35	68	50	16	265

Table X.

Confusion matrix table for the 2000 classification.

Class	Ground Truth (pixels)							Total
	Grassland	Bushland	Forest land	Wetland	Settlement	Cropland	Bare land	
Unclassified	0	0	0	0	1	0	0	1
Wetland	9	0	0	0	0	0	0	9
Settlement	0	13	0	0	1	0	0	14
Grassland	0	0	13	0	0	1	6	20
Forest land	1	1	0	71	3	4	1	81
Cropland	1	1	5	1	44	0	2	54
Bushland	0	0	2	8	1	47	8	66
Bare land	0	0	0	0	0	0	8	8
Total	11	15	20	80	50	52	25	253

Table XI.

Confusion matrix table for the 1990 classification.

Class	Ground Truth (pixels)							Total
	Grassland	Bushland	Forest land	Wetland	Settlement	Cropland	Bare land	
Unclassified	0	0	0	0	0	0	1	1
Bare land	10	0	0	1	1	0	0	12
Bushland	5	25	3	5	4	1	1	44
Cropland	0	0	23	2	1	2	0	28
Forest land	1	13	4	51	0	0	0	69
Grassland	4	0	1	0	9	0	0	14
Settlement	0	0	0	0	0	5	0	5
Wetland	0	0	0	0	0	0	27	27
Total	20	38	31	59	15	8	29	200

the findings by Verlinden and Laamanen (2006) that Landsat imagery is suitable for estimating tree cover and biomass at regional level in northern Namibia. Furthermore, forest land appeared to be relatively unaffected by forest fires as field observations and image analysis showed. Indeed, areas with high NDVI values remained unchanged compared to areas with low NDVI values. This is in line with the findings by Stellmes *et al.* (2013) who concluded that wild fires mostly affect grassland and other vegetation types but not forest crowns. However, findings by De Cauwer *et al.* (2016) indicated that higher fire frequency directly results in early tree mortality, which may result in a degradation of the forest landscape. It is possible that this is happening but the reduction in crown cover is not large enough to drop below 10% and hence the land remains classified as open forest.

The object-based method took into consideration the spectral signatures of crop fields, as well as their shape and size. The use of the “rectangular fit” and “elliptic fit” tools enabled to map the rectangular shapes of crop fields on subsistence farms and the circular shapes of irrigated crop fields on commercial farms. This may be attributed to the high producer accuracy of 95%. Cropland had high NDVI values especially on irrigated commercial farms. Using these tools successfully avoided the challenge of discriminating between forestland and cropland based on their NDVI values. The use of NIR mean band values to classify wetland resulted in a high producer accuracy of 85%.

Although a direct comparison between object and pixel-based approaches was not within the scope of this study, studies comparing the two approaches have been conducted before. For instance, Esetlili *et al.* (2018) reported that object-based approaches produced superior overall accuracy and Kappa statistics compared to pixel-based methods in crop mapping. Jawak *et al.* (2018) obtained overall accuracy of 90% and a Kappa value of 0.88 for object-based classification compared to an overall accuracy of 79% and Kappa value of 0.75 for pixel-based methods. Accurate and reliable estimate of land cover features is essential as this underpins policy formulation and sustainable land management strategies.

Land cover changes

In the 1990-2000 epoch, considerable amount of forest land was converted to cropland. This may be attributed to the fact that since Namibia gained independence in 1990, green scheme farms such as Mashare, Uvhungu vhungu, Shitemo have been established in Kavango East with an aim of ensuring food security in the country (MAWF, 2008). The present study found that cleared land increased between 1990 and 2009 but reduced in 2016. The increase in cleared land corroborates the findings by Mendelsohn (2009) who reported an increase in cleared land between 1943 and 1996 in the former Kavango region. The largest conversion from forest land to cropland was observed in the 2000-2009 epoch. This is contrary to the findings by Kamwi *et al.* (2015), who reported a significant increase in forest land and a decrease in cropland from 1991 to 2010 in the Zambezi region. These differences could be due to the fact that, large portions of the

Zambezi region have been declared as protected land whereby land clearing is prohibited by the state. As such, forests have mostly remained undisturbed. Furthermore, socio-economic conditions which are regarded as one of the drivers of land cover change, are different between the two regions. The 2000-2009 epoch coincided with the launch of the Ndonga Linena green scheme project by the Ministry of Agriculture, Water and Forestry (MAWF) where 1,000 ha of forest land was cleared to establish a commercial farm (MAWF, 2008). However, the clearing of forests decreased in the 2009-2016 epoch. A possible explanation for this decrease may be that people began to view economic opportunities such as employment being far more attractive compared to subsistence farming (NSA, 2012). Furthermore, the end of the civil war in Angola may have contributed to the decrease in cleared land as people returned to southern Angola. This is in line with the findings by Röder *et al.* (2015), who reported that a substantial increase in the conversion of woodland to cleared land is anticipated in Southern Angola as repatriates return from Namibia.

Fire scars, seasonality effects and rainfall variability complicated interpretation on Landsat and other imagery used as reference. Despite conducting comprehensive field work, a large portion of the study area was not visited due to inaccessibility to the sampling sites. Some of the Google Earth imagery used to complement the control points were outdated. For instance, in the southern parts of the study area, the available images were for the year 2012 whereas the 2016 reference points were collected. In addition, the required months were either May or June but some of the available Google Earth imagery were captured between September and November resulting in seasonality effects on the data collected (photo 4). This could be improved by adopting a community-based data collection approach where community members collect ground truth data (De Vries *et al.*, 2016). Also, rainfall variation between the years may have triggered the detection of false forest regrowth and false deforestation. All these elements have resulted in inaccuracies for some of the reference points.

Classifying grassland and bare land was a challenge as evidenced by their low producer accuracy values. Despite using the NDVI and NDBI ratios to classify grassland and bare land, the two classes appeared identical. By using imagery for May-June period, early season fires might have cleared dry grasses to produce bare land. Discriminating identical classes on a 30 m Landsat imagery proved difficult. In addition, there was a challenge in discriminating settlements from bare land as they have a related spectral signature. Despite incidences of logging observed when field work was conducted, the classified maps and the changed polygons did not reveal the areas where such logging was observed. This corroborates the findings by Asner *et al.* (2002) that Landsat imagery has challenges in quantifying incidences of selective forest logging. Satellite Imagery with higher spatial resolution such as Sentinel 2 may exploit the advantages of object-based image analysis. Despite the challenging environmental conditions which influences the accuracy of the land cover products, the results produced shows that the object-based approach can be used for long term monitoring of land cover change.

Conclusion

A multi-date object-based image analysis was applied to study the dynamics of land cover change in the dry tropical forests of the Kavango East Region - Northeastern Namibia. The results show that the methods applied offer a viable alternative to pixel approaches due to the fact that it is based on two components before the production of the land cover maps. First, by detecting and understanding the changed polygons, second, by mapping unchanged polygons based on mean band values. This approach avoids propagating errors from one study period to another, while simultaneously, land cover change hot spots are identified and mapped accurately. The overall accuracy results ranged between 75% and 81% for the years under investigation.

Applied on sets of four Landsat images spanning from 1990 to 2016, it was discovered that large areas of the Kavango East region remained intact. This was mostly observed in the southern, western and eastern parts of the region where population density is low and access via road is limited. Most land cover changes were observed along the Okavango river and the Trans-Caprivi highway. The most common land conversion was from forest to cropland for all epochs. In 1990 forest covered 58% of the land but by 2016, this extent was reduced to 54%. In the meantime, cropland covering 3% of the study area in 1990 doubled to reach 6% by 2016.

The dry environmental conditions in Namibia makes satellite based remote sensing analysis difficult. Variations

in rainfall patterns, seasonality effects and fire scars contributed to false detections of forest loss and forest growth. The use of an object-based approach appeared promising to handling the complexity of the landscape. However, this did not solve all issues on mixed land cover classes. Reference datasets can be improved by involving community members to collect validation datasets on observed land cover changes over time. This may lead to improvements in the accuracy of the land cover products. In the future, higher spatial resolution imagery should be used to quantify forest logging. The present study employed a new approach for land cover change mapping in the dry tropical forests of North-eastern Namibia. In this regard, in order to improve mapping accuracy in areas under similar environmental and biophysical conditions, the method can be used for long term monitoring purposes.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Southern African Science Service Centre for Climate Change and Adaptive Land Management (SASSCAL) task 303, and the Directorate of Forestry in the Ministry of Environment, Forestry and Tourism (MEFT) for the financial support.

References

Asner G., Keller M., Pereira R., Zweede J., 2002. Remote sensing of selective logging in Amazonia assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. *Remote Sensing of Environment*, 80: 483-496. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00326-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00326-1)

Campbell J., Wynne R., 2011. *Introduction to Remote Sensing* (5th ed.). New York, USA, The Guilford Press, 305 p.

Cracknell A. P., 2001. The exciting and totally unanticipated success of the AVHRR in applications for which it was never intended. *Advances in Space Research*, 28 (1): 233-240. [https://doi.org/10.1016/S0273-1177\(01\)00349-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1177(01)00349-0)



Photo 4.

Vegetation after the dry winter season. Seasonality effects had an impact on the accuracy of the maps produced.

Photo E. Muhoko.

- De Cauwer V., Geldenhuys C. J., Aerts R., Kabajani M., Muys B., 2016. Patterns of forest composition and their long-term environmental drivers in the tropical dry forest transition zone of southern Africa. *Forest Ecosystems*, 3 (1): 23. <https://doi.org/10.1186/s40663-016-0080-9>
- De Cauwer V., 2015. Towards estimation of growing stock for the timbertree *Pterocarpus angolensis* in Namibia. Presented at the DAAD World Forestry Congress Workshop Bridging the Gap between Forest Information Needs and Forest Inventory Capacity, 7-12 September, Pietermaritzburg, South Africa.
- Desclée B., Bogaert P., Defourny P., 2006. Forest change detection by statistical object-based method. *Remote Sensing of Environment*, 102 (1-2): 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.013>
- De Vries B., Pratihast A., Verbesselt J., Kooistra L., Herold M., 2016. Characterizing Forest Change Using Community-Based Monitoring Data and Landsat Time Series. *PLoS ONE*, 11 (3): e0147121. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147121>
- Directorate of Forestry, 2013. Forest inventory data, 2002-2013. Microsoft Excel data file. Windhoek, Namibia, Ministry of Agriculture, Water and Forestry.
- Directorate of Forestry, 2012. Community Forestry in Namibia. Windhoek, Namibia, Ministry of Agriculture, Water and Forestry. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147121>
- Dirzo R., Young H. S., Galletti Y. M., Ceballos G., Nick J. B., Collen B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345: 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Ernst C., Verhegghen A., Bodart C., Mayaux P., de Wasseige C., Bararwandika A., *et al.*, 2010. Congo basin forest cover change estimate for 1990, 2000 and 2005 by Landsat interpretation using an automated object-based processing chain. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 38 (4).
- Esetlili M. T., Balcik F. B., Şanlı F. B., Üstüner M., Kalkan K., Göksel C., *et al.*, 2018. Comparison of Object and Pixel-Based Classifications for Mapping Crops Using Rapideye Imagery: A Case Study of Menemen Plain, Turkey. *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 5 (2): 231-243. <https://doi.org/10.30897/ijegeo.442002>
- FAO, 2001. Nutrition Country Profiles – Namibia. Rome, Italy, FAO. <http://www.fao.org/tempref/AG/agn/nutrition/ncp/nam.pdf>
- Flood N., 2014. Continuity of reflectance data between Landsat-7 ETM+ and Landsat-8 OLI, for both Ttop-of-atmosphere and surface reflectance: A study in the Australian landscape. *Remote Sensing*, 6 (9): 7952-7970. <https://doi.org/10.3390/rs6097952>
- IPCC, 2003. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. *In*: Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., *et al.* (eds). The Intergovernmental Panel on Climate Change. Hayama, Kanagawa, Japan. https://doi.org/10.1007/springerreference_28950
- Jawak S. D., Wankhede S. F., Luis A. J., 2018. Comparison of Pixel and Object-Based Classification Techniques for Glacier Facies Extraction. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 42 (5). <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-5-543-2018>
- Juniati E., Arrofigoh E. N., 2017. Comparison of Pixel-Based and Object-Based Classification Using Parameters and Non-Parameters Approach for The Pattern Consistency of Multi Scale Land Cover. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 42 (2)/W7. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-xlii-2-w7-765-2017>
- Kamwi J. M., Cho M., Kaetsch C., Manda S., Graz F., Chirwa P., 2018. Assessing the spatial drivers of land use and land cover change in the protected and communal areas of the Zambezi Region, Namibia. *Land*, 7 (4): 131. <https://doi.org/10.3390/land7040131>
- Kamwi J. M., Chirwa P. W. C., Manda S. O. M., Graz P. F., Kätsch C., 2015. Livelihoods, land use and land cover change in the Zambezi Region, Namibia. *Population and Environment*, 37 (2): 207-230. <https://doi.org/10.1007/s11111-015-0239-2>
- Mango L. M., Melesse A. M., McClain M. E., Gann D., Setegn G., 2011. Land use and climate change impacts on the hydrology of the upper Mara River Basin, Kenya: results of a modeling study to support better resource management. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15: 2245-2258. <https://doi.org/10.5194/hess-15-2245-2011>
- MAWF (Ministry of Agriculture, Water and Forestry), 2008. Green Schemes farms of Namibia (No. 1). Windhoek, Namibia.
- Mendelsohn J., Jarvis A., Roberts C., Robertson T., 2002. Atlas of Namibia. A Portrait of the Land and its People. Windhoek, Namibia, Ministry of Environment and Tourism. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/mmzn.20040800111>
- Mendelsohn J., 2009. Land use in Kavango: Past, Present and Future. OKACOM. Research and information Services of Namibia. Retrieved from http://www.the-eis.com/data/literature/Mendelsohn_Land%20use%20Kavango.pdf
- MLR (Ministry of Land Reform), 2015. Integrated Regional Land Use Plan for the Kavango East Region Baseline Report (Volume 1). Windhoek, Namibia.
- Myneni R., Hall F., Sellers P., Marshak A., 1995. The interpretation of spectral vegetation indexes. *TIEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33 (2): 481-486. <https://doi.org/10.1109/36.377948>
- Namibia Meteorological Service, 2014. Daily rainfall entry for seasonal monitoring and production of climate bulletin. Microsoft Excel data file. Windhoek, Namibia.

NBSAP, 2014. Namibia's Second National Biodiversity Strategy Action Plan 2013-2022. [http://www.met.gov.na/files/files/Namibia%E2%80%99s%20Second%20National%20Biodiversity%20Strategy%20and%20Action%20Plan%20\(NBSAP%20\)%20%202013%20-%202022.pdf](http://www.met.gov.na/files/files/Namibia%E2%80%99s%20Second%20National%20Biodiversity%20Strategy%20and%20Action%20Plan%20(NBSAP%20)%20%202013%20-%202022.pdf)

NSA (Namibia Statistics Agency), 2012. Namibia Population and Housing Main Report. Windhoek, Namibia.

Pröpfer M., Gröngroft A., Falk T., Eschenbach A., Fox T., Gessner U., *et al.*, 2010. Causes and perspectives of land-cover change through expanding cultivation in Kavango. Biodiversity in Southern Africa, 3: 1-31. <http://researchspace.csir.co.za/dspace/handle/10204/4831>

Pröpfer M., Vollan B., 2013. Beyond Awareness and Self-Governance: Approaching Kavango Timber Users' Real-Life Choices. Land, 2: 392-418. <https://doi.org/10.3390/land2030392>

Röder A., Pröpfer M., Stellmes M., Schneibel A., Hill J., 2015. Assessing urban growth and rural land use transformations in a cross-border situation in Northern Namibia and Southern Angola. Land Use Policy, 42 (2015): 340-354. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.08.008>

Schultz M., Shapiro A., Clevers J. G. P. W., Beech C., Herold M., 2018. Forest Cover and Vegetation Degradation Detection in the Kavango Zambezi Transfrontier Conservation Area Using BFAST Monitor. Remote Sensing, 10 (11): 1850. <https://doi.org/10.3390/rs10111850>

Stellmes M., Frantz D., Finckh M., Revermann R., 2013. Fire frequency, fire seasonality and fire intensity within the Okavango region derived from MODIS fire products. Biodiversity and Ecology, 5: 351-362. <https://doi.org/10.7809/b-e.00288>

Trimble, 2014. eCognition® Developer Reference Book. Munich, Germany, Trimble Germany GmbH, 258 p.

Tucker C. J., Pinzon J. E., Brown M. E., Slayback D. A., Pak E. W., Mahoney R., *et al.*, 2005. An extended AVHRR 8-km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data. International Journal of Remote Sensing, 26 (20): 4485-4498. <https://doi.org/10.1080/01431160500168686>

Verhegghen A., Ernst C., Defourny P., Beuchle R., 2010. Automated land cover mapping and independent change detection in tropical forest using multi-temporal high-resolution data set. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 38 (4).

Verlinden A., Laamanen R., 2006. Modeling woody vegetation resources using Landsat TM imagery in northern Namibia. The Southern African Forestry Journal, 207 (1): 27-39. <https://doi.org/10.2989/10295920609505250>

Viera A. J., Garret J. M., 2005. Understanding Interobserver Agreement: The Kappa Statistic. Family Medicine, 37: 360-363. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15883903>

Wingate V., Phinn S., Kuhn N., Bloemertz L., Dhanjal-Adams K., 2016. Mapping Decadal Land Cover Changes in the Woodlands of North Eastern Namibia from 1975 to 2014 Using the Landsat Satellite Archived Data. Remote Sensing, 8 (8): 681. <https://doi.org/10.3390/rs8080681>

Zha Y., Gao J., Ni S., 2003. Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery, International Journal of Remote Sensing, 24 (3): 583-594. <https://doi.org/10.1080/01431160304987>

Muhoko *et al.* – Contribution des auteurs

CONTRIBUTOR ROLE	CONTRIBUTOR NAMES
Conceptualization	E. Muhoko
Data Curation	E. Muhoko
Formal Analysis	E. Muhoko, C. de Wasseige, V. De Cauwer
Funding Acquisition	E. Muhoko
Investigation	E. Muhoko
Methodology	E. Muhoko, C. de Wasseige
Project Administration	S. Moukrim, S. Lahssini
Resources	E. Muhoko, C. de Wasseige, V. De Cauwer
Software	E. Muhoko
Supervision	E. Muhoko, C. de Wasseige, V. De Cauwer
Validation	E. Muhoko, C. de Wasseige, V. De Cauwer
Visualization	E. Muhoko
Writing – Original Draft Preparation	E. Muhoko
Writing – Review & Editing	E. Muhoko, C. de Wasseige, V. De Cauwer

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

Caractérisation phénotypique des plantules de quatre populations de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. au Burkina Faso

Fatimata Anna DIALLO¹
Abdoulazize SANDWIDI¹
Madjelia Ebou Cangré DAO¹
Pauline BATIONO-KANDO²
Boukary Ousmane DIALLO¹

¹ Institut de l'environnement
et de recherches agricoles
Département Environnement et Forêts
BP 7047, Ouagadougou 03
Burkina Faso

² Université Joseph Ki-Zerbo
Unité de formation et de recherche
en sciences de la Vie et de la Terre
Laboratoire Bioscience
09 BP 7021, Ouagadougou 03
Burkina Faso

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Fatimata Anna DIALLO –
annadiallofat@gmail.com



Photo 1.
Plantules de *Sclerocarya birrea* utilisées pour l'essai.
Photo Diallo *et al.*, 2020.

Doi : 10.19182/bft2020.344.a31898 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad – Date de soumission : 23 septembre 2019 ;
date d'acceptation : 13 avril 2020 ; date de publication : 1^{er} juin 2020.



Licence Creative Commons :
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

Citer l'article / To cite the article

Diallo F. A., Sandwidi A., Dao M. E. C., Bationo-Kando P., Diallo B. O., 2020. Caractérisation phénotypique des plantules de quatre populations de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. au Burkina Faso. Bois et Forêts des Tropiques, 344 : 33-46.
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.344.a31898>

RÉSUMÉ

Caractérisation phénotypique des plantules de quatre populations de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. au Burkina Faso

Sclerocarya birrea (A. Rich.) Hochst. est un fruitier oléagineux d'Afrique. Les fortes mortalités après plantation sont dues à l'affectation inappropriée des plants dans les zones écologiques. La caractérisation phénotypique des plantules a pour objectif de déterminer dès le jeune âge des caractères d'adaptation aux conditions écologiques. L'étude porte sur 494 plantules originaires des populations de You, Yarci, Gonsé et Diapangou-Peulh au Burkina Faso. Celles-ci appartiennent à quatre localités circonscrites dans trois zones climatiques. Les résultats montrent que la levée groupée assure la présence de générations chevauchantes à l'intérieur des populations. L'analyse de variance qui fait apparaître des différences intra- et inter-populations sur la majorité des variables traduit la diversité phénotypique des plantules. L'analyse en composantes principales montre des caractéristiques spécifiques à chaque population. Le dendrogramme de la classification ascendante hiérarchisée permet d'identifier trois groupes : G1 : Gonsé (55,88 %), Yarci (23,52 %) et You (20,58 %) ; G2 : You (46,15 %), Yarci (42,30 %), Diapangou-Peulh (7,69 %) et Gonsé (3,84 %) ; G3 : Diapangou-Peulh (90 %), Yarci (5 %) et You (5 %). Ces trois groupes traduisent le rapprochement phénotypique entre individus. Ces résultats mettent en évidence l'existence des gains génétiques pour la sélection individuelle et populationnelle. Ils montrent également que ces populations ne sont pas menacées d'impasse évolutive à court terme. L'étude des héritabilités indique que les caractères les plus héréditaires sont la hauteur de la tige (28,31 %), la longueur de la racine principale (44,30 %), le nombre de racines secondaires (81,89 %), le poids frais des racines (73,47 %) et le poids sec des racines (28,86 %). L'architecture du système racinaire traduit la capacité d'adaptation de *Sclerocarya birrea* à différents types de sols. Compte tenu de ces résultats, la sélection sur les caractères adaptatifs au jeune âge peut être envisagée.

Mots-clés : *Sclerocarya birrea*, caractères phénotypiques, adaptation, stratégie de levée, héritabilité, sélection, Burkina Faso.

ABSTRACT

Phenotype characterisation of seedlings from four *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. populations in Burkina Faso

Sclerocarya birrea (A. Rich.) Hochst. is an African oleaginous fruit tree. High post-plantation mortality is due to planting in inappropriate ecological zones. This study characterised the seedling phenotypes in order to determine their ecologically adapted traits from a very early stage. A total of 494 seedlings were analysed, from populations in You, Yarci, Gonsé and Diapangou-Peulh in Burkina Faso, four locations that fall within three different climatic zones. The study results show that grouped seedling emergence ensures that overlapping generations are present within each population. Variance analysis showed differences within and between populations for most variables, reflecting the diversity of phenotypes among the seedlings. Principal Component Analysis showed characteristics specific to each population. The dendrogram for ranked classification in ascending order identified three groups of individual seedlings with similar phenotypes: G1 for Gonsé (55.88%), Yarci (23.52%) and You (20.58%); G2 for You (46.15%), Yarci (42.30%), Diapangou-Peulh (7.69%) and Gonsé (3.84%); G3 for Diapangou-Peulh (90%), Yarci (5%) and You (5%). These results show the existence of genetic gains in selection at the individual and population level. They also show that these populations are not in danger of coming to an evolutionary dead-end in the short term. The study of heritability showed that the most heritable traits are stem height (28.31%), length of the primary root (44.30%), number of secondary roots (81.89%), fresh weight of the roots (73.47%) and dry weight of the roots (28.86%). The root system architecture reflects the adaptation capacity of *Sclerocarya birrea* to different soil types. In view of these results, selective breeding for adaptive traits may be considered at an early stage.

Keywords: *Sclerocarya birrea*, phenotypic traits, adaptation, emergence strategy, heritability, selection, Burkina Faso.

RESUMEN

Caracterización fenotípica de las plántulas de cuatro poblaciones de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. en Burkina Faso

La *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. es un frutal oleaginoso de África. La importante mortalidad después de la plantación es debida a la selección de zonas ecológicas inadecuadas. La caracterización fenotípica de las plántulas tiene como objetivo determinar desde una edad temprana los caracteres de adaptación a las condiciones ecológicas. El estudio se realizó en 494 plántulas originarias de las poblaciones de You, Yarci, Gonsé y Diapangou-Peulh, en Burkina Faso. Estas cuatro localidades se encuentran en tres zonas climáticas diferentes. Los resultados muestran que la emergencia agrupada de brotes garantiza la presencia de generaciones solapadas en el interior de las poblaciones. El análisis de varianza, que manifiesta diferencias intrapoblacionales e interpoblacionales en la mayor parte de las variables, expresa la diversidad fenotípica de las plántulas. El análisis de componentes principales muestra características específicas de cada población. El dendrograma de la clasificación ascendente jerarquizada permite identificar tres grupos: G1: Gonsé (55,88 %), Yarci (23,52 %) y You (20,58 %); G2: You (46,15 %), Yarci (42,30 %), Diapangou-Peulh (7,69 %) y Gonsé (3,84 %), y G3: Diapangou-Peulh (90 %), Yarci (5 %) y You (5 %). Los tres grupos manifiestan la proximidad fenotípica entre individuos. Estos resultados evidencian que hay ganancias genéticas para la selección individual y poblacional. Muestran asimismo que estas poblaciones no están amenazadas con un punto muerto evolutivo a corto plazo. El estudio de las heredabilidades indica que: los caracteres más heredables son la altura del tallo (28,31 %), la longitud de la raíz principal (44,30 %), el número de raíces secundarias (81,89 %), el peso húmedo de las raíces (73,47 %) y el peso seco de las raíces (28,86 %). La arquitectura del sistema radical revela la capacidad de adaptación de *Sclerocarya birrea* a diferentes tipos de suelo. Teniendo en cuenta estos resultados, se puede plantear la selección de los caracteres adaptativos en edad temprana.

Palabras clave: *Sclerocarya birrea*, caracteres fenotípicos, adaptación, estrategia de emergencia, heredabilidad, selección, Burkina Faso.

Introduction

Au Sahel, les produits forestiers non ligneux font l'objet d'un important commerce sur les marchés locaux (Lamien et Bayala, 1996). Ils constituent une source de revenus pour les populations rurales (Avana *et al.*, 2019). Parmi ces produits, les fruits des espèces locales ont été intégrés comme un nouveau levier de développement dans les programmes nationaux du secteur rural (PNSR). C'est le cas des fruits de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst., communément appelé prunier d'Afrique. Cette espèce, objet de la présente étude, est un fruitier oléagineux endémique à l'Afrique et appartenant à la famille des Anacardiaceae (Hall, 2002). La pulpe de ses fruits est utilisée pour la fabrication de jus et de boisson alcoolisée. Cette boisson alcoolisée est commercialisée sous le nom de «kouna doro» en Afrique de l'Ouest. L'amande de ses fruits est utilisée pour l'extraction d'huile destinée à l'exportation, principalement pour les industries pharmaceutiques (Faye *et al.*, 2011). Au Burkina Faso, plusieurs petites unités de transformation détenues par des associations et groupements de femmes (Union Yanta, Femme 2000, Union des femmes de Kossougdou) se sont spécialisées dans la fabrication de jus et/ou l'extraction d'huile dont la valeur marchande est d'environ 12 000 francs CFA le litre sur les marchés locaux (Faye *et al.*, 2011). Du fait de l'intérêt que suscitent les fruits de *Sclerocarya birrea*, les populations de cette espèce sont soumises à de fortes exploitations. Or, en l'absence de plantations de production et de plans de gestion appropriés des forêts primaires et des parcs agroforestiers, les productions ne couvrent plus les besoins de ces petites unités de transformation. C'est dans ce contexte que le ministère en charge de l'environnement a entrepris depuis une décennie des actions de reboisement participatif, sous forme d'enrichissement des parcs agroforestiers et des peuplements spontanés. Cependant, des rapports techniques du ministère ont fait état de taux de mortalité très élevés, compris entre 60 et 90 % suivant les sites de plantation (Direction générale des forêts, 2016). Toutefois, aucune cause n'a été avancée pour expliquer de tels résultats. Diallo *et al.* (2012) mentionnent qu'en zone soudanienne et sahélienne les fortes mortalités observées après reboisement sont principalement dues à une affectation inappropriée du matériel végétal dans les zones de plantation. Partant de cette observation et pour pallier les fortes mortalités, il paraît nécessaire de sélectionner le matériel végétal avant plantation sur la base des caractères adaptatifs. Ceci passe nécessairement par des tests d'adaptation dont les plus courants sont les essais de provenance en milieu réel (Billand et Diallo, 1991). Cependant, la mise en place de tels dispositifs, ainsi que leur maintien à long terme, sont coûteux pour les pays en développement (Diallo *et al.*, 2000 ; Weber *et al.*, 2018). De plus, l'indicateur utilisé pour évaluer le niveau d'adaptation dans les essais de provenance est le taux de survie. Il s'agit d'une évaluation à postériori qui rend l'âge de sélection tardif et aléatoire. De ce fait, pour raccourcir les schémas de sélection et minimaliser les coûts engendrés par les essais de

provenance en milieu réel, de nouvelles approches d'évaluation du matériel végétal à sélectionner doivent être envisagées. À ce sujet, Diallo *et al.* (2010) et Weber *et al.* (2018) ont montré que les caractéristiques des plantules, dès l'âge de la pépinière, sont des indicateurs pour la sélection fondée sur l'adaptation du matériel végétal aux conditions écologiques. En effet, les informations recueillies à ce stade où les effets maternels sont très forts sont fondamentales pour établir des corrélations jeunes/adultes. Ceci permet d'opérer une sélection précoce sur le critère d'adaptation (Diallo, 2017).

Hall (2005) indique que les populations du prunier d'Afrique auraient probablement pour origine la dissémination des graines par les chauves-souris, les ruminants et les primates (singe, homme) dans différentes zones écologiques. Cependant, Diallo *et al.* (2010) ont montré que de telles populations ont pu acquérir des caractères adaptatifs spécifiques en réponse à leur environnement. Ces processus sont liés à l'effet de la sélection naturelle due aux forces évolutives locales.

De plus, l'analyse de la diversité génétique des populations conduite par Gutman *et al.* (1999), Muok *et al.* (2007, 2011) et Kando *et al.* (2012) met en évidence une forte différenciation génétique chez le prunier d'Afrique. De ce fait, on peut penser que cette différenciation génétique a pu induire une différenciation phénotypique pour des populations ayant évolué dans des conditions écologiques variées, comme l'avaient mentionné Hébert et Vincourt (1985). Cette relation génotype/phénotype a été confirmée par les travaux de Shackleton (2002) et ceux de Kando *et al.* (2008) sur les caractères morpho-adaptatifs des arbres adultes de différentes populations.

Toutefois, malgré l'intérêt scientifique de ces travaux, les données au jeune âge sont quasi inexistantes. Pourtant, les informations recueillies à ce stade sont de première importance dans les schémas de sélection des ligneux (Diallo *et al.*, 2000).

L'objectif de cette étude est de déterminer les potentialités d'adaptation de plantules de *Sclerocarya birrea* à leur environnement, à partir de leurs stratégies de levée et de leurs caractéristiques phénotypiques. L'hypothèse générale est que la stratégie de levée et les caractéristiques phénotypiques des plantules seraient des caractéristiques spécifiques liées à l'origine écologique du matériel végétal. Cinq sous-hypothèses sont alors émises : le type de levée serait fonction de l'aire d'origine des semences ; les caractéristiques des plantules permettraient de différencier le matériel végétal en fonction de l'aire d'origine des semences ; au jeune âge, l'héritabilité varierait en fonction des types de caractères adaptatifs ; il existerait des descripteurs phénotypiques des plantules qui sont spécifiques à chaque population ; le compromis d'allocation des ressources entre la partie aérienne et la partie souterraine dès le jeune âge dépendrait de l'aire d'origine des semences.

Matériels et méthodes

Sites de collecte des semences

Le matériel végétal a été récolté dans quatre localités du Burkina Faso suivant un gradient climatique Nord/Sud (figure 1). Selon Fontès et Guinko (1995), ces quatre localités se caractérisent par une végétation variée avec des degrés de fermeture croissants allant du Nord au Sud. Il s'agit des localités de :

- You, située dans la province du Loroum dans le département de Titao, en zone sahélienne, et caractérisée par une végétation de steppe arborée ;
- Yarci, située dans la province du Passoré dans le département de Arbolé, en zone nord-soudanienne, et caractérisée par une végétation de brousse tigrée ;
- Gonsé, située dans la province du Kadiogo dans le département de Saaba, en zone nord-soudanienne, et caractérisée par une végétation de savane arborée et arbustive ;
- Diapangou-Peulh, située dans la province du Gourma dans le département de Diabo, dans une zone de transition entre la zone nord-soudanienne et la zone soudanienne – elle est caractérisée par une végétation de savane arborée et arbustive avec une grande diversité d'espèces.

Le tableau I donne les caractéristiques géo-pédoclimatiques de ces quatre localités.

Site d'expérimentation

Les travaux ont été menés dans l'une des pépinières expérimentales du département Environnement et Forêts (DEF), à l'intérieur du parc botanique du Centre national de la recherche scientifique et technologique (CNRST) dont les coordonnées géographiques sont N 12°22.801' (latitude Nord) et O 01°30.295' (longitude Ouest). Ce parc, situé en climat nord-soudanien, se caractérise par un microclimat particulier induit par une végétation abondante qui est une relique de la forêt-galerie du barrage de Ouagadougou.

Matériel végétal

Le matériel végétal est constitué de plantules de *Sclerocarya birrea* (photo 1) obtenues à partir des graines récoltées sur des arbres-mères des quatre populations. Chaque population est circonscrite à l'une des quatre localités de récolte (You, Yarci, Gonsé et Diapangou-Peulh). La figure 2 illustre la cartographie des arbres-mères de ces quatre populations qui ont été géoréférencées à l'aide d'un GPS. Le logiciel utilisé est ARC GIS 6.2.

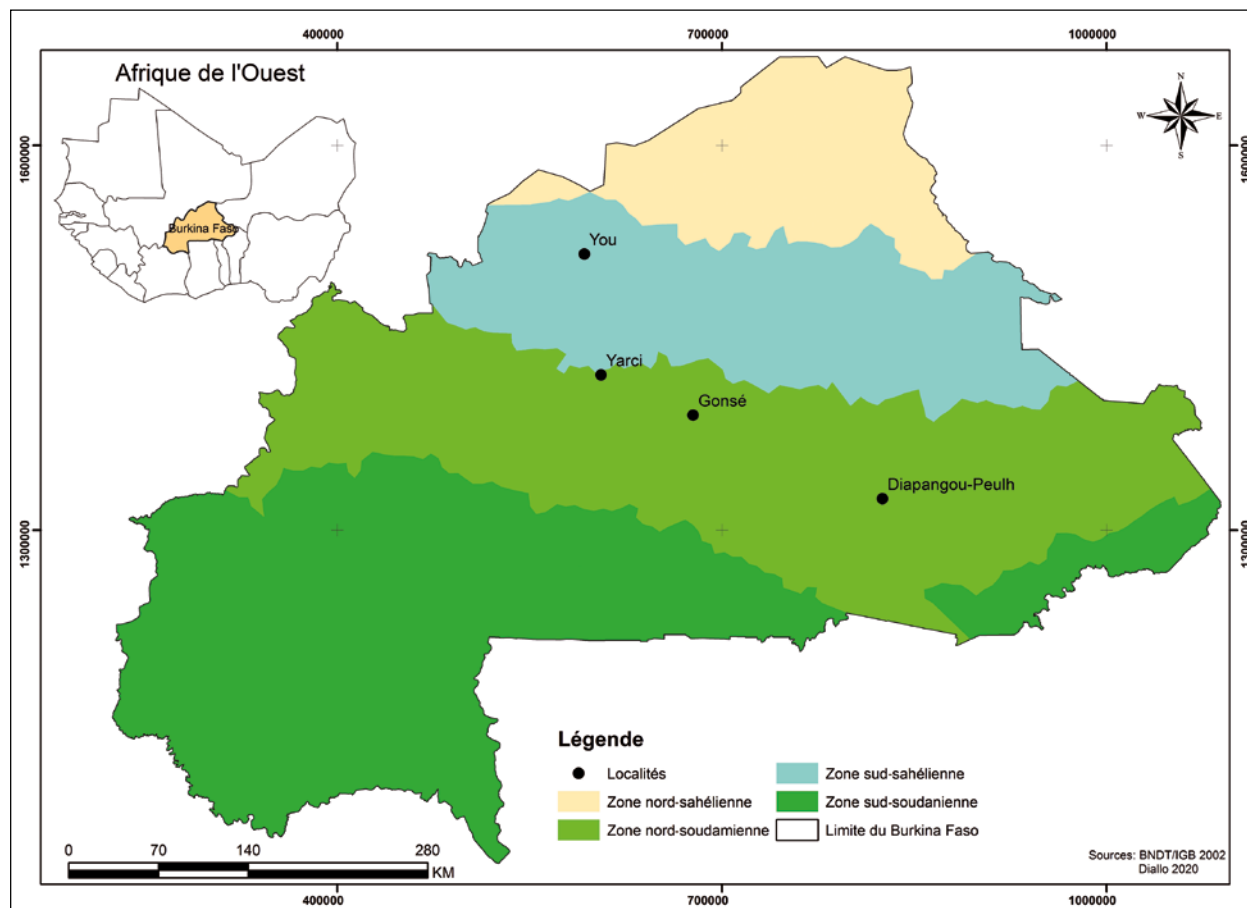


Figure 1. Localisation des sites de collecte des graines de *Sclerocarya birrea*.

Tableau I.
 Caractéristiques géo-pédoclimatiques des sites de collecte des semences.

Localité	Climat	Relief (topographie)	Sols (classification française)	Température moyenne annuelle
You	Climat sud-sahélien Pluviosité annuelle : 600 mm	Terrain plat avec deux toposéquences (moyen et bas glacis)	Sols bruns ferrugineux tropicaux	29 °C
Yarci	Climat nord-soudanien Pluviosité annuelle : 700 mm	Terrain plat avec deux toposéquences (moyen et bas glacis)	Sols tropicaux ferrugineux lessivés à tache et concrétion	28 °C
Gonsé	Climat nord-soudanien/soudanien pluviosité annuelle : 800 mm	Terrain plat avec deux toposéquences (moyen et bas glacis)	Sols ferrugineux tropicaux argilo-sableux localement sur dalle latéritique indurée	28 °C
Diapagou-Peulh	Climat soudanien Pluviosité annuelle : 800 à 900 mm	Terrain plat avec une toposéquence (haut glacis)	Sols ferrugineux tropicaux lessivés indurés, moyennement profonds	27 °C

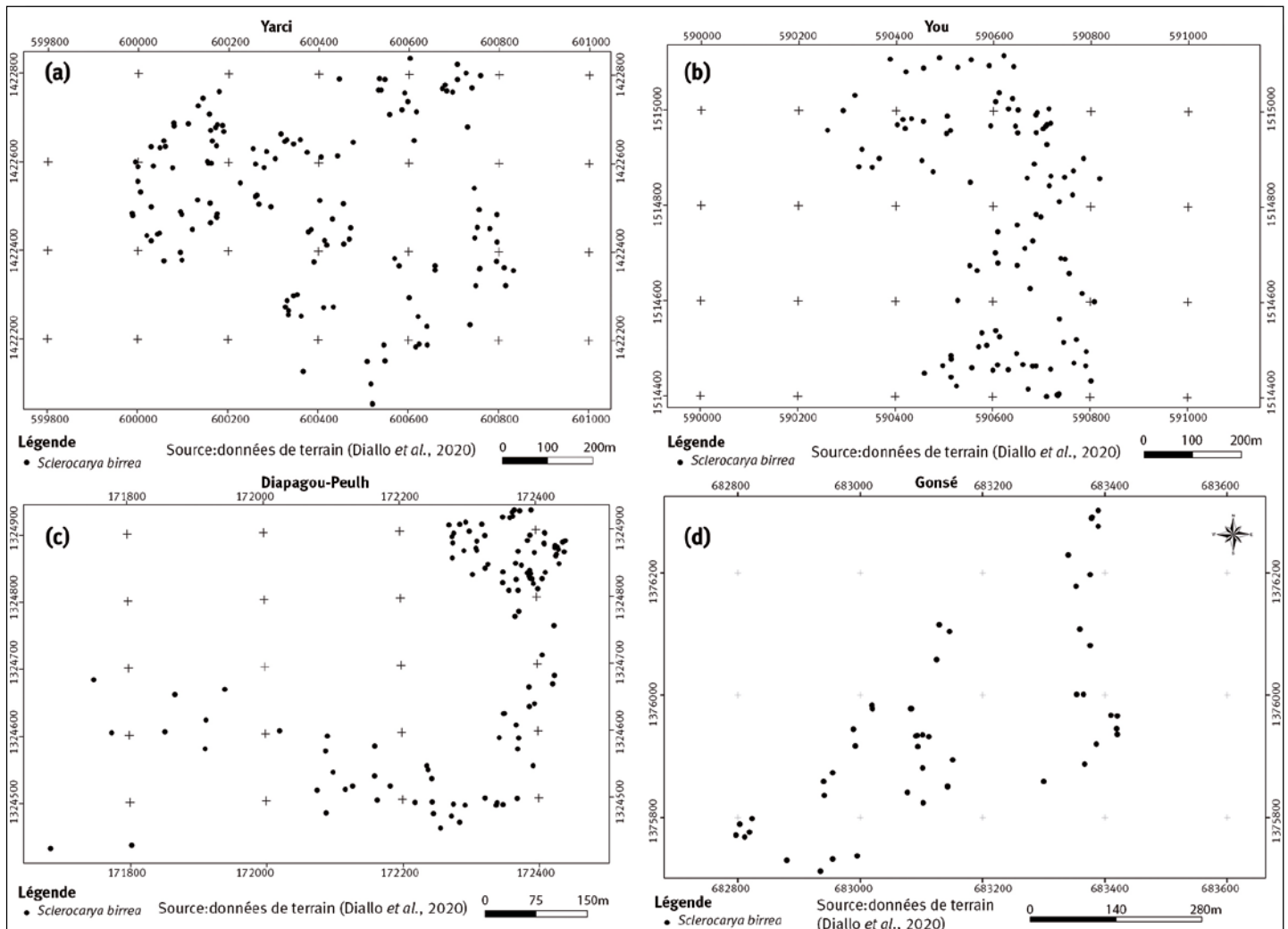


Figure 2.
 Cartographie des arbres-mères échantillonnés pour les quatre populations.

Récolte des fruits

Les récoltes ont été faites suivant les normes internationales définies à la conférence de Stockholm (Garnier, 1972). Celles-ci sont établies sur la distance entre les arbres-mères, leur état sanitaire et la taille de l'échantillon. Compte tenu du caractère androïdique de l'espèce (Diallo *et al.*, 2006), 20 arbres visuellement sains, distants l'un de l'autre d'environ 100 m, ont été échantil-

onnés au sein de chaque population ; 40 fruits arrivés à maturité commerciale ont été récoltés sur chaque arbre.

Mise en place des semis et suivi de germination

Les fruits ont été épluchés dans l'eau ; 8 graines issues des 40 fruits ont été choisies au hasard puis semées sans prétraitement particulier, dans des conteneurs en polyéthylène de dimension 30 cm x 10 cm. Ceux-ci contiennent un mélange de deux tiers de terre et un tiers de sable. Les graines ont été semées le 7 juin 2018 à raison d'une graine par conteneur. Afin d'éviter les attaques des rongeurs, les conteneurs ont été montés sur des châssis disposés de façon aléatoire. Chaque population est représentée par deux châssis contenant 10 lignes de 8 graines, chaque ligne correspondant à un arbre-mère. On a ainsi un total de 20 lignes de graines, soit 160 graines semées par population. Après les semis, la germination a été suivie de deux façons : durant les deux premières semaines, suivi quotidien afin de connaître la date de la première germination ; après deux semaines et pendant 35 jours, suivi bihebdomadaire pour déterminer le type de levée. Le comptage correspond au cumul du nombre de levées à chaque passage.

Variables étudiées

Pour la caractérisation morphologique des plantes, après 4 mois de semis (5 octobre 2018), 5 plantes par arbre-mère ont été échantillonnées, soit 100 plants par population, d'où un total de 400 plants parmi les 494 plants germés. Les parties aériennes ont été séparées des parties souterraines à l'aide d'un sécateur puis conditionnées dans des enveloppes étiquetées. Les tiges, les feuilles et les racines ont été pesées séparément à l'état frais puis séchées dans une étuve électrique à 60 °C pendant 72 h.

Dix variables ont été mesurées, quatre variables ont été calculées et des comptages ont été effectués sur deux variables.

Le diamètre au collet (Dc) et le diamètre de la racine principale (Drp) ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse digital. La hauteur de la tige (Ht) et la longueur de la racine (Lrp) ont été mesurées à l'aide d'un mètre ruban. Le poids frais de la tige (Pft), le poids sec de la tige (Pst), le poids frais des feuilles (Pff), le poids sec des feuilles (Psf), le poids frais des racines (Pfr) et le poids sec des racines (Psr) ont été déterminés à l'aide d'une balance électrique. Le nombre de rameaux primaires (Nram) et le nombre de racines secondaires (Nrs) ont été comptés de façon exhaustive. Les quatre variables calculées portent sur les héritabilités au sens large des différentes variables et les rapports entre variables.

Traitements statistiques des données

Le tableur Excel 2010 a été utilisé pour la saisie des données et la réalisation des courbes de levée. Les analyses statistiques des données ont été effectuées avec

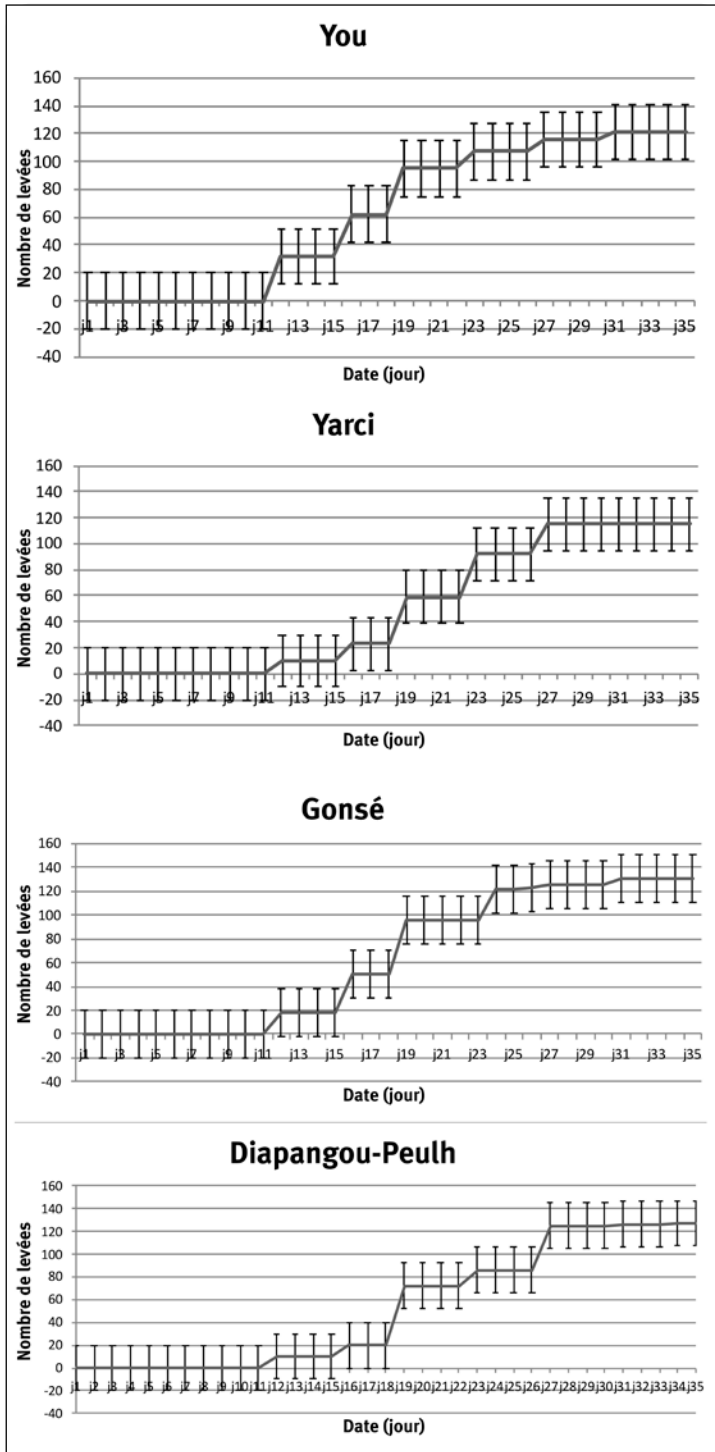


Figure 3.
Courbes de levée des plantules pour les quatre populations.

Tableau II.
Résultats de l'analyse de variance intra-population.

Variables	You		Yarci		Gonsé		Diapangou-Peulh	
	F	P	F	P	F	P	F	P
Ht	1,55	0,009**	1,07	0,39ns	1,89	0,03*	2,56	0,007**
Dc	1,45	0,13ns	1,02	0,44ns	1,10	0,36ns	1,05	0,40ns
Nram	1,01	0,46ns	1,12	0,35ns	1,03	0,43ns	1,02	0,47ns
Pft	1,82	0,04*	1,05	0,41ns	1,75	0,05*	0,55	0,69ns
Pst	2,71	0,002**	1,14	0,33ns	1,14	0,32ns	0,65	0,62ns
Pff	2,69	0,002**	3,23	0,0001***	2,24	0,008**	0,31	0,86ns
Psf	2,61	0,002**	2,61	0,002**	1,15	0,32ns	0,70	0,59ns
Lrp	3,40	0,0001***	1,46	0,12ns	1,78	0,04*	4,31	0,01*
Drp	3,31	0,0001***	1,03	0,43ns	1,50	0,11ns	0,82	0,52ns
Nrs	2,27	0,008**	2,30	0,006**	1,92	0,02*	1,64	0,20ns
Pfr	3,15	0,0001***	1,52	0,10ns	1,36	0,17ns	1,55	0,22ns
Psr	5,32	0,0001***	1,80	0,03*	1,66	0,006**	1,62	0,20ns

P : probabilité ; F : F statistique ; Ht (cm) : hauteur de la tige ; Dc (mm) : diamètre au collet ; Nram : nombre de rameaux ; Pft (g) : poids frais de la tige ; Pst (g) : poids sec de la tige ; Pff (g) : poids frais des feuilles ; Psf (g) : poids sec des feuilles ; Lrp (cm) : longueur de la racine principale ; Drp (mm) : diamètre de la racine principale ; Nrs : nombre de racines secondaires ; Pfr (g) : poids frais de la racine ; Psr (g) : poids sec de la racine ; ns : non significatif ; * : significatif ; ** : très significatif ; *** : hautement significatif.

le logiciel XLSTAT version 16.1. Pour les analyses statistiques, les deux facteurs non croisés « population » et « arbre » ont été étudiés. Pour chaque variable mesurée, une analyse de variance (ANOVA) suivie d'une comparaison de moyenne par le test de Newman-Keuls au seuil de 5 % ont été réalisées. Celles-ci nous ont permis de différencier les arbres à l'intérieur de chaque population ainsi que les populations entre elles. Il faut noter qu'en matière de sélection un caractère n'est intéressant que s'il est transmis aux descendants avec une probabilité élevée. Ceci a conduit à calculer les héritabilités au sens large pour chaque variable suivant la formule appliquée par Nanson (2004) sur les populations des arbres forestiers : héritabilité au sens large (H^2) = (variance population x 100) / (variance erreur – variance population).

Une analyse en composantes principales (ACP) réalisée à partir des données centrées réduites a permis d'établir la corrélation entre les individus et les variables, et de les positionner dans plusieurs plans bidimensionnels. Une classification ascendante hiérarchisée (CAH) dont le principe repose sur le calcul de distance euclidienne a permis de créer des groupes d'individus basés sur le principe du plus proche ressemblant phénotypique (Dagnelie, 1998). Le compromis d'investissement des ressources nutritives a été établi en calculant les rapports hauteur de la tige/longueur de la racine principale, poids frais aérien/poids frais souterrain et poids sec aérien/poids sec souterrain.

Résultats

Type de levée

Les courbes de levée (figure 3) montrent que les premières levées ont été observées au 12^e jour après semis pour les populations. La quasi-totalité des levées a été observée dès la quatrième semaine après semis, soit deux semaines après les premières levées.

Caractéristiques phénotypiques des plantules

Variabilité des caractères

Dans le tableau II, les résultats des analyses de variance effectuées sur chaque population prise individuellement montrent que certaines variables ne présentent pas de différences significatives entre individus. Cependant, aux seuils de probabilité P de 5 %, 1 % et 0,1 %, on observe pour les autres variables des différences significatives à hautement significatives entre les individus.

À You, hormis Dc et Nram, toutes les autres variables présentent des différences significatives entre les individus.

À Yarci, seules les trois variables Pff, Psf et Nrs présentent des différences significatives entre les individus.

À Gonsé, les quatre variables Ht, Pft, Pff, Lrp et Psr présentent des différences significatives entre les individus.

À Diapangou-Peulh, seules les deux variables Ht et Lrp présentent des différences significatives entre les individus.

Le tableau III synthétise les résultats de l'analyse de variance inter-populations. Pour les douze variables, on observe des différences significatives à hautement significatives entre les populations, respectivement aux seuils de probabilité P de 5 %, 1 % et 0,1 %.

Les tableaux IV et V présentent les comparaisons des moyennes des variables des quatre populations respectivement pour les parties souterraine et aérienne des plantules. L'utilisation d'un test de Newman-Keuls permet de classer les populations pour chaque variable.

Pour la partie souterraine, en considérant les différences entre longueurs de la racine principale (Lrp), diamètres de racine principale (Drp) et nombre de racines secondaires (Nrs), on constate que :

- les individus de Diapangou-Peulh investissent dans la croissance linéaire du pivot et dans la densité du système racinaire au détriment de la croissance radiale ;
- à l'inverse, les individus de You investissent dans la croissance radiale et dans la densité du système racinaire, mais moins dans la croissance linéaire du pivot que les trois autres populations ;
- les populations de Yarci et Gonsé occupent des classements intermédiaires entre les deux populations extrêmes pour chacune des trois variables.

Parmi les quatre populations étudiées, les individus de la population de You et de Diapangou-Peulh présentent respectivement et de façon significative la plus forte et la plus faible biomasse racinaire.

Concernant la vigueur de croissance aérienne, on constate que :

- les individus de Gonsé ont la hauteur de tige significativement la plus élevée alors que ceux de Diapangou-Peulh présentent la hauteur de tige significativement la moins élevée des quatre populations, et qui peut être considérée dans l'absolu comme faible ; les individus de You et Yarci occupent des positions intermédiaires ;

Tableau III.

Résultats de l'analyse de variance inter-population.

Variables	F	P	ET
Ht	93,15	0,0001***	8,68
Dc	61,54	0,0001***	1,07
Nram	50,85	0,0001***	0,22
Pft	49,06	0,0001***	2,26
Pst	41,22	0,0001***	0,76
Pff	12,79	0,0001***	2,02
Psf	2,57	0,006**	1,22
Lrp	3,02	0,03*	5,01
Drp	8,87	0,0001***	2,31
Nrs	4,15	0,009**	6,19
Pfr	10,08	0,0001***	10,89
Psr	10,72	0,0001***	4,82

P : probabilité ; F : F statistique ; ET : écart-type ; Dc (mm) : diamètre au collet ; Ht (cm) : hauteur de la tige ; Nram : nombre de rameaux ; Pft (g) : poids frais de la tige ; Pst (g) : poids sec de la tige ; Pff (g) : poids frais des feuilles ; Psf (g) : poids sec des feuilles ; Lrp (cm) : longueur de la racine principale ; Drp (mm) : diamètre de la racine principale ; Nrs : nombre de racines secondaires ; Pfr (g) : poids frais de la racine ; Psr (g) : poids sec de la racine ; ns : non significatif ; * : significatif ; ** : très significatif ; *** : hautement significatif.

- l'analyse de la variable Dc (diamètre au collet de la tige) montre que les individus de You ont la plus forte croissance radiale, mais sans différence significative avec Gonsé, tandis que ceux de Diapangou-Peulh ont la croissance radiale significativement la plus faible des quatre populations.

Tableau IV.

Comparaison des moyennes des variables de la partie souterraine des plantules.

Populations	Lrp (cm)	Drp (mm)	Nrs	Pfr (g)	Psr (g)
You	27,55ab ± 6,07	15,23a ± 2,98	22,91a ± 7,40	39,66a ± 14,90	14,19 a ± 7,13
Yarci	28,12ab ± 6,03	14,64ab ± 3,94	17,93b ± 6,58	35,62ab ± 15,41	11,38b ± 5,86
Gonsé	28,51ab ± 8,03	13,54b ± 2,88	16,93b ± 7,56	30,47b ± 12,60	9,30bc ± 4,27
Diapangou- Peulh	31,7a ± 7,06	12,16c ± 2,19	18,20b ± 8,79	24,24c ± 11,52	7,10 c±4,97

Lrp : longueur de la racine principale ; Drp : diamètre de la racine principale ; Nrs : nombre de racines secondaires ; Pfr : poids frais de la racine ; Psr : poids sec de la racine ; ± écart-type ; les moyennes sur une colonne portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes au seuil de 5 %.

Tableau V.

Comparaison des moyennes des variables de la partie aérienne des plantules.

Populations	Ht (cm)	Dc (mm)	Nram	Pft (g)	Pst (g)	Pff (g)	Psf (g)
You	39,71b ± 6,78	6,75a ± 0,97	0,33c ± 0,07	7,18a ± 2,43	2,11a ± 0,89	1,55c ± 1,25	0,55c ± 0,43
Yarci	38,16b ± 6,95	6,30b ± 1,14	0,63a ± 0,02	6,53a ± 2,43	1,77b ± 0,75	3,00b ± 1,64	1,58a ± 3,59
Gonsé	42,79a ± 6,73	6,56ab ± 0,97	0,48b ± 0,03	7,36a ± 2,38	2,30a ± 0,94	3,22b ± 1,66	1,17ab ± 0,5
Diapangou-Peulh	22,97c ± 5,31	4,49c ± 0,89	0,30c ± 0,06	2,87b ± 1,23	0,75c ± 0,40	4,84a ± 2,72	1,15ab ± 0,70

Ht : hauteur de la tige ; Dc : diamètre au collet ; Nram : nombre de rameaux ; Pft : poids frais de la tige ; Pst : poids sec de la tige ; Pff : poids frais des feuilles ; Psf : poids sec des feuilles ; ± écart-type ; les moyennes sur une colonne portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

Pour la biomasse aérienne, on constate que :

- pour le poids frais de la tige (Pft), les populations de You, Yarci et Gonsé ne sont pas significativement différentes ; celle de Diapangou-Peulh présente significativement la plus faible biomasse des quatre populations ;
- le poids sec de la tige (Pst) est significativement le plus

élevé pour les individus de You et Gonsé alors que ceux de Diapangou-Peulh présentent significativement le plus faible poids (résultat logiquement équivalent à celui de la variable précédente) ; les individus de Yarci occupent une position intermédiaire ;

- les individus de Diapangou-Peulh et de You présentent le poids frais de feuilles (Pff) respectivement et significativement le plus élevé et le moins élevé ; les individus de Yarci et Gonsé occupent des positions intermédiaires ;

- les individus de Yarci présentent le poids sec de feuilles (Psf) le plus élevé, mais sans différence significative avec ceux de Gonsé, tandis que ceux de You présentent le poids sec de feuilles significativement le plus faible, résultat identique à celui de la variable précédente Pst ; les populations de Gonsé et Diapangou-Peulh occupent des positions intermédiaires ;

- les individus de Yarci ont le nombre de rameaux (Nram) significativement le plus élevé tandis que ceux de You et Diapangou-Peulh présentent le nombre de rameaux le plus faible, sans différence significative entre les deux populations ; les individus de Gonsé occupent une position intermédiaire.

Tableau VI.

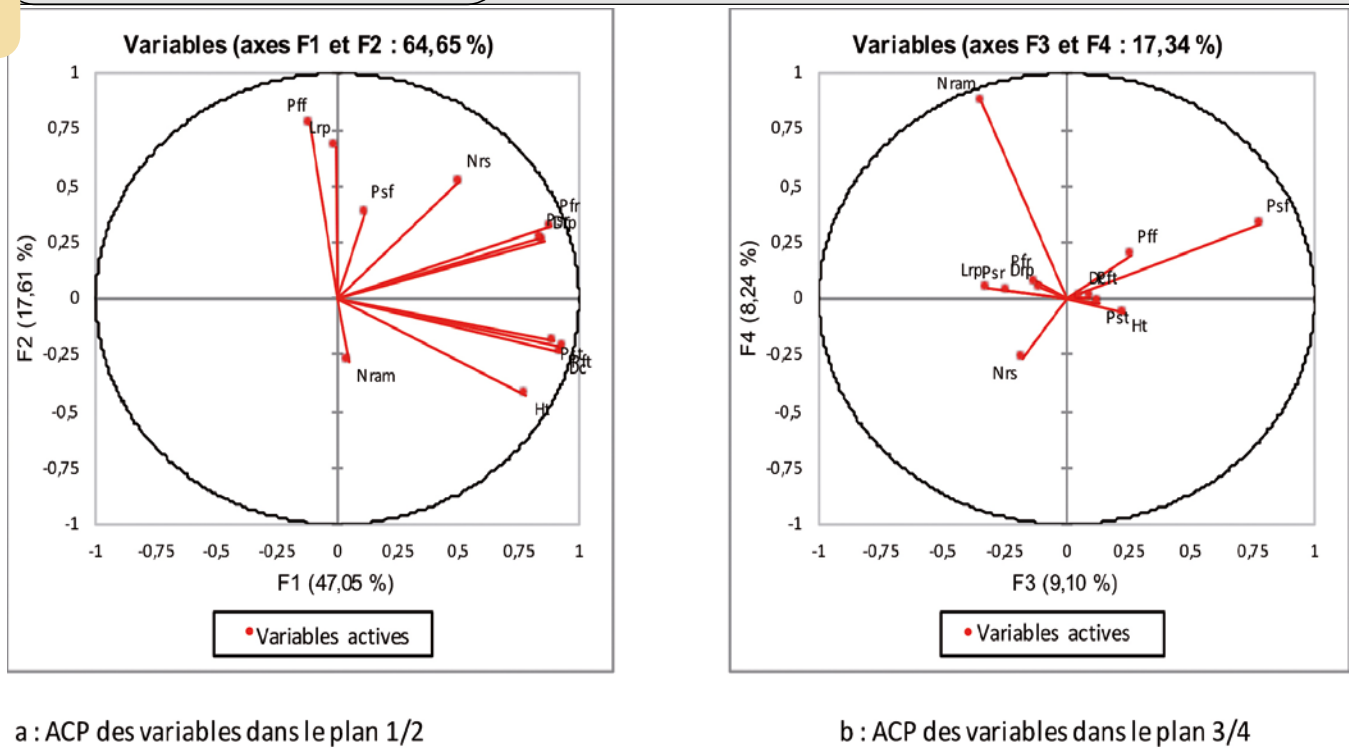
Héritabilité des caractères selon les variables.

Variabes	Variance de l'erreur	Variance populations	H ²
Ht	76	16,76	28,31
Dc	76	0,35	0,46
Nram	76	0,04	0,05
Pft	76	1,80	2,43
Pst	76	0,23	0,30
Pff	76	2,83	3,87
Psf	76	1,41	1,89
Lrp	76	23,33	44,30
Drp	76	4,10	5,71
Nrs	76	34,21	81,89
Pfr	76	32,19	73,47
Psr	76	17,02	28,86

H² : héritabilité au sens large ; Ht (cm) : hauteur de la tige ; Dc (mm) : diamètre au collet ; Nram : nombre de rameaux ; Pft (g) : poids frais de la tige ; Pst (g) : poids sec de la tige ; Pff (g) : poids frais des feuilles ; Psf (g) : poids sec des feuilles ; Lrp (cm) : longueur de la racine principale ; Drp (mm) : diamètre de la racine principale ; Nrs : nombre de racines secondaires ; Pfr (g) : poids frais de la racine ; Psr (g) : poids sec de la racine.

Héritabilité des caractères

Le tableau VI présente l'héritabilité des caractères étudiés au stade juvénile. En se basant sur les normes d'héritabilité établies sur les caractères quantitatifs des ligneux forestiers, on distingue quatre groupes de caractères : les six variables Dc, Nram, Pft, Pst, Pff, Psf très peu héritables (héritabilité inférieure à 5 %) ; la variable Drp peu héritable (héritabilité comprise entre 5 % et 15 %) ; les deux variables Ht et Psr qui sont héritables (héritabilité comprise entre 15 % et 30 %) ; les trois variables Lrp, Nrs et Pfr dont l'héritabilité est supérieure à 30 % et qui sont donc fortement héritables.

**Figure 4.**

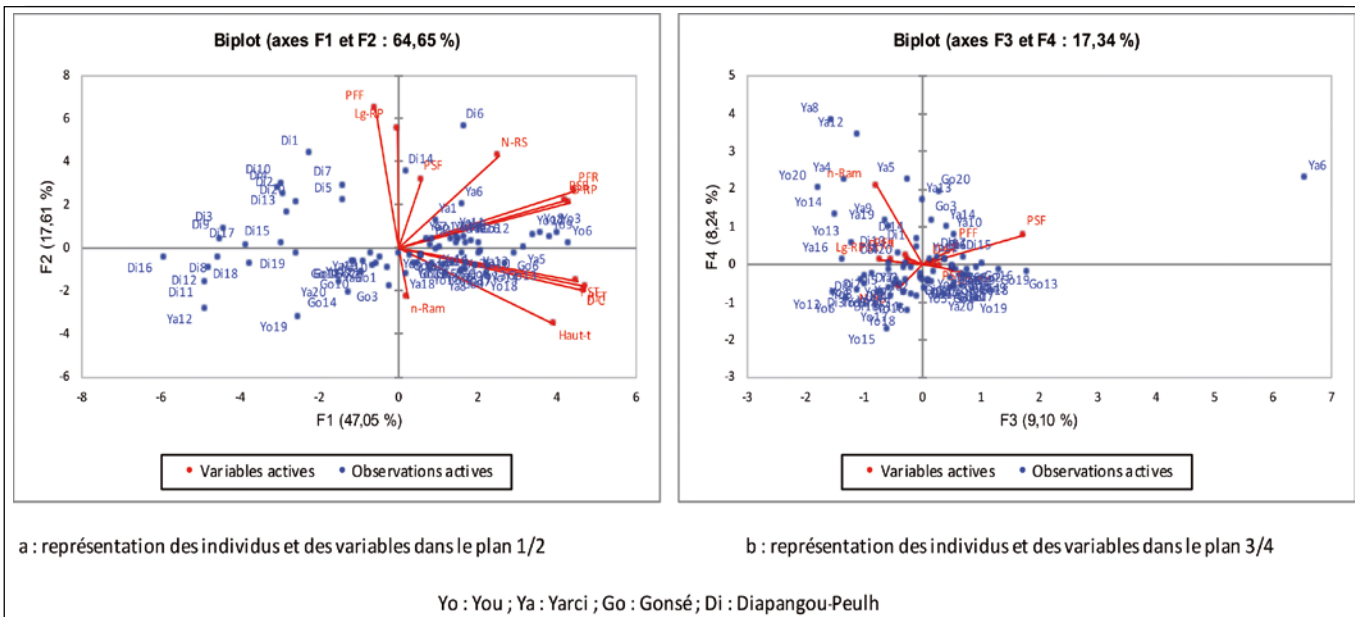
Corrélation des variables avec les axes F1 et F2 (a) et les axes F3 et F4 (b). Ht (cm) : hauteur de la tige ; Dc (mm) : diamètre au collet ; Nram : nombre de rameaux ; Pft (g) : poids frais de la tige ; Pst (g) : poids sec de la tige ; Pff (g) : poids frais des feuilles ; Psf (g) : poids sec des feuilles ; Lrp (cm) : longueur de la racine principale ; Drp (mm) : diamètre de la racine principale ; Nrs : nombre de racines secondaires ; Pfr (g) : poids frais de la racine ; Psr (g) : poids sec de la racine.

Descripteurs spécifiques des populations

L'analyse en composantes principales (ACP) (figure 4) montre que les quatre premiers axes expliquent 81,99 % de la variabilité observée. D'après la figure 4a, on constate que les deux premiers axes (F1 et F2) qui expliquent 64,65 % de la variabilité observée concentrent la majorité des variables phénotypiques. D'une part, les variables Ht (77 %), Dc (92 %), Pft (93 %), Pst (89 %), Drp (85 %), Nrs (50 %), Pfr (88 %) et Psr (83 %) apparaissent les plus corrélées à l'axe 1 qui peut

être défini comme l'axe de la croissance radiale, de la croissance aérienne et de la croissance en biomasse (aérienne et souterraine). D'autre part, les variables Pff (77 %), Lrp (67 %) et Nrs (51 %) sont les plus corrélées à l'axe 2 qui peut donc être considéré comme l'axe de la biomasse fraîche foliaire, de la ramification souterraine et de la croissance linéaire du pivot.

Sur la figure 4b, les axes F3 et F4 qui expliquent 17,34 % de la variabilité observée ne concentrent que deux variables phénotypiques : la variable Psf (77 %) est la plus corrélée à

**Figure 5.**

Représentation des individus et des variables dans les plans 1/2 (a) et 3/4 (b).

Tableau VII.

Rapports entre les variables aériennes et les variables souterraines.

Populations	Ht/Lrp	Pfa/Pfs	Psa/Pss
You	1,48	0,23	0,20
Yarci	1,37	0,27	0,31
Gonsé	1,53	0,35	0,38
Diapangou-Peulh	0,75	0,32	0,29

Ht : hauteur de la tige ; Lrp : longueur de la racine principale ; Pfa : poids frais aérien ; Pfs : poids frais souterrain ; Psa : poids sec aérien ; Pss : poids sec souterrain.

l'axe 3 tandis que la variable Nram (87 %) est la plus corrélée à l'axe 4.

En considérant le biplot $\frac{1}{2}$ (figure 5a) qui superpose le plan $\frac{1}{2}$ des individus au plan $\frac{1}{2}$ des variables, on observe le positionnement des individus en fonction des variables qui leur sont spécifiques. Ainsi, on note que la majorité des individus de Diapangou-Peulh se caractérise principalement par une forte croissance de la racine principale et une biomasse foliaire fraîche élevée. Ils se caractérisent également par une faible croissance en hauteur et en diamètre de la tige ainsi qu'une faible biomasse de la tige et des racines. À l'inverse, la majorité des individus de You, de Yarci et de Gonsé présente une racine principale plus courte avec une biomasse foliaire beaucoup plus faible. Ces populations se caractérisent également par une forte croissance en hauteur et en diamètre de la tige ainsi qu'une biomasse élevée de la tige et des racines.

Dans le biplot $\frac{3}{4}$ (figure 5b) qui superpose le plan $\frac{3}{4}$ des individus au plan $\frac{3}{4}$ des variables, on constate que la ramification est une caractéristique des individus de Yarci (50 %),

de You (15 %) et de Gonsé (10 %). À l'inverse, aucun individu de Diapangou-Peulh ne présente de ramification. On constate également que le poids sec des feuilles n'est pas un descripteur spécifique à une population donnée.

Le dendrogramme (figure 6) obtenu à partir de la classification ascendante hiérarchisée (CAH), basée sur des distances euclidiennes, fait ressortir trois grands groupes d'individus :

- le groupe 1 (G1) est constitué à 55,88 % d'individus de Gonsé, 23,52 % d'individus de Yarci et 20,58 % d'individus de You ; dans ce groupe on note l'absence d'individus de Diapangou-Peulh ;
- le groupe 2 (G2) est constitué d'un mélange d'individus de You (46,15 %), de Yarci (42,30 %), de Diapangou-Peulh (7,69 %) et de Gonsé (3,84 %) ;
- le groupe 3 (G3) est constitué en quasi-totalité par les individus de Diapangou-Peulh (90 %) et quelques individus de Yarci (5 %) et de You (5 %).

Compromis d'allocation des ressources nutritives

Dans le tableau VII sont présentés les trois rapports suivants :

- hauteur de la tige (Ht) / longueur de la racine principale (Lrp) ;
- poids frais aérien (Pfa) / poids frais souterrain (Pfs) ;
- poids sec aérien (Psa) / poids sec souterrain (Pss).

On note dans les populations de You, Yarci et Gonsé une croissance en hauteur de la tige supérieure à la croissance de la racine principale, contrairement à la population de Diapangou-Peulh.

Cependant, le rapport entre la biomasse aérienne (fraîche et sèche) et la biomasse souterraine (fraîche et sèche) est systématiquement inférieur à 1 quelle que soit la population considérée.

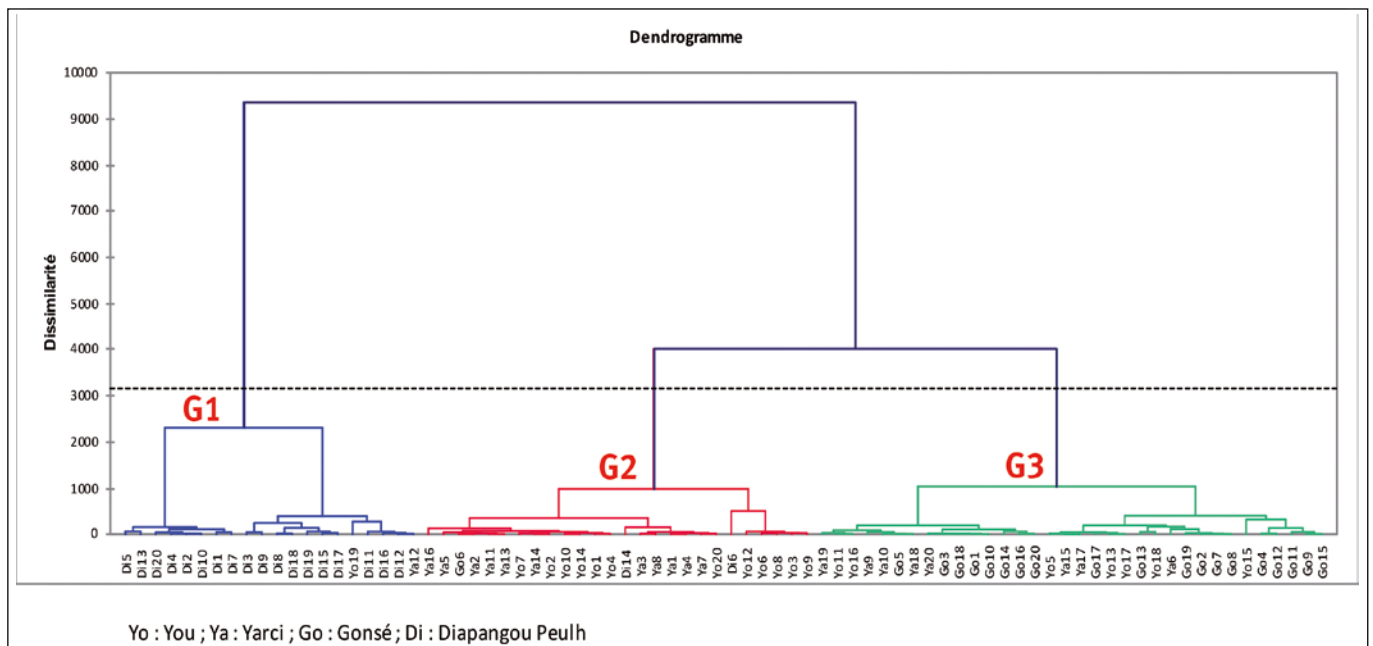


Figure 6.

Regroupement des individus en fonction des caractères phénotypiques.

Discussion

Les résultats relatifs à la stratégie de levée indiquent que celle-ci est de type groupé quelle que soit la population considérée. Il ne s'agit donc pas d'une stratégie adaptative spécifique à telle ou telle population mais d'une caractéristique propre à l'espèce. De ce fait, la première sous-hypothèse n'est pas vérifiée. Ce type de levée groupée pourrait être une stratégie évolutive dont la fonction adaptative serait de saturer les besoins des herbivores afin que certaines plantules échappent à l'herbivorie. En effet, Poissonnet (2002) note que les jeunes plants de *Sclerocarya birrea* en régénération naturelle sont victimes de broutage principalement par les petits ruminants et les rongeurs dès les deux premières semaines de levée. Ceux-ci cessent de l'être dès le début de la lignification de la plantule. Dans les zones tropicales sèches, l'herbivorie constitue un facteur négatif pour la régénération naturelle par graine, compromettant ainsi la bonne dynamique des peuplements. De ce fait, cette stratégie de levée groupée qui assure la survie de quelques plantules à chaque cycle de reproduction permettrait de maintenir des populations à générations chevauchantes chez le prunier d'Afrique.

L'analyse de variance montre une grande variabilité intra-population des caractères clés d'adaptation tels que la hauteur de la tige, la longueur de la racine, la ramification du système racinaire, la biomasse aérienne et la biomasse souterraine.

En référence aux travaux de Hamrick et Godt (1996), selon lesquels le niveau de diversité des populations d'une espèce est le premier paramètre qui conditionne leur survie dans les environnements changeants, on peut considérer que les quatre populations de *Sclerocarya birrea* étudiées ne sont pas menacées sur le court terme. Cependant, Diallo *et al.* (2007) mentionnent qu'une telle situation peut rapidement changer en relation avec les actions anthropiques et en l'absence d'importants flux de gènes. En se référant aux travaux de Hall (2005), on peut considérer que cette diversité intra-population pourrait être le résultat de la dissémination des graines par la faune ongulée, les ruminants domestiques, les chauves-souris et les primates. Ainsi, une forme de mutualisme entre l'espèce et ces disperseurs de graines pourrait s'être établie au cours de l'évolution. En effet, ces disperseurs de graines profitent des fruits en tant qu'aliment et l'espèce bénéficie de la dispersion des graines sur de longues distances. Selon Tybirk (1991), ce mode de dissémination contribue au maintien de la diversité génétique à l'intérieur des populations des ligneux forestiers. À ce sujet, Diallo *et al.* (2014) ont signalé que l'absence d'une dispersion sur de longues distances entraînerait à terme l'apparition d'individus consanguins dans le cas des espèces barochores comme le prunier d'Afrique.

L'analyse de variance, qui fait ressortir des différences significatives inter-populations pour la quasi-totalité des variables mesurées, et la comparaison des moyennes mettent en évidence la grande diversité phénotypique de *Sclerocarya birrea* dès le stade pépinière. Cette diversité inter-populations observée confirme la deuxième sous-hypothèse : pour un caractère phénotypique donné, certaines populations se différencient des valeurs moyennes de l'espèce pour les quatre populations étudiées. Cette différenciation phénotypique en

fonction des zones écologiques vient confirmer la différenciation génétique mise en évidence *in situ* par Kando *et al.* (2012) sur les populations de *Sclerocarya birrea* au Burkina Faso.

La comparaison variable par variable des moyennes des populations permet d'établir différents classements des populations. Ce qui traduit l'expression différentielle des caractères en fonction des zones écologiques. De telles observations avaient été notées par Assogbadjo *et al.* (2006) pour les populations *in situ* de *Adansonia digitata* L. De ce fait, lorsqu'il s'agira de prendre en compte le système racinaire lors des plantations sur différents types de sols, on pourra affecter le matériel végétal originaire de Diapangou-Peulh sur des sols à nappe phréatique profonde alors que celui de You devra être affecté préférentiellement aux sols filtrants. De telles observations ont été mentionnées par Sandwidi *et al.* (2019) sur les ethno-variétés de *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn. Ces résultats permettent de définir un indicateur dans le choix des sites de plantation en fonction des caractéristiques du matériel végétal.

Les calculs d'héritabilité qui conduisent à définir quatre niveaux d'héritabilité pour les 12 variables confirment qu'au jeune âge certains caractères sont peu héréditaires alors que d'autres le sont fortement. De ce fait, la troisième sous-hypothèse est vérifiée. Partant de la classification de Nanson (2004) sur l'héritabilité des caractères morpho-adaptatifs des ligneux forestiers, il ressort de l'étude qu'au jeune âge la biomasse aérienne et la croissance radiale sont peu héréditaires tandis que la croissance en hauteur de la tige, la longueur de la racine principale, le nombre de racines secondaires et la biomasse racinaire sont fortement héréditaires. Ceci va à l'encontre des résultats de Weber *et al.* (2015) sur *Balanites aegyptiaca* qui montre que les paramètres de croissance ne sont pas héréditaires au jeune âge. Toutefois, si on se réfère aux travaux sur *Tamarindus indica* conduits par Diallo (sous presse), il est possible que, chez *Sclerocarya birrea*, ces hérédibilités se modifient quand les plants seront en milieu réel, où ils seront soumis à d'autres forces de sélection telles que la sélection naturelle et les mutations.

Les biplots de l'analyse en composantes principales (ACP) révèlent que chaque population présente des caractères phénotypiques qui lui sont spécifiques. Ce résultat valide la quatrième sous-hypothèse et confirme les travaux de Legay et Debouzie (1985), qui montrent que les caractères phénotypiques de chaque population ont été modélisés au cours de l'évolution pour répondre aux exigences de son environnement. De tels résultats ont également été obtenus par Chevalier *et al.* (2003) sur *Balanites aegyptiaca*, Diallo *et al.* (2010) sur *Tamarindus indica*, et Sandwidi *et al.* (2019) sur *Vitellaria paradoxa*.

Le dendrogramme de la classification ascendante hiérarchisée (CAH) met en évidence trois groupes distincts. L'observation de ce dendrogramme conduit à constater que, lorsque les individus de Gonsé sont présents en forte proportion, ceux de Diapangou-Peulh sont quasi absents et réciproquement. Ceci permet de considérer que les individus de Gonsé et ceux de Diapangou-Peulh sont phénotypiquement éloignés. À l'inverse, les individus de You et de Yarci constituent un groupe homogène ; ces deux populations sont phénotypiquement proches. On observe également une distribution de quelques individus de You et Yarci dans les deux groupes dominés respectivement par les individus de Gonsé et de Diapan-

gou-Peulh. Cette constatation pourrait conduire à considérer l'existence d'une métapopulation en cours de fragmentation dont l'isolement génétique est encore inachevé du fait d'un important flux de graines assuré par les chauves-souris et les ruminants domestiques en transhumance.

Le rapport de la biomasse aérienne sur la biomasse souterraine est inférieur à 1 quelle que soit la population. Ce résultat révèle une allocation préférentielle des ressources nutritives au profit du développement du système racinaire. Toutefois, on note qu'au jeune âge cette caractéristique est indépendante de l'aire d'origine des semences. De ce fait, la cinquième sous-hypothèse n'est pas vérifiée. En effet, selon Billand et Diallo (1991), Vandenbelt (1991) et Weber *et al.* (2018), de nombreuses espèces ligneuses adaptées aux milieux semi-arides investissent une grande partie de leur réserve en hydrates de carbone dans le système racinaire. Cette stratégie dans l'allocation des ressources nutritives permet aux racines des plantes d'atteindre rapidement la nappe phréatique et/ou d'explorer les horizons superficiels du sol en cas de faible pluie, grâce à un système racinaire secondaire et tertiaire abondant (Bassolé, 2018).

Conclusion

Au terme de cette étude, il ressort que la stratégie de levée groupée qui assure la dynamique des populations basée sur des générations chevauchantes est une donnée essentielle dans les prises de décisions des plans d'aménagement des forêts tropicales sèches. La forte variabilité des caractères phénotypiques intra- et inter-populations ainsi que l'existence des caractères spécifiques à chaque population s'opposent à l'impasse évolutive. Ces résultats augurent d'importants gains génétiques pour la sélection des porte-greffes destinés à la création de variétés clonales. On peut noter également que cette diversité intra- et inter-populations permet d'envisager la sélection individuelle et populationnelle. De ce fait, pour un caractère recherché tel que la longueur de la racine (Lrp) et/ou le nombre de racines secondaires (Nrs), dans un contexte d'adaptation, la sélection portera sur les meilleurs individus dans les meilleures populations. Il ressort également de cette étude que la forte héritabilité des caractères clés d'adaptation pourrait servir de base de sélection lors de l'affectation du matériel végétal sur les sites de plantation. Le compromis d'allocation des ressources au profit de la croissance du système racinaire montre que *Sclerocarya birrea* peut avoir une faculté d'adaptation sur des sols filtrants à nappe phréatique profonde ou des sols à glaciais à nappe phréatique profonde ou peu profonde. Compte tenu de ces résultats, il apparaît que, dès le jeune âge, il est possible d'opérer une sélection précoce sur la faculté d'adaptation de *Sclerocarya birrea* à diverses conditions écologiques.

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier du Fonds national de la recherche et de l'innovation pour le développement (FONRID). À travers cet article, nous lui exprimons notre reconnaissance pour l'intérêt porté à la valorisation des fruitiers locaux au Sahel.

Références bibliographiques

- Assogbadjo A. E., Kyndt T., Sinsin V., Gheysen G., Van Damme P., 2006. Patterns of genetic and morphometric diversity in baobab (*Adansonia digitata*) populations across different climatic zones of Benin (West Africa). *Annales de Botanique*, 97 (5): 819-830. <https://doi.org/10.1093/aob/mcl043>
- Avana T. M. L. A., Kéouna S., Dongock N. D., Mouga M. B., 2019. Structure des peuplements et potentiel de domestication de *Parkia biglobosa* dans la région de Tandjilé-Ouest (Tchad). *International Journal of Biological and Chemical Science*, 13 (1) : 219-236. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v13i1.19>
- Bassolé D. M. S., 2018. Étude comparée des caractéristiques juvéniles de cinq ethno-variétés de karité *Vitellaria paradoxa* C. F. Gaertn Hepper (Sapotaceae) au Burkina Faso. Mémoire d'ingénieur du développement rural, option eaux et forêts, Université Nazi Boni, Burkina Faso, 49 p.
- Billand A., Diallo B. O., 1991. Amélioration des ligneux soudano-sahéliens : Stratégies et perspectives. Rapport d'activité 1990-1991. Ouagadougou, Burkina Faso, MESSRS/CNRST/INERA/DPF, 196 p.
- Chevalier M. H., Bensaid S., Diallo O. B., Shaki R., Ganaba S., Sanou J., *et al.*, 2003. Biodiversité et multidisciplinarité : méthodologie pour les zones arides. *Bois et Forêts des Tropiques*, 276 (2) : 33-41. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20195>
- Dagnelie P., 1998. Statistique théorique et appliquée. Bruxelles, Belgique, De Boeck & Larcier, 517 p.
- Diallo B. O., 2017. Cours de génétique appliquée aux arbres forestiers en zone soudano-sahélienne. Ouagadougou, Burkina Faso, 32 p.
- Diallo B. O., Bastide B., Poissonnet M., Dao M., Sanou J., Hossaert-Mc Key M., 2006. Mise en évidence d'une androdioécie morphologique et d'une « hétérostigmatie » chez *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. *Fruits*, 61 (4) : 259-266. <https://doi.org/10.1051/fruits:2006023>
- Diallo B. O., Dao M. E. C., Sanou J., Sanon K., Dianda M., Cao V., 2012. Essai de provenances de *Acacia senegal* (L.) Willd. en zone sahéenne du Burkina Faso : Adaptation et production de gomme. *Science et Technique, Sciences Naturelles et Agronomie*, 32 (2) : 47-63.
- Diallo B. O., Joly H. I., Hossaert-Mc Key M., McKey D., Chevallier M. H., 2007. Genetic diversity of *Tamarindus indica* populations: Any clues on the origin from its current distribution? *African Journal of Biotechnology*, 6 (7): 853-860. <https://doi.org/10.5897/AJB2007.000-2098>
- Diallo B. O., Joly H. I., Hossaert-Mc Key M., McKey D., Chevallier M. H., 2010. Variation des caractères biométriques de neuf provenances de *Tamarindus indica* L. (Caesalpinioideae). *Fruits*, 65 (2) : 153-167. <https://doi.org/10.1051/fruits/2010010>
- Diallo B. O., Ouédraogo M., Chevallier M. H., Joly H. I., Hossaert-Mc Key M., McKey D., 2014. Potential pollinators of *Tamarindus indica* L. (Caesalpinioideae) in Sudanian region of Burkina Faso. *African Journal of Plant Science*, 8 (12): 528-536.
- Diallo B. O., Sanou J., Dao M. E. C., Cao V., Assimi S., 2000. Amélioration génétique des ligneux soudano-sahéliens. Rapport final d'activité du projet FAC/94/CD/78/BKA, CNRST/INERA/DPF, Ouagadougou, Burkina Faso, 199 p.
- Direction générale des forêts (DGF), 2016. Monographie nationale sur la diversité biologique du Burkina Faso. Ouagadougou, Burkina Faso, 170 p.

Faye M. D., Weber J. C., Abasse T. A., Boureima M., Larwanou M., Bationo B. A., *et al.*, 2011. Farmers preferences for tree functions and species in West African Sahel. *Forests, Trees and Livelihoods*, 20: 113-136. <https://doi.org/10.1080/14728028.2011.9756702>

Fontès J., Guinko S., 1995. Carte de la végétation et de l'occupation des sols du Burkina Faso. Note explicative. Toulouse, France, ministère de la Coopération française, Projet Campus, 67 p.

Garnier C., 1972. Stockholm conférence 1972. Encyclopædia universalis. <https://www.universalis.fr/encyclopedie/conference-de-stockholm/>

Gutman F., Nerd A., Mizrahi Y., Bar-Zvi D., Raveh D., 1999. Application of random amplified polymorphic DNA markers for identification of marula genotypes. *Horticultural Science*, 34: 1256-1258. <https://doi.org/10.21273/hortsci.34.7.1256>

Hall J. B., 2002. Ressources végétales de l'Afrique tropicale. In : Précurseur-Programme PROTA Wageningen, Pays-Bas, 144-148.

Hall J. B., 2005. *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hocsht. Anacardiaceae. In: Janick J., Paull R. (eds). *Encyclopedia of fruits and nuts*. Wallingford, UK, CAB International.

Hamrick J. L., Godt M. J. W., 1996. Conservation genetics of endemic plant species. In: Avise J. C., Hamrick J. L. (eds). *Conservation genetics: case histories from nature*. New York, USA, Chapman and Hall, 281-334.

Hébert Y., Vincourt P., 1985. Mesures de la divergence génétique. Distances calculées sur les critères biométriques. In : Lefort-Buson M., de Vienne D. (éds). *Les distances génétiques : estimation et applications*. Paris, France, Institut national de la recherche agronomique, 181 p

Kando B. P., Bisseye C., Nanéma K. R., Traoré R. E., Yé H., Diallo O. B., *et al.*, 2012. Genetic diversity of *Sclerocarya birrea* subspecies *birrea* populations in Burkina Faso detected by RAPDs. *African Journal of Biotechnology*, 11 (1): 99-108. <https://doi.org/10.5897/AJB11.980>

Kando B. P., Zongo J. D., Nanema R. K., Traoré E. R., 2008. Étude de la variation de quelques caractères morphologiques d'un échantillon de *Sclerocarya birrea* au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Science*, 2 (4): 549-562. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v2i4.39765>

Lamien N., Bayala J., 1996. Rôle social et économique de l'arbre dans le milieu rural. Aspects utilisation et commercialisation de quelques produits non ligneux dans l'Ouest du Burkina. Rapport technique : analyse de la campagne agricole 1995-1996. Ouagadougou, Burkina Faso, INERA, 28 p.

Legay J. M., Debouzie F. A., 1985. Introduction à la biologie des populations. Paris, France, Masson, 512 p.

Muok B. O., Khumalo S. G., Tadesse W., Alem S., 2011. Conservation et utilisation durable des ressources génétiques des espèces ligneuses alimentaires prioritaires de l'Afrique subsaharienne : *Sclerocarya birrea*, prunier d'Afrique. *Biodiversity International* (Saforgen), INIA, CITA, 12 p. <http://hdl.handle.net/10532/1690>

Muok B. O., Matsumura A., Ishii T., Odee D. W., 2007. Genetic diversity of *Sclerocarya birrea* populations in Kenya. *Journal of Arid Environments*, 71: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.11.007>

Nanson A., 2004. Génétique et amélioration des arbres forestiers. Gembloux, Belgique, Presses agronomiques de Gembloux, 712 p.

Poissonnet M., 2002. Potentialités de régénération par graines de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. dans une forêt tropicale sèche aménagée. Mémoire DESS, Université Paris XII, France, Ouagadougou, Burkina Faso, 70 p.

Sandwidi A., Bassolé D. M. S., Diallo B. O., Sawadogo M., 2019. Variabilité des caractères morphologiques des plantules de cinq ethno-variétés de karité (*Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn, Sapotaceae) au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Science*, 13 (2) : 811-823. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v13i2.19>

Shackleton C., 2002. Growth and fruit production of *Sclerocarya birrea* in the South African lowveld. *Agroforestry Systems*, 55: 175-180. <https://doi.org/10.1023/A:1020579213024>

Tybirk K., 1991. Régénération des légumineuses ligneuses du Sahel. Aarhus, Danemark, Botanical Institute Aarhus University, 86 p.

Vandenbelt R. J., 1991. Rooting systems of western and southern African provenances of *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev. (Syn. *Acacia albida* Del.) – a comparative analysis with biogeographic implications. *Agroforestry Systems*, 14: 233-244. <https://doi.org/10.1007/bf00115738>

Weber J. C., Sotelo M. C., Kalinganire A., Abasse T., Larwanou M., 2015. Genetic variation and clines in growth and survival of *Prosopis africana* from Burkina Faso and Niger: comparing results and conclusions from a nursery test and a long-term field test in Niger. *Euphytica*, 205: 809-821. <https://doi.org/10.1007/s10681-015-1413-4>

Weber J. C., Sotelo M. C., Soumana I., Diallo B. O., Abasse T., Larwanou M., Bationo B. A., 2018. Genetic and geographic variation in growth of *Balanites aegyptiaca* in Niger: comparing results from provenance/progeny tests in the nursery and field. *New Forests*, 50 (4): 13-32. <https://doi.org/10.1007/s11056-018-9686-9>

Diallo *et al.* – Contribution des auteurs

RÔLE DU CONTRIBUTEUR	NOMS DES AUTEURS
Conceptualisation	F. A. Diallo, B. O. Diallo
Gestion des données	F. A. Diallo
Analyse formelle	A. Sandwidi
Acquisition du financement	B. O. Diallo
Enquête et investigation	F. A. Diallo, A. Sandwidi
Méthodologie	F. A. Diallo, B. O. Diallo, M. E. C. Dao, P. Bationo-Kando
Gestion de projet	B. O. Diallo
Ressources	Institut de l'environnement et de recherches agricoles (INERA/Burkina Faso)
Logiciels	A. Sandwidi
Supervision	P. Bationo-Kando, M.E.C. Dao, B.O. Diallo
Validation	P. Bationo-Kando, M. E. C Dao, B. O. Diallo
Visualisation	F. A. Diallo, A. Sandwidi
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	F. A. Diallo

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

Performance of *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, a valuable timber tree, in a coffee plantation in Hidalgo, Mexico



Alfonso SUÁREZ-ISLAS¹
Juan CAPULÍN-GRANDE¹
José J. MATEO-SÁNCHEZ¹

¹ Instituto de Ciencias Agropecuarias
Universidad Autónoma del Estado de
Hidalgo
Tulancingo, Hidalgo
México 43600
Mexico

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**

Alfonso Suárez-Islas –
alfonso_suarez5294@uaeh.edu.mx

Photo 1.

Young luthier from Paracho, Michoacán showing the back of body of two guitars made with *Dalbergia palo-escrito* wood.
Photo A. Suárez-Islas.

Doi : 10.19182/bft2020.344.a31899 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad – Date de soumission : 5 octobre 2019 ; date d'acceptation : 20 avril 2020 ; date de publication : 1^{er} juillet 2020.



Licence Creative Commons :
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

Citer l'article / To cite the article

Suárez-Islas A., Capulín-Grande J., Mateo-Sánchez J. J., 2020. Performance of *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, a valuable timber tree, in a coffee plantation in Hidalgo, Mexico. Bois et Forêts des Tropiques, 344: 47-57.
Doi: <https://doi.org/10.19182/bft2020.344.a31899>

RÉSUMÉ

Qualités d'une essence à bois précieux, *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, plantée dans une zone caféière de l'Hidalgo au Mexique

Afin de contribuer à la conservation *ex situ* et à la reprise de la production de bois de *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, une essence commerciale précieuse, celle-ci a fait l'objet d'une plantation d'enrichissement dans une zone caféière située à 830 m d'altitude dans l'est de l'État de Hidalgo au Mexique. Cette étude avait pour objectif d'évaluer la croissance et l'état de santé de cette essence afin de proposer des recommandations pour la gestion forestière dans ce cadre. La croissance moyenne des arbres à 11 ans d'âge (n = 56) présente les valeurs suivantes : diamètre normal, 13,2 ± 2,9 cm ; hauteur totale, 10,9 ± 1,9 m. Ces valeurs correspondent à une croissance moyenne de 1,2 cm par an en diamètre et de 1,0 m par an en hauteur. Des différences statistiquement significatives sont observées pour la croissance en diamètre (P = 0,0001) et en hauteur (P = 0,003) en fonction de la position des houppiers, la croissance en diamètre et en hauteur étant plus forte pour les arbres aux houppiers exposés au soleil que pour les arbres peu éclairés. Une autre association est observée en ce qui concerne l'infestation par le vrai gui *Struthanthus* sp., à savoir des écarts de croissance en diamètre (P = 0,002) entre les arbres peu et moyennement infestés et les arbres sains, lesquels présentent une croissance plus faible. En revanche, aucun écart de croissance en hauteur n'a été détecté (P = 0,102). La croissance en diamètre et en hauteur est comparable à celle d'autres essences précieuses de *Dalbergia* commercialisées sur le marché mondial, telles que *Dalbergia sissoo* en Inde et *Dalbergia retusa* dans des plantations mixtes au Costa Rica. L'étude suggère que l'élagage du gui comme stratégie de contrôle est une pratique de gestion forestière recommandée, ainsi que la libération des arbres mal éclairés de la compétition et la préservation de la canopée d'ombre des autres espèces indigènes précieuses.

Mots-clés : *Dalbergia palo-escrito*, palissandre mexicaine, plantation d'enrichissement, agroforesterie multi-étages, café cultivé sous couvert, *Struthanthus* sp., Mexique.

ABSTRACT

Performance of *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, a valuable timber tree, in a coffee plantation in Hidalgo, Mexico

As a contribution to *ex-situ* conservation and production recovery of the valuable timber tree species *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, enrichment planting was undertaken in a coffee plantation at 830 m above sea level in the east of the State of Hidalgo, Mexico. The purpose of this study was to assess the growth and health status of this species in order to put forward forest management recommendations. Average growth at 11 years of age (n = 56) was as follows: normal diameter, 13.2 ± 2.9 cm; total height, 10.9 ± 1.9 m. These values represent a mean annual increase of 1.2 cm/year in diameter and 1.0 m/year in height. Significant statistical differences in diameter growth (P = 0.0001) and height growth (P = 0.003) were observed as a function of crown position; growth, both in diameter and height, was highest in trees with emergent crowns in comparison with poorly lit trees. An association was also found concerning infestation by *Struthanthus* sp. true mistletoe: differences in diameter growth (P = 0.002) were found between trees with mild and medium infestation in comparison with healthy trees, which showed less growth. On the other hand, no height growth differences were detected (P = 0.102). Diameter and height growth were comparable to other commercially valuable species of fine *Dalbergia* timber on the international market, such as *Dalbergia sissoo* in India and *Dalbergia retusa* in mixed plantations in Costa Rica. The study suggests pruning out the mistletoe as a control strategy is a recommended forest management practice, as well as releasing poorly illuminated trees from competition and preserving the shade canopy of other valuable native species.

Keywords: *Dalbergia palo-escrito*, Mexican Rosewood, enrichment planting, multi-strata agroforestry system, shade-grown coffee, *Struthanthus* sp., Mexico.

RESUMEN

Rendimiento del *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, un valioso árbol maderable, en una plantación de café en Hidalgo, México

Como contribución a la conservación *ex situ* y la recuperación de la producción de la valiosa especie maderable *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez, se realizó una plantación de enriquecimiento en un cafetal a 830 m por encima del nivel del mar en el este del estado de Hidalgo, México. El objetivo de este estudio fue evaluar el crecimiento y el estado de salud de esta especie para formular recomendaciones de gestión forestal. El crecimiento medio de los árboles (n = 56) a los 11 años de edad fue el siguiente: diámetro normal, 13,2 ± 2,9 cm; altura total, 10,9 ± 1,9 m. Estos valores representan un incremento medio anual de 1,2 cm/año en el diámetro y 1,0 m/año en la altura. Se observaron diferencias estadísticas significativas en el crecimiento diametral (P = 0,0001) y el crecimiento en altura (P = 0,003) en función de la posición de la copa. El crecimiento, tanto diametral como en altura, era más elevado en árboles con copas emergentes comparados con los árboles poco iluminados. También se evidenció una relación con la infestación de muérdago verdadero *Struthanthus* sp.: se encontraron diferencias en el crecimiento diametral (P = 0,002) de árboles con infestación leve y media comparados con árboles sanos, que mostraron un crecimiento menor. Por otro lado, no se detectaron diferencias en el crecimiento en altura (P = 0,102). El crecimiento diametral y en la altura resultaron comparables con los de otras especies comercialmente valiosas de madera fina *Dalbergia* en el mercado internacional, como *Dalbergia sissoo* en la India y *Dalbergia retusa* en plantaciones mixtas de Costa Rica. El estudio sugiere que la poda del muérdago como estrategia de control es una práctica silvicultural recomendada, así como la liberación de los árboles mal iluminados de la competencia y la preservación del dosel de sombra de otras especies nativas valiosas.

Palabras clave: *Dalbergia palo-escrito*, palisandro mexicano, plantación de enriquecimiento, sistema agroforestal estratificado, café cultivado bajo sombra, *Struthanthus* sp., México.

Introduction

Cloud forests account for 1% of the national territory in humid mountain ranges; however, these ecosystems are under increasing pressure by migratory agriculture, fruit tree cultivation, extensive stockbreeding, illegal logging, and urban expansion (Rzedowski, 2006; CONABIO, 2010). In the state of Hidalgo, the transformation of cloud forest areas into agricultural and stockbreeding resources threatens the existence of the habitat; cloud forests in the region were traditionally thinned to establish coffee (*Coffea arabica* L.) plantations, and native trees were kept as shade canopy, but coffee plantations have been increasingly transformed into permanent pasture and agricultural lands (Cartujano *et al.*, 2002); low profitability and diseases associated with coffee plantations have dwindled this activity (López-Pérez, 2002).

Sustainable strategies are needed to reconcile production and development interests with ecosystem services for the conservation and recovery of the cloud forest, including its arboreal component. The traditional shade coffee agroforestry system allows the preservation of native tree species and associated fauna, such as migratory birds (González-Espinoza *et al.*, 2012). Some shade coffee plantations present a multi-strata structure similar to that of cloud forests; consequently, they can, under management, contribute to the conservation of the landscape matrix as a complementary use of the land (Jardel-Peláez *et al.*, 2014); therefore, this agroforestry system should be promoted especially in buffer zones (CONABIO, 2010). Timber tree enrichment plantings are particularly suitable to improve the economic and social sustainability of coffee plantations (Salgado, 2012). Research and experimentation focused on cloud forest species with forestry potential are necessary to develop production alternatives that counter the transformation of forests into pasturelands and low-productivity crops (Jardel-Peláez *et al.*, 2014).

An interesting tree species for coffee plantation economic and biological enrichment purposes is *Dalbergia palo-escrito* Rzed. & Guridi-Gómez. This tree grows in the Sierra Madre Oriental, where small groups are distributed among the states of Hidalgo, Querétaro, and San Luis Potosí, mainly in secondary forests, as living fences, and in family orchards, although the species also grows in primary cloud forests where it reaches up to 35 m high, but it is scarce (Rzedowski and Guridi-Gómez, 1988). More recently Cervantes *et al.* (2019) detected some disjunct populations from the states of Morelos, Guerrero and Oaxaca. *Dalbergia* is mainly appreciated for its easy-to-work precious wood, characterized by its resonance properties, vivid color, and contrasting grain pattern; it is often used for making violins and guitars, especially in Paracho, Michoacán, a town known worldwide in the luthiery industry (Pérez-Olvera *et al.*, 2002; Carmona-Valdivinos, 2003).

The species is currently included under threatened risk category by the Mexican Official Norm NOM-059-SE-MARNAT-2010 (DOF, 2019). Previously during the 17th Conference of the Parties of Convention on National Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES, 2016), *D. palo-escrito* was included in the Appendix II along with 12 other Mexican timber species from *Dalbergia*. González-Espinoza *et al.*, (2011) it can be tagged as a critically endangered species based on International Union for Conservation of Nature (IUCN) criteria.

Tree and forest measurement data are necessary for the efficient management of these plantations and to support decisions associated with the use of forestry treatments and techniques conducive to the growth of trees and associated crops, for ultimately decreasing costs and environmental impact (Detlefsen *et al.*, 2012). Nevertheless, *D. palo-escrito* tree growth variables reports are practically inexistent (Rzedowski and Guridi-Gómez, 1988; Winfield *et al.*, 2016), and as Millet *et al.* (2013) have reported, this gap has been identified as an important limitation in using native species for biodiversity preservation purposes, especially among small farmers (Schneider *et al.*, 2014).

In this context, the present study describes the enrichment of coffee plantations using *D. palo-escrito* in the state of Hidalgo as an agroforestry strategy that seeks to serve two different purposes: maintenance of tree cover (source of germplasm) and wood production for the manufacture of string musical instruments, used for the interpretation of traditional musical style “*son huasteco*”. The present study sought to characterize a *D. palo-escrito* and coffee agroforestry system and assess its tree growth variables and phytosanitary status of infestation by true mistletoe. The obtained results allow for forest management recommendations focused on the growth of this species as shade canopy as part of an integral agroforestry management strategy to promote plantings of *Dalbergia* in coffee plantations in the state of Hidalgo, Mexico.



Photo 2.

View of the permanent measuring plot. There are two strata, *Dalbergia palo-escrito* trees in the upper shade canopy and a perennial crop layer of *Musa acuminata* and *Coffea arabica*. Photo A. Suárez-Islas.

Methods

Plantation site

Dalbergia palo-escrito trees were planted in October 2004 as enrichment planting in a coffee agroforestry system located in a ranch named El Petatillo (20°20'08" N, 98°13'36" W; 830 m.a.s.l.), in the municipality of Tenango de Doria, Hidalgo, Mexico (figure 1). Mean annual temperature in the area is 22 °C, and mean annual precipitation is 2,050 mm (UNAM, 2013). Coffee plantation size was 0.79 ha. Coffee plants of the Caturra variety (*Coffea arabica* L.) were spaced 1.5 x 2.5 m apart. Shade trees such as jonote colorado (*Trema micrantha* (L.) Blume), chaca (*Bursera simaruba* (L.) Sarg.), álamo (*Platanus mexicana* Moric.), and cedro rojo (*Cedrela odorata* L.) were also present.

A total of 99 young *D. palo-escrito* trees were planted in a low-shade area and gaps of the coffee plantation,

spaced 4.5 x 5 m apart, among some native trees of natural regeneration and crops introduced by the farmer, such as *Musa acuminata* Colla, a banana species, which were distributed in a random pattern (table I). The provenance of the *D. palo-escrito* seeds was the village of Chachala, in the municipality of Tlanchinol, Hidalgo (20° 58' 11.3" N, 98° 41' 59.6" W; 1,392 m.a.s.l.). At the moment of planting, trees averaged 32 cm in height and 3 mm in diameter at the root collar. The area where *D. palo-escrito* trees were planted in 2004 was outlined as a Permanent Measurement Plot (PMP), which size was 0.22 ha, faced north, and had an average slope of 17%. During the first five years of planting, the farmer gradually cut down the naturally regenerating trees (especially *Trema micrantha*) that competed for light with the *D. palo-escrito* trees, until they were completely exposed to light. The farmer only allowed the regeneration of timber trees (*Juglans pyriformis* Liebm., *Diphysa sennoides* Benth. and *Leucaena* sp.) and some fruit (*Persea schedianae* Nees) trees near the places where *D. palo-escrito* trees died.

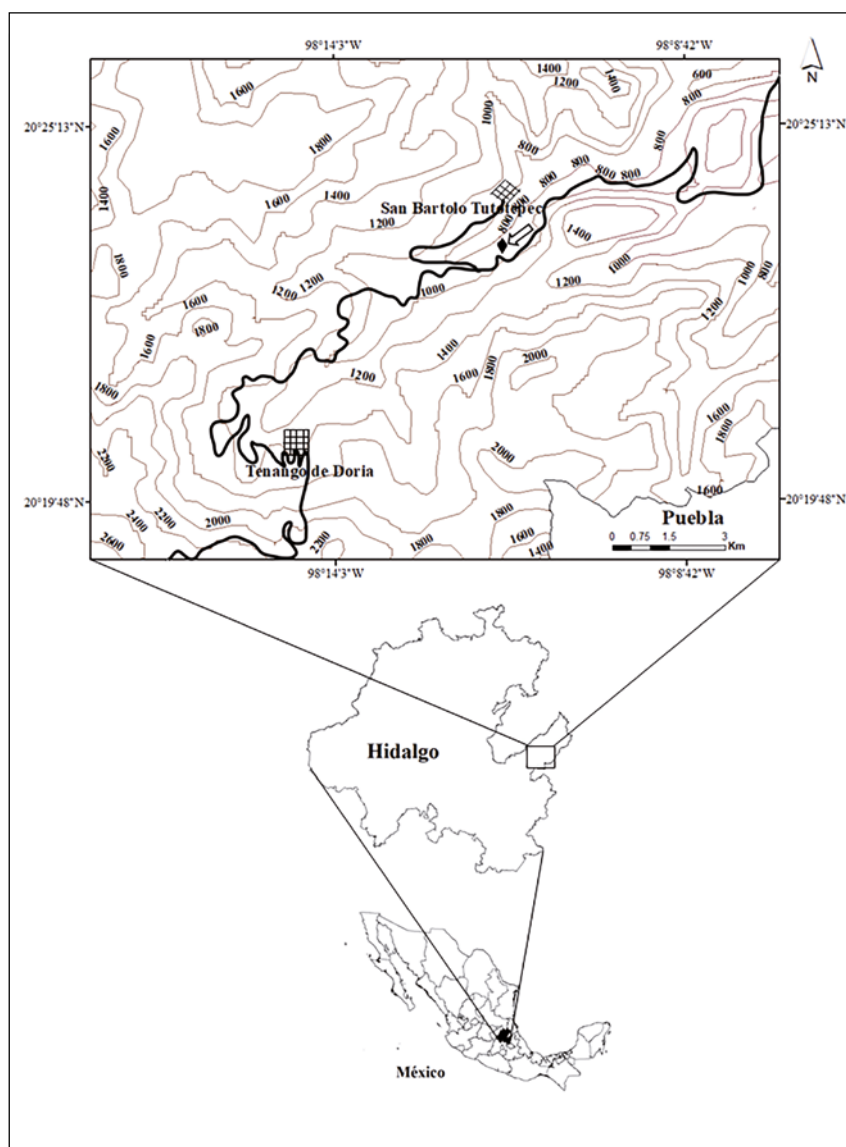


Figure 1. Location of the ranch “El petatillo” (arrow) 1.5 km south of the village of San Bartolo Tututepec, Hidalgo, Mexico. Bounded lines represent contours in meters above sea level, thick line represents paved road.

Agroforestry characterization

Vegetation was described by classifying it into two strata: perennial crops and shade canopy. Total height (h) of each individual plant was measured using a Vertex III (© Haglöf Sweden AB) hypsometer and its auxiliary tool (transponder) with an accuracy of ± 10 cm. Normal diameter (d) of each tree and shrub (including *Musa acuminata* pseudostalks), was measured using a steel diameter tape measure at an accuracy of ± 1 mm. Soil was sampled at two different microsites inside the PMP, one of them with a slope of 17%, whereas the other was almost flat (2% slope). Three subsamples were collected at each site and mixed as composite samples of soil from depths between 0-30 cm. These samples were subjected to chemical and physical analyses as described in the Mexican Official Norm (NOM-021-SEMARNAT, 2002).

Tree measurement and phytosanitary assessment

Each *D. palo-escrito* tree was assigned a control number, which was painted on the tree trunk using acrylic paint. Measurements of h and d were taken for *D. palo-escrito* (and for the rest of shade canopy trees) during October and November, 2015, i.e., when the trees were 11 years old; mean annual increase (mai) was determined based on these data using the equation $mai = X_i/t$, where X_i represents the tree variable measure until the moment represented by t , which corresponds to age in years.

Additionally, we assessed the sociological position of tree crowns as a measure to determine the amount of light that the trees received in comparison with the rest of the trees in the stratum

using the Dawkins index (Alder and Synnott, 1992): 5 - emergent crown; 4 - crown completely exposed to vertical light; 3 - crown partially lit vertically; 2 - crown lit laterally only; 1 - no significant direct light on crown. Crown position following Dawkins index provides a good estimation of crown illumination (Keeling and Phillips, 2007).

Infestation by true mistletoe *Struthanthus* sp. was the main phytosanitary problem in the plantation. This plant is hemiparasitic, it presents epicortical roots that run through the surface of the host tissue and form an intermittent haustorial connection, where substances are released that degrade the cell wall of the host's vessels; as a consequence, there is chlorosis in leaves, low retention and after a while, the death of branches and tips of the host (Cibrián and Alvarado, 2007). Infestation by true mistletoe was assessed using the four-class system proposed by Vázquez (1993), which consists in establishing the volume of the crown as 100%, and then the degree of infestation is visually assessed and given values from 0 to 3 according to class intervals: (0) healthy, no apparent infestation; (1) mild, 1 to 30% infestation; (2) medium, 31 to 60% infestation; (3) severe, 61 to 90% infestation.

Analysis of tree measurement and phytosanitary variables

Tree measurement data were grouped based on the sociological position of the crown and the degree of infestation by mistletoe. A contingency table was built considering these two variables as inputs, and the χ^2 test was employed to assess independence between variables. Each variable was subjected to a separate, univariate variance analysis considering only the data that met normality and variance homogeneity assumptions. Variable means were compared by Tukey's test ($P \leq 0.01$) using IBM's SPSS Statistics 19.

Table I.

Agroforestry measurement parameters in a *Dalbergia palo-escrito* enrichment planting in a coffee plantation. Permanent Measurement Plot (PMP) surface = 0.22 ha.

Stratum Species	Number of individuals or bushes	Height (m) mean and range [-]	Diameter (cm) mean and range [-]	Basal area (m ²)
Shade trees	70	13.04	26.19	2.1051
<i>Dalbergia palo-escrito</i>	56	10.9 [6.5-15]	13.2 [7.6-18.1]	0.8209
<i>Juglans pyriformis</i>	5	10.9 [9.6-13.4]	15.7 [10.2-23.9]	0.1059
<i>Diphysa sennoides</i>	2	8.8 [7.1-10.5]	11.05 [8.1-14]	0.0205
<i>Ficus</i> sp.	2	8 [6-10]	36.6 [23-76.5]	0.6990
<i>Persea schiedeana</i>	2	15.4 [14.5-16.2]	29.1 [19.2-39]	0.1195
<i>Dendropanax arboreus</i>	1	19	56	0.2463
<i>Leucaena</i> sp.	1	20	19.7	0.0305
Unknown	1	11.3	28.2	0.0625
Perennial crops	297	3.5	7.45	2.4691
<i>Coffea arabica</i>	240	3.4 [2.8-3.9]	2.3 [1.6-4.5]	0.4786
<i>Musa acuminata</i>	57	3.6 [2-9.5]	12.6 [6-30]	1.9905

Results

Agroforestry characterization

Site occupation, measured as total basal area (*G*), was 9.45 m²/ha, 39% of which corresponded to *D. palo-escrito* and the rest to seven other species of trees of natural regeneration (table I). Survival of *D. palo-escrito* at 11 years of age was 57%; average growth was 13.2 ± 2.9 cm in *d* and 10.9 ± 1.9 m in *h*, which represented a mean annual increase (*mai*) of 1.2 cm/year in *d* and of 1.0 m/year in *h*. The perennial crop stratum occupied a total *G* of 11.09 m²/ha, 81% of the site was occupied by *Musa* sp.

Concerning soil properties, differences in particle content were observed between the two microsites, although both belonged to the same texture class (table II). Apparent density (*Ade*) was lower in the almost flat microsite due to

Table II.

Soil physical and chemical properties in a *Dalbergia palo-escrito* enrichment planting in a coffee plantation.

Microsite	Ade g/cm ³	Proportion of particles (%)			Texture class	Color description	
		Sand	Slit	Clay		Key	Color
Flat terrain	1.04	27	35	38	Clay-rich loam	10YR2/2	Very dark brown
Sloped terrain	1.10	31	34	35	Clay-rich loam	10YR3/2	Dark brown-gray
	pH	MO	C	Nt		CIC (Cmols/kg)	
	----- % -----						
Flat terrain	5.52	7.85	4.55	0.39		8.9	
Sloped terrain	5.85	5.50	3.12	0.27		5.4	

the accumulation of organic matter (OM), which resulted in increased soil volume and microporosity. Due to the presence of OM, soil color was dark brown in the sloped microsite and very dark brown in the almost flat microsite. According to NOM-021-SEMARNAT (2002), which prescribes classification criteria for soil parameters, soil pH was classified as moderately acid; the flat site presented higher acidity.

Table III.

Contingency table: infection by true mistletoe X crown position.
 χ^2 Pearson_{12, 0.05} = 12.596, P = 0.399.

Infestation by true mistletoe (Vázquez, 1993)	Crown position (Dawkins index)				No	Total
	Emerging vertical light	Full vertical light	Partial light	Oblique significant light		
Healthy	1	7	3	5	5	21
Mild	7	11	3	5	1	27
Medium	2	3	1	0	0	6
Severe	1	1	0	0	0	2
Total	11	22	7	10	6	56

Table IV.

Dalbergia palo-escrito growth (mean ± standard deviation) as a function of crown position at 11 years of age. The crown position is related to light. Means with different letters in a column indicate highly significant statistical differences according to Tukey's test (P < 0.01). Diameter: F = 10.271, P = 0.0001; Height: F = 4.708, P = 0.003.

Crown position (Dawkins index)	Number of trees	Proportion (%)	Normal diameter (cm)	Total height (m)
Emerging (5)	11	20	16 ± 1.67 a	12.43 ± 1.59 a
Full vertical light (4)	22	39	13.99 ± 2.11 ab	11.18 ± 1.8 ab
Partial vertical light (3)	7	13	12.37 ± 2.8 bc	10.56 ± 1.49 ab
Oblique light (2)	10	18	10.82 ± 2.41 c	9.81 ± 1.8 b
No significant light (1)	6	11	10.52 ± 2.51 c	9.83 ± 1.38 b

Table V.

Dalbergia palo-escrito growth (average ± standard deviation) based on degree of infestation by true mistletoe at 11 years of age. Means with different letters in a column indicate highly significant statistical differences according to Tukey's test (P < 0.01). Diameter: F = 7.264, P = 0.002; Height: F = 2.388, P = 0.102.

Infestation by true mistletoe (Vázquez, 1993)	Number of trees	Proportion (%)	Normal diameter (cm)	Total height (m)
Healthy (0)	21	38	11.51 ± 2.83 b	10.22 ± 1.39 a
Mild (1)	27	48	14.22 ± 2.53 a	11.38 ± 2.12 a
Medium (2)	6	11	14.72 ± 2.43 a	11.35 ± 2.25 a
Severe (3)	2	4	13.85 ± 0.78	10.5 ± 1.27

Relationship between crown position and mistletoe infestation

Pearson's χ^2 test determined that no relationship between crown position and mistletoe infestation existed at the time of assessment ($\chi^2_{12, 0.05} = 12.596$ P = 0.399) (table III). Thus, increases in diameter and height were analyzed independently of crown position and mistletoe infestation.

Growth analysis based on amount of light on crowns

Dalbergia palo-escrito trees with emergent crowns and complete exposure to vertical light accounted for the highest proportion (59%) of the shade canopy occupied by this species. Highly statistically significant growth differences were observed in *d* (P = 0.0001) and *h* (P = 0.003) as a function of the sociological position occupied by the crown in the canopy: growth increased as the light received by the tree's crown increased (table IV). Trees in the category of emergent crown (5) averaged 5.84 cm more in diameter than trees whose crowns received no significant direct light (category 1); concerning height, plants in the emergent crown category (5) averaged 2.6 m more than plants in the categories that received light laterally only (2) or lesser.

Analysis based on degree of infestation by mistletoe (*Struthanthus* sp.)

Almost half (48%) of *D. palo-escrito* trees presented a mild degree of infestation by mistletoe *Struthanthus* sp., whereas 38% presented no infestation. Highly significant statistical differences were observed when associating tree diameter with degree of infestation by mistletoe (P = 0.002); diameters of trees presenting mild and medium degrees of infestation were larger (2.71 and 3.21 cm in average, respectively) than diameters of healthy trees. No significant statistical differences were observed concerning tree height (table V).

Discussion

Agroforestry characterization

The recommended density of timber trees in a coffee plantation at the end of the turn is between 70 and 156 trees/ha, depending on species and site quality (Salgado, 2012). In the present study, 11-year-old *D. palo-escrito* trees presented a density of 251 trees/ha, which represents a margin of 38 to 72% of trees due to thinning or mortality until the end of the turn (still unknown). It should also be borne in mind that a density of 63 trees/ha of trees of other species was determined, among which the *G* of large individuals such as *Ficus* sp. was outstanding, which increases the need to thinning of this natural regeneration trees as the *D. palo-escrito* harvest turn approaches to adjust tree density to the growth space required by agricultural and timber trees.

There is no harvest turn information for *D. palo-escrito*. With the mean annual increase (*mai*) in diameter obtained in this study (1.2 cm/year), a harvest turn of 37.5 years could be preliminarily estimated to obtain a minimum cutting diameter (MCD) of 45 cm. However, this diameter must be determined based on the existence of useful heartwood to obtain pieces for the manufacture of string musical instruments and furniture. Furthermore, the *mai* in *d* will most likely decrease as the biological turn is reached (López and Villalba, 2015); therefore the estimated turn of 37.5 years will increase as data on trees with a *d* close to the MCD become available.

Although the growth data obtained is from a single experimental plantation, some preliminary comparisons can be made with other *Dalbergia* species of precious wood of interest to international trade. The increases in *D. palo-escrito* in *d* and *h* were similar to the increases in other *Dalbergia* plantations in different countries of the tropics. In Guatemala, Méndez-Paiz and Serech-Van Haute (2018) report a *mai* of 1 cm/year for *d* and 1 m/year in *h* for *D. stevensonii* Standl. in plantations of 17 years of age. A similar observation was made in single-species and mixed-species 68 months of age plantations of *D. retusa* Hemsl. in the dry tropical region of Costa Rica, where *mai* was found to be 1.3 cm/year for *d* and 1 m/year for *h* (Piotto *et al.*, 2004), so the species was classified as low-growth for such conditions. In India, Parrotta (2000) reported increases of 1 to 2 cm/year in *d* for *D. sisso* Roxb. ex DC plantations between 5 and 30 years old. Similarly, Costa *et al.* (2015), in Brazil, reported an *mai* of 0.81 cm/year for the first 22 years of a *D. nigra* (Vell.) Allemão ex Benth plantation.

In our study, very high contents of organic matter (OM) and carbon (C) were found in the nearly flat microsite and high contents were found in the sloped microsite; both sites were found to be rich in total nitrogen (Nt). Slope has been observed to play an important role in nutrient accumulation (Ramos *et al.*, 2015); flat terrain often presents the best conditions, mainly due to less water drainage carrying away nutrient-rich soil particles.

Growth analysis based on amount of light on crowns

A positive association between growth in *d* and the sociological position of the crown (as a function of the amount of light received by the crown) has been reported in studies on different tropical species (Finegan *et al.*, 1999; Manzano-Méndez *et al.*, 2010). However, there are other variables that affect the association between illumination and diameter, such as crown shape, crown diameter, topography, vine infestation, and forest density (Galván *et al.*, 2005). For example, in a study on *Caesalpinia gaumeri* Greenm. the highest values of growth increases in *d* in trees of the largest diameter categories, with better crown quality, and receiving sunlight completely (Interián-Ku *et al.*, 2014).



Photo 3. *Dalbergia palo-escrito* in the emerging crown category without true mistletoe infestation. These types of trees have the greatest growth potential and represent the forestry target trees.
Photo A. Suárez-Islas.

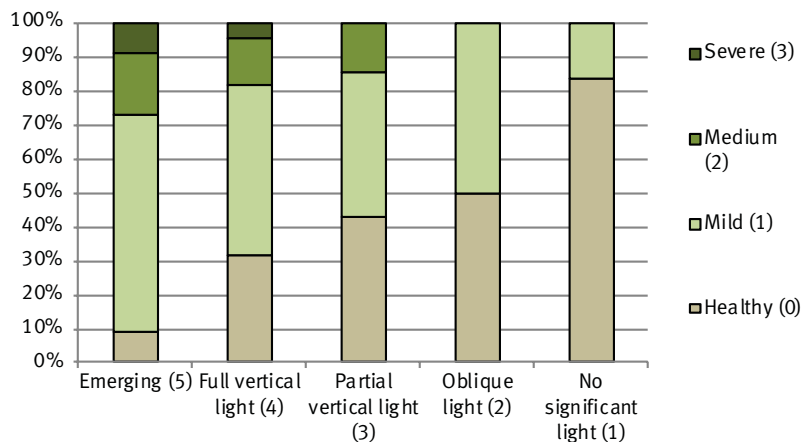


Figure 2.

Percentage distribution of infestation by true mistletoe (*Struthanthus* sp.) and crown position (X axis) of *Dalbergia palo-escrito*. Crown position was assessed using Dawkins index (Alder and Synnott, 1992) and infestation by true mistletoe by the four-class system proposed by Vázquez (1993).

Analysis based on degree of infestation by true mistletoe (*Struthanthus* sp.)

In the present study, we observed an association between true mistletoe infestation and growth diameter: trees with the highest diameter growth, whose crowns were located in positions where they received the most light, also presented the highest degrees of infestation (figure 2). Additionally, a direct linear correlation ($r = 0.852$, $p = 0.001$) was detected between trunk diameter and crown diameter, which means that trees whose crowns had larger diameters were also more intensely infested. The same result has been observed in Brazil in the leguminous shrub *Mimosa calodendron* Mart. ex Benth.; individuals presenting larger crown diameters were also the most affected by the hemiparasite *Struthanthus flexicaulis* (Mart. ex Schult. f.) Mart. (Mourão *et al.*, 2009). True mistletoe is a heliophyte organism, and it develops best at high temperatures; birds that spread its seeds prefer high spots on the tallest trees, so the infestation process takes place from the top to the bottom of the crown (Acosta and Cházaro, 1992; Olsen, 2003). This could be the reason why the trees with the widest canopies and the largest diameters are the trees with the highest infestation of this hemiparasite plant.

In the present study, graphic analysis of true mistletoe infestation intensity and sociological position of the crown suggested that the infestation was spreading to the trees whose crowns were less lit (figure 2), which could further affect decreased diameter and height growth in the future. Howell and Mathiasen (2004) point out that time since infection is a crucial factor because the parasite absorbs more water and minerals from its hosts as it grows, which often leads to decreased host growth. Moreover, mistletoe affects the host's plant architecture, sometimes reducing its photosynthetic capacity and respiration rate (Ehleringer *et al.*, 1985).

Implications for management and conservation

Results of the present study allowed for the assessment of *D. palo-escrito* as a precious wood species for coffee plantation enrichment in the region and to preserve this endangered native tree species. Measured diameter and height growth rates were found to be similar to those of other *Dalbergia* species of interest for the international trade of precious woods, which represents an opportunity to promote this tree and contribute to diversifying the coffee agroecosystem in the region. Moreover, as in the case of other *Dalbergia* species, which form symbiotic associations with nitrogen-fixing bacteria (Sprent and Parsons, 2000), *D. palo-escrito* may also form this symbiosis



Photo 4.

Tree with a canopy completely exposed to vertical light, but with lateral competition (category 4 of the Dawkins index). These conditions seem to promote the development of straight stems and narrow crowns with thin lateral branches. Photo A. Suárez-Islas.



Photo 5. Tree infested by true mistletoe in approximately the lower half of the crown, which corresponds to category 2 of Vázquez (1993). The photo corresponds to the cold and dry season (February) when the trees almost completely lose their foliage. Photo A. Suárez-Islas.

and bring benefits to the nutrition of associated crops, such as coffee and banana.

Forest management recommendations include, as a priority, conducting true mistletoe control practices such as pruning out the parasite, focusing on the most affected trees (medium and severe degrees of infestation) and pruning thin branches to keep at least one-third of the crown free of mistletoe; thinning should be used as a complement to pruning (Cibrián and Alvarado, 2007; Díaz-Limón *et al.*, 2016). Severely infested trees competing with healthy or mildly infested trees should be removed, and it is also recommendable to reduce competition in high-density zones to provide more space for the crowns of trees nearing harvest and where there is a risk of affecting the yield of associated crops due to excessive shade. Another possible option is chemical control with herbicides (ethephon) injected into the host's trunk (Contreras-Ruiz *et al.*, 2018); but it is necessary to carry out tests with different doses and times of application.

Preserving other native fruit and timber trees in the Permanent Measurement Plot (PMP) is also important. *Juglans*

pyriformis Liebm. seems to be unaffected by true mistletoe and is also a precious wood species; *Diphysa sennooides* Benth. and *Leucaena* sp. produce hardwood that can be used as posts or as firewood; *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch. provides soft wood, useful for construction; *Persea schedianana* Nees produces edible fruits, highly appreciated by the local population; while *Ficus* sp. fruits serve for wild animals (Montagnini *et al.*, 2008). Therefore, these species could be considered in a model of *D. palo-escrito* agroforestry plantation as part of the shade canopy. Their role would be to prevent true mistletoe from spreading and to diversify the products and services provided by coffee plantations. Multi-strata agroforestry systems can accelerate forest succession and regeneration, reducing restoration costs through the production of associated crops to provide food and income to the farmer over time (Oliveira and Carvalhaes, 2016).

A coffee production reactivation strategy in the state of Hidalgo should include *D. palo-escrito* management, sustainable development, and conservation by promoting enrichment plantings of this species in coffee plantations. Coffee-producing areas in the state of Hidalgo are predominantly inhabited by highly marginalized indigenous populations who require to improve their economic income (López-Pérez, 2002). In a coffee plantation enriched with precious wood trees, the high prices of fine timbers in the international market could compensate for the long wait to harvest the trees, while associated crops can provide food and income to farmers throughout the turn; thus, wood would represent natural capital and a green heritage for future generations (Cervantes-Maldonado, 2016).

Conclusion

The present study confirmed that growth in diameter and height of *Dalbergia palo-escrito* trees in an enrichment planting were positively associated with illumination received by tree crowns. Infestation by true mistletoe was more intense in trees receiving higher amounts of light on the crown and presenting more significant diameter growth; infestation showed a trend to spread to crowns receiving less light. Pruning out the true mistletoe as a control strategy is a recommended forest management practice, as well as releasing poorly illuminated trees from competition and preserving the shade canopy of other native species. As for the economic and biological enrichment of coffee plantations in the Sierra Madre Oriental in the state of Hidalgo, promoting *D. palo-escrito* trees as a source of precious wood in a combined strategy including sustainable exploitation and conservation should be promoted.

Acknowledgments

We are grateful to Shamed Popoca Paredes for his valuable assistance in the field. This research was partially funded by the Secretaría de Educación Pública under project PIFI-2011-13MSU0017T-05. We also thank the four anonymous reviewers for providing us with many helpful suggestions.

References

- Acosta P. R., Cházaro B. R., 1992. Los muérdagos del estado de Tlaxcala. Tlaxcala, México, Jardín Botánico Tizatlán, Gobierno de Tlaxcala, Folleto Divulgativo No. 17, 89 p.
- Alder D., Synnott T. J., 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford, UK, Oxford Forestry Institute, 124 p. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=GB2012106028>
- Carmona-Valdovinos T. F., 2003. Laudería: oficio de centenario tradición. La Ciencia y el Hombre, 3: 59-62. <https://cdigital.uv.mx/bitstream/handle/123456789/5559/20033P59.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Cartujano S., Zamudio S., Alcántara O., Luna I., 2002. El bosque mesófilo de montaña en el municipio de Landa de Matamoros, Querétaro, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México, 70: 14-43. <http://www.redalyc.org/pdf/577/57707002.pdf>
- Cervantes-Maldonado A., 2016. La conservación del granadillo en México, una carrera contra el tiempo. Biodiversitas, 128: 6-11. <http://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/12765.pdf>
- Cervantes A., Linares J., Quintero E., 2019. An updated checklist of the Mexican species of *Dalbergia* (Leguminosae) to aid in its conservation efforts. Revista Mexicana de Biodiversidad, 90: e902528. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2528>
- Cibrián T. D., Alvarado R. D., 2007. Muérdago *Struthanthus* – *Struthanthus* mistletoe. In: Cibrián T. D., Alvarado R. D., García D. S. E. (eds). Enfermedades forestales en México – Forest diseases in Mexico. Universidad Autónoma Chapingo, México, 587 p.
- CONABIO, 2010. El bosque mesófilo de montaña en México: Amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible. México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 168-182. <http://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium-bin/detalle.pl?Id=20200625022224>
- CITES (Convention on International Trade In Endangered Species of Wild Fauna and Flora), 2016. CoP 17 Prop. 54. Consideration of proposals for amendment of Appendices I and II. Seventeenth meeting of the Conference of the Parties, Johannesburg (South Africa), 24 September – 5 October 2016, 63 p. <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/prop/060216/E-CoP17-Prop-54.pdf>
- Contreras-Ruiz C., Alvarado R. D., Cibrián T. D., Valdovinos-Ponce G., 2018. Control químico con etefón (ácido 2-cloroetil fosfónico) del muérdago verdadero *Struthanthus interruptus* (Kunth) G. Don. Agrociencia, 52 (5): 741-755. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952018000500741
- Costa M. S., Ferreira K. E. B., Botosso P. C., Callado C. H., 2015. Growth analysis of five Leguminosae native tree species from a seasonal semideciduous lowland forest in Brazil. Dendrochronologia, 36: 23-32. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2015.08.004>
- Detlefsen G., Marmillod D., Scheelje M., Ibrahim M., 2012. Protocolo para la instalación de parcelas permanentes de medición de la producción maderable en sistemas agroforestales de Centroamérica. Turrialba, Costa Rica, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 38 p. <https://es.scribd.com/document/381618707/Protocolo-para-la-instalacion-de-parcelas-permanentes-de-medicion-de-la-produccion-maderable-en-sistemas-agroforestales-de-Centroamerica>
- Díaz-Limón M. P., Cano-Santana Z., Queijeiro-Bolaños M. E., 2016. Mistletoe infection in an urban forest in Mexico City. Urban Forestry & Urban Greening, 17: 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.004>
- DOF (Diario Oficial de la Federación), 2019. Anexo Normativo III NOM-059-SEMARNAT-2010 Norma Oficial Mexicana, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.
- Ehleringer J. R., Schulze E. D., Ziegler H., Lange O. L., Farquhar G. D., Cowar I. R., 1985. Xylem-tapping mistletoes: water or nutrient parasites? Science, 227: 1479-1481. <https://doi.org/10.1126/science.227.4693.1479>
- Finegan B., Camacho M., Zamora N., 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. Forest Ecology and Management, 121 (3): 159-176. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00551-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00551-9)
- Galván O., Louman B., Galloway G., Obando G., 2005. Efecto de la iluminación de copa en el crecimiento de *Pentaclethra macroloba* y *Goethalsia meiantha*, implicaciones para la silvicultura de los bosques tropicales húmedos. Recursos Naturales y Ambiente, 46-47: 117-126. <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A3292e/A3292e.pdf>
- González-Espinoza M., Meave J. A., Lorea-Hernández F. G., Ibarra-Manríquez G., Newton A. C., 2011. The Red List of Mexican cloud forest trees. IUCN, 152 p. <https://www.iucn.org/content/red-list-mexican-cloud-forest-trees>
- González-Espinoza M., Meave J. A., Ramírez-Marcial N., Toledo-Aceves T., Lorea-Hernández F. G., Ibarra-Manríquez G., 2012. Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. Ecosistemas, 21: 36-52. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/26>
- Howell B. E., Mathiasen R. L., 2004. Growth impacts of *Psittacanthus angustifolius* Kuijt on *Pinus oocarpa* Schiede in Honduras. Forest Ecology and Management, 198 (1-3): 75-88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.047>
- Interián-Ku V. M., Vaquera-Huerta H., Valdez-Hernández J. I., García-Moya E., Romero-Manzanares A., Borja-De la Rosa A., 2014. Influencia de factores morfológicos y ambientales sobre el crecimiento en diámetro de *Caesalpinia gaumeri* Greenm en un bosque tropical caducifolio, en México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 20 (3): 255-270. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-40182014000300010
- Jardel-Peláez E. J., Cuevas-Guzmán R., Santiago-Pérez A. L., Rodríguez-Gómez J. M., 2014. Ecología y manejo de los bosques mesófilos de montaña en México. In: Gual-Díaz M., Rendón-Correa A. (eds). Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo. México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 141-188. https://www.researchgate.net/publication/274780080_Ecologia_y_manejo_de_los_bosques_mesofilos_de_montana_en_Mexico#fullTextFileContent
- Keeling H. C., Phillips O. L., 2007. A calibration method for the crown illumination index for assessing forest light environments. Forest Ecology and Management, 242 (2-3): 431-437. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.060>
- López-Pérez S., 2002. De lo global a lo local: cambios de cultivos y estrategias de sobrevivencia ante la crisis del mercado internacional del café, el caso de la Sierra Otomí-Tepehua en el estado de Hidalgo. Problemas del Desarrollo, 33: 131-162. <http://dx.doi.org/10.22201/iiic.20078951e.2002.131.7454>
- López L., Villalba R., 2015. Criterios de gestión forestal para 12 especies de los Bosques Nativos Tropicales de Bolivia a través de métodos dendrocronológicos. Ecosistemas, 24 (2): 24-29. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-2.04>
- Manzano-Méndez F., Valdez-Hernández J. I., López-López M. A., Vaquera-Huerta H., 2010. Crecimiento en diámetro de *Zanthoxylum kellermanii* P. Wilson en una selva perennifolia del norte de Oaxaca, México. Madera y Bosques, 16 (2): 19-33. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-04712010000200002
- Méndez-Paiz B. A., Serech-Van Haute A., 2018. Native species valuable timber plantations in Northern Guatemalan Humid Lowlands: ecological features and silvicultural feasibility. Ciencia, Tecnología y Salud, 5 (2): 136-150. <https://digi.usac.edu.gt/ojsrevistas/index.php/cytes/article/view/486>

Millet J., Tran N., Vien Ngoc N., Tran Thi T., Prat D., 2013. Enrichment planting of native species for biodiversity conservation in a logged tree plantation in Vietnam. *New Forests*, 44: 369-383. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9344-6>

Montagnini F., Suárez-Islas A., Santana M. R., 2008. Participatory approaches to ecological restoration in Hidalgo, Mexico. *Bois et Forêts des Tropiques*, 295 (1): 5-20. http://bft.cirad.fr/cd/BFT_295_5-20.pdf

Mourão F. A., Jacobi C. M., Figueira J. E. C., Batista E. K. L., 2009. Effects of the parasitism of *Struthanthus flexicaulis* (Mart.) Mart. (Loranthaceae) on the fitness of *Mimosa calodendron* Mart. (Fabaceae), an endemic shrub from rupestrian fields over ironstone outcrops, Minas Gerais State, Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, 23: 820-825. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062009000300023>

NOM-021-SEMARNAT, 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT, Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documents/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf>

Oliveira R. E. D., Carvalhaes M. A., 2016. Agroforestry as a tool for restoration in Atlantic forest: can we find multi-purpose species? *Oecologia Australis*, 20 (4): 425-435. <https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.03>

Olsen M. W., 2003. True mistletoes. Tucson, Arizona, USA, The University of Arizona Cooperative Extension, College of Agriculture and Life Sciences, 3 p. <http://hdl.handle.net/10150/146718>

Parrotta J. A., 2000. *Dalbergia sisso* Roxb. Sisso, Indian rosewood. In: Francis J. K., Lowe C. A. (eds). *Bioecología de árboles nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales*. Río Piedras, Puerto Rico, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, 190-194. https://data.fs.usda.gov/research/pubs/iitf/Bioecologia_gtr15.pdf?

Pérez-Olvera C. P., Vélez-Jiménez S., Serrano-García A., Rochin-García B., 2002. La madera de las guitarras de Paracho, Michoacán. *ContactoS*, 44: 45-53. <http://www2.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n44ne/guitarra.pdf>

Piotto D., Viquez E., Montagnini F., Kanninen M., 2004. Pure and mixed forest plantation with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest Ecology and Management*, 190 (2-3): 359-372. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.11.005>

Ramos D., Castro V., Sánchez E., 2015. Caracterización de la vegetación a lo largo de una gradiente altitudinal en la comunidad de Cochahuayco, cuenca media del río Lurín, Lima. *Ecología Aplicada*, 14 (1): 11-25. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1726-22162015000100002&script=sci_abstract

Rzedowski J., Guridi-Gómez L. I., 1988. El palo-escrito, árbol de madera preciosa—una nueva especie mexicana de *Dalbergia* (Leguminosae, Papilionoideae). *Acta Botánica Mexicana*, 4: 1-8. <https://www.redalyc.org/pdf/574/57400401.pdf>

Rzedowski J., 2006. *Vegetación de México* (1^a Edición digital). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. CONABIO, Editorial Limusa, 502 p. <http://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documents/7369.pdf>

Salgado J., 2012. Producción de madera en sistemas agroforestales con café. In: Detlefsen G., Somarriba E. (eds). *Producción de madera en sistemas agroforestales de Centroamérica*. Turrialba, Costa Rica, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Manual técnico no. 109, 145-160. http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/3512/Produccion_de_madera_en_sistemas_agroforestales.pdf

Schneider T., Ashton M. S., Montagnini F., Milan P. P., 2014. Growth performance of sixty tree species in smallholder reforestation trials on Leyte, Philippines. *New Forests*, 45 (1): 83-96. <https://doi.org/10.1007/s11056-013-9393-5>

Sprent J. I., Parsons R., 2000. Nitrogen fixation in legume and non-legume trees. *Field Crops Research*, 65: 183-196. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(99\)00086-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(99)00086-6)

UNAM, 2013. Atlas climático digital de México, Estado de Hidalgo. Centro de Ciencias de la Atmósfera, online. <http://atlasclimatico.unam.mx/atlas/hgo/hgo.html>

Vázquez C. I., 1993. Contribución al conocimiento del muérdago verdadero (*Psittacanthus* spp.) en México. Uruapan, México, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, Boletín Técnico No. 11. <http://ri.uaemex.mx/bitstream/20.500.11799/67857/3/Tesis+mu%C3%A9rdago.pdf>

Winfield K., Scott M., Grayson C., 2016. Global status of *Dalbergia* and *Pterocarpus* rosewood producing species in trade. For the Convention on International Trade in Endangered Species, 17th conference of the parties, Johannesburg (24 September – 5 October 2016). <https://www.blackwoodconservation.org/wp-content/uploads/2019/07/Global-Status-of-Dalbergia-and-Pterocarpus-Rosewood-CITES-2017-.pdf>

Suárez-Islas et al. – Author's contributions

CONTRIBUTOR ROLE	CONTRIBUTOR NAMES
Conceptualization	A. Suárez-Islas
Data Curation	A. Suárez-Islas, J. Capulín-Grande
Formal Analysis	A. Suárez-Islas, J. Capulín-Grande
Funding Acquisition	A. Suárez-Islas, J. Capulín-Grande, J. J. Mateo-Sánchez
Investigation	A. Suárez-Islas, J. Capulín-Grande, J. J. Mateo-Sánchez
Methodology	A. Suárez-Islas, J. Capulín-Grande
Project Administration	A. Suárez-Islas
Resources	A. Suárez-Islas, J. Capulín-Grande, J. J. Mateo-Sánchez
Software	A. Suárez-Islas
Supervision	A. Suárez-Islas
Validation	A. Suárez-Islas, J. Capulín-Grande
Visualization	A. Suárez-Islas
Writing – Original Draft Preparation	A. Suárez-Islas
Writing – Review & Editing	A. Suárez-Islas, J. Capulín-Grande, J. J. Mateo-Sánchez

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X



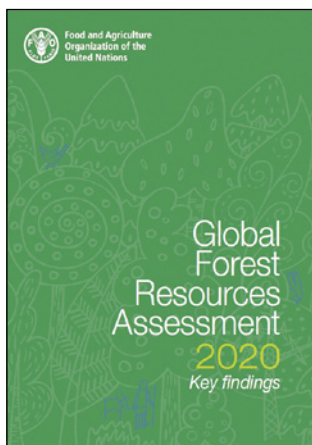
ROUX A., COLIN A., DHÔTE J.-F., SCHMITT B. (COORDS), 2020. **FILIERE FORÊT-BOIS ET ATTÉNUATION DU CHANGEMENT CLIMATIQUE - ENTRE SÉQUESTRATION DU CARBONE EN FORÊT ET DÉVELOPPEMENT DE LA BIOÉCONOMIE. FRANCE, ÉDITIONS QUÆ, 152 P.**

Deux visions du rôle du secteur forestier dans la lutte contre le changement climatique semblent aujourd'hui s'opposer : l'une promeut l'accumulation de biomasse en forêt pour optimiser le stockage de carbone dans les écosystèmes forestiers ; l'autre préconise un accroissement des prélèvements de bois dans une approche large du développement de la bioéconomie. Si la première démarche mise sur le renforcement du « puits » forestier de carbone, la seconde vise à réduire les émissions de gaz à effet de serre dues aux activités humaines en substituant des produits bois aux biens dont les modes de production sont plus émetteurs. Centré sur l'exemple de la forêt française métropolitaine, cet ouvrage affine tout d'abord le bilan carbone de la filière forêt-bois et identifie les incertitudes liées à certains de ses paramètres clés. Puis, dans une démarche prospective, trois scénarios de gestion forestière, se différenciant par le niveau et les modalités des prélèvements de bois en forêt et par leur mode de gestion des boisements, ont été imaginés et leurs bilans carbone projetés jusqu'à l'horizon 2050. Les impacts sur ces bilans carbone d'une aggravation du changement climatique et de crises majeures, telles que des incendies, des tempêtes ou des invasions biologiques à grande échelle, ont été analysés. Issu d'une étude réalisée par l'INRAE et l'IGN à la demande du ministère chargé de l'Agriculture et de la Forêt et conduite par la Direction à l'expertise, à la prospective et aux études (DEPE) de l'INRAE, cet ouvrage vise à éclairer le débat sur la façon dont la forêt et ses filières bois peuvent contribuer à atténuer le changement climatique.

Adapté du résumé de l'éditeur.

Éditions Quæ, RD 10, 78026 Versailles Cedex, France.

www.quae.com



FAO, 2020. **GLOBAL FOREST RESOURCES ASSESSMENT 2020 - KEY FINDINGS. ITALIE, FAO, 32 P.**

Since 1946, FAO has been monitoring the world's forest resources through periodic assessments conducted in cooperation with its member countries. The Global Forest Resources Assessment 2020 (FRA 2020), the latest of these assessments, examines the status of, and trends in, more than 60 forest-related variables in 236 countries and territories in the period 1990–2020. This publication, which contains the key findings of FRA 2020, presents a comprehensive view of the world's forests and the ways in which the resource is changing. Such a clear global picture supports the development of sound policies, practices and investments affecting forests and forestry.

Access to the full digital report: <http://www.fao.org/forest-resources-assessment/2020>

FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Roma, Italy.

www.fao.org/publications

Does land use type impact the demographic and spatial structures of *Adansonia digitata* L. in the Pendjari Biosphere Reserve in Northern Benin?

Orgely Doris Imeilda ASSOGBA^{1,2}
Kolawolé Valère SALAKO²
Benjamin FANTODJI²
Émeline P. S. ASSÉDÉ³
Achille Ephrem ASSOGBADJO^{2,4}
Paxie Wanangwa CHIRWA¹

¹ University of Pretoria,
Department of Plant & Soil Sciences,
Plant Sciences Complex
Hatfield, Pretoria 0028
South Africa

² University of Abomey-Calavi
Faculté des Sciences Agronomiques
Laboratoire de Biomathématiques
et d'Estimations Forestières
04 BP 1525, Cotonou
Benin

³ University of Parakou
Faculty of Agronomy
03 BP 123, Parakou
Benin

⁴ University of Abomey-Calavi
Laboratory of Applied Ecology
01 BP 526, Cotonou
Benin

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Orgely Doris Imeilda Assogba –
doris1assogba@gmail.com –
[ORCID ID:0000-0002-2908-2666](https://orcid.org/0000-0002-2908-2666)



Photo 1.
A baobab tree (a), *Adansonia digitata*, the flowers (b), and the fruits (c).
Photos O. D. I. Assogba, 2019.

Doi : 10.19182/bft2020.344.a31908 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad – Date de soumission : 23 septembre 2019 ; date d'acceptation : 13 avril 2020 ; date de publication : 1^{er} juin 2020.



Licence Creative Commons :
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

Citer l'article / To cite the article

Assogba O. D. I., Salako K. V., Fantodji B., Assédé E. P. S., Assogbadjo A. E., Chirwa P. W., 2020. Does land use type impact the demographic and spatial structures of *Adansonia digitata* L. in the Pendjari Biosphere Reserve in Northern Benin? Bois et Forêts des Tropiques, 344 : 59-72.
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.344.a31908>

RÉSUMÉ

Le type d'utilisation des terres impacte-t-il les structures démographiques et spatiales des populations de *Adansonia digitata* L. dans la réserve de la biosphère du Pendjari au nord du Bénin ?

Les modifications des types d'occupation des sols sont un facteur majeur de perte de diversité biologique et de déclin des espèces. Les réponses à ces modifications sont spécifiques aux espèces, et peuvent être dépendantes du contexte. La connaissance de ces réponses est indispensable à la gestion des essences d'arbres sauvages ayant une importance socio-économique. Le baobab, *Adansonia digitata* L., est une essence largement utilisée en agroforesterie traditionnelle en Afrique subsaharienne. Cette étude évalue l'impact des modifications du type d'occupation des sols sur la structure populationnelle et spatiale des peuplements de baobabs. En se basant sur les données d'inventaire et la cartographie des baobabs présents sur 12 placettes de 250 m × 250 m, l'étude compare la densité et la hauteur totale des arbres, leur distribution selon leur diamètre, la stabilité des peuplements et leurs relations spatiales au sein d'une aire strictement protégée (parc national), d'une zone tampon et de terres agricoles (Matéri et Boukombé) dans la Réserve de la biosphère du Pendjari au Bénin. Les résultats montrent que les plus fortes densités d'arbres jeunes et matures se situent dans les terres agricoles (de Matéri, en particulier), ensuite dans la zone tampon et le parc national. Aucun écart significatif entre les hauteurs totales et les diamètres des arbres n'est constaté pour les différents types d'occupation des sols. La distribution selon le diamètre présente une forme en « J » inversé, la pente négative et les mesures de stabilité populationnelle affichant des valeurs plus favorables (pour Matéri en particulier), mais la pente est aplatie pour la zone tampon. Les distributions spatiales des baobabs juvéniles et adultes sont aléatoires et indépendantes les unes des autres. La distribution spatiale des baobabs adultes et juvéniles est également indépendante de celle des autres essences, quel que soit le type d'occupation des sols. L'étude en conclut que la conservation des baobabs est meilleure dans les zones agricoles que dans le parc national, mais que la différence entre le parc et les zones agricoles semble dépendre du contexte et serait liée aux conditions environnementales locales, au contexte socio-écologique et aux interactions avec les baobabs.

Mots-clés : terres agricoles, structure populationnelle, aire protégée, recrutement, distribution spatiale, Bénin.

ABSTRACT

Does land use type impact the demographic and spatial structures of *Adansonia digitata* L. in the Pendjari Biosphere Reserve in Northern Benin?

Changes in land use type (LUT) are a major driver of biodiversity loss and species decline. Responses to changes in LUT are species-specific, which may in turn be context-dependent. Understanding such responses is essential for the management of socio-economically important wild tree species. The baobab, *Adansonia digitata* L., is an important traditional agroforestry tree species in Sub-Saharan Africa. This study assesses how LUT affects the demographic and spatial structures of baobab stands. Using data from a census and mapping of baobab trees in 12 plots of 250 m × 250 m each, the study compared baobab tree density, total height and diameter, diameter size-class distribution (SCD), stand stability, and spatial relationships in a strictly protected area (national park), a buffer zone and farmlands (Matéri and Boukombé) in the Pendjari Biosphere Reserve in Benin. The results show that the highest young and adult tree densities are in farmlands (particularly in Matéri), followed by the buffer zone and the national park. No significant differences in tree diameter and total height of baobab trees were found among the different LUT. The SCD had a reverse J-shape with a better negative slope and population stability metrics in farmlands (particularly in Matéri) but a flattened slope in the buffer zone. The spatial distributions of juvenile and adult baobab trees were random, and independent of each other. The spatial distribution of juvenile and adult baobabs was also independent of the other tree species, irrespective of LUT. It was concluded that baobab conservation is better in farmlands than in the national park but that the difference between park and farmlands may be context-dependent, probably linked to local environmental conditions, the socio-ecological context and interactions with baobab trees.

Keywords: farmland, population structure, protected area, recruitment, spatial distribution, Benin.

RESUMEN

Impacto del tipo de utilización de las tierras en las estructuras demográfica y espacial de *Adansonia digitata* L. en la reserva de la biosfera Pendjari del norte de Benín

Los cambios en el tipo de utilización de las tierras (LUT) son un importante impulsor de la pérdida de biodiversidad y de la disminución de las especies. Las respuestas a los cambios en el LUT son específicas de las especies, y pueden depender del contexto. Comprender estas respuestas es esencial para la gestión de las especies de árboles silvestres importantes socioeconómicamente. El baobab, *Adansonia digitata* L., es una especie de árbol importante en la agrosilvicultura tradicional del África subsahariana. Este estudio evalúa cómo el LUT afecta a la estructura demográfica y espacial de la masa forestal de baobabs. Utilizando los datos de un censo y la cartografía de árboles de baobab de 12 parcelas de 250 m × 250 m cada una, el estudio comparó la densidad de árboles de baobab, la altura y el diámetro totales, la distribución por tamaño diametral (SCD), la estabilidad de la masa y las relaciones espaciales en un área estrictamente protegida (parque nacional), una zona tampón y dos terrenos agrícolas (Matéri y Boukombé) en la reserva de la biosfera Pendjari, de Benín. Los resultados mostraron que las densidades más elevadas de árboles jóvenes y adultos se encuentran en las tierras agrícolas (especialmente en Matéri), seguidas por la zona tampón y el parque nacional. No se encontraron diferencias significativas en el diámetro y la altura total de los árboles de baobab entre las diferentes LUT. La SCD tenía una distribución en J invertida con una mejor pendiente negativa y métrica de estabilidad de población en las tierras agrícolas (especialmente en Matéri), aunque con una pendiente aplanada en la zona tampón. Las distribuciones espaciales de baobabs jóvenes y adultos eran aleatorias, e independientes unas de otras. Las distribuciones espaciales de baobabs jóvenes y adultos también eran independientes de las otras especies de árboles, para cualquier LUT. Se concluyó que la conservación del baobab es mejor en las tierras agrícolas que en el parque nacional, pero que la diferencia entre el parque y las tierras agrícolas puede depender del contexto, probablemente esté relacionada con las condiciones medioambientales locales, el contexto socioecológico y las interacciones de los árboles de baobab.

Palabras clave: tierras agrícolas, estructura de la población, zona protegida, repoblación, distribución espacial, Benín.

Introduction

The African baobab, *Adansonia digitata* L. is an important tree species (photo 1) and is crucial in sustaining rural livelihood through the supply of non-woody resources. Humans use most parts of the tree species (Sidibe and Williams, 2002). It can, for example, be used as a supplement in the local diets, as herbal treatment and as a safety-net during crop failure (Assogbadjo *et al.*, 2005). Other products from the baobab include cooking oil, cosmetics for both domestic and international markets (Munthali *et al.*, 2013). Locally, baobab pulp is also processed into various juices while internationally, pulp powder is exported to Europe. In Zimbabwe, it has been reported that baobab fruit enhanced revenue generation of people in local regions by 250% (Gruenwald and Galizia, 2005).

The main habitat of the African baobab is the savannah ecosystem, which has been affected by human activity (Lykke, 1998), possibly including the population structure of this valuable tree species. Tree harvesting, land clearing for agriculture and grazing have negatively impacted the composition of species and also its distribution and population status (Houéhanou *et al.*, 2013). McNeely (1997) has mentioned that at the regional level, the extinction of the plant species is about 76% owing to the various disturbances of the habitats. Adomou *et al.* (2010) found that in Benin, 10% of the flora (i.e. 280 species of plants) is threatened and is listed on the IUCN Red List. One of the primary goals in setting protected areas, including national parks and biosphere reserves, is to offer safe place for the conservation of a viable sample of the biodiversity, especially species that may be endangered by anthropogenic activities (e.g. overexploitation, improper land use, etc.). Several studies have been dedicated to the understanding of the extent to which protected areas are effective in conserving biodiversity, particularly threatened species or overexploited useful plant species. Most of these studies have compared the population structure and stability of the focused species across different land use types (e.g. Dhillion and Gustad, 2004 ; Djossa *et al.*, 2008; Schumann *et al.*, 2010). Usually, the population structure is assessed in terms of tree density, growth parameters (stem diameter, and height, etc.), natural regeneration, and diameter size-class distribution. Existing data suggests that 60% of endangered plant species are represented in protected areas (Vellak *et al.*, 2009). There is evidence that land-use type has an impact on the population structure and stability of important plants, including baobab case studies (e.g. Dhillion and Gustad, 2004; Djossa *et al.*, 2008; Schumann *et al.*, 2010). However, support to whether the species are well conserved in protected areas is mixed. Schumann *et al.* (2010) reported in Burkina Faso a higher number of baobab trees in the W National Park and villages than in croplands and fallows. The authors also found a good regeneration in the park but rather a lack of recruit-

ment in non-protected sites (e.g. fallows, croplands and villages stand). However, other studies in Mali showed that baobab density and good regeneration are rather linked to human activities, especially in crop lands and villages (Dhillion and Gustad, 2004; Duvall, 2007). The authors attributed this to management practices related to the land use type which may be positive (e.g. seedling protection and/or transplanting and unintentional dispersal of seeds in garbage) or detrimental (e.g. livestock browsing). Duvall (2007) even suggests that human settlement leads to the development of baobab groves at settlement sites and postulates that baobabs might have been introduced centuries ago. These findings show that the impacts of land use type are clearly unpredictable even for the same species, and that this may be context dependent. In addition, interesting information on population status can be gained from the analysis of spatial arrangement of a tree in relation to its conspecific and heterospecific individuals, especially in terms of the interaction and spacing (Salako *et al.*, 2019). Spatial pattern concerns the past, present and the future conditions of a species (Law *et al.*, 2009). Spatial pattern analysis has been used to gain information on tree spacing for many non-timber products providing tree species, for example *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. (Abdourhamane *et al.*, 2017), and *Borassus aethiopum* Mart. (Salako *et al.*, 2019), and baobab tree association with human settlements (Duvall, 2007).

In many west-African countries, including in Benin, baobab trees are found within and outside protected areas. Baobab may exhibit differences in population status because of various anthropogenic disturbances and environmental conditions occurring in each specific habitat (Schumann *et al.*, 2010). In the Biosphere Reserve of Pendjari, one of the largest and renowned reserves in West-Africa, baobab stands are found in the Pendjari National Park (strictly protected area), in the buffer zone which is a partially protected zone where human activities are implemented but with some restrictions, and in the surrounding farmlands where human activities are not controlled and local people intensively interact with baobab (Assogbadjo *et al.*, 2005). These baobab trees provide vital resources for local people. Therefore, decline of baobab from these areas constitutes a serious threat to their livelihoods. The reserve also offers an ideal system to examine how effective a strictly protected area conserves this useful species.

Therefore, the study objective was to assess the impact of different land use types (farmlands, buffer zone, and national park) on the demographic and spatial structures of baobab in the Pendjari Biosphere Reserve. Specifically, the study compared (1) the demographic structure and, (2) the intraspecific and interspecific spatial patterns of baobab in the three different land use types (LUT).

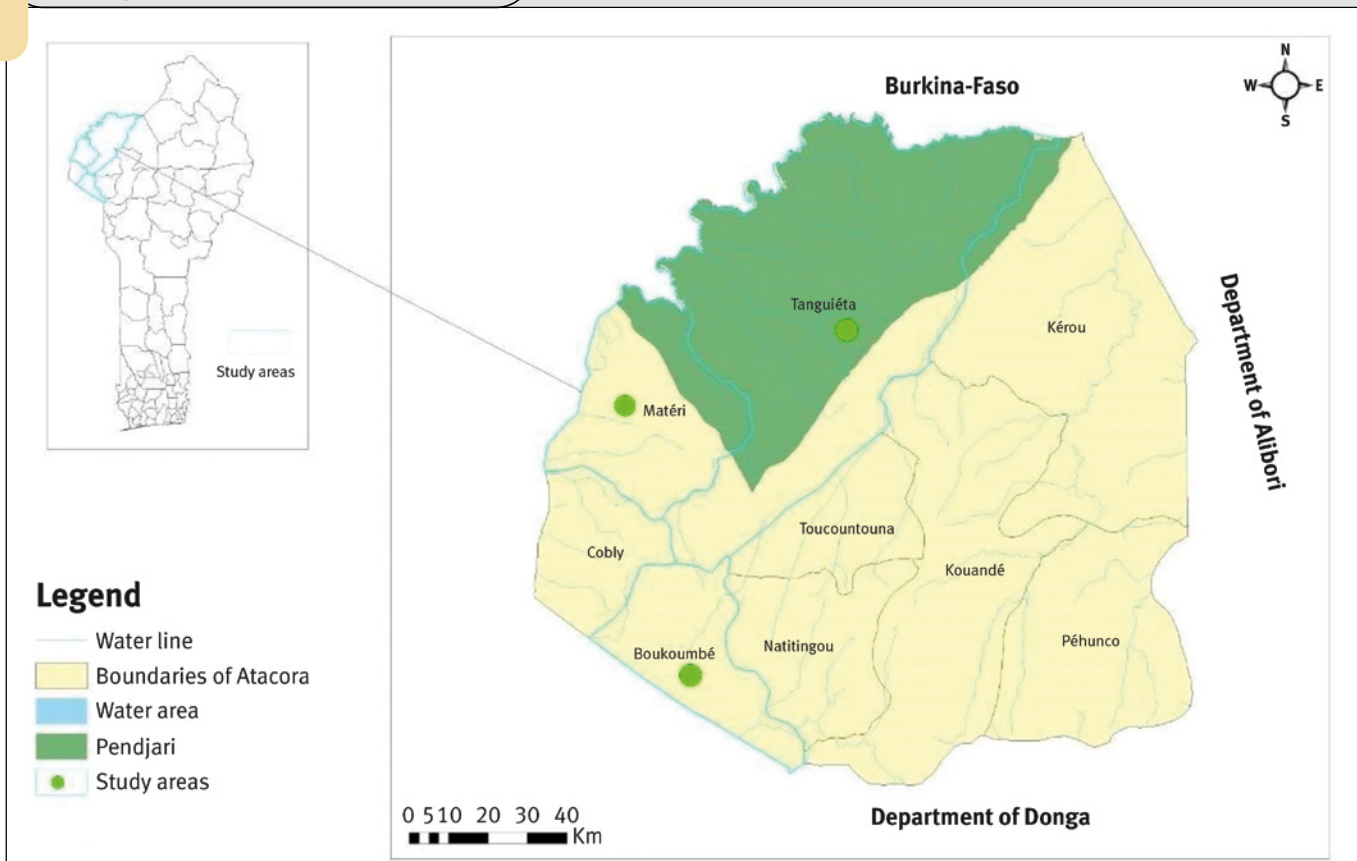


Figure 1.
Study areas showing the Pendjari Biosphere and localities.

Methods

Study area

The study was conducted in the northern part of Benin especially in the Biosphere reserve of Pendjari (BRP) and its surrounding farmlands (Matéri and Boukoubé) (figure 1). The BRP is between 9°45'N and 12°25'N and is in the semi-arid region. The native vegetation consists of savannahs, shrubs, and trees. The unimodal regime of the annual rainfall of this area is from May to November and varies from 900 to 1,000 mm and the mean temperature is between 24 and

31 °C. This zone has well drained lithosols, well drained and hydromorphic soils (Gnanglè *et al.*, 2011). In Benin, baobab tree species occur throughout the country at different densities depending on climatic region. The mean population density was estimated as five baobab trees per km² and the semi-arid region, especially the North-Western part is one of the hotspots of baobab in the country (Assogbadjo *et al.*, 2005).

Sampling and data collection

Data collection was done from July to August 2017 in the National Park, buffer zones where human activities are restricted and controlled, and farmlands (Matéri and Boukoubé) where land is used for agriculture. Matéri and Boukoubé were considered because they were previously reported as baobab hotspots where baobab trees can be found both on farmlands and in homesteads (Assogbadjo *et al.*, 2005).

Three sample plots of 250 m x 250 m (6.25 ha) were randomly demarcated at each site with a total of 12 plots (75 ha). This plot size was chosen in order to have enough individuals for spatial ana-

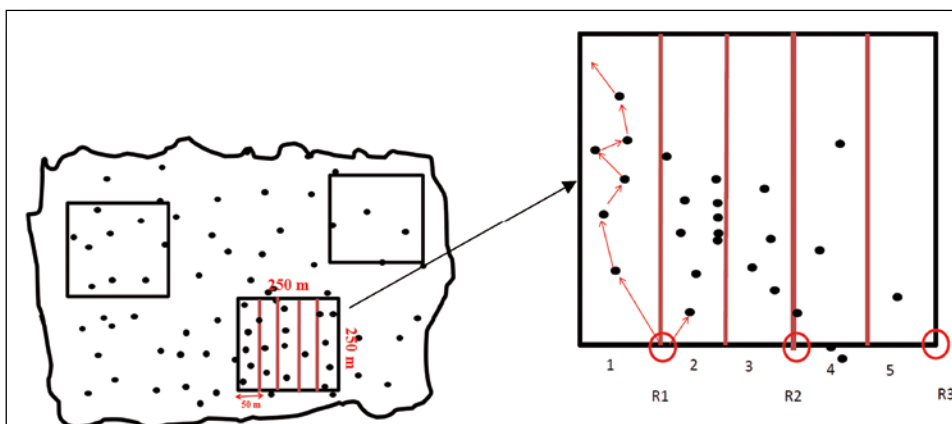


Figure 2.
Mapping the process of trees in the plot of 250 m x 250 m.
R1, R2, R3 are the reference points for tree mapping.

lysis (Salako *et al.*, 2019). The geographical position of the individual plot was registered with the Global Positioning System (GPSMAP Garmin 62st, accuracy 3 m). The individual plot was split in 5 strips (50 m x 250 m) to facilitate the data collection and to avoid repetitions and omissions in referencing baobab individuals (figure 2). All baobab individuals irrespective of their size and other trees with diameter at breast height (dbh) greater than or equal to 5 cm were noted. Starting with the first reference (R1), the process to map the trees was to link an individual tree to one of its neighbours by distance (with tape), slope and azimuth (with Clinometer) (Salako *et al.*, 2019). For each individual, tree girth (later changed into stem dbh) and tree total height were recorded. Baobab seedlings and saplings (tree with dbh < 5 cm) were also totaled in the compartments.

Data and statistical analyses

Demographic structure and stability across LUT

The demographic structure was assessed using tree density, average tree growth trait (diameter and total height) (table I), and tree height and diameter size-class distribution (SCD). Average density, diameter, and height of young trees (0 < dbh < 50 cm) and adult tree (dbh > 50 cm) were computed. One-way analysis of variance and Fisher's LSD test were used to compare LUT.

To assess tree SCD, trees were grouped into eight size-classes, based on diameter (i.e. 0-49 cm, 50-99 cm, 100-149 cm, 150-199 cm, 200-249 cm, 250-299 cm, 300-349 cm, and greater than or equal to 350 cm) and in seven size-classes based on total height (i.e. 0-2.99 m, 3-5.99 m, 6-8.99 m, 9-11.99 m, 12-14.99 m, 15-17.99 m, 18-20.99 m height). Stem numbers were counted per class. Least squares regression was computed on the distribution data showing the evolution of the tree density (response variable) as a function of the centres of dbh classes on a log scale. The SCD slope obtained from the analysis was used as an indicator of

the demographic structure (Martins and Shackleton, 2017). A positive slope denotes poor recruitment with fewer densities of stems in the smaller classes and higher in the larger sized classes, implying a stand with a unimodal size-class curve. Negative slopes indicate the inverse J- shaped size-class distribution curve with best recruitment, i.e. higher densities stem in smaller sized classes and low densities in bigger sized classes. A flatted slope denotes an identical number of the stem in smaller and larger sized classes indicating populations with flat SCD curves (Obiri *et al.*, 2002).

The stability of the population was measured using three parameters: the permutation index (P), the Simpson's dominance index (S) and the quotient (Q) within consecutive sized classes (Shen *et al.*, 2013) (see formula details in table I). Simpson's dominance index evaluates the uniformity of the size-class of trees (Martins and Shackleton, 2017). This denotes evenness in the SCD irrespective of rank (Martins and Shackleton, 2017). According to Botha *et al.* (2002), the standards state that when the Simpson index is less than 0.1, it is a uniform distribution in diameter size-classes, whereas when it is greater than 0.1, it is a stable population and size-classes are higher. Many authors, like Venter and Witkowski (2013) and Martins and Shackleton (2017), have used the permutation's index which was formulated by Wiegand *et al.* (2000). It determines the level of deviation from the monotonic reduction predicted in an undisturbed stand. To calculate the permutation index (P), diameter size-classes were arranged in increasing order and compared to the ranking of their actual frequency. A value of the permutation index approaching zero indicates an undisturbed population, and the higher the permutation index the more disturbed is the population (Helm and Witkowski, 2012). Quotients between consecutive size-classes were presented graphically and the shape of fluctuations was analysed. Fluctuating quotients between consecutive size-classes denote unstable stands and constant quotients imply a stable stand.

Table I.
Description of the demographic structure and stability parameters.

N ^o	Parameters	Formula	Definition	References
1	Tree densities of the populations	$N = \frac{n}{S}$	N: mean number of the stem in each plot (stems/ha) n: total of the stem in the plot s: unit area of the plot	(Philip, 1994)
2	Average diameter of the stem (D _g in cm)	$D_g = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_i^2}$	Quadratic mean of diameter trees in the stand d _i : diameter of i th tree	
3	Tree height	$H = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n h_i$	Arithmetic mean of tree height	
4	Simpson index of dominance (Sp)	$S = \frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^{12} n_i(n_i-1)$	A measure of a size-class dominance, with n total of tree and n _i the number of the tree in class i	(Wiegand <i>et al.</i> , 2000; Botha <i>et al.</i> , 2002)
5	Permutation index (P)	$P = \sum_{i=1}^{12} j_i - i j_i (i=1 \text{ to } 12)$	J _i rank of sized classes i (i=1 for small stems), and the first rank (J _i =1) attributed to the mostly frequent sized class	
6	Quotients between successive size-classes	$Q = n_{i,j} / n_i$	n _i : number of individuals in class i n _{i-1} : number of individuals in preceding class	(Wiegand <i>et al.</i> , 2000; Botha <i>et al.</i> , 2002; Shen <i>et al.</i> , 2013)

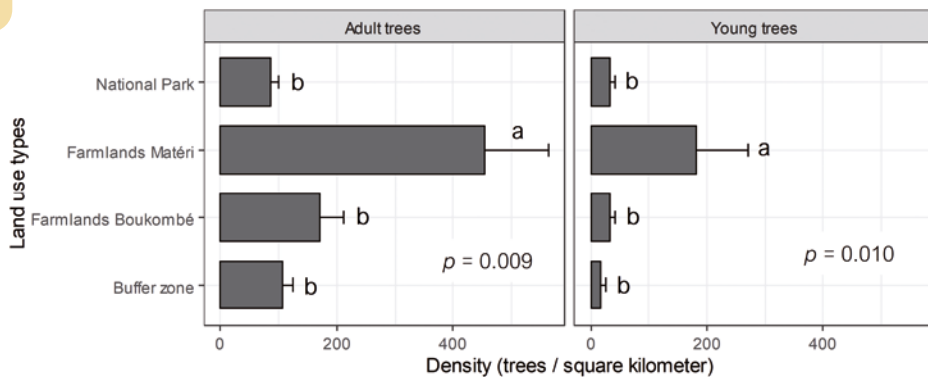


Figure 3.

Variation of density (mean \pm standard error) of *Adansonia digitata* tree across land use types. For the same stage (adult or young trees), mean with different letters denote significant differences ($p < 0.05$) among LUT after LSD test.

Table II.

Variation of diameter and height (mean \pm standard error) of *Adansonia digitata* tree across land use types.

Study sites		Diameter (cm)		Total height (m)	
		Young	Adult	Young	Adult
National Park	m	28.51 ^a	131.29 ^a	7.55 ^a	14.46 ^a
	se	14.40	7.98	3.69	0.41
Buffer zone	m	17.66 ^a	188.52 ^a	1.89 ^a	15.20 ^a
	se	16.40	29.20	1.46	0.79
Farmlands-Matéri	m	24.87 ^a	169.28 ^a	4.16 ^a	13.56 ^a
	se	5.64	25.40	1.14	0.94
Farmlands-Boukombé	m	41.27 ^a	125.05 ^a	6.53 ^a	15.32 ^a
	se	4.72	7.98	0.39	0.36
p		0.511	0.151	0.392	0.301

Mean with different letters denote significant differences ($p < 0.05$) among LUT, mean (m), standard error (se).

Table III.

Diameter size-class distribution slopes, permutation index and Simpson index of dominance for *Adansonia digitata* populations.

Stand stability metrics	National Park	Buffer zone	Farmlands-Matéri	Farmlands-Boukombé
SCD slope	-0.001	-0.000	-0.006	-0.001
p (slope significance)	0.019	0.912	0.001	0.017
R ² (%)	62.86	82.59	87.83	64.41
Simpson Index (S)	0.26	0.18	0.21	0.30
Permutation Index (P)	3.02	6.42	1.77	4.38

Spatial structure of baobab tree in relationship to conspecific and other tree species LUT

For each established plot, the distance, azimuth, and slope among trees were converted into x and y coordinates using Arpent 1.3.d. (Lejeune, 2001). The pair-correlation function was used to study the spatial pattern (SP) of trees (Benot *et al.*, 2013). Baddeley *et al.* (2005) developed the global pair-correlation function g for a point process of two kinds of stimuli i and j (e.g. two different life stages i.e. adults and young) as follow:

$$g_{i,j}(r) = \frac{K'_{i,j}(r)}{2\pi r}$$

In this equation, $K'_{i,j}(r)$ is the derivative of Ripley's K function at distance r (Ripley, 1991). This analysis is univariate when only one stimulus (i.e. $i = j$) is analysed and bivariate when the analyses concern two stimuli ($i \neq j$). The function indicates whether the spatial relationship between two stimuli (e.g. adult versus young baobabs) is a spatial association, repulsion, or independence; and the spatial level r at which these patterns occurred for bivariate analyses (Stoyan and Stoyan, 1994; Salako *et al.*, 2019). When the analysis is univariate, the function indicates whether the spatial relationship is random, aggregated or regular. The significance of any observation pattern that deviates from the distribution predicted under the null model (complete spatial randomness for univariate SP or spatial independence for bivariate SP) was evaluated by comparing the observed distribution function to the confidence envelope generated by 500 Monte-Carlo simulations of the null model (Diggle *et al.*, 2003). When $g(r)$ was for a given scale r outside the simulation envelopes ($\neq 1$), the null hypothesis of a complete random distribution (univariate) and independence (bivariate) was rejected at this scale. For a univariate point pattern, $g(r) = 1$ shows a random distribution, and $g(r) > 1$ and $g(r) < 1$ indicate aggregative and regular spatial distribution, respectively. For a bivariate point pattern, $g_{i,j}(r) = 1$ shows a spatial independence while $g_{i,j}(r) > 1$, and $g_{i,j}(r) < 1$ indicates a positive association (attraction) and a negative association (repulsion) respectively. Spatial analyses were produced in the package "Spatstat" (Diggle *et al.*, 2003) of the statistical software R 3.0.3.

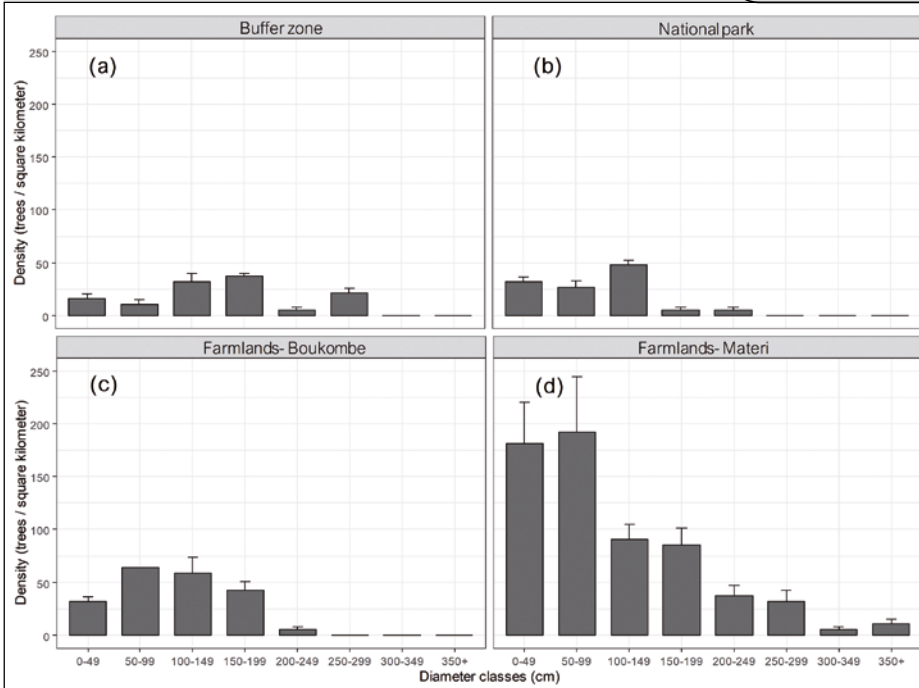


Figure 4. Diameter size class distribution (mean ± standard error) across land use types.

Diameter and height size class distributions

The diameter size-class distribution (figure 4) and the total height size class distribution (figure 5) differed markedly across LUT. In particular, results of the regression analyses for SCD curves showed that there were negative slopes in all LUT except in the buffer zone where the slope was statistically zero; i.e., there was no statistical variation of density in relationship to tree size class (table III, figure 4a). In the other land use types, the negative slopes indicate that there were lower individuals in large size-classes than in small size-classes (see figure 4b, c, and d). But, the low values of the slope (-0.001, -0.006 and -0.001 respectively in the National Park, farlands-Matéri and farlands-Boukombé) showed that the slope is relatively flat, indicating a low gradient slope, and hence lower recruitment in baobab population across

the LUT, except in the farlands of Matéri (figure 4d).

Results

Demographic structure and stability across LUT

Population density and dendrometric characteristics across LUT

The density of the baobab population significantly varied with the LUT both for young trees ($p \leq 0.05$) and for adult trees ($p \leq 0.05$) (figure 3). For both young and adult trees, densities were higher in farlands-Matéri, followed by farlands-Boukombé (approximately six times lower for young trees and three times lower for adults) (figure 3). Compared to farlands, baobab density in the buffer zone was approximately eleven times lower for young trees and four times for adults. Similarly, baobab density in the national park was approximately six times lower for young trees and five times for adults (figure 3), thus indicating lower regenerations and adult trees compared to farlands. There were altogether fewer young trees than adult ones. Total height and dbh did not vary significantly among LUT ($p > 0.05$) either for young or adult trees (table II).

Population stability across LUT

The Simpson index of dominance (S) was above 0.1 for all LUT, indicating that the diameter size-classes of baobab populations in the LUT were not spread in a uniform way, particularly in the National Park and farlands-Boukombé (table III). All values of the permutation index (P) were greater than zero

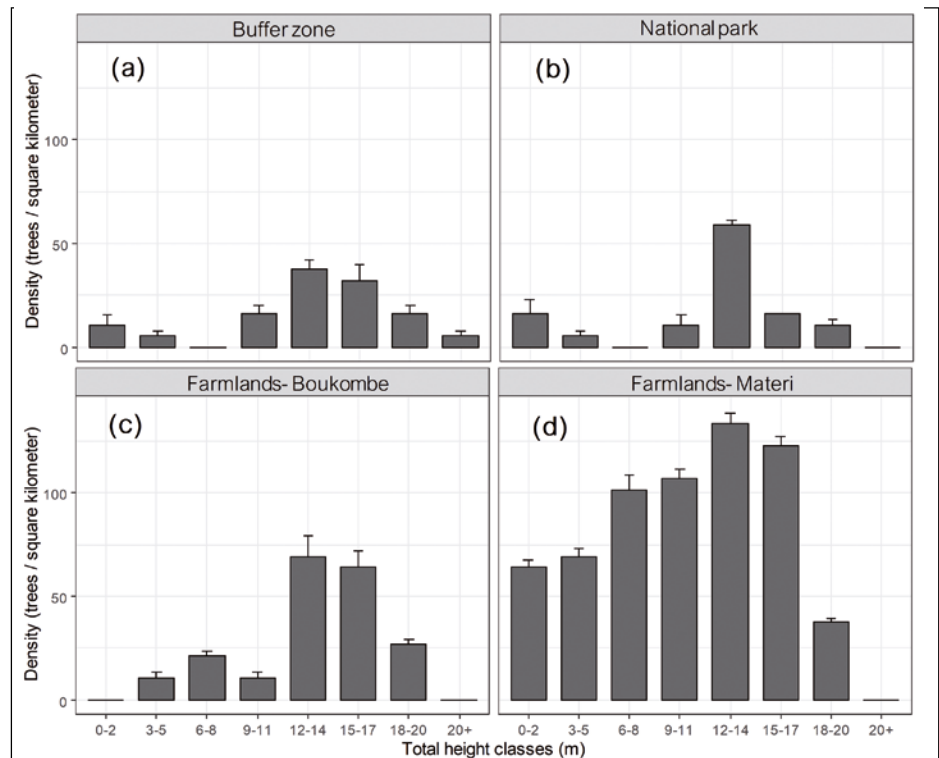


Figure 5. Total height size class distribution (mean ± standard error) across land use types.

Table IV.
Univariate and bivariate intraspecific spatial pattern.

Land uses	Stages	<i>Adansonia digitata</i>			Other tree species		
		P1	P2	P3	P1	P2	P3
National Park	Young	Random	-	Random	Aggregative ($2 < r < 10$)	Aggregative ($5 < r < 12$)	Random
	Adult	Random	Random	Random	Random	Random	Random
	Young - Adult	Independence	Independence	Association ($1 < r < 3$)	Independence	Independence	Independence
	Adult - Young	Independence	Independence	Association ($1 < r < 3$)	Independence	Independence	Independence
Buffer zone	Young	Random	-	-	Random	Random	Random
	Adult	Random	Random	Random	Random	Random	Random
	Young - Adult	Association ($3 < r < 8$)	Independence	-	Independence	Independence	Independence
	Adult - Young	Association ($3 < r < 8$)	Independence	-	Independence	Independence	Independence
Farmlands- Matéri	Young	Random	Random	Random	Random	Random	-
	Adult	Random	Random	Aggregative ($3 < r < 15$)	Aggregative ($1 < r < 3$)	Aggregative ($2 < r < 4$)	Random
	Young - Adult	Independence	Independence	Association ($2 < r < 15$)	Independence	Independence	Independence
	Adult - Young	Independence	Independence	Association ($2 < r < 15$)	Independence	Independence	Independence
Farmlands- Boukombé	Young	Random	Random	Random	-	-	Random
	Adult	Random	Random	Random	Random	Random	Random
	Young - Adult	Independence	Independence	Independence	Independence	Independence	Independence
	Adult - Young	Independence	Independence	Independence	Independence	Independence	Independence

P1, P2, P3: plots, r = radius in metre is the scale at which the spatial pattern was observed.

(table III), indicating that baobab has a discontinuous SCD in all LUT, particularly higher in the buffer zone ($P = 6.42$) and the farmlands-Boukombé ($P = 4.38$). Quotients calculated between consecutive size-classes were not also constant (figure 6). This indicates a certain level of instability in studied populations.

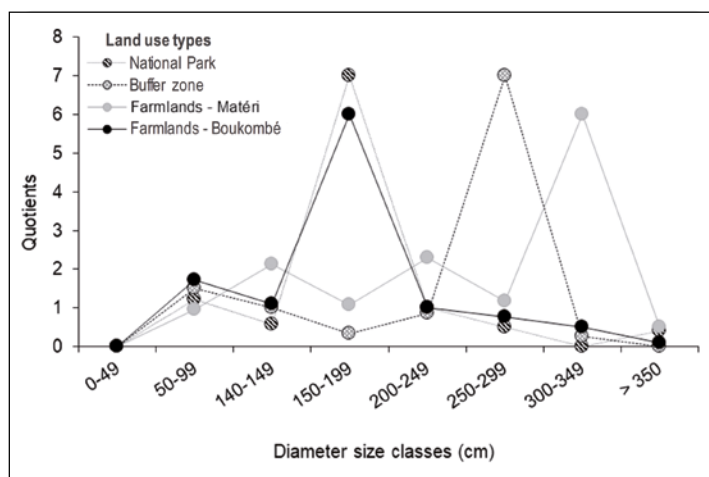


Figure 6.
Quotients between each successive size-class for baobab populations.

Spatial structure of baobab in relationship to its conspecific and other tree species: variation across LUT

Univariate and bivariate intraspecific spatial relationship

Figure 7 shows the maps of the baobab individuals and other tree species in the twelve plots. In total, 180 spatial patterns analyses were conducted. Because not all 180 corresponding graphical representations could be reported here, results are summarized in table IV and V and examples of graphical representations are displayed in figure 8.

For the univariate analyses, both young and adult trees of baobab and other species had a random spatial distribution in all plots, irrespective of the LUT. By contrast, in the National Park and the farmlands of Matéri, young and adult trees of other species showed aggregative pattern within 1 to 12 m radius (table IV). For the bivariate analyses, results showed independence in the spatial distribution of young and adult baobab trees in at least two of the three plots

per LUT. Some positive associations (attractions) within 1 to 15 m radius were found between young and adult baobab trees in both directions in one of the three plots in the National Park, the buffer zone, and the farmlands-Matéri (table IV). For the other species, the distribution of young trees was independent of adult trees and vice-versa in all plots, irrespective of the LUT (table IV).

Bivariate interspecific spatial relationship

The spatial distribution of young and adult baobab trees was independent of the distribution of other species irrespective of the stages (young or adult) and the LUT (table V). Similarly, the distribution of young and adult of other tree species was independent of the distribution of baobab trees irrespective of the stages (young or adult) and the LUT. But, loosely positive associations of other tree species with baobab trees were obtained in two plots.

Discussion

This study compared tree density, dendrometric characteristics, diameter and height size class distributions, and spatial structure of baobab among three land use types: national park, buffer zone, and farmlands (Matéri and Boukombé). The study showed that there was lower adult (3 to 5 times) and young (6 to 11 times) tree density in the national park than in farmlands, especially in Matéri where the highest densities were recorded. In addition, the diameter size-class distribution (SCD) differed markedly across LUT with farmlands in Matéri having the higher SCD slope (in absolute value). Furthermore, populations were relatively more stable in farmlands in Matéri than in other LUT including the national park. Additionally, both young and adult trees of baobab and other species had a random spatial distribution in most of the plots, irrespective of the LUT. Also, spatial distribution of adults and young trees of baobab

was independent in either direction though some rare positive associations were observed except in farmlands in Boukombé, while young and adult trees of other species were overall independently distributed between each other. Lastly, the spatial distribution of baobab trees was independent of other species irrespective of the tree size (young or adult) except some rare positive associations either between young of baobab and other species or between adults.

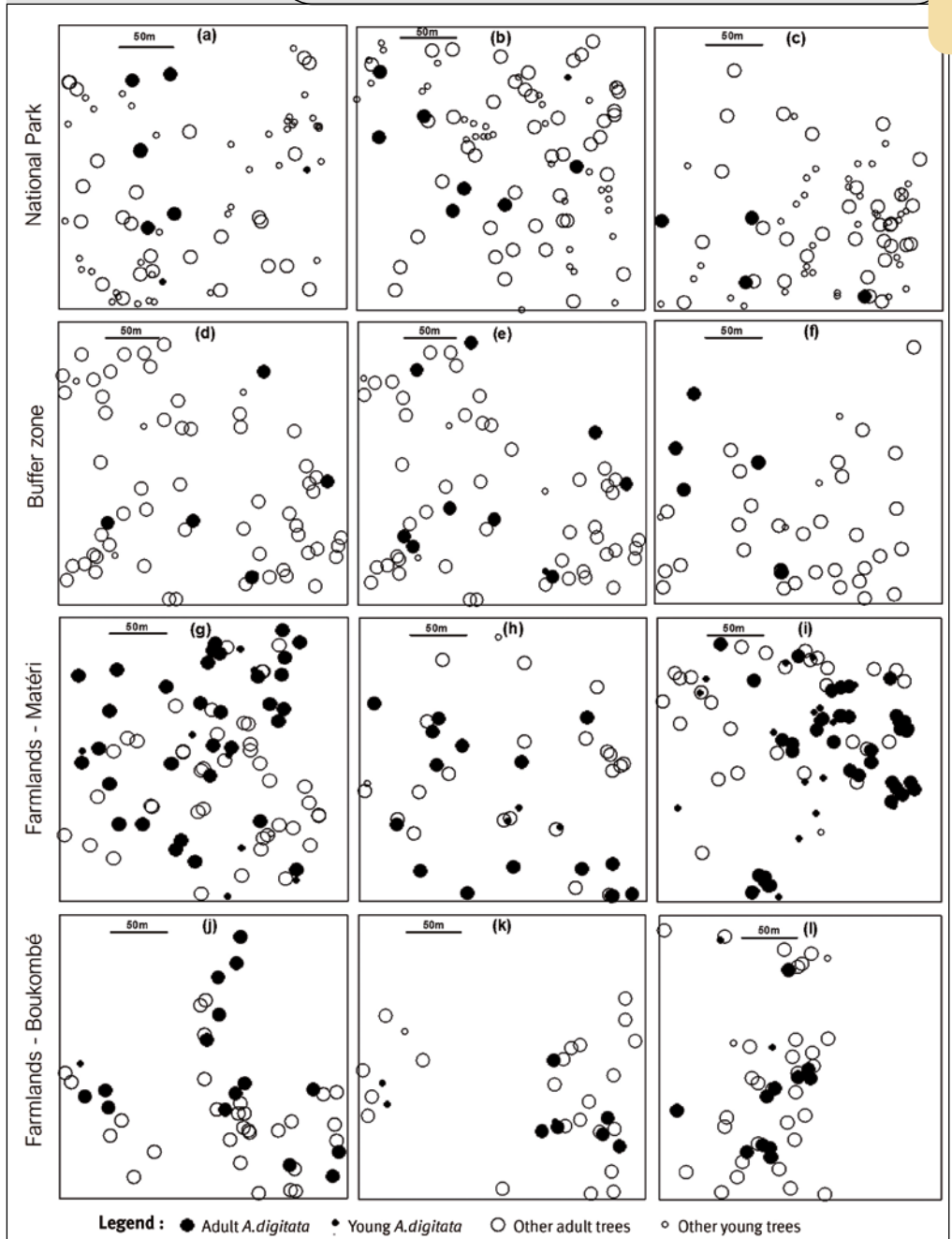


Figure 7. Map of spatial distribution of baobab and other trees in the LUT: National Park (a-b-c), buffer zone (d-e-f), farmlands of Matéri (g-h-i) and Boukombé (j-k-l).

Table V.

Bivariate interspecific spatial pattern between baobab trees (young and adults) and other tree species (young and adults).

Land use	Plots	Pairs of stages (i - j)	<i>Adansonia digitata</i> – Other trees (baobab as focal species)	Other trees – <i>Adansonia digitata</i> (other species as focal)
Pendjari National Park	P1	Young - Young	Independence ($6 < r < 27$)	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence
	P2	Young - Young	Independence	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence
	P3	Young - Young	Association ($15 < r < 17$)	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence ($0 < r < 20$)	Independence ($0 < r < 20$)
Buffer zone	P1	Young - Young	Independence	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence
	P2	Young - Young	Independence	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence
	P3	Young - Young	-	Independence
		Young - Adult	-	-
		Adult - Young	Independence	-
		Adult - Adult	Association ($1 < r < 3$)	Independence
Farmlands-Matéri	P1	Young - Young	Independence	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence ($0 < r < 7$)	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence
	P2	Young - Young	Independence	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence ($2 < r < 3$)	Independence ($2 < r < 3$)
	P3	Young - Young	Independence	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence
Farmlands-Boukombé	P1	Young - Young	Independence ($10 < r < 22$)	Independence ($10 < r < 22$)
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence
	P2	Young - Young	Independence	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence
	P3	Young - Young	Independence	Independence
		Young - Adult	Independence	Independence
		Adult - Young	Independence	Independence
		Adult - Adult	Independence	Independence

r = radius in metre is the scale at which the spatial pattern was observed.

Impact of LUT on the demographic structure and stability of baobab stands

This study showed that the LUT has an impact on the demographic structure of baobab trees. The low baobab tree density that was observed in the national park can be partly attributed to several factors including the pressure exerted by the baboons on the baobab fruits and the trampling, feeding activities and damage to baobab trees by megaherbivores, particularly elephants. Baboons consume baobab fruits before maturity and then regurgitate or defecate them and deposit them in places at a distance far from the mother tree (Charles-Dominique, 1995) which may limit the process of seed development (Pochron, 2005). According to Venter and Witkowski (2011), the fruit production has been reduced by at least 85% in natural reserves. Kassa *et al.* (2014) have recently reported feeding activities and damage to baobab trees by elephants in the Pendjari National Park. The authors also highlight that the pressure on baobab trees in the park is increasing due to increasing elephant density from neighbouring reserves. However, Schumann *et al.* (2010) reported higher baobab tree density in W Park compared to communal lands in Burkina-Faso, a phenomenon also reported in South Africa (Edkins *et al.* 2008). These contrasting findings with our study may probably be partly attributed to differences in elephant population density between parks and local environmental conditions. Elephant density in W National Park is comparatively lower than that in the Pendjari National Park (Bouché *et al.*, 2004). The higher tree density in the farmlands of Matéri is also consistent with findings of Duvall (2007) who reported a positive association between human settlement and baobab recruitment. The authors suggested that human settlement leads directly and indirectly to the development of baobab groves at settlement sites. Indeed, consumption of the fruit and the dispersion of the baobab seeds by humans, especially in farmlands and around homesteads could contribute to higher baobab tree density in farmlands. This is consistent with the architectural landscapes of the study area where farmlands and homestead are contiguous. However, the low tree density found in farmlands of Boukombé highlights that this trend might not be similar across geogra-

phical locations, which might be attributed to environmental conditions and socio-cultural characteristics of people and their interactions with the species in a specific area. In the National Park, the highest density was found in the diameter class between 100 and 149 cm, while in the farmlands and buffer zone was in the range of 0 and 49 cm suggesting that younger baobab trees were more common in the farmlands than in the National Park. This is most likely because of some recurrent perturbations to the trees including pruning for the leaves, which are highly consumed and pollarding that may have limited baobab tree growth. Similar findings were reported for baobab in Burkina-Faso (Schumann *et al.*, 2010) and for the shea tree (*Vitellaria paradoxa*) in Benin (Djossa *et al.*, 2008).

The baobab population structure as revealed by the SCD of diameter was not stable in any of the LUT. However, it is relatively better in farmlands in Matéri than in the National Park and other sites, suggesting that baobab population is healthier in farmlands in Matéri than in the National Park and other sites. Actually, the SCD slope was in the form of an inverse-J shaped, which characterizes species with abundant and constant regeneration and this was steeper in farmlands in Matéri than in other LUT. The observed differences in SCD are likely the consequence of factors already discussed above, affecting the species natural regeneration and adult tree density in the studied LUT. Schumann *et al.* (2010) observed contrastingly a better baobab SCD in W Park compared to communal land in Burkina-Faso, supporting the view that impact of LUT on important species is context-dependent. On the other hand, livestock in farmlands and wildlife in national parks can negatively affect baobab growth and ultimately its population structure and stability through trampling young plants and predation of unripe fruits. This situation may affect recruitment and the long-term population structure and stability (Venter and Witkowski, 2011, 2013). In northern Benin where this study was conducted, Assogbadjo *et al.* (2005) have also shown that, fires and trampling due to cattle grazing are the main source of pressure on wild baobab seedlings. In South Africa, up to 87% of sapling mortality is caused by domestic use and trampling (Venter and Witkowski, 2011,

2013). According to Sinsin and Saidou (1998), fire is a management tool used every year in the Pendjari Biosphere Reserve for the development and renewal of resources for native herbivores such as antelopes. Yet, fire in the process is also reported to reduce trees' seedling survival in the savannah (Kassa *et al.*, 2014). Furthermore, the stripping of bark of baobab trees by elephants contributed to the loss of mature Baobab species on a large scale (Barnes, 1980; Edkins *et al.*, 2008). This bark stripping, which has also been reported to increasing in the Pendjari National Park (Kassa *et al.*, 2014), might have contributed to the observed trend in baobab tree SCD. Therefore, the unstable population trend observed in landscapes dominated by human (farmlands) is probably linked to human activities while in the National Park it is probably due to recurrent fires and feeding activities of megaherbivores. Combined with fruits and seed predation by frugivorous, these factors could induce episodic regeneration, which may lead to the observed population structure. Djossa *et al.* (2008) reported similar findings on *Vitellaria paradoxa* in the study area, which the authors partly attributed to overharvesting of NTFPs and land degradation and this, may also apply to baobab. The overharvested products

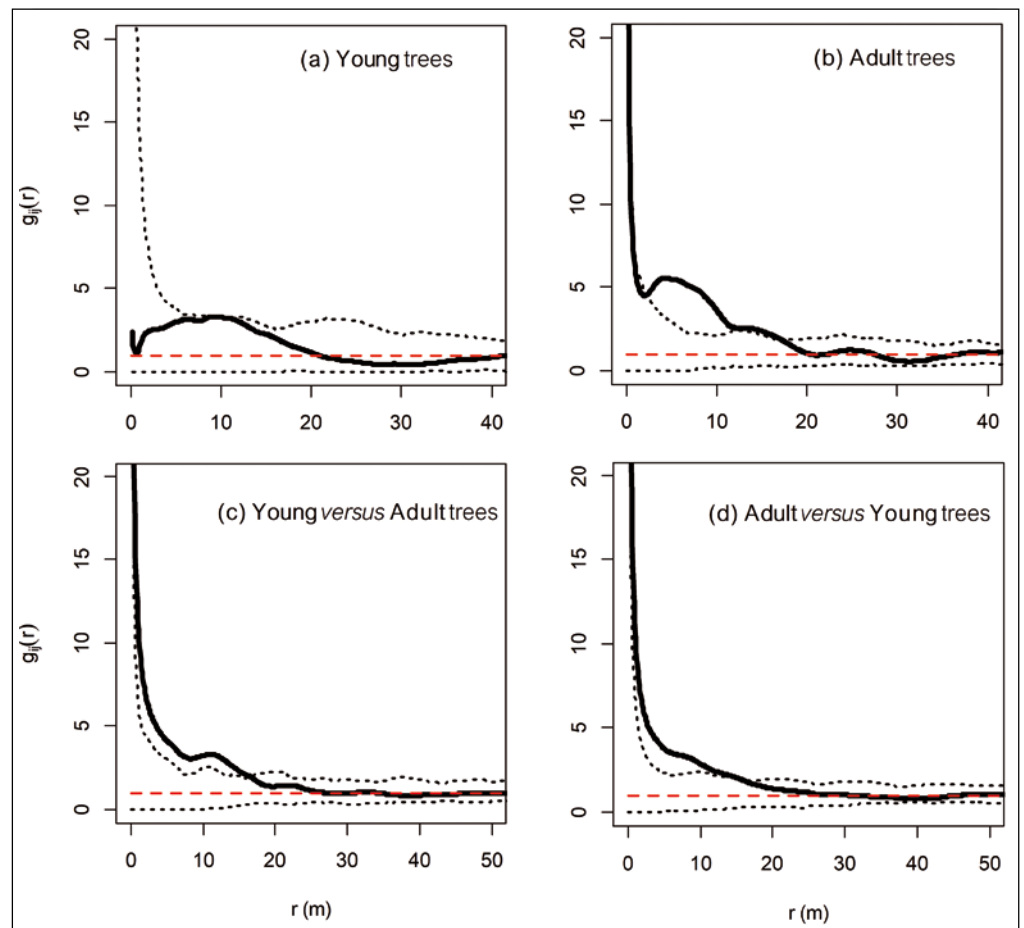


Figure 8.

Graphs of the pair correlation function for univariate (a – young trees, b – adult trees) and bivariate intraspecific (c – young trees versus adult trees, d – adult trees versus young trees) spatial analyses for baobab trees in plot 3 of farmland sites in Matéri taken as example for illustration. Full bold lines show the statistic calculated from data. The horizontal red dashed line shows the pair correlation function expected from a completely random / independent Poisson process. Dotted lines are approximate 95% confidence envelopes for the null hypothesis (random / independent spatial pattern), obtained from the 500 independent simulations.

for baobab are namely the fruits from which pulp and seeds are collected and leaves. These products are gaining more interest on local, regional and international market and consequently exerting pressure on natural populations. Intense research on the species domestication is essential to ensure that the species is effectively integrated in agricultural systems. Altogether, farmlands particularly in Matéri, seem to offer better habitat for the conservation of baobab and particularly because of its usefulness.

Impact of LUT on the intraspecific and interspecific spatial structure of baobab trees

Findings suggest that both young and adult baobab trees have a random distribution, irrespective of the LUT. In the National Park, this random distribution can be partly explained by the zoochorous dispersal induced by baboons and elephants that roam in these environments. Baboons and elephants are consistently reported to feed on baobab in the Pendjari National Park (Kassa *et al.*, 2014). Baboons consume baobab fruits even before maturity while elephants, which are documented as effective long-distance dispersers for many fruit species (Blake *et al.*, 2009; Beaune *et al.*, 2013) consume ripe fruit. Zoochory can indeed promote random distribution when performed by animals in their movements (Abdourhamane *et al.*, 2017). It has also been reported that baobab trees are highly debarked by elephants in the National Park, and this may increase tree mortality and favor random spatial distribution of surviving individuals (Kassa *et al.*, 2014). Salako *et al.* (2016) reported similar observations on palm trees (*Borassus aethiopum*) in this Park. In addition, historical fire management regimes in this savannah ecosystem can contribute to the random distribution of the species in the national park and the buffer zone where fires are often used as a management tool either for tourism or to control of grass. Svatek *et al.* (2018) has actually reported that in continuous fire regime, small to large adult trees tended to exhibit random distribution. Tree aggregation was shown to rather correlate with the strength of dispersal limitation, which is unlikely for baobab trees in the PNP given the diverse dispersers in the environment (Seidler and Plotkin, 2006). The random and loosely aggregated distributions in farmlands could have been favored by agricultural activities like land clearing, livestock, and exploitation of fruits and leaves (Assogbadjo *et al.*, 2005; Chirwa *et al.*, 2006). Dispersion of the baobab seeds by humans, especially in farmlands and around homestead, could partially also explain the random distribution patterns observed in farmlands as previously reported for the shea butter tree in the region (Djossa *et al.*, 2008). Nevertheless, the aggregative pattern observed in farmlands of Matéri could reflect the higher localized density of baobab that might be attributed to human activities. Actually, Duvall (2007) reported that human settlement leads directly and indirectly to the development of baobab groves at settlement sites. Our findings, regarding the random and aggregative

distribution of trees of other species in different LUT are in agreement with earlier reports which indicate that tree species in the tropical ecosystems show aggregation or random distribution depending on their dispersal trajectory, environment heterogeneity, etc. (Condit *et al.*, 2000). As regards the bivariate spatial relationship, results reveal independence between baobab adult and juvenile individuals and between baobab and other tree species in all LUT. This independence in human-dominated landscapes is probably due to actions such as agricultural practices and the non-random destruction of big trees for farming. However, in the national park, this independence between trees could be linked to grazing and trampling of young trees by animals but also that tree species co-occurring with baobab are wind dispersed. The loosely positive association observed between baobab and individual of other tree species and between adult baobabs and juvenile baobabs, on the other hand, suggests a good tolerance between these species.

Conclusion

This study showed that baobab tree density either young or adult, is higher in farmlands with a better size class distribution and population stability, hence better conserved than in the strictly protected area (Pendjari National Park). However, observed differences between the two farmlands sites (Matéri and Boukombé) suggest that difference between the park and farmlands is not applicable to all farmlands and may be context dependent, probably linked to local environmental conditions, socio-ecological context, and interactions with baobab. Despite the low density of young baobab trees in all land use types and the LUT induced impact on its variation, baobab trees are still well conserved because of their longevity and extremely low adult mortality rates. Baobab trees have random distribution in most habitats. In the National Park, this is partially attributed to dispersal by elephants and baboons but also to elephant feeding activities on baobab. In farmlands, this is attributed to anthropogenic activities. We conclude that there is a need for active conservation of baobab in the Pendjari National Park. However, in farmlands, baobab conservation status can be improved by promoting the species by building capacity of the farmers in propagating baobab and value addition of baobab-derived products.

Acknowledgments

The authors thank the Intra-ACP academic mobility scheme to Train Crop Scientists for Africa Agriculture for the financial support to Orgely Doris I. Assogba. Additional supports were obtained from Agropolis foundation, Cariplo foundation, and Daniel & Nina Carasso foundation via the TREEFOOD project; and the MasterCard Foundation via the Regional Universities Forum for Capacity Building in Agriculture BAO-CHAIN project (RU/2018/CARP+/01). The authors are very grateful to the local people for their assistance during the fieldwork.

References

- Abdourhamane H., Rabiou H., Diouf A., Morou B., Mahamane A., Bellefontaine R., 2017. Structure démographique et répartition spatiale des populations de *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. du secteur sahélien du Niger. *Bois et Forêts des Tropiques*, 333: 55-66. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/ID-BFT-161121>
- Adomou A., Sinsin B., Akoégninou A., Maesen J., 2010. Plant species and ecosystems with high conservation priority in Benin. *In*: van der Burgt X., van der Maesen J., Onana J.-M. (eds). *Systematics and Conservation of African Plants*. Proceedings of the 18th AETFAT Congress, Yaounde, Cameroon. London, United Kingdom, Kew Publishing, 429-444.
- Assogbadjo A. E., Sinsin B., Codjia J. T. C., Van Damme P., 2005. Ecological diversity and pulp, seed and kernel production of the baobab (*Adansonia digitata*) in Benin. *Belgian Journal of Botany*, 138: 47-56.
- Baddeley A., Turner R., Møller J., Hazelton M., 2005. Residual analysis for spatial point processes (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society*, 67 (5): 617-666. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2005.00519.x>
- Barnes R., 1980. The decline of the baobab tree in Ruaha National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 18 (4): 243-252. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1980.tb01053.x>
- Beaune D., Fruth B., Bollache L., Hohmann G., Bretagnolle F., 2013. Doom of the elephant-dependent trees in a Congo tropical forest. *Forest Ecology and Management* 295: 109-117.
- Benot M. L., Bittebiere A. K., Ernoult A., Clement B., Mony C., 2013. Fine-scale spatial patterns in grassland communities depend on species clonal dispersal ability and interactions with neighbours. *Journal of Ecology*, 101: 626-636. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12066>
- Blake S., Deem S. L., Mossimbo E., Maisels F., Walsh P., 2009. Forest Elephants: Tree Planters of the Congo. *Biotropica*, 41: 459-468.
- Botha J., Witkowski E., Shackleton C., 2002. A comparison of anthropogenic and elephant disturbance on *Acacia xanthophloea* (fever tree) populations in the Lowveld, South Africa. *Koedoe*, 45: 9-18. <https://doi.org/10.4102/koedoe.v45i1.10>
- Bouché P., Lungren C., Hien B., Omondi P., 2004. Recensement aérien total de l'Écosystème "W"-Arly-Pendjari-Oti-Mandouri-Keran (WAPOK). CITES-MIKE, ECOPAS, PAUCOF, Bénin, Burkina Faso, Niger, Togo, 115 p.
- Charles-Dominique P., 1995. Interactions plantes-animaux frugivores, conséquences sur la dissémination des graines et la régénération forestière. *Revue d'Écologie*, 50 : 223-235. <http://hdl.handle.net/2042/54805>
- Chirwa M., Chithila V., Kayambazinthu D., 2006. Distribution and Population Structures of *Adansonia digitata* in Some Parts of Ntcheu, Dedza and Mangochi Districts, Malawi. Government of the Republic of Malawi, FRIM Report 6002, 32 p.
- Condit R., Ashton P. S., Baker P., Bunyavejchewin S., Gunatilleke S., Gunatilleke N., et al., 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288 (5470): 1414-1418. <https://doi.org/10.1126/science.288.5470.1414>
- Dhillon S. S., Gustad G., 2004. Local management practices influence the viability of the baobab (*Adansonia digitata* Linn.) in different land use types, Cinzana, Mali. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101 (1): 85-103.
- Diggle P. J., Ribeiro P. J., Christensen O. F., 2003. An introduction to model-based geostatistics. *In*: Møller J. (ed.). *Spatial Statistics and Computational Methods*. New York, USA, Springer, 43-86. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21811-3_2
- Djossa B. A., Fahr J., Wiegand T., Ayihouéno B., Kalko E., Sinsin B., 2008. Land use impact on *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaerten. stand structure and distribution patterns: a comparison of Biosphere Reserve of Pendjari in Atacora district in Benin. *Agroforestry Systems*, 72 (3): 205-220. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9097-y>
- Duvall C. S., 2007. Human settlement and baobab distribution in south-western Mali. *Journal of Biogeography*, 34 (11): 1947-1961.
- Edkins M., Kruger L., Harris K., Midgley J., 2008. Baobabs and elephants in Kruger National Park: nowhere to hide. *African Journal of Ecology*, 46: 119-125. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2007.00798.x>
- Gnanglè C. P., Glèlè Kakaï R., Assogbadjo A. E., Vodounnon S., Afouda Yabi J., Sokpon N., 2011. Tendances climatiques passées, modélisation, perceptions et adaptations locales au Bénin. *Climatologie*, 8: 27-40. <http://lodol.irevues.inist.fr/climatologie/index.php?id=259>
- Gruenwald J., Galizia M., 2005. Market Brief in the European Union for selected natural ingredients derived from native species: *Adansonia digitata* L. Baobab. United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) BioTrade Initiative/BioTrade Facilitation Programme (BTFP) UNCTAD/DITC/TED, Geneva, 35 p. <http://www.biotrade.org/ResourcesPublications/biotradebrief-baobab.pdf>
- Helm C. V., Witkowski E., 2012. Characterising wide spatial variation in population size structure of a keystone African savanna tree. *Forest Ecology and Management*, 263: 175-188. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.09.024>
- Houéhanou T. D., Assogbadjo A. E., Glèlè Kakaï R., Kyndt T., Houinato M., Sinsin B., 2013. How far a protected area contributes to conserve habitat species composition and population structure of endangered African tree species (Benin, West Africa). *Ecological Complexity*, 13: 60-68. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.01.002>
- Kassa B. D., Fandohan B., Azihou A. F., Assogbadjo A. E., Oduor A. M., Kidjo F. C., et al., 2014. Survey of *Loxodonta africana* (Elephantidae)-caused bark injury on *Adansonia digitata* (Malvaceae) within Pendjari Biosphere Reserve, Benin. *African Journal of Ecology*, 52: 385-394. <https://doi.org/10.1111/aje.12131>
- Law R., Illian J., Burslem D. F., Gratzler G., Gunatilleke C., Gunatilleke I., 2009. Ecological information from spatial patterns of plants: insights from point process theory. *Journal of Ecology*, 97 (4): 616-628. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01510.x>
- Lejeune P., 2001. Arpent 2.0, logiciel de saisie de données d'arpentage – Guide d'utilisation [Arpent 2.0, surveying data acquisition software]. FUSAGx. Note Technique Forestière, 5 : 1-12.
- Lykke A. M., 1998. Assessment of species composition change in savanna vegetation by means of woody plants' size class distributions and local information. *Biodiversity and Conservation*, 7 (10): 1261-1275. <https://doi.org/10.1023/A:1008877819286>
- Martins A. R., Shackleton C. M., 2017. Abundance, population structure and harvesting selection of two palm species (*Hyphaene coriacea* and *Phoenix reclinata*) in Zitundo area, southern Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 398: 64-74. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.005>
- McNeely J. A., 1997. Conservation and the Future: Trends and Options Toward the Year 2025. Gland, Belgium, International Union for Conservation of Nature, Biodiversity Policy Coordination Division, 119 p.

Munthali C., Chirwa P. W., Changadeya W., Akinnifesi F. K., 2013. Genetic differentiation and diversity of *Adansonia digitata* L. (baobab) in Malawi using microsatellite markers. *Agroforestry Systems*, 87: 117-130. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9528-2>

Obiri J., Lawes M., Mukolwe M., 2002. The dynamics and sustainable use of high-value tree species of the coastal Pondoland forests of the Eastern Cape Province, South Africa. *Forest Ecology and Management*, 166: 131-148. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00665-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00665-X)

Philip M. S., 1994. *Measuring Trees and Forests*. 2nd ed. Wallingford, United Kingdom, CABI Publishing, 310 p.

Pochron S. T., 2005. Does relative economic value of food elicit purposeful encounter in the yellow baboons (*Papio hamadryas cynocephalus*) of Ruaha National Park, Tanzania? *Primates*, 46: 71-74. <https://doi.org/10.1007/s10329-004-0104-x>

Ripley B. D., 1991. *Statistical Inference for Spatial Processes*. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press, 148 p.

Salako V. K., Azihou A. F., Assogbadjo A. E., Houéhanou T. D., Kassa B. D., Glèlè Kakaï R. L., 2016. Elephant-induced damage drives spatial isolation of the dioecious palm *Borassus aethiopicum* Mart. (Arecaceae) in the Pendjari National Park, Benin. *African Journal of Ecology* 54: 9-19. <https://doi.org/10.1111/aje.12253>

Salako V. K., Kénou C., Dainou K., Assogbadjo A. E., Glèlè Kakaï R., 2019. Impacts of land use types on spatial patterns and neighbourhood distance of the agroforestry palm *Borassus aethiopicum* Mart. in two climatic regions in Benin, West Africa. *Agroforestry Systems*, 93: 1057-1071. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0205-y>

Schumann K., Wittig R., Thiombiano A., Becker U., Hahn K., 2010. Impact of land-use type and bark-and leaf-harvesting on population structure and fruit production of the baobab tree (*Adansonia digitata* L.) in a semi-arid savanna, West Africa. *Forest Ecology and Management*, 260: 2035-2044. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.009>

Seidler T. G., Plotkin J. B., 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. *PLoS Biology*, 4: 2132-2137. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040344>

Shen Y., Santiago L. S., Ma L., Lin G.-J., Lian J.-Y., Cao H.-L., *et al.*, 2013. Forest dynamics of a subtropical monsoon forest in Dinghushan, China: recruitment, mortality and the pace of community change. *Journal of Tropical Ecology*, 29: 131-145. <https://doi.org/10.1017/S0266467413000059>

Sidibe M., Williams J., 2002. Baobab. *Adansonia digitata*. Southampton, United Kingdom, International Centre for Underutilised Crops, 99 p.

Sinsin B., Saidou A., 1998. Impact des feux contrôlés sur la productivité des pâturages naturels des savanes soudano-guinéennes du ranch de l'Okpara au Bénin. *Annales des Sciences Agronomiques*, 1 (1): 11-30.

Stoyan D., Stoyan H., 1994. *Fractals, Random Shapes, and Point Fields: Methods of Geometrical Statistics*. Chichester, United Kingdom, John Wiley & Sons, 389 p.

Svatek M., Rejžek M., Kvasnica J., Řepka R., Matula R., 2018. Frequent fires control tree spatial pattern, mortality and regeneration in Argentine open woodlands. *Forest Ecology and Management*, 408: 129-136.

Vellak A., Tuvi E. L., Reier Ü., Kalamees R., Roosaluuste E., Zobel M., Pärtel M., 2009. Past and present effectiveness of protected areas for conservation of naturally and anthropogenically rare plant species. *Conservation Biology*, 23: 750-757. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01127.x>

Venter S. M., Witkowski E. T., 2011. Baobab (*Adansonia digitata* L.) fruit production in communal and conservation land-use types in Southern Africa. *Forest Ecology and Management*, 261: 630-639. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.017>

Venter S. M., Witkowski E. T., 2013. Using a deterministic population model to evaluate population stability and the effects of fruit harvesting and livestock on baobab (*Adansonia digitata* L.) populations in five land-use types. *Forest Ecology and Management*, 303: 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.013>

Wiegand K., Ward D., Thulke H.-H., Jeltsch F., 2000. From snapshot information to long-term population dynamics of Acacias by a simulation model. *Plant Ecology*, 150: 97-114. <https://doi.org/10.1023/A:1026574303048>

Assogba *et al.* – Author's contributions

CONTRIBUTOR ROLE	CONTRIBUTOR NAMES
Conceptualization	O. D. I. Assogba, K. V. Salako, A. E. Assogbadjo, P. W. Chirwa
Data Curation	O. D. I. Assogba, K. V. Salako, B. Fantodji
Formal Analysis	O. D. I. Assogba, K. V. Salako, B. Fantodji
Funding Acquisition	K. V. Salako, A. E. Assogbadjo, P. W. Chirwa
Investigation	O. D. I. Assogba, K. V. Salako, A. E. Assogbadjo
Methodology	O. D. I. Assogba, K. V. Salako, B. Fantodji, E. P. S. Assédé, A. E. Assogbadjo, P. W. Chirwa
Project Administration	A. E. Assogbadjo, P. W. Chirwa
Software	K. V. Salako
Supervision	A. E. Assogbadjo, P. W. Chirwa
Validation	O. D. I. Assogba, K. V. Salako, B. Fantodji, E. P. S. Assédé
Visualization	O. D. I. Assogba, K. V. Salako, B. Fantodji, E. P. S. Assédé
Writing – Original Draft Preparation	O. D. I. Assogba, K. V. Salako
Writing – Review & Editing	O. D. I. Assogba, K. V. Salako

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier
Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

RÉSUMÉ DE THÈSE /
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICA**Pour une production contrôlée
d'agarwood d'*Aquilaria crassna* Pierre
ex Lecomte en Guyane : approches
métagénomique, biochimique
et histologique**

Clara ZAREMSKI

RÉSUMÉ

Aquilaria Lam. est un genre d'arbre tropical de la famille des Thymelaeaceae dont le bois sain est de couleur blanche. Lorsque l'arbre est blessé, en interactions avec des micro-organismes environnementaux, l'arbre produit un bois transformé par sa forte teneur en composés secondaires : l'agarwood. L'agarwood, de couleur brun-noir, est particulièrement apprécié pour son odeur boisée intense. L'huile essentielle obtenue par hydrodistillation d'agarwood est très prisée en parfumerie. Ainsi, le marché mondial des produits dérivés d'*Aquilaria* est estimé, en 2018, à 11 milliards de dollars US. Face à la demande croissante sur le marché mondial, des agriculteurs guyanais ont réalisé des plantations expérimentales d'*Aquilaria* en Guyane. Ainsi, l'objectif du projet Aquil@Guyane est d'aider ces planteurs à produire une huile essentielle de composition chimique contrôlée, respectueuse de la biologie de l'arbre et de l'environnement. Dans ce contexte, le sujet de thèse a été orienté en vue de promouvoir la production de connaissances académiques de nature à contribuer au développement de la production d'agarwood d'*Aquilaria crassna* en Guyane. Après caractérisation des communautés fongiques présentes dans les arbres d'*Aquilaria crassna* en Guyane, permettant de révéler l'importance des Basidiomycètes dans la production d'agarwood, deux méthodes d'induction d'agarwood ont été comparées : une méthode d'induction par blessure, avec ou sans ajout de terre ; une méthode d'induction par inoculation de souches guyanaises sélectionnées de Basidiomycètes. Cette dernière méthode, notamment par inoculation de champignons de pourriture fibreuse, comme *Pycnoporus sanguineus*, est la plus performante pour obtenir un agarwood de qualité proche d'un agarwood de référence provenant du Laos. La spectrométrie proche infrarouge (SPIR) a été utilisée pour différencier le bois blanc et l'agarwood et pour distinguer différentes compositions chimiques d'agarwood. Les résultats obtenus sont cohérents avec ceux de l'analyse biochimique après hydrodistillation : l'utilisation de la SPIR pour trier et contrôler la qualité de l'agarwood avant son hydrodistillation est envisageable. Enfin, une méthode de culture de callos d'*Aquilaria* a été mise au point afin de comprendre, en laboratoire, les mécanismes moléculaires qui aboutissent à la production d'agarwood. Les résultats indiquent une production de terpènes par les callos d'*Aquilaria* contaminés par des souches de champignons de pourriture fibreuse.

Mots-clés : agarwood, *Aquilaria*, callos, champignons, composition chimique, développement, histologie, huile essentielle, micro-organismes, spectrométrie proche infrarouge (SPIR), unités taxonomiques opérationnelles (UTO), Guyane.

**Developing controlled production
of agarwood from *Aquilaria crassna*
Pierre ex Lecomte in French Guiana:
metagenomic, biochemical
and histological approaches**

ABSTRACT

Aquilaria Lam. is a tropical tree genus of the Thymelaeaceae family whose wood when healthy is white in colour. When the tree is wounded, the wood it produces is transformed by interactions with surrounding micro-organisms that produce a high concentration of secondary components. The wood is then known as agarwood. It is blackish-brown in colour and prized for its intense woody fragrance. The essential oil obtained from agarwood by hydrodistillation is highly valued by the perfume industry. The world market for *Aquilaria* products was estimated in 2018 at 11 billion US\$. In response to rising demand on the world market, farmers in Guiana have been undertaking experimental planting of *Aquilaria*. The Aquil@Guyane project aims to help these farmers to produce essential oil with a chemically controlled composition using methods suited to the biology and environment of the species. Given this context, the subject of this thesis was geared to the production of academic knowledge that would contribute to the development of agarwood production from *Aquilaria crassna* in Guiana. Characterisation of the fungal communities present in *Aquilaria crassna* trees in Guiana revealed the important role of Basidiomycetes in the production of agarwood. Two methods for inducing agarwood formation were then compared: one involving induction by wounding, with or without added soil, and one involving induction by inoculation with selected Guianese strains of Basidiomycetes. The latter method, especially with inoculation of a white rot fungus, such as *Pycnoporus sanguineus*, proved most effective for obtaining agarwood of a quality close to that of a reference agarwood from Laos. Near-infrared spectrometry (NIRS) was used to differentiate white wood from agarwood and to distinguish between different chemical compositions of the agarwood. The results obtained are consistent with those obtained by biochemical analysis after hydrodistillation: the use of NIRS to sort the agarwood and check its quality before hydrodistillation can therefore be considered. Finally, a method for culturing *Aquilaria* calluses was developed in order to understand, in laboratory conditions, the molecular mechanisms that result in the production of agarwood. Our results indicate that *Aquilaria* calluses produce terpenes when contaminated by strains of white rot fungi.

Keywords: agarwood, *Aquilaria*, calluses, fungi, chemical composition, development, histology, essential oil, microorganisms, Near Infrared Spectrometry (NIRS), Operational Taxonomic Units (OTU), French Guiana.

**Producción controlada de madera
de agar de *Aquilaria crassna* Pierre
ex Lecomte en la Guayana Francesa:
enfoque metagenómico, bioquímico
e histológico**

RESUMEN

Aquilaria Lam. es un género de árbol tropical de la familia de las Thymelaeaceae cuya madera sana es de color blanco. Cuando está herido, al interaccionar con microorganismos ambientales, el árbol produce una madera transformada por una fuerte presencia de compuestos secundarios: la madera de agar o "Oud". La madera de agar, de color marrón negruzco, es particularmente apreciada por su intenso aroma a madera. El aceite esencial obtenido por hidrodestilación de la madera de agar es muy apreciado en perfumería. Así, el mercado mundial de los productos derivados de *Aquilaria* se estimó, el año 2018, en 11 mil millones de USD. Ante la demanda creciente en el mercado mundial, los agricultores guayaneses realizaron plantaciones experimentales de *Aquilaria* en la Guayana Francesa. El objetivo del proyecto Aquil@Guyane es ayudar a estos cultivadores a producir un aceite esencial de composición química controlada, que respete la biología del árbol y el medio ambiente. En este contexto, el tema de la tesis se orientó hacia la generación de conocimientos académicos que contribuyan al desarrollo de la producción de madera de agar de *Aquilaria crassna* en la Guayana Francesa. Después de la caracterización de las comunidades fúngicas presentes en los árboles de *Aquilaria crassna* de la Guayana Francesa, que reveló la importancia de los basidiomicetos en la producción de madera de agar, se compararon dos métodos de inducción de madera de agar: un método de inducción por herida, añadiendo o sin añadir tierra, y un método de inducción por inoculación de cepas guayanesas seleccionadas de basidiomicetos. Este último método, especialmente con la inoculación de hongos de podredumbre fibrosa, como el *Pycnoporus sanguineus*, es el más eficaz para obtener una madera de agar de calidad cercana a una madera de agar de referencia proveniente de Laos. La espectrometría del infrarrojo próximo (NIRS) fue utilizada para diferenciar la madera blanca y la madera de agar, y para distinguir diferentes composiciones químicas de la madera de agar. Los resultados obtenidos son coherentes con los del análisis bioquímico después de la hidrodestilación: la utilización de la NIRS para clasificar y controlar la calidad de la madera de agar antes de su hidrodestilación es factible. En conclusión, se ha preparado un método de cultivo de callos de *Aquilaria* para comprender, en laboratorio, los mecanismos moleculares que conducen a la producción de madera de agar. Los resultados indican que hay producción de terpenos en los callos de *Aquilaria* contaminados por cepas de hongos de podredumbre fibrosa.

Mots-clés : madera de agar, *Aquilaria*, callos, hongos, composición química, desarrollo, histología, aceite esencial, microorganismos, espectrometría del infrarrojo próximo (NIRS), unidades taxonómicas operacionales (UTO), Guayana Francesa.



Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.344.a31900>
Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad

Date de publication : juillet 2020



Licence Creative Commons :
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

**Photos**

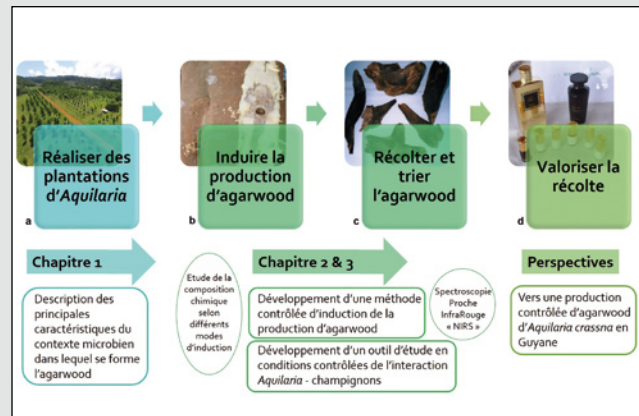
Arbre d'*Aquilaria crassna*, âgé de 5 ans, sur un champ du bourg de Cacao en Guyane (a). Les feuilles sont de forme elliptique (b). Les fruits sont des capsules à deux valves mesurant 3-5 x 2-4 cm, contenant une à deux graines (c). Les fleurs sont petites et jaunes, groupées en inflorescences axillaires en ombelles veloutées (d). Plus l'agarwood est sombre et ancien, plus sa valeur ajoutée est grande (e).

Photos

A 5 year-old *Aquilaria crassna* tree in a field near the village of Cacao in French Guiana (a). The leaves are elliptical in shape (b). The fruits are bivalve capsules measuring 3-5 x 2-4 cm and containing one or two seeds (c). The small yellow flowers form velvety umbels grouped into axillary inflorescences (d). The older and darker the agarwood, the greater its added value (e).

Fotos

Árbol de *Aquilaria crassna*, 5 años de edad, en un campo de la población de Cacao, en la Guayana Francesa (a). Las hojas tienen forma elíptica (b). Las frutas son cápsulas bivalvas que miden 3-5 x 2-4 cm, y contienen de una a dos semillas (c). Las flores son pequeñas y amarillas, agrupadas en inflorescencias axilares en umbelales aterciopeladas (d). Como más oscura y vieja sea la madera de agar, mayor es su valor añadido (e).

**Figure**

Les principales étapes de la production d'agarwood ont été le fil directeur des travaux de thèse divisés en trois chapitres. La description des principales caractéristiques du contexte microbien dans lequel se forme la madera de agar (chapitre 1) a mis en évidence l'importance des Basidiomycètes dans la transformation du bois d'*Aquilaria crassna* en agarwood. Ces résultats ont permis de développer une méthode contrôlée d'induction de la production d'agarwood à partir de souches guyanaises de champignons lignivores Basidiomycètes (chapitre 2) dont certaines souches de pourritures fibreuses ont montré les meilleurs résultats. Ces travaux ont été réalisés en champ et au laboratoire par l'étude, après hydrodistillation et mesure en SPIR, de la composition chimique de l'agarwood obtenue par les différents modes d'induction. Ils ont été couplés à une étude en laboratoire qui a permis de développer un outil d'étude en conditions contrôlées de l'interaction *Aquilaria* – champignons (chapitre 3). L'objectif de ce travail est de permettre aux agriculteurs de Guyane, planteurs de *A. crassna*, de développer une production contrôlée d'agarwood en Guyane.

Figure

The main stages in agarwood production provided the structure for the work on this thesis, which is divided into three chapters. Chapter 1 describes the main characteristics of the microbial context in which agarwood forms and shows the important role of Basidiomycetes in the transformation of *Aquilaria crassna* wood into agarwood. From these results, we were able to develop a controlled method for inducing the production of agarwood using Guianese strains of Basidiomycetes wood-decay fungi (Chapter 2), with some strains of white rot fungi producing the best results. These studies were conducted in the field and in the laboratory, by analysing, after hydrodistillation and NIRS measurements, the chemical composition of the agarwood obtained with different induction methods. The studies were combined with laboratory work resulting in the development of a tool for analysing *Aquilaria* – fungi interactions under controlled conditions (Chapter 3). The aim of the research work is to enable Guianese farmers planting *A. crassna* trees to develop controlled production of agarwood in French Guiana. Figure legends: (a) Establishing *Aquilaria* plantations. (b) Inducing the formation of agarwood. (c) Harvesting and sorting the agarwood produced. (d) Commercialising the harvest.

Figura

Las principales etapas de la producción de madera de agar fueron el hilo conductor del trabajo de tesis, dividido en tres capítulos. La descripción de las principales características del contexto microbiano en el que se forma la madera de agar (capítulo 1) puso en evidencia la importancia de los basidiomicetos en la transformación de la madera de *Aquilaria crassna* en madera de agar. Estos resultados permitieron desarrollar un método controlado de inducción de la producción de madera de agar a partir de cepas guyanesas de hongos lignívoros basidiomicetos (capítulo 2); entre las mismas, ciertas cepas de podredumbre fibrosa proporcionaron los mejores resultados. Estos ensayos se realizaron en el campo y en el laboratorio para, después de la hidrodestilación y medición en NIRS, estudiar la composición química de la madera de agar obtenida mediante los diferentes métodos de inducción. Se asociaron a un estudio de laboratorio que permitió desarrollar una herramienta de investigación en condiciones controladas de la interacción *Aquilaria* – hongos (capítulo 3). El objetivo de este trabajo es permitir a los agricultores de la Guayana Francesa, cultivadores de *A. crassna*, desarrollar una producción controlada de madera de agar en la Guayana Francesa. Textos de la figura: (a) Plantación de *Aquilaria*. (b) Inducción de producción de madera de agar. (c) Cosecha y clasificación de la madera de agar. (d) Valorización de la cosecha.

Publications**Prix**

Ron Cockcroft Award of International Research Group on Wood Protection, IRG 52, Numazu City, Japan, 9-13 May 2021. Zaremski C., Ducoussou M., Andary C., *et al.*, 2020. Chemical composition of agarwood of *Aquilaria crassna* Pierre ex. Lecomte induced by Basidiomycetes from French Guiana.

Articles publiés

Zaremski C., Ducoussou-Détré A., Amusant N., *et al.*, 2019. Taxonomic study of French Guiana fungi to identify and isolate pure cultured fungi for oleoresin production in *Aquilaria*: use of sequences from the small ribosomal DNA (r) subunit (SSU) and the two primer pairs SR6/SR10R and SR7/SR1R. PRO Ligno, 15 (3): 3-15. <http://www.proligno.ro/en/articles/2019/3/ZAREMSKI.pdf>

Zaremski C., Malandain C., Sibourg O., *et al.*, 2018. NGS identification of fungi potentially implicated in the production of agarwood from *Aquilaria* spp. trees. PRO Ligno, 14 (3): 9-18. <http://www.proligno.ro/en/articles/2018/3/ZREMSKI.pdf>

Article soumis

Zaremski C., Andary C., Amusant N., *et al.*, 2019. Review: A review of the conditions of worldwide agarwood production and development prospects in French Guiana. Biodiversity and Conservation, 36 p. [Submitted]

Grade et diplôme : Doctorat.**Université :** Université de Guyane, France.**Date de soutenance :** 4 février 2020.**Composition du jury****Direction :** Marc DUCOUSSO (Directeur de recherche, Cirad-LSTM, Hérault, France)**Encadrement :** Nadine AMUSANT (Chercheur, Cirad-EcoFoG, Guyane, France).**Membres :** Amadou BÂ (Professeur des Universités, Université des Antilles, Guadeloupe, France).

Christine GÉRARDIN (Professeur des Universités, Université de Lorraine, Lorraine, France).

Jacques BEAUCHÈNE (Chercheur, Cirad-EcoFoG, Guyane, France).

Marie FLEURY (Maître de conférences, Muséum national d'Histoire naturelle, Guyane, France).

Franck ROUBAUD (Maître de conférences, Université de Guyane, Guyane, France)

Langue de rédaction : français**Contact**

clara.zaremski@hotmail.fr

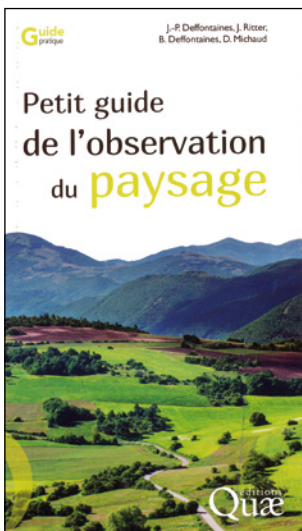


CÉSAR J., CHATELAIN C., 2019. **FLORE ILLUSTRÉE DU TCHAD**. SUISSE, CONSERVATOIRE ET JARDIN BOTANIQUES DE GENÈVE, 768 P.

Le Tchad était un des derniers pays d'Afrique à ne pas disposer de Flore. Or, comment faire face aux questions environnementales, agricoles et climatiques sans un outil d'identification des plantes ? D'autant plus dans un pays aussi grand avec des conditions climatiques extrêmes. Les auteurs, Jean César et Cyrille Chatelain, offrent dans cet ouvrage des clés d'identification, des descriptions, des cartes de distribution et surtout des dessins pour chacune des 2 098 espèces que compte le pays. Chaque famille est illustrée par quelques photographies représentatives issues de l'*African Plants - a Photo Guide* et du Dr Mbayngone. Cette publication n'aurait pas pu voir le jour sans une collaboration étroite de la Coopération suisse au Tchad, de l'Université de N'Djaména et du Conservatoire et Jardin botaniques de Genève.

Adapté du résumé de l'éditeur.

Conservatoire et Jardin botaniques de Genève,
Chemin de l'Impératrice 1, Case postale 71,
1292 Chambésy-Genève, Suisse.
www.ville-ge.ch



DEFFONTAINES J.-P., RITTER J., DEFFONTAINES B., MICHAUD D., 2019.
PETIT GUIDE DE L'OBSERVATION DU PAYSAGE. FRANCE, ÉDITIONS QUÆ, 36 P.

On est souvent seul devant un paysage mais on peut tenter soi-même de mobiliser les connaissances dont on dispose dans différents domaines et chercher à les croiser. Lorsque l'on observe à plusieurs, chacun a sa lecture et on est surpris par la vision de l'autre. On découvre un autre point de vue. Le paysage se révèle alors plus complexe que prévu. Cette multiplicité des visions est une découverte pour qui est attentif au regard de l'autre. Le paysage semble contenir « tous les visibles de tous les voyants » (Merleau-Ponty). Les auteurs de ce petit guide, un géologue, un botaniste, un agronome et un enseignant agriculteur, ont croisé leurs savoirs et associé leurs compétences.

Adapté du résumé de l'éditeur.

Éditions Quæ, RD 10, 78026 Versailles Cedex, France.
www.quae.com

DAMODARAN V., D'SOUZA R. (EDS), 2020, INDIA, RATNA SAGAR, 618 P.

COMMONWEALTH FORESTRY & ENVIRONMENTAL HISTORY: EMPIRE, FORESTS AND COLONIAL ENVIRONMENTS IN AFRICA, THE CARIBBEAN, SOUTH ASIA AND NEW ZEALAND

PRIMUS

COMMONWEALTH FORESTRY & ENVIRONMENTAL HISTORY

Empire, Forests and Colonial Environments in
Africa, the Caribbean, South Asia and New Zealand

EDITED BY

Vinita Damodaran

Rohan D'Souza



Contemporary anxieties about global warming and climate change impacts have unsettled the ways in which we think about environmental politics and human history. Intense discussions have already begun over whether we need to reconsider what we understand by the term “environmental change” and if humans have truly become a “geo-physical” force. Put differently, how should we recast our understanding of the planet’s varied environmental pasts in order to make sense of the Anthropocene present? This collection of 19 essays on forestry and environmental change in the erstwhile colonies of the British Empire – today comprising the “Commonwealth of Nations” – builds on Richard Grove’s quest for achieving a “global synthesis” as efforts towards writing environmental histories on a planetary scale. The Commonwealth of Nations as a single environmental bloc for study, enquiry and historical scrutiny, explores connected environmental histories, compares dissimilar ecological regions and debates ideologies for environmental management. *Commonwealth Forestry and Environmental History* is intended to enable conversations between environmental historians, foresters, sustainable development practitioners, policy makers and those keen on understanding contemporary politics brought on by concerns about climate change.

Adapted from the publisher’s summary.

Ratna Sagar, Primus Book, Virat Bhavan, commercial complex,
Mukherjee Nagar, Delhi 110009, India.

primusbooks.com

LA SITUATION DES FORÊTS DU MONDE - FORÊTS, BIODIVERSITÉ ET ACTIVITÉ HUMAINE - RÉSUMÉ



A lors que la décennie des Nations unies pour la biodiversité 2011-2020 touche à sa fin et que les pays se préparent à adopter un cadre mondial pour la biodiversité pour l'après-2020, la présente édition de La Situation des forêts du monde (SOFO) examine les contributions des forêts et des personnes qui les utilisent et les gèrent à la conservation et à l'utilisation durable de la biodiversité. Les forêts recouvrent à peine plus de 30 % de la superficie des terres émergées et cependant elles abritent une vaste majorité des espèces végétales et animales terrestres connues. Malheureusement, les forêts et la biodiversité qu'elles renferment demeurent menacées par la conversion en terres agricoles ou par une exploitation, pour une grande part illégale, à des niveaux non durables. La Situation des forêts du monde 2020 récapitule les avancées qui, à ce jour, nous rapprochent des cibles et des objectifs mondiaux relatifs à la biodiversité des forêts, et analyse l'efficacité des politiques, actions et démarches en faveur de la conservation et du développement durable. Des études de cas fournissent des exemples de pratiques novatrices qui combinent conservation et utilisation durable de la biodiversité des forêts pour créer des solutions où s'équilibrent l'intérêt des populations humaines et celui de la planète.

Accès au rapport numérique intégral : <http://www.fao.org/3/ca8642fr/online/ca8642fr.html>

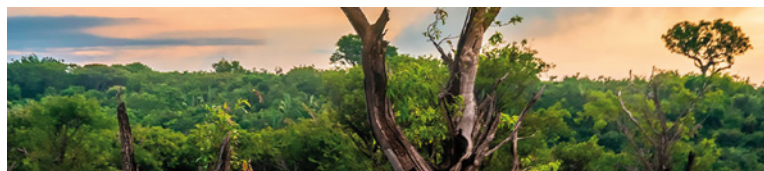
Adapté du résumé de l'auteur.

Siège de la FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italie.
www.fao.org/publications

XV^E CONGRÈS FORESTIER MONDIAL - CONSTRUIRE UN AVENIR VERT, SAIN ET RÉSILIENT AVEC LES FORÊTS.

Le XV^e Congrès forestier mondial a pour thème : « Construire un avenir vert, sain et résilient avec les forêts ».

Ce sera une occasion unique qui permettra à la communauté forestière mondiale d'examiner l'état actuel et l'avenir de la foresterie à l'échelle mondiale, tout particulièrement dans le contexte de la reprise de l'après-pandémie de Covid-19 et des efforts pour atteindre les Objectifs de développement durable (ODD). Le Congrès présentera le rôle essentiel que les forêts revêtent dans le programme mondial de développement durable – dont font partie le Programme de développement durable à l'horizon 2030, les Objectifs forestiers mondiaux (OFM), l'Accord de Paris sur le climat, la Décennie des Nations unies pour la restauration des écosystèmes, et le Cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020 – et il identifiera les principales mesures et recommandations pour parfaire ce rôle. Le Congrès œuvrera afin que les forêts fassent partie intégrante des débats et des décisions sur le développement durable et ce du fait de leur importance pour la santé, le bien-être et la stabilité de la planète et des populations qui y vivent. Il mettra également en lumière les progrès réalisés dans la mise en œuvre des recommandations du XIV^e Congrès forestier mondial en 2015.



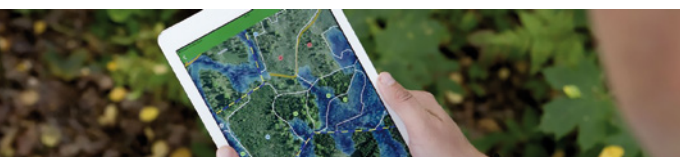
24 AU 28 MAI 2021. COEX, SÉOUL, RÉPUBLIQUE DE CORÉE.

Sous-thèmes et sujets du XV^e Congrès forestier mondial

Les six sous-thèmes du XV^e Congrès forestier mondial abordent les questions d'actualité les plus importantes qui concernent les forêts et les produits et services qu'elles fournissent. Les sous-thèmes permettent aussi de vérifier les progrès dans la mise en œuvre des conclusions des précédents congrès, notamment de la Déclaration de Durban, et les avancées réalisées vers un avenir durable et résilient.

Plus particulièrement, les sous-thèmes abordent les sujets suivants :

- l'importance d'endiguer et d'inverser le processus de perte de forêts et de couvert forestier en vue d'atteindre plusieurs objectifs mondiaux ;
- le rôle des forêts pour relever les défis environnementaux mondiaux, comme le changement climatique et la conservation de la biodiversité ;
- l'importante contribution des produits et des services forestiers aux économies et aux stratégies nationales permettant d'encourager les financements dans ce secteur ;
- l'utilisation des ressources forestières pour améliorer les moyens d'existence, la santé et le bien-être ;
- les moyens permettant d'améliorer le suivi, la récolte de données et la gestion des connaissances en matière forestière ;
- renforcer les partenariats et la coopération multi-acteurs pour une meilleure gestion et utilisation des ressources forestières.



Information détaillée: wfc2021korea.org

Information concernant les requêtes générales : info@wfc2021korea.org