

Effet de l'urbanisation sur la végétation ligneuse : cas de la région de Dakar, Sénégal

Alioune Badara DIOP¹
Antoine THIAO²
Cheikh Oumar SAMB³
Mamadou SY⁴
Ousmane CISSÉ¹
Ndèye Yacine GUÈYE⁴
Amadou Abou NDOUR⁴
Mamadou BARRY⁴
Assane KA¹
Elhadji FAYE⁴

¹ École régionale postuniversitaire d'Aménagement et de Gestion Intégrés des Forêts et Territoires Tropicaux (ERAIFT)
Campus UNIKIN-BP 15373-Kinshasa-Commune de Lemba
République démocratique du Congo

² Ministère de l'Environnement et de la Transition Écologique (METE)
Direction des Eaux et Forêts, Chasse et de la Conservation des Sols (DEFCCS)
Dakar, Sénégal

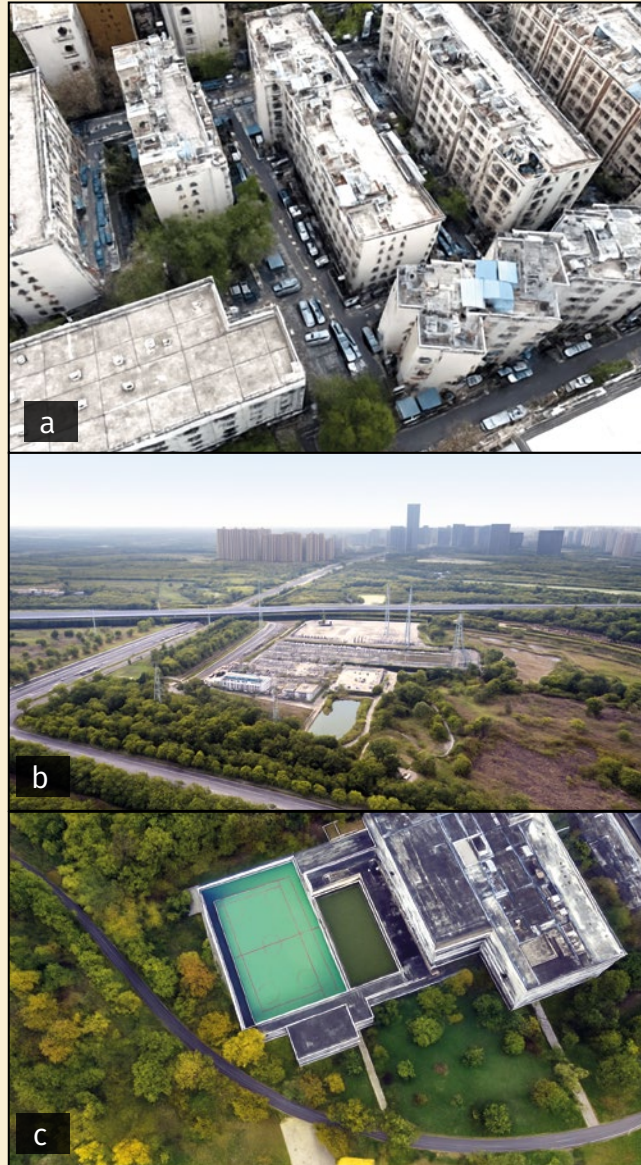
³ École Nationale Supérieure d'Agriculture (ENSA)
Thiès
Sénégal

⁴ Université Alioune Diop/Institut supérieur de formation agricole et rurale
BP. 30 Bambey
Sénégal

Auteur correspondant / Corresponding author:

Alioune Badara Diop – aliounebadaradiop36@gmail.com

 **ORCID** : <https://orcid.org/0009-0009-1547-8350>



Photos 1.

a. Zone urbaine. b. Zone périurbaine. c. Zone rurale.
Photos extraites de l'article de Cai et al. (2025).

a. Urban area. b. Peri-urban area. c. Rural area.
Photos taken from the article by Cai et al. (2025).

Doi : 10.19182/bft2026.363.a37917 – Droit d'auteur 2026, Bois et Forêts des Tropiques – Cirad – Date de soumission : 8 mai 2025 ; date d'acceptation : 3 février 2026 ; date de publication : 1^{er} mars 2026.



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

Citer l'article / To cite the article

Diop A. B., Thiao A., Samb C. O., Sy M., Cissé O., Guèye N. Y., Ndour A. A., Barry M., Ka A., Faye E. (2026). Effet de l'urbanisation sur la végétation ligneuse : cas de la région de Dakar, Sénégal. *Bois et Forêts des Tropiques*, 363 : 1-19. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2026.363.a37917>

RÉSUMÉ

Effet de l'urbanisation sur la végétation ligneuse : cas de la région de Dakar, Sénégal

L'urbanisation constitue l'un des principaux facteurs de transformation des écosystèmes, avec des effets marqués sur la composition floristique et les relations société-nature. Dans la région de Dakar, malgré une urbanisation rapide, les interactions entre gradient d'urbanisation, végétation ligneuse et perceptions sociales restent encore peu documentées. Cette étude analyse l'effet de l'urbanisation sur la structure, la diversité et l'origine des espèces ligneuses, ainsi que sur les motivations communautaires vis-à-vis de l'arbre. L'approche méthodologique repose sur un gradient d'urbanisation comprenant une zone urbaine (Hann Bel Air), péri-urbaine (Mbao) et rurale (Bambilor), combinant inventaires floristiques et enquêtes socio-économiques. Au total, 3 363 individus ont été inventoriés, répartis en 128 espèces et 74 familles. La zone rurale présente la plus forte richesse spécifique (53 espèces), abondance (2 053 individus) et diversité ($H' = 4,53$ bits), tandis que la zone urbaine montre une richesse plus faible (38 espèces) mais une équitabilité relativement élevée ($E = 0,80$). La densité des ligneux augmente très significativement (P -value $< 0,001$) du milieu urbain vers le milieu rural ($69,56 \pm 44,97$; $52,62 \pm 29,21$ et $114,06 \pm 48,13$ individus.ha⁻¹ respectivement), traduisant une disponibilité foncière et des usages différenciés des terres. La composition floristique varie significativement le long du gradient, avec une dominance d'espèces exotiques, notamment *Leucaena leucocephala* en zone urbaine (2,74 %), *Anacardium occidentale* en zone péri-urbaine (6,05 %) et *Mangifera indica* en zone rurale (10,62 %). Les enquêtes révèlent que la motivation à planter des arbres diminue du milieu urbain vers le milieu rural, où les initiatives de plantation sont majoritairement portées par les services forestiers plutôt que par les populations locales. Ces résultats soulignent la nécessité d'une gestion différenciée du couvert ligneux, intégrant à la fois les dynamiques écologiques et les dimensions socio-économiques, afin de promouvoir des stratégies d'aménagement durable adaptées à chaque zone du gradient.

Mots-clés : diversité spécifique, gradient d'urbanisation, motivation des populations, urbanisation, végétation ligneuse, Dakar, Sénégal.

ABSTRACT

Effect of urbanisation on woody vegetation: case of the Dakar region, Senegal

Urbanisation is one of the main factors transforming ecosystems, with marked effects on floristic composition and society-nature relations. In the Dakar region, despite rapid urbanisation, interactions between urbanisation gradients, woody vegetation, and social perceptions remain poorly documented. This study analyses the effects of urbanisation on the structure, diversity, and origin of woody species, as well as on community motivations towards trees. The methodological approach is based on an urbanisation gradient comprising an urban area (Hann Bel Air), a peri-urban area (Mbao), and a rural area (Bambilor), combining floristic inventories and socio-economic surveys. A total of 3,363 individuals representing 128 species and 74 families were inventoried. The rural area has the highest species richness (53 species), abundance (2,053 individuals), and diversity ($H' = 4.53$ bits), while the urban area has lower species richness (38 species) but relatively high evenness ($E = 0.80$). Woody plant density increases very significantly (P -value < 0.001) from urban to rural areas (69.56 ± 44.97 ; 52.62 ± 29.21 and 114.06 ± 48.13 individuals.ha⁻¹, respectively), reflecting land availability and different land uses. The floristic composition varies significantly along the gradient, with a dominance of exotic species, notably *Leucaena leucocephala* in urban areas (2.74%), *Anacardium occidentale* in peri-urban areas (6.05%), and *Mangifera indica* in rural areas (10.62%). Surveys reveal that the motivation to plant trees decreases from urban to rural areas, where planting initiatives are mainly carried out by forestry services rather than local populations. These results highlight the need for differentiated tree cover management that integrates ecological dynamics and socio-economic dimensions to promote sustainable development strategies, tailored to each zone of the gradient.

Keywords: species diversity, urbanisation gradient, community motivation, urbanisation, tree cover, Dakar, Senegal.

A. B. DIOP, A. THIAO, C. O. SAMB, M. SY,
O. CISSÉ, N. Y. GUÈYE, A. A. NDOUR,
M. BARRY, A. KA, E. FAYE

RESUMEN

Efecto de la urbanización sobre la vegetación leñosa: el caso de la región de Dakar, Senegal

La urbanización es uno de los principales factores que transforman los ecosistemas, con efectos notables en la composición florística y en las relaciones entre la sociedad y la naturaleza. En la región de Dakar, a pesar de la rápida urbanización, las interacciones entre los gradientes de urbanización, la vegetación leñosa y las percepciones sociales siguen siendo poco documentadas. Este estudio analiza los efectos de la urbanización en la estructura, la diversidad y el origen de las especies leñosas, así como en las motivaciones de la comunidad hacia los árboles. El enfoque metodológico se basa en un gradiente de urbanización que comprende una zona urbana (Hann Bel Air), una zona periurbana (Mbao) y una zona rural (Bambilor), y combina inventarios florísticos y encuestas socioeconómicas. Se inventarió un total de 3363 individuos de 128 especies y 74 familias. La zona rural presenta la mayor riqueza de especies (53 especies), abundancia (2053 individuos) y diversidad ($H' = 4,53$ bits), mientras que la zona urbana tiene una menor riqueza de especies (38 especies), pero una uniformidad relativamente alta ($E = 0,80$). La densidad de las plantas leñosas aumenta de forma muy significativa (valor $P < 0,001$) de las zonas urbanas a las rurales ($69,56 \pm 44,97$; $52,62 \pm 29,21$ y $114,06 \pm 48,13$ individuos.ha⁻¹, respectivamente), lo que refleja la disponibilidad de tierra y los diferentes usos del suelo. La composición florística varía significativamente a lo largo del gradiente, con un predominio de especies exóticas: *Leucaena leucocephala* en las zonas urbanas (2,74 %), *Anacardium occidentale* en las zonas periurbanas (6,05 %) y *Mangifera indica* en las zonas rurales (10,62 %). Las encuestas revelan que la motivación para plantar árboles disminuye de las zonas urbanas a las rurales, donde las iniciativas de plantación son llevadas a cabo principalmente por los servicios forestales y no por la población local. Estos resultados ponen de relieve la necesidad de una gestión diferenciada de la cubierta arbórea, integrando la dinámica ecológica y las dimensiones socioeconómicas para promover estrategias de desarrollo sostenible adaptadas a cada zona del gradiente.

Palabras clave: diversidad de especies, gradiente de urbanización, motivación de la comunidad, urbanización, cubierta arbórea, Dakar, Senegal.

Introduction

L'urbanisation constitue aujourd'hui un phénomène mondial majeur (Humain-Lamoure et Laporte, 2017). À l'horizon 2050, 70 % de la population mondiale vivra en ville, une dynamique portée à près de 90 % par les pays d'Asie et d'Afrique (Sambieni *et al.*, 2018). Sur ce dernier continent, l'urbanisation est particulièrement rapide : en 2018, l'Afrique comptait trois mégapoles de plus de 10 millions d'habitants (Le Caire : 17,7 millions ; Lagos : 13,12 millions ; Kinshasa : 11,58 millions), quatre villes de 5 à 10 millions d'habitants, 49 villes de 1 à 5 millions d'habitants et plus de 130 agglomérations de plus de 300 000 habitants (IRES, 2018). Cette croissance urbaine soutenue s'accompagne d'une cohabitation souvent diffuse entre espaces ruraux et urbains, ce qui rend leur délimitation difficile en Afrique subsaharienne (Walter, 2023).

En Afrique de l'Ouest, le Sénégal illustre bien cette dynamique. En 2010, il se classait au 7^e rang en termes de taux d'urbanisation, mais au 3^e rang pour la taille absolue de sa population urbaine (Banque mondiale, 2015). Dakar concentre à elle seule environ 50 % de cette population, 52 % des emplois formels du pays et plus de 80 % des entreprises enregistrées (ANSD, 2009). Cette centralisation, amorcée dès l'après-guerre, soulève aujourd'hui des enjeux majeurs de gestion urbaine (Cissé *et al.*, 2018). Cette expansion urbaine modifie fortement le paysage urbain, en particulier la végétation ligneuse (McDonald *et al.*, 2013).

Parallèlement, la végétation naturelle, en particulier ligneuse, revêt un rôle socio-économique essentiel dans les régions tropicales sèches. Elle fournit notamment du bois de chauffage, des matériaux, des zones de pâturage et de multiples services aux populations (Sompoudou *et al.*, 2024). Malgré la pression urbaine, certaines études montrent une augmentation de la couverture végétale dans les plantations de Dakar entre 2007 et 2021 (Diallo *et al.*, 2023). Cependant, le patrimoine végétal urbain reste mal connu dans de nombreuses villes du Sud, malgré son importance pour la qualité environnementale et le bien-être des populations (Sambieni *et al.*, 2018). L'observation des transformations de la végétation le long d'un gradient d'urbanisation permet ainsi de mieux comprendre l'empreinte écologique des villes et les rétroactions possibles sur les activités socio-économiques (McDonnell et Hahs, 2015).

De manière générale, la littérature scientifique montre que l'urbanisation tend à réduire la diversité spécifique, à homogénéiser les communautés végétales et à favoriser les espèces tolérantes aux perturbations, notamment dans les zones tropicales et sahéliennes. Plusieurs études mettent en évidence une fragmentation accrue des habitats, une diminution de la densité des ligneux et une modification des structures démographiques des populations arborées au fur et à mesure que l'on s'approche des centres urbains (McDonnell et Hahs, 2015 ; Lepczyk *et al.*, 2017). Dans plusieurs villes d'Afrique de l'Ouest, telles que Cotonou, Lomé et Abomey-Calavi, l'urbanisation est associée à une domination croissante d'espèces exotiques ou ornementales

dans la végétation urbaine, souvent plantées pour des raisons esthétiques, fonctionnelles ou d'aménagement, tandis que les espèces indigènes voient leur rôle écologique et leur abondance relative diminuer (Zakari *et al.*, 2025 ; Deton *et al.*, 2025). Cette dynamique contribue à l'homogénéisation biotique des villes et à la modification de la composition floristique le long des gradients d'urbanisation.

Toutefois, l'expansion rapide et souvent non contrôlée du bâti entraîne une diminution notable de la couverture végétale et une dégradation des ressources naturelles (Kabanyegeye *et al.*, 2020 ; Sousa-Silva *et al.*, 2021). Cette raréfaction de la végétation exacerbe plusieurs problèmes environnementaux, notamment en matière de gestion des eaux pluviales, ce qui accroît les risques d'inondation (Tchibozo-Kekele *et al.*, 2024). L'érosion de la biodiversité végétale, accentuée par l'urbanisation, est ainsi devenue une préoccupation majeure de la communauté scientifique.

Malgré l'abondance de travaux internationaux sur les effets de l'urbanisation sur la végétation, peu d'études ont porté sur les dynamiques propres aux milieux sahéliens et aux villes côtières d'Afrique de l'Ouest. Les connaissances demeurent particulièrement limitées concernant la structure, la composition floristique et la distribution spatiale des ligneux dans le contexte dakarois, où les pressions anthropiques et climatiques s'entrecroisent fortement.

Dans ce contexte, malgré une densité urbaine à Dakar parmi les plus élevées du continent (7 000 habitants.km⁻²), Diallo *et al.* (2023) ont constaté une augmentation de la couverture végétale. Pourtant, Dakar a fait l'objet de peu d'études établissant un lien clair entre l'urbanisation et la dynamique de la végétation ligneuse (Ndiaye, 2023). De plus, la perception des populations urbaines à l'égard des arbres reste peu documentée. Pourtant, le contexte urbain expose les habitants à davantage d'informations sur les rôles écologiques, sociaux et économiques des arbres, ce qui peut renforcer leur motivation à planter et à préserver la végétation ligneuse. Cependant, dans un contexte de forte densité urbaine et de manque d'espace, cette motivation se heurte à des contraintes réelles, créant une contradiction entre la volonté des habitants et les possibilités effectives de gestion et de plantation d'arbres. Des études menées dans d'autres contextes densément urbanisés, comme en Chine (Xiao *et al.*, 2025), illustrent ce type de conflit entre la conscience écologique et les contraintes spatiales, soulignant l'importance d'étudier cette dynamique à Dakar. Cette connaissance est essentielle pour mieux comprendre les interactions entre l'urbanisation et la végétation, et pour orienter des stratégies de gestion durable des espaces verts urbains. La présente recherche vise donc à analyser l'effet de l'urbanisation sur la composition et la distribution de la végétation ligneuse, afin d'apporter des éléments utiles à la construction de villes durables grâce à des politiques d'aménagement adaptées.

Pour répondre à cet objectif, deux questions de recherche ont été formulées : i) comment la diversité et

la composition de la végétation ligneuse varient-elles le long du gradient d'urbanisation ? ii) dans quelle mesure les populations urbaines de Dakar perçoivent-elles l'importance des arbres dans leur milieu ?

L'étude repose sur deux hypothèses principales : i) la diversité et la composition de la végétation varient selon le gradient d'urbanisation et ii) les populations urbaines de la région de Dakar présentent une conscience plus élevée de l'importance des arbres en milieu urbain.

Méthode

Présentation du site

La zone d'étude est la région de Dakar, située sur la presqu'île du Cap-Vert, et elle couvre une superficie de 547 km². Elle est comprise entre 17°10' et 17°32' de longitude ouest et 14°35' et 14°53' de latitude nord. Elle est limitée à l'est par la région de Thiès et au nord, à l'ouest et au sud par l'océan Atlantique (IREF/Dakar, 2024). L'étude a été conduite dans les communes de Hann Bel Air (zone urbaine) (14°30' et 15° de latitude nord et 17° de longitude ouest), Mbao (zone périurbaine) (latitudes 14°53' et 14°35' nord et longitudes 17°10' et 17°32' ouest) et Bambilor (zone

rurale) (latitude 14°48' nord et longitude 17°11' ouest) suivant le gradient d'urbanisation (figure 1). La région de Dakar se distingue par un niveau d'urbanisation particulièrement élevé, atteignant 96 % sur une superficie totale de 550 km² (ANSD, 2020). Le climat de la zone est de type canarien et subit fortement l'influence des facteurs géographiques et atmosphériques, avec une température qui varie entre 17 et 25 °C de décembre à avril, puis entre 27 et 30 °C de mai à novembre. La précipitation moyenne annuelle, répartie de juillet à octobre en année normale, est d'environ 500 mm (IREF/Dakar, 2024). Les sols de la région peuvent être regroupés en trois catégories : (i) les sols fins, limoneux et hydromorphes ; (ii) les sols gris à horizons humifères ; et (iii) les sols bruns rouges (DEFCCS, 2008). Les périmètres de reboisement sont des plantations monospécifiques de filao (*Casuarina equisetifolia*), tandis qu'au sein des forêts classées (Mbao, Sébikotane, Déni Youssouph...), il ne reste plus que des individus isolés (des reliques) : *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev., *Parinari macrophylla* Sab., *Adansonia digitata* L., *Maytenus senegalensis* Lam., *Ximenia americana* L. en bordure des Niayes (IREF/Dakar, 2024).

Définition du gradient d'urbanisation

Le choix du gradient d'urbanisation s'est fondé sur la dispersion des bâtis, la composition du paysage et l'importance des relations fonctionnelles avec l'agglomération,

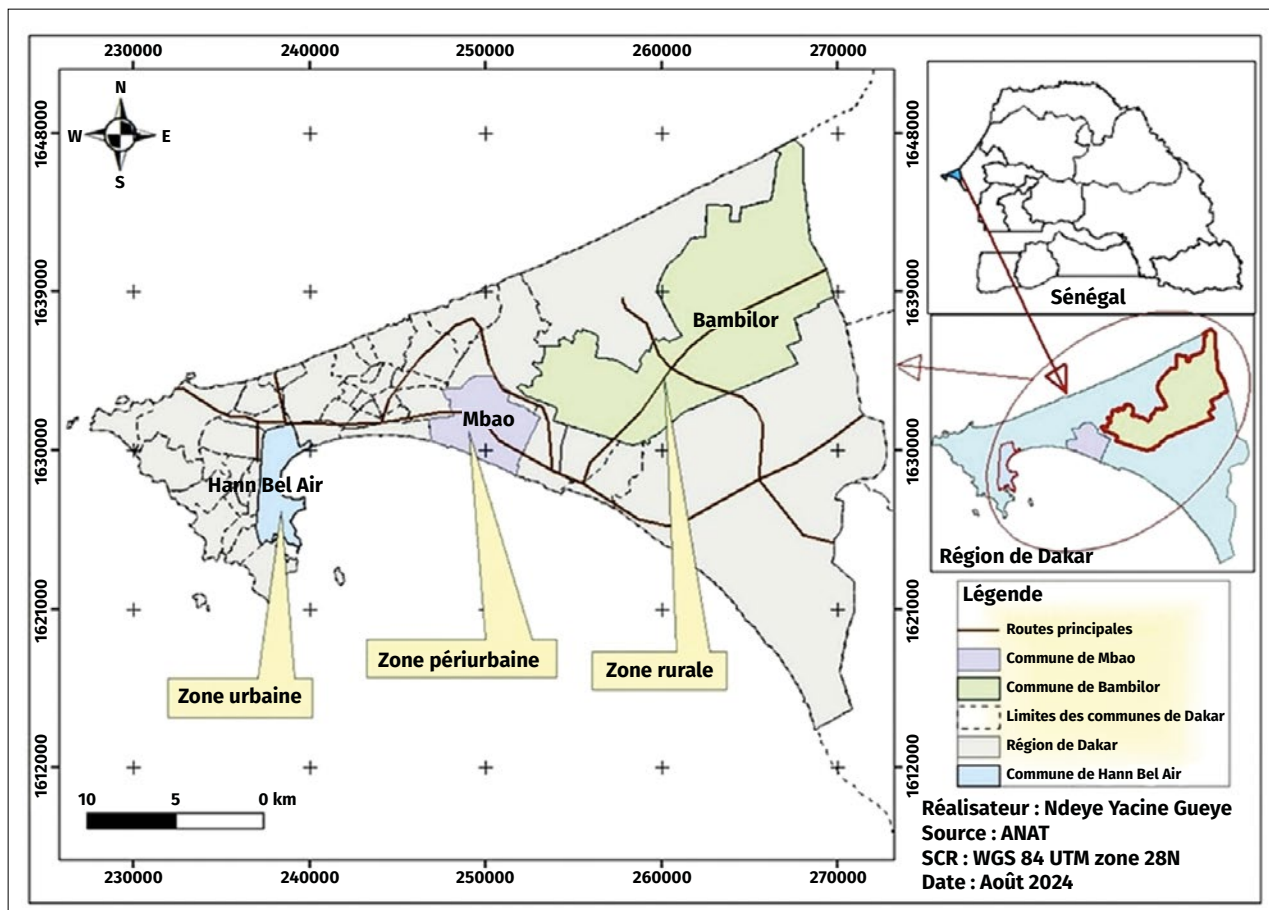
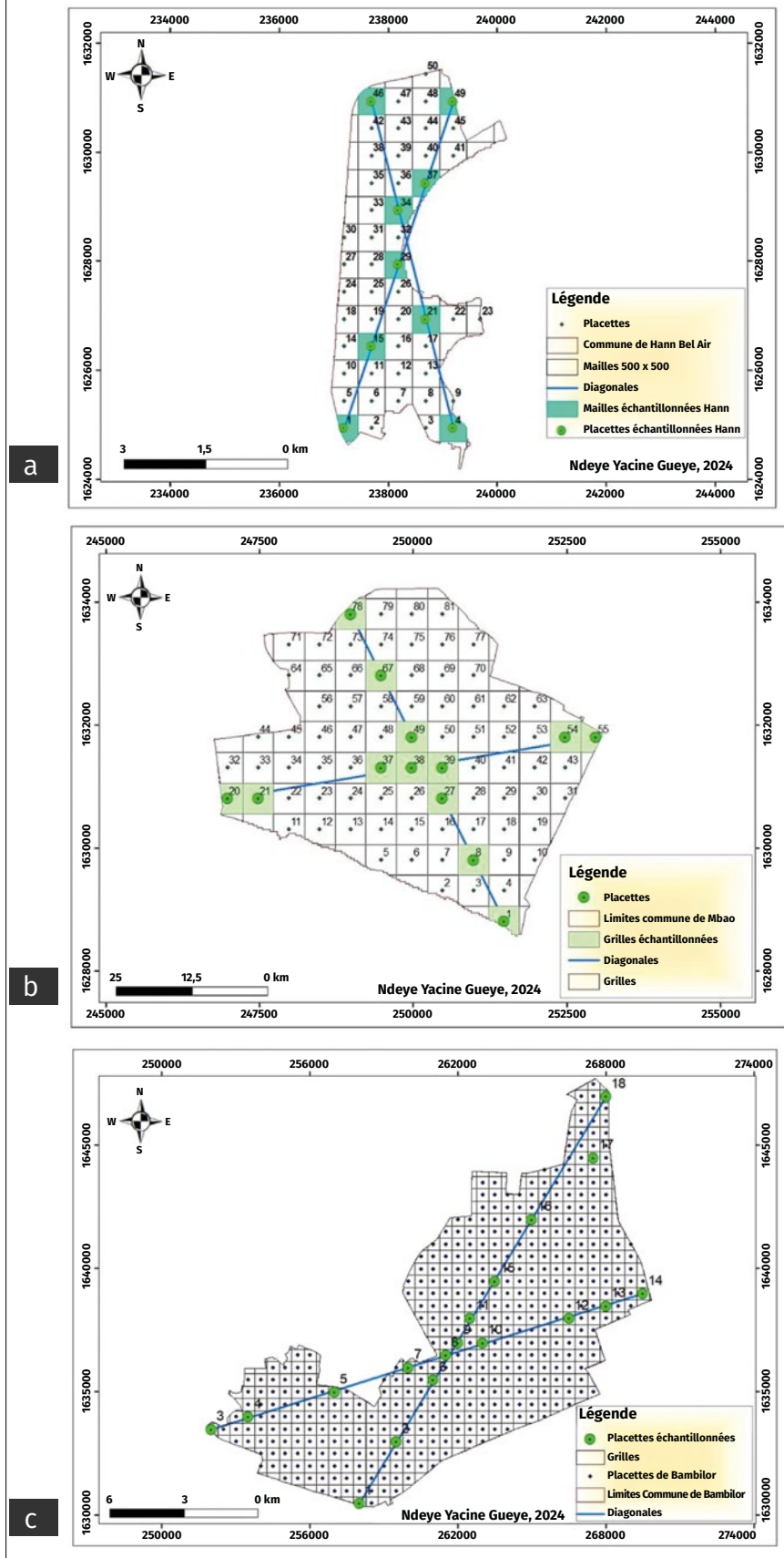


Figure 1.
Localisation des trois zones dans la région de Dakar.
Location of the three areas in the Dakar region.



Figures 2.
 a. Répartition des placettes dans la zone urbaine (Hann Bel Air). b. Répartition des placettes dans la zone péri-urbaine (Mbao). c. Répartition des placettes dans la zone rurale (Bambilor).
 a. Distribution of plots in the urban area (Hann Bel Air). b. Distribution of plots in the peri-urban area (Mbao). c. Distribution of plots in the rural area (Bambilor).

notamment les flux de navette (André *et al.*, 2014). En effet, la zone urbaine se distingue par la continuité des bâtiments, l'uniformité du paysage et l'accueil quotidien d'un grand nombre de travailleurs issus des autres zones habitées (photo 1a). La zone périurbaine se caractérise par l'équilibre entre paysages naturel et artificiel, la pratique du maraîchage à petite échelle permettant d'approvisionner la zone urbaine et un déplacement massif des travailleurs vers les centres urbains (photo 1b). Quant à la zone rurale, elle se caractérise par la multiplication des vergers, des parcelles maraîchères et des grandes cultures afin d'approvisionner les zones périurbaine et urbaine, la dominance des espaces naturels et le déplacement massif des travailleurs vers les zones périurbaine et urbaine (photo 1c).

Inventaire écologique

Échantillonnage

Compte tenu de l'étendue des différentes zones et de la densité du bâti et des populations dans la région de Dakar, un maillage a été réalisé dans chaque zone à l'aide du logiciel ArcMAP 10.8. Les mailles carrées ont des dimensions de 500 m × 500 m, ce qui a permis d'obtenir 50 mailles dans la zone urbaine (figure 2a), 81 mailles dans la zone périurbaine (figure 2b) et 422 mailles dans la zone rurale (figure 2c). Par souci d'informatisation de l'échantillon, les mailles situées le long des diagonales ont été choisies dans chaque zone. Ce choix a conduit à la sélection de 9 mailles dans la zone urbaine (figure 2a), de 13 mailles dans la zone périurbaine (figure 2b) et de 18 mailles dans la zone rurale (figure 2c). Au centre de chaque maille, une placette de 100 m × 100 m, choisie en raison de la faible densité d'arbres en ville, a servi de dispositif d'inventaire (Tchibozo-Kekele *et al.*, 2024) (figures 2).

Réalisation de l'inventaire

Un inventaire systématique a été effectué dans chacune des placettes installées au centre des mailles sélectionnées. Les coordonnées des placettes ont été préalablement enregistrées dans un GPS Yuebo afin de les retrouver sur le terrain. Les placettes ont été délimitées à l'aide du GPS. Dans chaque placette de 100 m × 100 m, tous les individus ligneux présents ont été recensés, quelle que soit leur taille (photo 2). L'inventaire comportait deux volets :

- Identification floristique

Chaque individu a été relevé pour identifier l'espèce botanique à l'aide de la Flore du Sénégal (Berhaut, 1967), complétée par l'expertise de botanistes présents sur le terrain. Cela a permis d'établir la liste exhaustive des espèces ligneuses présentes dans chaque placette.

- Dénombrement des individus

Pour chaque espèce identifiée, tous les individus ont été comptés.

Étude de la végétation

Afin de caractériser la composition, la diversité et la structure des peuplements ligneux inventoriés, plusieurs paramètres écologiques et indices de diversité ont été déterminés.

Ont ainsi été estimés :

- l'abondance de chaque espèce, correspondant au nombre d'individus recensés ;
- la densité totale, exprimant le nombre d'individus par unité de surface au niveau des placettes et des zones ;
- la richesse spécifique, correspondant, dans cette étude, à la diversité γ , c'est-à-dire au nombre total d'espèces recensées dans l'ensemble des placettes d'une zone. Cette mesure permet d'évaluer la diversité floristique à l'échelle de la zone étudiée.

Afin d'évaluer la complétude de l'inventaire et d'estimer la richesse spécifique réelle des zones, la diversité γ a également été mesurée à l'aide d'estimateurs non paramétriques de la richesse. Le recours à des estimateurs non paramétriques est particulièrement recommandé dans les inventaires écologiques, car ils permettent de corriger le biais lié à la sous-détection des espèces rares et peu abondantes, fréquentes dans les communautés végétales tropicales.

L'estimation de la richesse non observée a été effectuée à l'aide de l'estimateur de Chao 1 et de l'estimateur Jackknife 1, calculés à partir des abondances d'espèces (Chao, 1984 ; Palmer, 1991). Ces deux estimateurs ont été retenus car ils figurent parmi les plus robustes et les plus couramment utilisés pour estimer la richesse spécifique à partir de données d'abondance, tout en reposant sur des hypothèses différentes quant à la fréquence des espèces rares, ce qui permet une appréciation complémentaire de la diversité potentielle.

Toutefois, l'estimateur Jackknife 1 ne peut être calculé de manière fiable qu'en présence d'un nombre suffisant d'espèces rares ; cette condition n'étant pas remplie à



Photo 2.

Inventaire de la végétation ligneuse.

Inventory of woody vegetation.

Photo A. B. Diop.

l'échelle des zones, cette estimation n'a pas été retenue à cette échelle.

L'évolution du nombre d'espèces en fonction de l'effort d'échantillonnage a été examinée à l'aide des courbes de raréfaction et d'extrapolation obtenues à l'aide du package iNEXT dans le logiciel R 4.4.1 (Hsieh *et al.*, 2016). Ces courbes permettent de comparer la diversité observée à la diversité estimée et d'évaluer si l'effort d'inventaire réalisé permet de saisir une proportion importante de la diversité floristique.

Pour apprécier plus finement la diversité et la structure des peuplements, plusieurs indices ont été calculés :

- l'indice de diversité de Shannon (H'), qui intègre simultanément la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces. Il varie de 0 (peuplement constitué d'une seule espèce) à une valeur maximale atteinte lorsque toutes les espèces sont représentées de manière équitable (Frontier *et al.*, 2008) ;
- l'indice d'équitabilité de Piélou (E), dérivé de l'indice de Shannon, qui mesure la répartition des abondances entre les espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Il varie entre 0 (dominance d'une espèce) et 1 (répartition parfaitement équitable) ;
- l'indice de Simpson (D), qui met davantage en évidence la dominance des espèces abondantes et est moins sensible

aux espèces rares. Afin d'obtenir des valeurs plus intuitives, l'indice présenté correspond à $1 - D$, où 1 traduit un niveau maximal de diversité et 0 un niveau minimal (Schlaepfer et Büttler, 2004) ;

- l'indice de Jaccard (J), utilisé pour apprécier la similarité floristique entre zones à partir des données de présence-absence (Youness et Saporta, 2004).

Le choix de ces indices repose sur leur complémentarité : Shannon permet de synthétiser la richesse et l'abondance ; Piélou renseigne spécifiquement sur l'équitabilité ; Simpson renseigne sur la dominance ; et Jaccard permet de comparer les assemblages entre zones (Whittaker, 1972 ; Peet, 1974 ; Magurran, 2003). L'utilisation conjointe de ces indices fournit ainsi une description plus complète de la structure des peuplements.

Enfin, des paramètres de structure supplémentaires ont été calculés :

- la densité réelle, correspondant au nombre total d'individus par unité de surface ;
- la densité relative, représentant la proportion (%) d'individus d'une espèce par rapport à l'ensemble des individus recensés.

Enquêtes

Les inventaires ont été complétés par des enquêtes de terrain. À partir de l'équation 1 de Dagnelie (1998), un échantillonnage a été réalisé pour déterminer le nombre de personnes à enquêter selon le gradient d'urbanisation :

$$n = \frac{U_{1-\alpha/2}^2 \times p(1-p)}{d^2} \quad (\text{équation 1})$$

où n est l'effectif prévisionnel de l'échantillon à déterminer ; p , estimé à 90 %, est la proportion d'individus conscients de l'effet de l'urbanisation sur la végétation dans la région de Dakar, déterminée à l'aide d'une pré-enquête auprès de 35 personnes dans ladite région ; $U_{0,975} \approx 1,96$ est le quantile d'une distribution normale standard pour une valeur de probabilité de 0,05 (Fandohan *et al.*, 2017) ; et d est l'erreur marginale, fixée à 5 %.

Les enquêtes ont été menées dans les trois zones étudiées. Les enquêtes ont été choisies aléatoirement. Les thématiques abordées ont porté sur le profil socio-démographique des enquêtés, la perception des populations quant à la présence des arbres et à leur importance (photo 3). Les personnes enquêtées ont accepté de plein gré de donner librement leur avis, sans aucune influence, conformément aux règles en vigueur dans le pays relatives aux enquêtes auprès de la population.

Caractérisation des enquêtés

Les personnes enquêtées sont majoritairement de jeunes adultes (22-31 ans). La population est essentiellement masculine et principalement célibataire, avec les proportions les plus élevées observées dans la zone périurbaine. L'ethnie wolof est dominante dans les trois zones, particulièrement dans la zone périurbaine, suivie de l'ethnie lébou. Le niveau d'instruction est globalement élevé :

les universitaires constituent la catégorie la plus représentée, notamment dans la zone périurbaine, tandis que les niveaux secondaire et moyen présentent également des proportions importantes selon les zones. Aucune personne analphabète n'a été recensée (tableau I).

Analyses des données

La comparaison de la densité réelle des arbres entre les zones a été effectuée à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA), la variable étudiée correspondant à la densité réelle calculée pour chaque placette. L'utilisation des placettes comme répliquats permet de disposer de plusieurs observations par zone, ce qui est une condition nécessaire pour l'application de ce test. Les conditions d'application de l'ANOVA (normalité des résidus et homogénéité des variances) ont été vérifiées avant l'analyse. Un test post-hoc de Tukey a été réalisé afin de déterminer les différences entre les zones. Pour estimer la variabilité de la densité réelle dans chaque zone, le coefficient de variation a également été calculé.

L'association entre les espèces ligneuses et les zones du gradient d'urbanisation a été étudiée à l'aide d'un test d'indépendance du χ^2 appliqué à un tableau de contingence construit à partir des abondances des espèces dans chaque zone (espèces $\times$ zones). Ce test permet de déterminer si la répartition des espèces varie significative-



Photo 3.
Enquêtes auprès des populations.
Surveys of local populations.
Photo A. B. Diop.

Tableau I.

Profils socio-démographiques des enquêtés selon les zones et leur fréquence relative (%).

Sociodemographic profiles of respondents by area and relative frequency (%).

Profil socio-démographiques	Modalités	Zones		
		Urbaine	Périurbaine	Rurale
Population Totale		92 099	130 530	60 931
Nombre de personnes échantillonnées		44	64	30
Sexe	Féminin	15,22	18,12	10,14
	Masculin	16,67	28,26	11,59
Age	12-21	2,9	8,7	2,9
	22-31	15,22	17,39	5,8
	32-41	5,8	11,59	6,52
	42-51	5,07	4,35	2,17
	52-61	2,17	1,45	4,35
	62-71	1,45	2,17	0
Situation matrimoniale	Célibataire	15,94	24,64	8,7
	Mariés	14,49	20,29	12,32
	Veuve	1,45	1,45	0,72
Ethnie	Djola	0	3,62	0
	Lébou	7,97	6,52	2,9
	Ndianguo	0	0,72	0
	Peulh	4,35	7,25	5,8
	Serrère	7,97	13,04	5,8
	Soccé	2,17	0	0
	Wolof	9,42	15,22	7,25
Niveau d'instruction	Moyen	9,42	7,25	5,8
	Primaire	7,25	9,42	4,35
	Secondaire	5,8	11,59	5,07
	Universitaire	9,42	18,12	6,52

ment entre les zones du gradient. Afin de visualiser et d'interpréter plus clairement les structures d'association mises en évidence, le test du χ^2 a été complété par une analyse factorielle de correspondance (AFC). Cette méthode, adaptée aux données de comptage, permet de représenter graphiquement les relations entre les espèces et les zones du gradient et d'identifier les espèces caractéristiques de chaque niveau d'urbanisation.

Afin d'étudier la répartition des espèces selon leur origine floristique (locale ou exotique) le long du gradient d'urbanisation, un test d'indépendance du χ^2 a été appliqué à un tableau de contingence regroupant l'origine des espèces et les zones. Ce test permet de déterminer si la proportion d'espèces locales et exotiques varie de manière significative entre les zones du gradient. La distribution de ces proportions a été illustrée par un histogramme, ce qui a permis de visualiser les tendances observées et d'en faciliter l'interprétation.

L'analyse de la relation entre le gradient d'urbanisation et deux variables socioculturelles, à savoir l'importance accordée à l'arbre et le niveau d'instruction, a été réalisée à partir de deux tableaux de contingence distincts : (i) la répartition des perceptions de l'importance de l'arbre selon les zones et (ii) la répartition des niveaux d'instruction selon les zones. Pour chacun de ces tableaux, un test d'indépendance du χ^2 a été appliqué afin de déterminer si la répartition des réponses variait significativement entre les zones du gradient d'urbanisation. Le test d'indépendance du χ^2 ayant mis en évidence une dépendance significative entre les variables ($p < 0,05$), une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été réalisée afin de représenter graphiquement les associations entre les modalités et de mieux caractériser les tendances structurelles au sein des zones.

Toutes ces analyses ont été effectuées avec le logiciel R version 4.4.1.

Résultats

Composition floristique

L'inventaire de la végétation ligneuse a permis de dénombrer 3 363 individus, répartis en 128 espèces et 74 familles. L'analyse globale des effectifs montre une dominance de l'espèce *Mangifera indica* L. dans la zone rurale avec une proportion de 10,62 %, l'espèce *Leucaena leucocephala* L. domine dans la zone urbaine avec 2,74 % et *Anacardium occidentale* L. dans la zone périurbaine avec 3,39 %. La famille des Anacardiaceae est la plus représentée dans toutes les zones (17,25 %). L'indice de Jaccard (J) indique une dissimilarité entre les 3 zones en termes d'espèces (tableau II). Cette dissimilarité est forte entre la zone rurale et la zone urbaine, et entre la zone rurale et la zone péri-urbaine (0,38), et légèrement moins forte entre zone péri-urbaine et zone urbaine (0,40).

Tableau II.

Indices de Jaccard suivant le gradient d'urbanisation.

Jaccard indices according to the urbanisation gradient.

	Zone urbaine	Zone périurbaine	Zone rurale
Hann Bel Air	1	0,4	0,38
Mbao		1	0,38
Bambilor			1

Le test de χ^2 met en évidence une différenciation nette de la composition floristique entre les trois zones étudiées (P -value < 0,001), en accord avec les résultats de l'indice de Jaccard. L'axe 1 (55,8 % de la variance) de la carte factorielle (figure 3) constitue le gradient principal et opère une séparation marquée entre la zone rurale, située du côté négatif et dominée par *M. indica*, *Citrus limon*, *Calotropis procera* et *Acacia nilotica*, ce qui témoigne d'un milieu agricole et spontané, et un ensemble regroupant les zones urbaine et périurbaine, toutes deux positionnées du côté positif. Cet ensemble se caractérise par des espèces typiques des milieux anthropisés ou de transition : *L. leucocephala*, *Azadirachta indica*, *Cocos nucifera*, *Terminalia mantaly*, *Cordia sebestena* pour la zone urbaine, et *A. occidentale*, *Balanites aegyptiaca*, *F. albida*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Phoenix dactylifera*, *Prosopis juliflora*, *Gmelina arborea* et *Senna siamea* pour la zone périurbaine (figure 3).

L'axe 2 (44,2 % de la variance) distingue ensuite les deux zones situées du côté positif de l'axe 1 : la zone urbaine se situe dans la partie négative, marquée par la prédominance d'espèces ornementales, tandis que la zone périurbaine occupe des valeurs positives, dominée par des espèces agroforestières et naturalisées (figure 3).

Diversité de la végétation ligneuse

Globalement, le gradient d'urbanisation de la région de Dakar présente une diversité floristique élevée, avec une richesse spécifique totale de 128 espèces réparties en 74 familles. Les indices de diversité présentent des variations notables entre les zones :

- Shannon (H') varie de 4,21 à 4,53 bits ;
- Piélou (J') varie de 0,79 à 0,83 ;
- Simpson ($1-D$) est constant (0,93).

Les résultats du tableau III mettent en évidence des contrastes nets entre les différentes zones du gradient d'urbanisation :

La zone rurale se caractérise par une richesse spécifique et une abondance d'individus plus élevées, ce qui traduit une forte diversité floristique et une structuration des peuplements relativement complexe.

La zone périurbaine présente une diversité intermédiaire, avec une composition spécifique et une abondance plus faible que celles observées en milieu rural, mais restant supérieures ou comparables à celles de la zone urbaine.

En revanche, la zone urbaine se distingue par une meilleure équitabilité des espèces, ce qui indique une

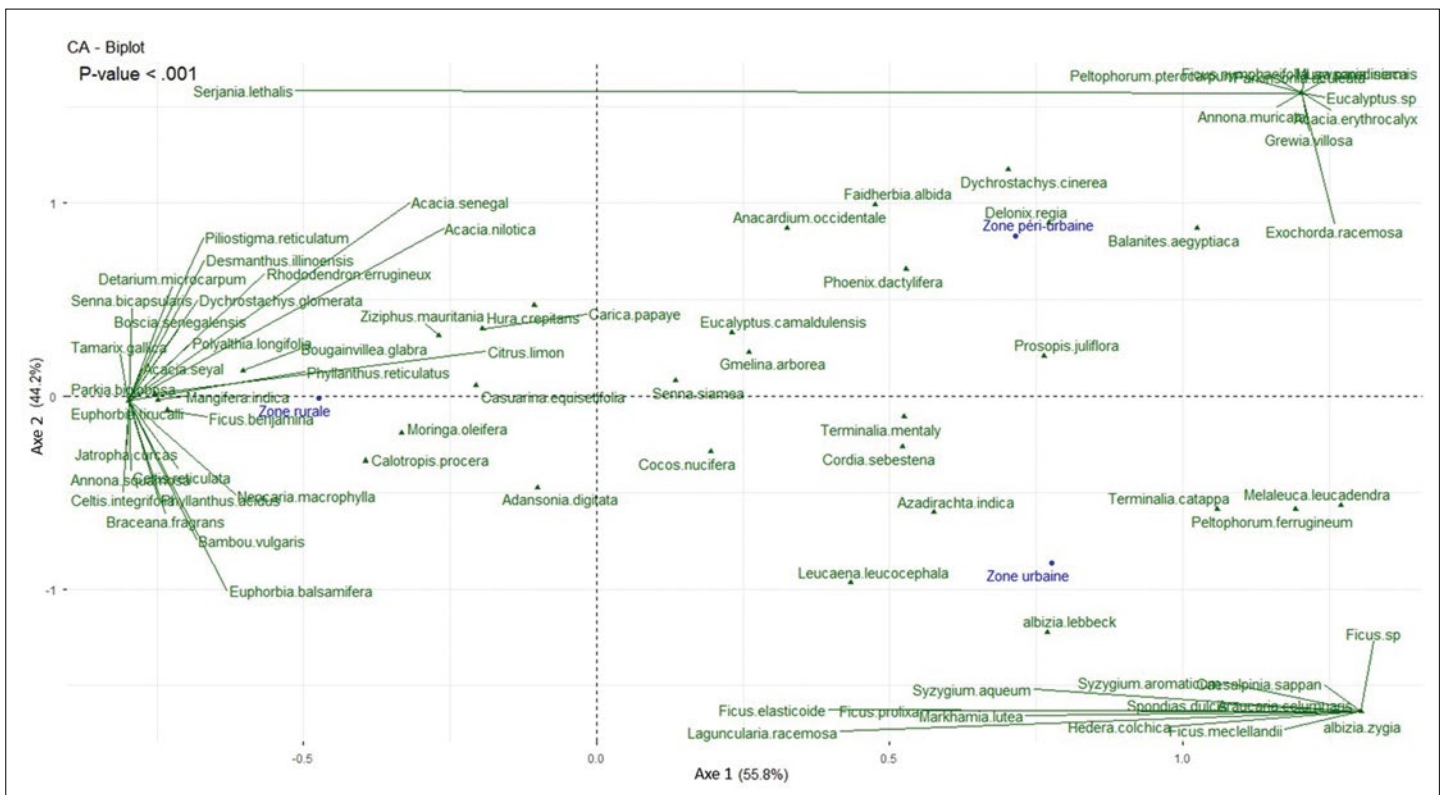


Figure 3.

Répartition des espèces suivant le gradient d'urbanisation. L'axe 1 (Dim1) (55,8 % de la variance) constitue le gradient principal et opère une séparation marquée entre la zone rurale (valeurs négatives de l'axe avec des espèces caractéristiques d'un milieu agricole) et un ensemble regroupant les zones urbaine et périurbaine (valeurs positives de l'axe, avec des espèces caractéristiques d'un milieu fortement anthropisé ou en transition). L'axe 2 (Dim2) (44,2 % de la variance) distingue deux zones situées du côté positif de l'axe 1 : la zone urbaine (valeurs négatives de l'axe) est marquée par la prédominance d'espèces ornementales, tandis que la zone périurbaine (valeurs positives de l'axe) est marquée par des espèces agroforestières et naturalisées.

Distribution of species according to the urbanisation gradient. Axis 1 (Dim1) (55.8% of the variance) constitutes the main gradient and marks a clear separation between rural areas (negative values on the axis, with species characteristic of an agricultural environment) and a group comprising urban and peri-urban areas (positive values on the axis, with species characteristic of a highly anthropised or transitional environment). Axis 2 (Dim 2) (44.2% of the variance) distinguishes between two areas on the positive side of axis 1: the urban area (negative values on the axis) is characterised by a predominance of ornamental species, while the peri-urban area (positive values on the axis) is characterised by agroforestry and naturalised species.

Tableau III.

Diversité spécifique suivant le gradient d'urbanisation.
Specific diversity according to the urbanisation gradient.

Indices	Zone urbaine	Zone périurbaine	Zone rurale	Gradient
Shannon (H' en bits)	4,21	4,34	4,53	4,9
Piélou (E)	0,8	0,83	0,79	0,7
Simpson (D)	0,93	0,93	0,93	0,95
Richesse spécifique (S)	38	37	53	128
Richesse estimée (Chao 1)	56,38	58	75,5	141,25
Jackknife 1	-	-	-	129
Individus	626	684	2 053	3 363
Familles	21	23	30	74
Densité (individus.ha ⁻¹)	69,56 ± 44,97 ^b	52,62 ± 29,21 ^b	114,06 ± 48,13 ^a	P < 0,001
Nombre de placettes inventoriées	9	13	18	40

répartition plus homogène des individus entre les taxons présents, malgré une richesse spécifique et une abondance globalement plus limitées.

Les indices de diversité cachent des variations notables entre les placettes dans chaque zone du gradient :

Pour la zone rurale :

- Shannon (H') varie de 1,16 à 2,30 bits ;
- Piélou (J') varie de 0,66 à 0,92 ;
- Simpson (1-D) varie de 0,65 à 0,88.

Pour la zone périurbaine :

- Shannon (H') varie de 0 à 2,13 bits ;
- Piélou (J') varie de 0 à 0,96 ;
- Simpson (1-D) varie de 0 à 0,87.

Pour la zone urbaine :

- Shannon (H') varie de 1,28 à 2,72 bits,
- Piélou (J') varie de 0,71 à 0,94,
- Simpson (1-D) varie de 0,63 à 0,92.

Les estimations de richesse spécifique obtenues à l'aide de l'estimateur de Chao 1 indiquent des valeurs supérieures à celles observées, soit 56,33 espèces dans la zone urbaine, 58 espèces dans la zone périurbaine et 75,50 espèces dans la zone rurale.

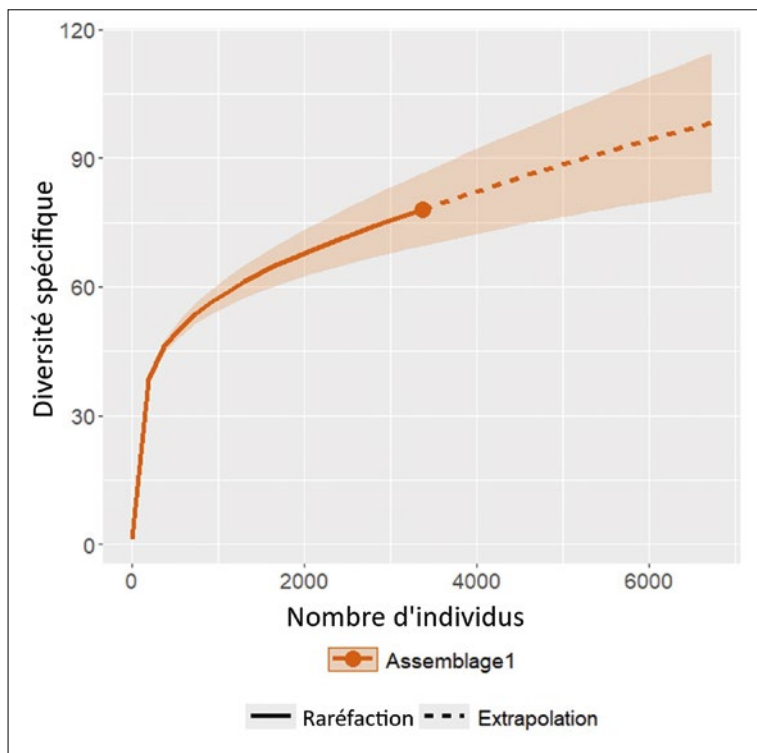
L'estimation à l'échelle du gradient aboutit à une richesse spécifique estimée à 141,25 espèces et à un Jackknife 1 de 129 (tableau III).

La courbe présentée dans la figure 4 illustre la richesse spécifique estimée en fonction du nombre d'individus échantillonnés pour l'assemblage étudié. La première portion de la courbe, en trait plein, correspond à la raréfaction, c'est-à-dire à l'estimation de la richesse spécifique obtenue à partir d'un sous-échantillonnage des données réelles. Elle montre une augmentation rapide de la diversité lorsque les premiers individus sont ajoutés, ce qui indique un assemblage initialement composé d'espèces fréquentes et facilement détectables.

La courbe tend ensuite à s'infléchir progressivement, avant d'atteindre environ 80–85 espèces pour l'effort d'échantillonnage observé, ce qui suggère que l'inventaire réel commence à approcher un niveau de saturation dans la détection des espèces dominantes.

La partie en traits pointillés représente l'extrapolation, c'est-à-dire une estimation de la richesse spécifique attendue si l'effort d'échantillonnage était prolongé au-delà du nombre d'individus collectés. La tendance indique que la richesse pourrait continuer à augmenter, mais beaucoup plus lentement, pour atteindre potentiellement 90 à 100 espèces si l'échantillonnage était doublé, comme le suggèrent les intervalles de confiance élargis. Cela indique la présence possible d'espèces rares non détectées lors de l'échantillonnage initial.

Les bandes ombrées représentent les intervalles de confiance, qui s'élargissent progressivement à mesure que l'on s'éloigne de la zone observée (extrapolation), ce qui traduit une incertitude accrue dans l'estimation de la richesse prédite.

**Figure 4.**

Courbe de raréfaction et d'extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus échantillonnés.
Curve showing the decline and extrapolation of species diversity as a function of the number of individuals sampled.

Origine des espèces suivant le gradient d'urbanisation

L'origine des espèces varie significativement selon le gradient d'urbanisation ($P\text{-value} = 2 \times 10^{-16}$). En effet, la figure 5 montre que les espèces exotiques augmentent avec le gradient d'urbanisation, elles représentent presque 73 % en zone urbaine et périurbaine pour 86,70 % en zone rurale. Néanmoins, les espèces d'origine locale suivent la tendance inverse et diminuent en zone rurale.

Densité des individus suivant le gradient d'urbanisation

La densité réelle a varié entre 7 et 193 individus/ha selon le gradient (coefficient de variation (CV) = 0,59). Cette variabilité est plus marquée dans la zone urbaine (CV = 0,65). Cependant, la zone rurale a présenté la variabilité la plus faible (CV = 0,42). Parallèlement, l'ANOVA a permis de constater que la densité moyenne la plus élevée est observée dans la zone rurale. Les zones urbaine et périurbaine ont enregistré statistiquement les mêmes valeurs (tableau III).

Répartition des motivations à planter et du niveau d'étude suivant les zones

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) met en évidence une structuration nette des motivations à planter selon le niveau d'étude (Dim 1 = 60,85 % ; Dim 2 = 35,13 % ; $p = 2 \times 10^{-16}$) (figure 6).

L'axe 1 (Dim 1) représente le principal gradient de variation. Il oppose :

- à droite (valeurs positives) : la motivation « Refuge » est fortement associée au niveau universitaire ;
- à gauche (valeurs négatives) : les motivations « Amour » et « Aération », ainsi que les niveaux moyen et secondaire.

Cet axe traduit donc une opposition entre une motivation fonctionnelle (« Refuge », rôle protecteur) et des motivations plus affectives ou utilitaires (« Amour », « Aération »).

L'axe 2 (Dim 2) distingue principalement :

- en haut (valeurs positives) : les niveaux primaire et secondaire, en association avec les motivations « Amour », « Éducation » et « Rien » (absence de motivation) ;
- en bas (valeurs négatives) : la motivation « Refuge » est plus marquée chez les universitaires.

Cet axe reflète une différenciation entre des motivations dispersées ou hétérogènes (aux niveaux primaire/secondaire) et une motivation dominante et ciblée (« Refuge ») aux niveaux d'étude plus élevés.

Ainsi :

- les individus universitaires se distinguent nettement par la motivation « Refuge » ;
- les individus de niveau primaire et secondaire se répartissent autour de motivations plus variées (« Amour », « Éducation », « Rien ») ;
- les individus de niveau moyen se situent davantage sur la motivation « Aération ».

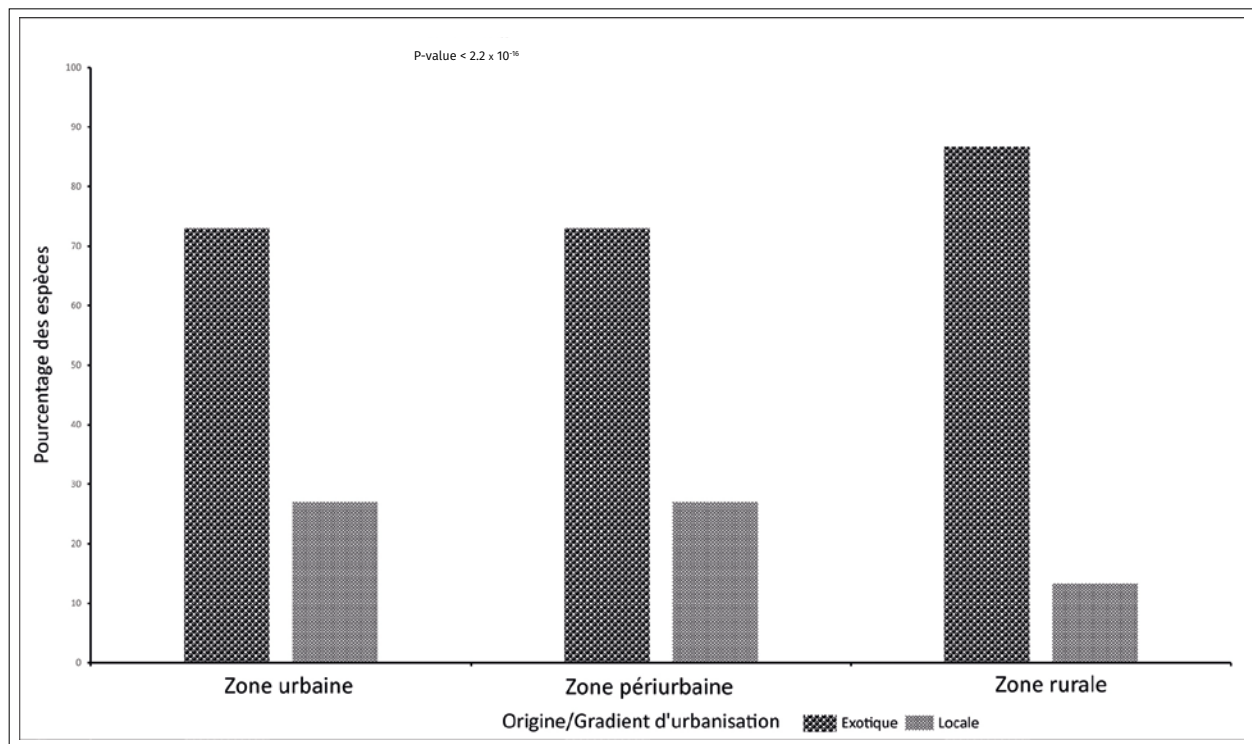
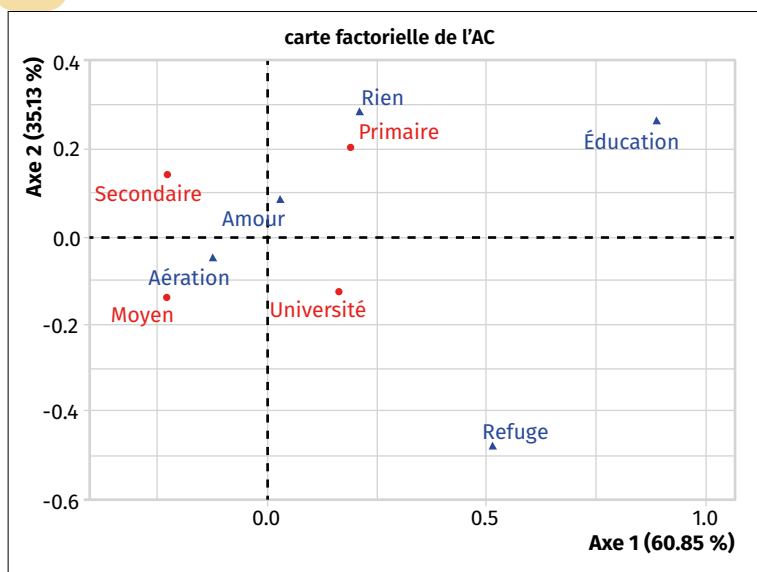


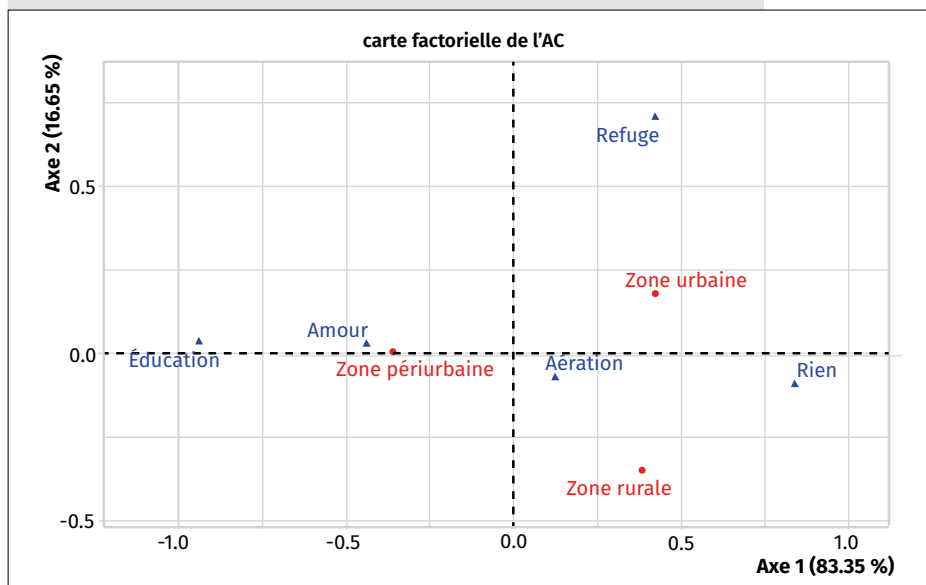
Figure 5.

Proportion des espèces selon leur origine, le long du gradient d'urbanisation.
Proportion of species according to their origin, along the urbanisation gradient.

**Figure 6.**

Motivation des enquêtés à planter selon leur niveau d'instruction. L'axe 1 (Dim 1) traduit une opposition entre une motivation fonctionnelle (« Refuge », rôle de protection) et des motivations plus affectives ou utilitaires (« Amour », « Aération »). L'axe 2 (Dim 2) reflète une différenciation entre des motivations dispersées ou hétérogènes (aux niveaux d'études primaires et secondaires) et une motivation dominante et ciblée (« Refuge ») aux niveaux d'études plus élevés.

Motivation of respondents to plant according to their level of education. Axis 1 (Dim 1) reflects a contrast between functional motivation ('Refuge', protection) and more emotional or utilitarian motivations ('Love', 'Airing'). Axis 2 (Dim 2) reflects a differentiation between scattered or heterogeneous motivations (at primary and secondary education levels) and a dominant and targeted motivation ('Refuge') at higher education levels.

**Figure 7.**

Motivation des enquêtés à planter selon les zones. L'axe 1 (Dim 1) oppose les zones urbaine (Hann Bel Air) et rurale (Bambilor), associées respectivement aux motivations « Refuge », « Aération » et « Rien », à la zone périurbaine (Mbao), associée aux motivations « Amour » et « Éducation ». L'axe 2 (Dim 2) distingue principalement la motivation « Refuge », fortement positionnée sur sa partie positive, de la zone rurale située sur son versant négatif.

Motivation of respondents to plant trees by area. Axis 1 (Dim 1) contrasts urban (Hann Bel Air) and rural (Bambilor) areas, associated respectively with the motivations 'Refuge', 'Ventilation' and 'Nothing', with the peri-urban area (Mbao), associated with the motivations 'Love' and 'Education'. Axis 2 (Dim 2) mainly distinguishes the motivation 'Refuge', strongly positioned on its positive side, from the rural area located on its negative side.

Ces résultats montrent que les motivations à planter s'organisent de manière significative selon le niveau d'instruction, les deux premiers axes expliquant plus de 95 % de la variabilité totale.

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) de la figure 7 montre que les motivations à planter varient significativement selon les zones du gradient d'urbanisation (axe 1 = 83,35 % ; axe 2 = 16,65 % ; $p = 2 \times 10^{-16}$). L'axe 1 oppose les zones urbaine (Hann Bel Air) et rurale (Bambilor), associées respectivement aux motivations « Refuge », « Aération » et « Rien », à la zone périurbaine (Mbao), associée aux motivations « Amour » et « Éducation ». L'axe 2 distingue principalement la motivation « Refuge », fortement positionnée sur sa partie positive, de la zone rurale située sur son versant négatif. Enfin, la zone urbaine apparaît principalement motivée par le rôle protecteur des arbres. La zone périurbaine se caractérise par des motivations affectives et éducatives. La zone rurale présente une proportion plus élevée d'individus n'exprimant aucune motivation.

Discussion

Composition floristique

La végétation ligneuse de la région de Dakar compte 3 363 individus, répartis en 128 espèces et 74 familles, avec une dominance marquée des Anacardiaceae (17,25 %). La composition floristique varie significativement le long du gradient d'urbanisation, comme l'attestent les faibles valeurs de l'indice de Jaccard ($< 0,5$) et les résultats de l'analyse factorielle des correspondances (AFC), ce qui traduit une différenciation nette des cortèges floristiques entre les zones.

La prédominance des Anacardiaceae résulte de la combinaison de traits fonctionnels favorables et de pratiques anthropiques sélectives. Plusieurs espèces de cette famille présentent une forte tolérance au stress hydrique et aux températures élevées, caractéristiques du climat sahélien côtier de Dakar, ainsi que des systèmes racinaires profonds facilitant l'accès à l'eau dans des sols pauvres, dégradés ou compactés. Ces traits confèrent aux Anacardiaceae une forte résilience face aux contraintes climatiques et aux perturbations anthropiques, comme l'a largement documenté la littérature pour les ligneux des zones sèches et subhumides d'Afrique de l'Ouest (Boffa, 1999 ; Garrity *et al.*, 2010).

Au-delà des facteurs écologiques, la dominance observée reflète également des choix humains différenciés selon les zones du gradient. Dans la forêt classée de Mbao,

la forte représentation de *A. occidentale* s'explique par son introduction répétée dans le cadre d'actions de reboisement et de valorisation économique des espaces forestiers périurbains (Diop *et al.*, 2025). Cette espèce est largement privilégiée pour sa capacité d'adaptation aux sols dégradés, sa tolérance aux conditions climatiques contraignantes et son potentiel économique lié à la production de noix de cajou, ce qui favorise sa domination locale.

À l'inverse, *M. indica* est principalement rencontrée dans les zones rurales, où elle s'inscrit dans des systèmes de vergers et d'agroforesterie paysanne associés à une plus grande disponibilité foncière et à des pratiques agricoles orientées vers la production fruitière et l'auto-consommation. Cette différenciation spatiale des espèces au sein même des Anacardiaceae illustre le rôle structurant des usages des terres et des stratégies locales de plantation dans la composition floristique, indépendamment des seules contraintes écologiques. Des observations similaires ont été rapportées au Sénégal et dans d'autres régions d'Afrique de l'Ouest, où l'anacardier domine les paysages forestiers aménagés et périurbains, tandis que le manguiier est majoritairement associé aux zones rurales et agricoles (Ndiaye *et al.*, 2020).

La distribution des espèces ligneuses le long du gradient met également en évidence des assemblages floristiques contrastés. En zone rurale, la dominance de *M. indica*, *C. limon* et *A. nilotica* reflète le poids des systèmes de production agricoles et arboricoles. La forte fréquence de ces espèces est liée à leur valeur alimentaire, économique et culturelle, ainsi qu'à leur rôle fonctionnel dans les paysages agricoles peu intensifiés. *Acacia nilotica*, en particulier, est reconnue pour sa tolérance aux conditions semi-arides et pour sa contribution à l'amélioration de la fertilité des sols, ce qui favorise son maintien dans les agroécosystèmes ruraux (Boffa, 1999 ; Garrity *et al.*, 2010).

En zone urbaine, la flore est dominée par *L. leucocephala*, *A. indica* et *T. mantaly*, des espèces largement utilisées dans les programmes de verdissement pour leurs traits adaptés aux contraintes urbaines, notamment la tolérance à la pollution atmosphérique, à la compaction des sols, au déficit hydrique et à la taille répétée. Leur dominance traduit des choix de gestion orientés vers des espèces à croissance rapide et à faibles exigences édaphiques, un phénomène largement documenté dans les villes tropicales (Dobbs *et al.*, 2014 ; Gaertner *et al.*, 2017b ; Lepczyk *et al.*, 2017).

La zone périurbaine se distingue enfin par un assemblage d'espèces caractéristiques des systèmes agroforestiers et des espaces de transition, telles que *A. occidentale*, *B. aegyptiaca*, *F. albida*, *E. camaldulensis*, *P. dactylifera*, *P. juliflora*, *G. arborea* et *S. siamea*. Ces espèces combinent une bonne tolérance aux contraintes édapho-climatiques locales et des usages multiples, dont la production fruitière, l'amélioration de la fertilité des sols, le bois de service et la protection contre l'érosion. Des études récentes soulignent le rôle clé de ces espaces périurbains dans le maintien d'une diversité fonctionnelle élevée, résultant de compromis entre la production, la conservation et l'urbanisation croissante (Boffa, 2015 ; Dona, 2024).

Dans l'ensemble, ces résultats confirment que le gradient d'urbanisation ne traduit pas une simple perte progressive de végétation, mais une recomposition fonctionnelle des communautés ligneuses sous l'effet combiné des contraintes écologiques et des choix socio-économiques, comme l'ont observé Seto *et al.* (2012), McDonnell et Hahs (2015), Lepczyk *et al.* (2017) dans d'autres régions tropicales en rapide urbanisation.

La très forte proportion d'espèces exotiques (84,80 %) observée dans la végétation ligneuse de la région de Dakar met en évidence le rôle déterminant des introductions biologiques dans la structuration des paysages végétaux anthropisés. De manière générale, de nombreuses études associent la dominance des espèces exotiques aux milieux urbains, où les perturbations, les plantations ornementales et les flux commerciaux favorisent leur introduction et leur établissement (Aronson *et al.*, 2016 ; Gaertner *et al.*, 2017a). Toutefois, nos résultats montrent une configuration inverse, avec une abondance plus élevée des espèces exotiques en zone rurale, ce qui constitue un résultat contre-intuitif au regard des schémas classiques de l'écologie urbaine.

Cette situation paradoxale est néanmoins cohérente avec des travaux récents menés dans des contextes de transition rurale en Afrique et dans les régions tropicales. Boffa (1999), Zerga *et al.* (2021), et Dona (2024) ont montré que les espaces ruraux et péri-ruraux sont souvent les principaux foyers d'introduction volontaire d'espèces exotiques à vocation productive, notamment dans les systèmes agroforestiers, les vergers, les haies vives et les plantations de bois-énergie. Ces espèces sont sélectionnées pour leur croissance rapide, leur résilience face aux contraintes climatiques et leur valeur économique, ce qui favorise leur large diffusion dans les paysages agricoles.

Par ailleurs, les politiques de reboisement mises en œuvre dans de nombreux pays d'Afrique de l'Ouest ont historiquement privilégié des espèces exotiques, perçues comme plus performantes pour la restauration des terres dégradées et la production ligneuse, contribuant ainsi à leur domination dans les zones rurales (Garrity *et al.*, 2010 ; Zerga *et al.*, 2021). La disponibilité foncière relativement élevée en milieu rural facilite également l'implantation et l'expansion spatiale de ces espèces, contrairement aux espaces urbains où les surfaces végétalisées sont plus fragmentées et fortement contraintes.

À l'inverse, en milieu urbain, Dobbs *et al.* (2014) et Lepczyk *et al.* (2017) montrent que la plantation d'arbres est souvent plus sélective, en raison de la rareté de l'espace, des impératifs d'aménagement et de la gestion municipale des espaces verts. Dans certaines villes africaines, cette sélection conduit paradoxalement à la conservation ou à la revalorisation d'espèces locales pour des raisons culturelles, symboliques ou patrimoniales, ce qui contribue à une proportion d'espèces autochtones plus élevée que dans les espaces ruraux intensivement aménagés (Seto *et al.*, 2012 ; Gaertner *et al.*, 2017b).

Ce résultat rejoint les conclusions de Olden *et al.* (2004), qui soulignent que l'homogénéisation biotique n'est pas exclusivement un phénomène urbain, mais peut être fortement marquée dans les paysages ruraux soumis à des

introductions répétées de taxa exotiques. McDonnell et Hahs (2015) confirment que cette homogénéisation peut être particulièrement prononcée dans les zones agricole et périurbaine, où les choix humains orientent fortement la composition floristique vers un nombre limité d'espèces fonctionnellement efficaces. Si cette dynamique contribue à une augmentation de la richesse spécifique totale, comme l'ont déjà suggéré Kühn *et al.* (2004), elle s'accompagne néanmoins d'une érosion de l'identité floristique locale et, potentiellement, d'une perte de diversité génétique et culturelle associée aux espèces autochtones.

Dans le contexte sénégalais, la faible représentation des espèces locales observée dans certains espaces ruraux pourrait ainsi avoir des implications dépassant la seule dimension écologique, en affectant les pratiques culturelles et les usages traditionnels étroitement liés à la flore indigène.

Structure floristique

Les résultats montrent que la densité des individus ligneux augmente du milieu urbain au milieu rural, ce qui traduit une structuration nette de la végétation le long du gradient d'urbanisation. Ce schéma met en évidence que la densité ligneuse ne répond pas uniquement à la pression démographique humaine, mais résulte d'une interaction complexe entre la disponibilité foncière, les formes d'occupation du sol et les pratiques de gestion des espaces végétalisés.

En milieu urbain, la faible densité observée s'explique principalement par la forte artificialisation des surfaces, marquée par l'extension des infrastructures, des routes et des surfaces imperméabilisées. Ces éléments réduisent considérablement les espaces disponibles pour l'installation et le développement des ligneux ; ce qui limite la densité des peuplements malgré la présence d'arbres plantés à des fins ornementales ou fonctionnelles. Plusieurs travaux récents montrent que, dans les villes africaines et tropicales, l'urbanisation dense s'accompagne généralement d'une diminution de la densité ligneuse, en raison de la fragmentation des habitats et de la simplification structurale des espaces verts (Dobbs *et al.*, 2014 ; Lepczyk *et al.*, 2017). Cette tendance a également été mise en évidence par McDonnell et Hahs (2015), qui montrent que les centres urbains concentrent souvent une diversité spécifique modérée, mais une faible densité d'individus, liée à la sélectivité des plantations et à la contrainte spatiale.

À l'inverse, l'augmentation progressive de la densité dans les zones rurales reflète une plus grande disponibilité foncière et une organisation spatiale moins contraignante. En zone rurale, la densité élevée est étroitement associée à la présence de vergers, de systèmes agroforestiers et de formations ligneuses semi-naturelles, qui permettent de maintenir une densité élevée. Ce résultat est cohérent avec les observations réalisées dans plusieurs régions d'Afrique de l'Ouest, où les paysages ruraux présentent souvent des densités ligneuses élevées en raison de l'intégration des arbres dans les systèmes de production agricole et pastorale (Boffa, 1999 ; Bayala *et al.*, 2014). Contrairement aux milieux urbains, ces espaces offrent des conditions favo-

rables à l'implantation d'arbres de grande taille et à leur maintien à long terme.

La zone périurbaine occupe une position intermédiaire, traduisant un compromis structurel entre l'artificialisation croissante et le maintien de pratiques agroforestières. McDonnell et Hahs (2015) et Dona (2024) montrent que ces zones de transition peuvent présenter des densités ligneuses relativement élevées, en raison de la coexistence d'espaces cultivés, de jachères, de plantations et de reliques de végétation naturelle. Cette situation confère aux zones périurbaines un rôle clé dans le maintien de la structure végétale et de la connectivité écologique entre les milieux urbains et ruraux.

Il convient de souligner que cette augmentation de la densité dans les zones rurales ne traduit pas nécessairement une naturalité plus élevée, mais plutôt une organisation fonctionnelle différente des paysages. Comme le soulignent Seto *et al.* (2012), les gradients d'urbanisation se caractérisent par des recompositions spatiales et fonctionnelles de la végétation, où la densité peut augmenter indépendamment de la diversité ou de l'origine des espèces. Dans la région de Dakar, cette densité élevée en milieu rural est en partie due à des espèces plantées à des fins productives, souvent exotiques, ce qui rejoint les résultats discutés précédemment sur l'origine des espèces.

Ainsi, la variation de la densité ligneuse observée le long du gradient d'urbanisation confirme que la structure floristique est fortement conditionnée par les modes d'occupation du sol, les pratiques humaines et les politiques d'aménagement, plutôt que par la seule pression démographique. Ces résultats soulignent la nécessité d'intégrer la dimension structurelle de la végétation dans les stratégies d'aménagement du territoire, en particulier dans les zones périurbaines, qui apparaissent comme des espaces clés pour concilier l'urbanisation, la production et le maintien des fonctions écologiques.

Diversité spécifique

La diversité floristique de la végétation ligneuse de la région de Dakar est globalement élevée, mais elle varie le long du gradient d'urbanisation, ce qui traduit l'effet structurant de l'urbanisation sur la composition et l'organisation des communautés végétales. L'augmentation conjointe de la richesse spécifique et de l'indice de Shannon du milieu urbain vers le milieu rural indique que les zones faiblement urbanisées conservent des assemblages plus diversifiés, tandis que les milieux urbains présentent une flore plus appauvrie mais relativement homogène. Ce schéma est largement documenté dans les gradients urbains tropicaux et tempérés, où l'artificialisation des surfaces, la fragmentation des habitats et la standardisation des pratiques de gestion conduisent à une réduction de la diversité spécifique au profit d'un nombre limité d'espèces tolérantes aux contraintes urbaines (Kong et Nakagoshi, 2006 ; McDonnell et Hahs, 2015 ; Lepczyk *et al.*, 2017).

La stabilité de l'indice de Simpson sur l'ensemble du gradient, associée à des valeurs élevées d'équitabilité en zones urbaine et périurbaine, suggère toutefois que la

diminution de la richesse spécifique en milieu urbanisé ne s'accompagne pas d'une dominance extrême d'une seule espèce. Cette configuration reflète des communautés végétales façonnées par des plantations planifiées et une gestion régulière, où les individus sont relativement bien répartis entre les espèces sélectionnées, comme l'observent de nombreuses villes tropicales (Dobbs *et al.*, 2014 ; Lepczyk *et al.*, 2017). À l'inverse, la zone rurale, bien que plus riche en espèces, présente une équitabilité plus faible, ce qui traduit la présence d'espèces dominantes délibérément conservées par les populations locales pour leurs usages alimentaires, médicaux et culturels. Ces espèces clés jouent un rôle central dans les systèmes agroforestiers et paysagers ruraux d'Afrique de l'Ouest, mais leur dominance peut également accroître la vulnérabilité fonctionnelle des peuplements face aux perturbations ciblant ces taxa (Badiaga, 2011 ; Bayala *et al.*, 2014).

Les fortes variations observées des indices de diversité entre placettes au sein d'une même zone mettent en évidence une hétérogénéité spatiale marquée, reflétant la diversité des usages des terres, des pratiques de gestion et des conditions édaphiques locales. Cette hétérogénéité intra-zone est caractéristique des paysages en mosaïque des régions périurbaine et rurale d'Afrique subsaharienne, où les dynamiques écologiques résultent d'interactions fines entre facteurs environnementaux et décisions humaines (McDonnell et Hahs, 2008 ; Dona, 2024). Par ailleurs, les estimations de richesse spécifique supérieures aux valeurs observées, issues des estimateurs de Chao 1 et Jackknife 1, indiquent que certaines espèces rares ou peu abondantes n'ont probablement pas été détectées, en particulier dans les zones rurales ; ce qui confirme que ces milieux constituent des réservoirs importants de biodiversité ligneuse (Gotelli et Colwell, 2011).

Ainsi, le gradient d'urbanisation de Dakar ne traduit pas une simple diminution linéaire de la diversité floristique sous l'effet de l'urbanisation, mais une recomposition fonctionnelle des communautés végétales, marquée par une perte de richesse spécifique en milieu urbain, une homogénéisation des peuplements et une concentration des usages sur un nombre restreint d'espèces, tandis que les zones rurales conservent une diversité plus élevée mais structurée autour d'espèces dominantes à forte valeur socio-culturelle. Cette organisation confirme que la diversité végétale urbaine et rurale est indissociable des pratiques humaines et des choix de gestion, et doit être analysée comme un produit conjoint des contraintes écologiques et des dynamiques socio-économiques, comme l'ont montré Seto *et al.* (2012) ; McDonnell et Hahs (2015) dans d'autres régions tropicales en rapide urbanisation.

Motivations communautaires et perceptions sociales de l'arbre

Les résultats mettent en évidence une structuration nette des motivations communautaires vis-à-vis de l'arbre selon le gradient d'urbanisation, ce qui traduit une transformation progressive des représentations sociales sous l'effet combiné de l'éducation, de l'exposition aux discours

environnementaux et des politiques urbaines. En milieu urbain, les motivations dominantes liées à la protection, au rôle de refuge, à l'esthétique et à l'éducation environnementale témoignent d'une perception de l'arbre comme un élément central du bien-être urbain et de la qualité de vie. Ce résultat est cohérent avec les travaux de Tarrant et Green (1999), Roy *et al.* (2012) et Shackleton (2021), qui montrent que le niveau d'instruction et l'accès à l'information environnementale renforcent la reconnaissance des services écosystémiques fournis par les arbres, notamment la régulation thermique, l'amélioration du cadre de vie et le soutien à la biodiversité urbaine.

Cette conscientisation accrue en milieu urbain s'inscrit dans une dynamique globale observée dans les villes du Nord comme du Sud, où l'urbanisation s'accompagne, paradoxalement, d'un regain d'intérêt pour la nature de proximité. À titre de comparaison, Ripple *et al.* (2020) montrent qu'en Amérique du Nord, la forte urbanisation a favorisé l'émergence de politiques volontaristes de foresterie urbaine, visant explicitement à reconnecter les populations citadines à l'arbre. Toutefois, ces auteurs, tout comme Greene *et al.* (2018), soulignent que l'accès aux bénéfices des arbres reste socialement différencié, les quartiers les moins favorisés disposant souvent d'une canopée plus faible. Cette inégalité environnementale renforce l'idée que la motivation à planter et à protéger les arbres est étroitement liée au capital éducatif et socio-économique.

À l'inverse, la faible motivation explicitement exprimée par les populations rurales ne traduit pas nécessairement une indifférence à l'égard de l'arbre, mais plutôt une relation utilitariste et héritée, où l'arbre est perçu comme une composante fonctionnelle du système productif et culturel, davantage que comme un objet de protection environnementale autonome. Ribot (1999) et Dona (2024) montrent qu'en Afrique de l'Ouest, dans les contextes ruraux, la gestion des arbres repose historiquement sur des normes coutumières et des usages directs (alimentation, pharmacopée, rites), tandis que les initiatives de plantation et de reboisement sont majoritairement portées par les services forestiers ou par des projets exogènes, avec une implication communautaire variable. Cette situation explique en partie la dissociation observée entre la perception, la motivation et l'action individuelle en milieu rural.

Ainsi, l'urbanisation apparaît ici non seulement comme un facteur de transformation écologique, mais aussi comme un moteur de recomposition des rapports entre la société et l'arbre. Elle favorise l'émergence d'une conscience environnementale plus abstraite et éducative, tandis que les zones rurales demeurent ancrées dans des logiques d'usage et de délégation institutionnelle de la gestion forestière. Ces résultats soulignent la nécessité d'adapter les stratégies de sensibilisation aux contextes locaux. En ce sens, il est nécessaire de renforcer l'éducation environnementale formelle et informelle en milieu rural, tout en valorisant les savoirs traditionnels existants, afin de réconcilier perception, motivation et action collective en faveur de la durabilité des paysages ligneux.

Implications pour la gestion durable des terres et de la végétation ligneuse

Les résultats floristiques et socio-économiques obtenus dans cette étude soulignent la nécessité d'une approche intégrée de la gestion de la végétation ligneuse le long du gradient d'urbanisation de la région de Dakar. La dominance des espèces exotiques, combinée à une différenciation marquée des assemblages floristiques et des motivations communautaires, met en évidence le rôle central des choix humains dans la structuration actuelle des paysages végétalisés. Ces constats suggèrent que la dynamique observée ne relève pas uniquement de contraintes écologiques, mais aussi d'une gouvernance différenciée des espaces, qui appelle des stratégies de gestion adaptées à chaque contexte.

En milieu urbain, la diversité, relativement plus faible mais caractérisée par une équitabilité maintenue, associée à une forte motivation sociale en faveur de l'arbre, plaide en faveur d'une intégration explicite de la végétation ligneuse comme infrastructure écologique à part entière. Les espèces actuellement privilégiées, souvent exotiques et sélectionnées pour leur croissance rapide ou leur tolérance aux contraintes urbaines, contribuent certes à fournir des services écosystémiques immédiats, mais peuvent, à long terme, accentuer l'homogénéisation floristique. À ce titre, Dobbs *et al.* (2014) et Lepczyk *et al.* (2017) recommandent de diversifier les palettes végétales urbaines en intégrant davantage d'espèces locales adaptées, afin d'améliorer la résilience écologique et la durabilité des forêts urbaines. Les motivations positives exprimées par les populations urbaines constituent ici un levier majeur pour des programmes de plantation participatifs, orientés vers des espèces locales à forte valeur culturelle, éducative et écologique.

Dans les zones périurbaines, où se combinent une diversité floristique intermédiaire, une forte présence d'espèces exotiques et des usages multiples des terres, les résultats suggèrent la pertinence d'une gestion adaptative fondée sur les systèmes agroforestiers. La coexistence d'espèces locale et exotique, souvent sélectionnées pour leurs usages productifs et leur tolérance aux stress, montre que ces espaces jouent un rôle clé de transition écologique et socio-économique. La promotion d'espèces locales multifonctionnelles, associée à une régulation des espèces exotiques à potentiel invasif, permettrait de maintenir la diversité fonctionnelle tout en répondant aux besoins des populations (Boffa, 1999 ; McDonnell et Hahs, 2008 ; Zerga *et al.* 2021).

En milieu rural, la richesse spécifique élevée et la dominance de certaines espèces utiles contrastent avec la faible motivation individuelle à la plantation, les initiatives de reboisement étant principalement portées par les services forestiers. Cette dissociation entre la richesse floristique et l'engagement communautaire souligne l'importance de renforcer l'appropriation locale des programmes de gestion. Shackleton *et al.* (2018) et Reyes-García *et al.* (2019) montrent que les actions de restauration et de reboisement sont plus durables lorsqu'elles s'appuient sur

les savoirs locaux et les valeurs culturelles associées aux espèces autochtones. Dans ce contexte, la valorisation des espèces locales à des usages alimentaires, médicinaux ou symboliques apparaît comme une stratégie clé pour concilier la conservation de la biodiversité et l'adhésion sociale.

Dans l'ensemble, ces résultats plaident pour une gestion différenciée et contextualisée de la végétation ligneuse, intégrant à la fois les caractéristiques floristiques et les perceptions sociales. Le rééquilibrage entre les espèces exotiques et locales, l'intégration des motivations communautaires dans les politiques de reboisement et le renforcement de l'éducation environnementale, en particulier en milieu rural, constituent des axes prioritaires pour une gestion durable des terres. Une telle approche permettrait non seulement de préserver la diversité floristique, mais aussi de renforcer le rôle de la végétation ligneuse en tant que support des services écosystémiques, de la cohésion sociale et de la résilience face aux transformations rapides des paysages urbains et ruraux.

Conclusion

Cette étude met en évidence l'effet structurant de l'urbanisation sur la composition, la diversité et l'organisation spatiale de la végétation ligneuse dans la région de Dakar. Le gradient d'urbanisation s'accompagne d'une nette différenciation des cortèges floristiques, traduisant une recomposition progressive des communautés végétales sous l'effet combiné des contraintes écologiques et des pratiques humaines. La richesse et la diversité floristiques augmentent dans les zones rurales, tandis que, dans les milieux urbanisés, elles se caractérisent par une diversité plus faible, mais une répartition plus équilibrée des individus, révélant des stratégies de gestion et de sélection des espèces propres aux espaces fortement anthropisés.

Ces résultats confirment la première hypothèse de l'étude, selon laquelle la composition et la diversité de la végétation ligneuse varient significativement le long du gradient d'urbanisation. La dominance d'espèces exotiques et tolérantes aux perturbations dans les zones urbaine et périurbaine, contrastant avec la prépondérance d'espèces fruitières et agroforestières dans les zones rurales illustre l'influence déterminante des usages des terres, des politiques de reboisement et des objectifs socio-économiques sur la structuration de la flore.

Parallèlement, l'analyse des motivations communautaires révèle que l'urbanisation s'accompagne d'une évolution des représentations sociales de l'arbre. Les populations urbaines expriment une conscience accrue de ses fonctions environnementales, éducatives et culturelles, tandis que les populations rurales manifestent une implication plus limitée, les initiatives de plantation étant majoritairement portées par les services forestiers. Ces résultats confirment la seconde hypothèse, selon laquelle les populations urbaines présentent une sensibilisation

accrue à l'importance des arbres, tout en mettant en évidence une dissociation entre les pratiques institutionnelles et l'appropriation locale en milieu rural.

L'ensemble de ces constats met en évidence une tendance à l'homogénéisation floristique et fonctionnelle des paysages, notamment liée à la forte présence d'espèces exotiques, ce qui soulève des enjeux majeurs pour la conservation de l'identité floristique, culturelle et écologique des territoires. Cette dynamique appelle à une gestion différenciée et intégrée de la végétation ligneuse, tenant compte à la fois des spécificités écologiques des zones, des usages socio-économiques et des perceptions locales.

Certaines limites doivent néanmoins être soulignées. L'étude repose sur un inventaire ponctuel qui ne permet pas de saisir les dynamiques temporelles de la végétation ni les variations saisonnières. De plus, les interactions entre l'urbanisation, les changements climatiques locaux et le fonctionnement écologique des peuplements ligneux n'ont pas été explorées en détail.

En perspective, des recherches complémentaires devraient porter sur le suivi à long terme de la dynamique des espèces, la régénération naturelle et assistée des espèces locales, l'impact des îlots de chaleur urbains sur la diversité ligneuse, ainsi que l'intégration des motivations communautaires dans les stratégies de reboisement. Ces approches contribueraient à renforcer les politiques de gestion durable et à concilier l'urbanisation, la biodiversité et le bien-être des populations dans un contexte de forte croissance urbaine.

Financement

Le financement est entièrement assuré par l'État du Sénégal avec une bourse d'études.

Cadre académique de l'article

L'article a été rédigé dans le cadre d'un mémoire d'Ingénieur des Travaux des Eaux et Forêts (ITEF). Pour poursuivre, des projets d'approfondissement de ces travaux sont envisagés dans le cadre d'une thèse de doctorat.

Utilisation de l'Intelligence Artificielle (IA)

L'IA a été utilisée pour l'analyse des données, notamment via la génération de scripts.

Accès aux données

Les données de cet article sont accessibles avec le lien Internet suivant : Diop, A. B., Thiao, A., Samb, C. O., Sy, M., Cissé, O., Guèye, N. Y., Ndour, A. A., Barry, M., Ka, A., & Faye, E. (2026). Effet de l'urbanisation sur la végétation ligneuse : cas de la région de Dakar, Sénégal [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.19134972>

Remerciements

Les auteurs remercient l'État du Sénégal pour le financement des travaux, ainsi que la Direction des Eaux et Forêts, Chasse et Conservation des Sols (DEFCCS), pour l'accompagnement dans le cadre des activités de terrain.

Références

- Agence nationale de la statistique et de la démographie (ANSD) (2020). Situation économique et sociale du Sénégal 2017-2018. ANSD, 413 p. <https://www.ansd.sn/rapports-donnees/themes/situation-economiques-et-sociales/ses-nationales>
- Agence nationale de la statistique et de la démographie (ANSD) (2009). Situation économique et sociale du Sénégal en 2009. ANSD, 40 p.
- André, M., Mahy, G., Lejeune, P., Bogaert, J. (2014). Vers une synthèse de la conception et une définition des zones dans le gradient urbain-rural. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 18 (1), 61-74. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/161968>
- Aronson, M. F., Nilon, C. H., Lepczyk, C. A., Parker, T. S., Warren, P. S., et al. (2016). Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology*, 97 (11), 2952-2963. <http://dx.doi.org/10.1002/ecy.1535>
- Badiaga, M. (2011). Étude ethnobotanique, phytochimique et activités biologiques de *Nauclea latifolia* Smith, une plante médicinale africaine récoltée au Mali. Thèse de doctorat, Université Blaise Pascal-Clermont-Ferrand II, 136 p. <https://theses.hal.science/tel-00719564v1>
- Banque Mondiale (2015). Rapport sur le développement dans le monde 2015 - Pensée, société et comportement. World Bank, Washington, 23 p. <https://www.worldbank.org/content/dam/Worldbank/Publications/WDR/WDR%202015/Overview-French.pdf>
- Bayala, J., Sanou, J., Teklehaimanot, Z., Kalinganire, A., Ouédraogo, S. J. (2014). Parklands for buffering climate risk and sustaining agricultural production in the Sahel of West Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 6, 28-34. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.10.004>
- Berhaut, J. (1967). Flore du Sénégal. Édition Clairafrique, Dakar, Sénégal, 485 p.
- Boffa, J.-M. (2015). Opportunities and challenges in the improvement of the shea (*Vitellaria paradoxa*) resource and its management. Report submitted to the Global Shea Alliance. World Agroforestry Centre, 54 p.
- Boffa, J.-M. (1999). Agroforestry parklands in sub-Saharan Africa: Conservation and sustainable management. *FAO Forestry Paper*, n° 194, FAO, Rome, Italy, 320 p.
- Cai, W., Jin, K., Hou, J., Guo, C., Wu, L., et al. (2025). Vdd: Varied drone dataset for semantic segmentation. *Journal of Visual Communication and Image Representation*, 109, 104429. <https://doi.org/10.1016/j.jvcir.2025.104429>
- Chao, A. (1984). Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11, 265-270. https://www.researchgate.net/profile/Anne-Chao/publication/268975118_Non-parametric_estimation_of_the_classes_in_a_population/links/5b3327daa6fcc8506d13201/Non-parametric-estimation-of-the-classes-in-a-population.pdf
- Cissé, B., Quensièrre, J., Kane, A. (2018). Vulnérabilisations ou résilience des banlieues insalubres de Dakar. *Monde en développement*, 180 (1), 131-146. <https://doi.org/10.3917/med.181.0131>
- Dagnelie, P. (1998). Statistique théorique et appliquée : Inférence statistique à une et à deux dimensions (Tome 2). De Boeck et Larcier, Paris-Bruxelles, France, Belgique, 659 p.

- DEFCCS (2008). Plan d'Aménagement de la Forêt Classée de Mbao. Direction des eaux, forêts, chasses et de la conservation des sols, 121 p. <https://documents.banquemondiale.org/fr/publication/documents-reports/documentdetail/173221468334917788>
- Deton, Y., Kamou, H., Atato, A., Kombate, B., Mabafei, A., et al. (2025). Spatiotemporal Dynamics of Urban Green Spaces and Climatic Vulnerability of Togolese Cities in the Context of Rapid Urbanisation: The Case of Lome and Kara. *Land*, 14(3), 471. <https://doi.org/10.3390/land14030471>
- Diallo, A., Faye, N., Sylla, D., Sagna, M. B., Badji, E. S., et al. (2023). Structure et dynamique de la végétation ligneuse des plantations d'*Acacia senegal* (L.) Willd dans la zone sylvo-pastorale: cas des plantations de Asiyla Gum Company dans la zone de Dahra, Ferlo. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 57(3), 10565-10583. <https://doi.org/10.35759/JAnmPLSci.v57-3>.
- Diop, A. B., Cissé, O., Thiao, A., Sy, M., Dieng, S., et al. (2025). État des lieux de la flore et de la végétation de la Forêt Classée de Mbao (Dakar, Sénégal). *REB-PASRES*, 9 (2), 60-74. <https://rebpasres.org/?p=906>
- Dobbs, C., Kendal, D., Nitschke, C. R. (2014). Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecological Indicators*, 43, 44-55. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.007>
- Dona, A. (2024). Agroforestry systems and biodiversity conservation in Fitri, Chad. *International Journal of Agriculture and Environmental Research*, 10 (1), 46-63. <https://doi.org/10.51193/IJAER.2024.10104>
- Fandohan, A. B., Chadare, F. J., Gouwakinnou, G. N., Tovissode, C. F., Bonou, A., et al. (2017). Usages traditionnels et valeur économique de *Synsepalum dulcificum* au sud du Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 332, 1730. <https://doi.org/10.19182/bft2017.332.a31330>
- Frontier, S., Pichod-Vialle, D., Leprêtre, A., Davoult, D., Luczak, C. (2008). Écosystèmes, structure, fonctionnement, évolution. Dunod, 4^e édition, Paris, 558 p. <https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-00481137v1>
- Gaertner, M., Novoa, A., Fried, J., Richardson, D. M. (2017a). Managing invasive species in cities: a decision support framework applied to Cape Town. *Biological Invasions*, 19 (12), 3707-3723. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-017-1587-x>
- Gaertner, M., Wilson, J.R.U., Cadotte, M.W., MacIvor, J.S., Zenni, R.D., et al. (2017b). Non-native species in urban environments: Patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions*, 23, 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7>
- Garrry, D. P., Akinnifesi, F. K., Ajayi, O. C., Weldesemayat, S. G., Mowo, J. G., et al. (2010). Evergreen agriculture: A robust approach to sustainable food security in Africa. *Food Security*, 10 (2), 203-217. <https://doi.org/10.1007/s12571-010-0070-7>
- Gotelli, N. J., Colwell, R. K. (2011). Estimating species richness. In: *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*, A. E. Magurran & B. J. McGill, (Eds.). Oxford University Press, Oxford, 39-54. https://www.researchgate.net/publication/236734446_Estimating_species_richness
- Greene, C. S., Robinson, P. J., Millward, A. A. (2018). Canopy of advantage: who benefits most from city trees? *Journal of Environmental Management*, 208, 24-35. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.015>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for interpolation and extrapolation of species diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 7 (12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Humain-Lamoure, A. L., Laporte, A. (2017). Chapitre 2. L'urbanisation dans le monde. *Cursus*, 27-38. https://shs.cairn.info/article/ARCO_MOURE_2017_01_0027
- IREF/Dakar (Inspection régionale des eaux et forêts) (2024). Parc zoologique et forestier de Hann-Bp 1831. Rapport trimestriel II. Inspection régionale des eaux et forêts de Dakar, 45 p.
- Kabanyegeye, H., Masharabu, T., Yannick, U. S., Bogaert, J. (2020). Perception sur les espaces verts et leurs services écosystémiques par les acteurs locaux de la ville de Bujumbura (République du Burundi). *Tropicultura*, 38 (3-4), 1655. <https://popups.uliege.be/2295-8010/index.php?id=1655>
- Kong, F., Nakagoshi, N. (2006). Spatial-temporal gradient analysis of urban green spaces in Jinan, China. *Landscape and Urban Planning*, 78 (3), 147-164. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.07.006>
- Kühn, I., Brandenburg, M., Klotz, S. (2004). Why do alien plant species that reproduce in natural habitats occur more frequently? *Diversity and Distributions*, 10 (5-6), 417-425. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00110.x>
- Lepczyk, C. A., Aronson, M. F., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., et al. (2017). Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience*, 67 (9), 799-807. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>
- Magurran, A. E. (2003). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p. https://www2.ib.unicamp.br/profs/thomas/NE002_2011/maio10/Magurran%202004%20c2-4.pdf
- McDonald, R. I., Marcotullio, P. J., Güneralp, B. (2013). Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. In: *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*, Elmquist, T., et al. Springer, Dordrecht, 31-52. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_3
- McDonnell, M. J., Haas, A. K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23 (10), 1143-1155. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9253-4>
- McDonnell, M. J., Haas, A. K. (2015). Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46 (1), 261-280. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054258>
- Ndiaye, N. (2023). Dynamique de la couverture ligneuse de la forêt classée de Mbao de 2000 à 2023. Mémoire d'ingénieur agronome, foresterie, Université de Thiès/École nationale supérieure d'agriculture (ENSA), 22 p.
- Ndiaye, O., Diatta, U., Nibaly, M., Djiba, S., Badji, K., et al. (2020). Caractérisation des Vergers de Manguiers (*Mangifera indica* L.) en Basse Casamance, Sénégal. *European Scientific Journal*, 16 (12), 338. <https://doi.org/10.19044/esj.2020.v16n12p338>
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19 (1), 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Palmer, M. W. (1991). Estimating species richness: the second-order Jackknife reconsidered. *Ecology*, 72 (4), 1512-1513. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1941127>
- Peet, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual review of ecology and systematics*, 5, 285-307. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110714.001441>
- IRES (2018). Pour un développement autonome de l'Afrique – Rapport stratégique 2018 partie 2. Institut royal des études stratégiques, 117 p. https://www.ires.ma/iip/wp-content/uploads/2023/04/RS-AFRIQUE_Partie-2-Enjeux-et-perspectives-2016-2050.pdf

Reyes-García, V., Fernandez-Llamazares, A., McElwee, P., Molnar, Z., Öllerer, K., et al. (2019). The contributions of Indigenous Peoples and local communities to ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27 (1), 3-8. <https://doi.org/10.1111/rec.12894>

Ribot, J. C. (1999). Decentralisation, participation and accountability in Sahelian forestry: legal instruments of political-administrative control. *Africa*, 69 (1), 23-65. https://escholarship.org/content/qt8037h8wk/qt8037h8wk_noSplash_9c2a41d9e7d532c1031e45f929d27260.pdf

Ripple, W. J., Wolf, C., Newsome, T. M., Barnard, P., Moomaw, W. R. (2020). World scientists' warning of a climate emergency. *Bioscience*, 70 (1), 8-12. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz088>

Roy, S., Byrne, J., Pickering, C. (2012). A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban forestry & urban greening*, 11 (4), 351-363. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.06.006>

Sambieni, K. R., Useni, S. Y., Cabala, K. S., Biloso, M. A., Munyemba Kankumbi, F., et al. (2018). Les espaces verts en zones urbaines et périurbaines de Kinshasa en République Démocratique du Congo. *Tropicultura*, 36 (3), 478-491. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/228051/1/Tropicultura2018_Espaces%20verts%20Kinshasa.pdf

Schlaepfer, R., Büter, R. (2004). Critères et indicateurs de la gestion des ressources forestières: prise en compte de la complexité et de l'approche écosystématique. *Revue forestière française*, 56 (5), 431-444. https://hal.science/hal-03449399v1/file/431_444.pdf

Seto, K. C., Güneralp, B., Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (40), 16083-16088. <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1211658109>

Shackleton, C. M. (2021). Urban Green Infrastructure for Poverty Alleviation: Evidence Synthesis and Conceptual Considerations. *Frontiers in Sustainable Cities*, 3, 710549. <https://doi.org/10.3389/fscs.2021.710549>

Shackleton, C. M., Blair, A., De Lacy, P., Kaoma, H., Mugwagwa, N., et al. (2018). How important is green infrastructure in small and medium-sized towns? Lessons from South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 180, 273-281. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.12.007>

Sompoudou, A., Zongo, B., Coulibaly, F., Toé, P., Nacro, H. B. (2024). Analyse Socio-Economique des Services Ecosystémiques Forestiers en Zones Soudanienne et Soudano-Sahélienne au Burkina Faso. *ESI Preprints (European Scientific Journal, ESJ)*, 20 (1), 57-83. <https://doi.org/10.19044/esj.2024.v20n1p57>

Sousa-Silva, R., Cameron, E., Paquette, A. (2021). Prioritizing Street Tree Planting Locations to Increase Benefits for All Citizens: Experience from Joliette, Canada. *Frontiers in ecology and evolution*, 9, 716611. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.716611>

Tarrant, M. A., Green, G. T. (1999). Outdoor recreation and the predictive validity of environmental attitudes. *Leisure Sciences*, 21 (1), 17-30. <https://doi.org/10.1080/014904099273264>

Tchiboza-Kekele, C., Gbedomon, R. C., Thoto, F.S., Todome, L. (2024). Evaluation of the imperatives of capabilities to improve the regulatory system. Rapport de recherche Abomey-Calavi, 26 p.

Walter, G. F. N. (2023). Urbanisation et dynamique foncière dans la commune de Lokoundje: Cas de Fifinda-urbain. *Espace Géographique et Société Marocaine*, 1 (73-74). <https://doi.org/10.34874/IMI.ST.PRSM/EGSM/43918>

Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21 (2-3), 213-251. <https://doi.org/10.2307/1218190>

Xiao, L., Mokhtar, N. A., Sulaiman, M. K. A. M., Khalit, N. A. (2025). Enhancing Urban Sustainability Through Green Infrastructure: Spatiotemporal Analysis of Green Space and Forest Coverage in Sichuan (2002-2022). *Sustainability*, 17 (11), 5135. <https://doi.org/10.3390/su17115135>

Youness, G., Saporta, G. (2004). Une méthodologie pour la comparaison de partitions. *Revue de statistique appliquée*, 52 (1), 97-120. http://www.numdam.org/item?id=RSA_2004__52_1_97_0

Zakari, S., Sogbossi, E. S., Gobi, A. M., Djego, J. G., Toko, I. I. (2025). Assessing the Importance of Urban Flora Structure and Traits on Carbon Stock Potential in AbomeyCalavi City, Benin. *International Journal of Natural Resource Ecology and Management*, 10 (1), 1226. <https://doi.org/10.11648/j.ijnrem.20251001.12>

Zerga, B., Warkineh, B., Teketay, D., Woldetsadik, M. (2021). The sustainability of reforesting landscapes with exotic species: a case study of eucalypts in Ethiopia. *Sustainable Earth*, 4 (1), 5. <https://doi.org/10.1186/s42055-021-00044-7>

Diop et al. – Déclaration de contribution des auteurs au crédit

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	A. B. Diop, A. Thiao
Gestion des données	N. Y. Guèye, A. B. Diop, M. Diop
Analyse formelle	N. Y. Guèye, A. B. Diop, M. Diop
Acquisition du financement	E. Faye
Enquête et investigation	N. Y. Guèye, A. B. Diop, M. Diop
Méthodologie	N. Y. Guèye, A. B. Diop, A. Thiao, O. Cissé, M. Sy
Gestion de projet	N. Y. Guèye, A. B. Diop, A. Thiao
Ressources	N. Y. Guèye, A. B. Diop, A. Thiao
Logiciels	N. Y. Guèye, A. B. Diop, A. Thiao, M. Sy, A. Ka
Supervision	A. B. Diop, A. Thiao, C.O. Samb, E. Faye
Validation	A. B. Diop, A. Thiao, C.O. Samb, E. Faye
Visualisation	A. B. Diop, A. Thiao
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	A. B. Diop, A. Thiao, A. A. Ndour, M. Barry
Écriture – Révision et édition	A. B. Diop, A. Thiao, A. A. Ndour, M. Barry

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