

LA LISTE ROUGE des écosystèmes en France

Les mangroves du Pacifique : Nouvelle- Calédonie et Wallis

Rapport technique | 2025



Direction

MONCORPS Sébastien (Comité français de l'UICN), PONCET Laurent (PatriNat) et TOUROULT Julien (PatriNat).

Coordination

GAUDILLAT Vincent (PatriNat) ; GIGOT Guillaume (PatriNat) ; JACOB Léo-Paul (PatriNat) et LAVISSIERE Florence (Comité français de l'UICN).

Rédaction et mise en œuvre

CHERRIER Olivia (Comité français de l'UICN).

Comité d'évaluation

Experts présents – mangroves de Nouvelle-Calédonie : CASSAN Jean-Jérôme (DDEE) ; FOURDRAIN Aurélie (Endemia) ; LORFANFANT Monik (SOS Mangroves NC) ; RINCK Nicolas (Conservatoire Botanique de Nouvelle-Calédonie) ; ROBIN Sarah (Université de la Nouvelle-Calédonie) ; RUET-GARIOUD Emmanuelle (Bio eKo Consultants) ; VIRLY Sabrina (Sabrina Virly Consultant - SVC).

Experts présents – mangroves de Wallis : FOURDRAIN Aurélie (Endemia) ; RINCK Nicolas (Conservatoire Botanique de Nouvelle-Calédonie) ; RUET-GARIOUD Emmanuelle (Bio eKo Consultants) ; VIRLY Sabrina (Sabrina Virly Consultant - SVC).

Avec les contributions de : ALLENBACH Michel (Université de la Nouvelle-Calédonie) ; COUTURES Emmanuel (DDDT) ; DE LA RUBIA Louise (Comité français de l'UICN) ; DIRBERG Guillaume (OFB) ; DUKE Norman (James Cook University) ; MARCHAND Cyril (Université de la Nouvelle-Calédonie) ; TAUREAU Florent (Consultant indépendant).

Évaluateur Liste rouge : CHERRIER Olivia (Comité français de l'UICN).

Remerciements

AUSSEL Alexia (PatriNat) ; DESMOTS Chloé (Comité français de l'UICN) ; GORCHAKOVA Elena (Comité français de l'UICN) ; TSILIBARIS Virginie (Comité français de l'UICN).

Avec le soutien de



Citation recommandée

Cherrier, O., Allenbach, M., Dirberg, G., Duke, N., Fourdrain, A., Lorfanfand, M., Marchand, C., Rinck, N., Robin, S., Ruet-Garioud, E., Virly, S., Gigot, G., Gaudillat, V., Jacob, L-P., & Lavissière, F., 2025. La Liste rouge des écosystèmes en France - Les mangroves du Pacifique : Nouvelle-Calédonie et Wallis, Rapport technique. Comité français de l'UICN, OFB & MNHN. Montreuil, France, 62 pages.

Tous les résultats détaillés sont disponibles sur le site du Comité français de l'UICN : uicn.fr et sur l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) : inpn.mnhn.fr

Photographies de couverture

Numérotation de gauche à droite, et de haut en bas : Martial DOSDANE (1,4), Association Hô-üt (2), Sabrina VIRLY Consultant (3,5,7), Association Maulik Lelei (6).

Avant-propos

Face aux menaces posées par les changements globaux sur la biodiversité et les sociétés humaines, il est urgent d'évaluer et de suivre l'état des écosystèmes pour mettre en place une action collective et ambitieuse qui permette de répondre aux enjeux majeurs de protection et de gestion durable de la biodiversité.

La Liste rouge des écosystèmes est une méthode d'évaluation élaborée par des experts de l'UICN qui vise à estimer le risque d'effondrement des écosystèmes selon des standards scientifiquement établis (Keith *et al.* 2013, 2015). Le résultat de ces évaluations, de compréhension facile pour les décideurs et le grand public, permet d'identifier de manière standardisée les écosystèmes les plus vulnérables et les dynamiques de dégradation. Complémentaire à la Liste rouge des espèces menacées, cette approche vise à apporter une dimension écosystémique aux connaissances relatives à l'état de la biodiversité. C'est donc un outil d'aide à la décision destiné à faciliter le développement de stratégies de conservation et de restauration.

Adoptée par l'UICN en 2014, la Liste rouge des écosystèmes est mise en œuvre en France depuis 2012 par le Comité français de l'UICN, en partenariat avec PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD). Les évaluations réalisées dans ce cadre s'effectuent en croisant des données et des informations issues de la recherche scientifique et de l'expertise locale et régionale dans le respect des lignes directrices établies par l'UICN (IUCN 2024). Elles reposent sur un travail collégial avec un comité technique constitué d'experts référents qui est consulté régulièrement et réuni lors d'ateliers de travail collectifs. Synthèses et évaluations permettent de dresser un état des lieux objectif sur le risque d'effondrement des écosystèmes, sur lequel les acteurs peuvent s'appuyer pour identifier et prioriser les actions de conservation à mettre en œuvre sur leur territoire.

Les évaluations de la Liste rouge des écosystèmes en France sont, jusqu'à fin 2025, découpées en chapitres regroupant des écosystèmes du même type et du même territoire. À partir de 2026, une nouvelle stratégie sera mise en œuvre. Un cycle d'évaluation des mangroves présentes sur les territoires ultra-marins français selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN a été initié en 2017 avec la publication d'un chapitre dédié aux mangroves de Mayotte. Un deuxième chapitre portant sur les mangroves et forêts marécageuses des Antilles françaises, dont les résultats seront publiés en 2026, fait partie de ce cycle. Enfin, l'évaluation des mangroves du Pacifique, de Nouvelle-Calédonie et de Wallis, fait l'objet du présent rapport.

Les résultats de la présente évaluation constituent le rapport technique du chapitre des mangroves du Pacifique. L'étude préliminaire au rapport technique de ce chapitre présente une description de ces écosystèmes, en identifiant leurs caractéristiques, les menaces auxquelles ils sont exposés, ainsi que les connaissances et données disponibles pour la présente évaluation (Virly *et al.* 2025).

Ce rapport technique détaille la mise en œuvre de l'évaluation dans un format permettant une lecture indépendante de l'évaluation des mangroves de Nouvelle-Calédonie et de celle des mangroves de Wallis. Les résultats décrits ici sont publics et diffusés dans le cadre de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN).

Sommaire

Avant-propos.....	3
Sommaire	4
DEMARCHE D'EVALUATION.....	5
Choix de la zone d'étude	6
Choix des écosystèmes à évaluer	7
Méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.....	10
Indicateur du niveau de confiance	11
ÉVALUATIONS SELON LA METHODE DE LA LISTE ROUGE DES ECOSYSTEMES DE L'UICN	12
Mangroves de Nouvelle-Calédonie	13
Présentation et distribution géographique.....	13
Processus et interactions clés.....	14
Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.0, 2024)	15
Bilan et interprétation de l'évaluation	32
Mangroves de Wallis	33
Présentation et distribution géographique.....	33
Processus et interactions clés.....	34
Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.0, 2024)	35
Bilan et interprétation de l'évaluation	45
Liste des figures	46
Liste des tableaux.....	48
Bibliographie.....	49
ANNEXES.....	53



Démarche d'évaluation

Choix de la zone d'étude

■ Les territoires français dans le Pacifique

Dans le Pacifique, les collectivités françaises sont la Nouvelle-Calédonie, la Polynésie française et Wallis-et-Futuna. Il existe également une possession française dans le Pacifique : l'île de Clipperton, d'une superficie de seulement 1,7 km² et totalement inhabitée.

La Nouvelle-Calédonie, située à l'est de l'Australie, couvre une superficie de 18 576 km². Elle est composée principalement de la Grande Terre, son île principale, à laquelle s'ajoutent les îles Loyauté - Lifou, Maré et Ouvéa - ainsi que l'Île des Pins au sud.

Plus à l'est, la Polynésie française s'étend sur une superficie terrestre de 4 167 km². Elle est constituée de cinq archipels : les îles de la Société, les Tuamotu, les îles Gambier, les Marquises et les Australes.

Enfin, plus au nord, le territoire de Wallis-et-Futuna est bien plus petit, avec une superficie d'environ 142 km². Il est formé de deux îles principales : Wallis (également appelée Uvea) et Futuna, accompagnée de l'île inhabitée Alofi.

Ces trois territoires abritent tous des mangroves. En Polynésie française, cependant, les mangroves ne sont pas concernées par l'évaluation de la Liste rouge, car les palétuviers y ont été introduits intentionnellement à des fins économiques (Iltis & Meyer 2010).

Parmi les trois îles principales de Wallis et Futuna, seule l'île de Wallis comporte une mangrove, localisée principalement sur une bande littorale d'environ 8 km sur la côte ouest (Virly *et al.* 2025). Les mangroves ne sont pas naturellement présentes sur les îles de Futuna et Alofi (Taureau 2023).

Selon les données Global Mangrove Watch (GMW), en 2020, la longueur totale du trait de côte occupée par la mangrove est estimée à 1974,84 km pour la Nouvelle-Calédonie et 13,69 km pour Wallis (Bunting *et al.* 2024) (Figure 1).

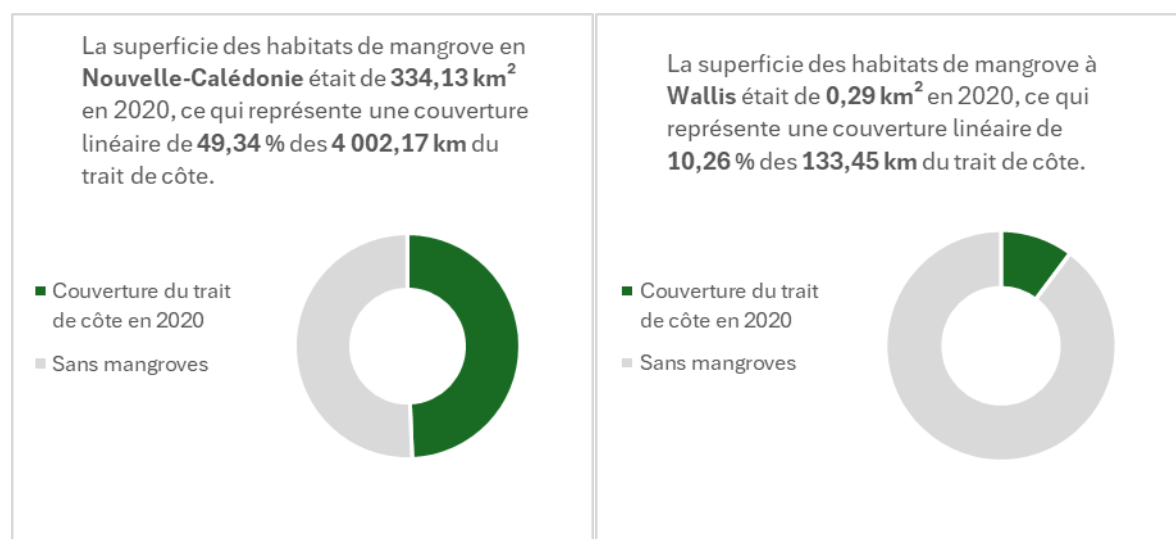


Figure 1 : Estimation du linéaire côtier occupé par les mangroves en 2020 en Nouvelle-Calédonie (à gauche) et à Wallis (à droite), par rapport au linéaire côtier total, d'après GMW v4.0.19.

Choix des écosystèmes à évaluer

■ Système de classification et correspondances typologiques

En France hexagonale et Corse, la définition des écosystèmes à évaluer dans le cadre de la Liste rouge des écosystèmes s'appuie sur la classification EUNIS (Davies C. E. *et al.* 2004; Louvel J. *et al.* 2013). Ce système hiérarchisé de description des habitats naturels et semi-naturels constitue en effet un référentiel commun à l'ensemble des pays d'Europe continentale, couvrant les milieux naturels terrestres, aquatiques et marins.

En revanche, les territoires terrestres d'Outre-mer français présentent des réalités écologiques, biogéographiques et structurelles très diverses. En conséquence, le niveau de connaissance sur leurs habitats est hétérogène, et les référentiels similaires à ceux majoritairement utilisés en France hexagonale (classification phytosociologique, typologies d'habitats telles que CORINE biotopes ou EUNIS, etc.) ne sont pas toujours pertinents ou directement transposables à ces territoires (Touroult J. *et al.* 2019).

Par ailleurs, la Nouvelle-Calédonie et Wallis-et-Futuna ne sont pas des régions ultrapériphériques de l'Union européenne : elles ne sont donc pas concernées par les directives européennes telles que la directive Habitats. Pour ces deux territoires, aucune typologie d'habitats unifiée n'a été établie à ce jour (Poncet R. *et al.* 2016), bien qu'une typologie de végétation partielle existe (Hoff M. 1993).

Pour répondre au format international des fiches d'évaluation pour la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN, une correspondance a été établie avec la typologie mondiale des écosystèmes de l'UICN (Keith *et al.* 2020). Le groupe fonctionnel de l'écosystème retenu pour l'évaluation réalisée dans le cadre de ce chapitre est : **MFT1.2 – Intertidal forests and shrublands** (MFT1.2 Forêts et arbustes intertidaux¹) :

- Realm : Transitional marine–freshwater–terrestrial
- Biome: MFT1 – Brackish tidal systems
- Functional group: MFT1.2 – Intertidal forests and shrublands

■ Les écosystèmes évalués pour les territoires d'Outre-mer du Pacifique

Définition de la mangrove (*stricto sensu*)

On entend ici par mangrove un **écosystème végétalisé intertidal**, caractérisé par un substrat **salé et hypoxique**, supportant une végétation **halophile et principalement ligneuse**. Ce type d'écosystème est restreint aux zones tropicales où la température moyenne du mois le plus froid est supérieure à 20 °C (Duke 1992; Duke *et al.* 1998). Les **palétuviers** sont les espèces arborées caractéristiques de cet écosystème. Ce terme désigne plusieurs espèces strictement inféodées à la mangrove (Taureau *et al.* 2015), partageant des adaptations aux contraintes propres à ce milieu : tolérance au sel, racines aériennes, mécanismes de filtration (Clough 2013).

La transition plus ou moins graduelle des palétuviers à une végétation non ligneuse et/ou non-halophile donne lieu à la formation d'un écotone appelé l'arrière-mangrove. (Taureau 2017). Dans les territoires d'Outre-mer français, on identifie trois principaux habitats situés en amont de la mangrove, dont la dynamique écologique est étroitement liée à celle de la mangrove elle-même :

- les marais herbacés d'eau douce ou saumâtres ;
- la forêt marécageuse ;
- le tanne.

À l'exception de la Guyane, l'ensemble des régions françaises de l'Outre-mer présente des tannes (Taureau *et al.* 2015). Le tanne se caractérise par une surface où le couvert végétal, essentiellement herbacé, est parfois dépourvu de macrophytes car la salinité dépasse les 90 ‰ durant certaines périodes de l'année. Peu d'espèces végétales sont adaptées à ces conditions extrêmes, hormis des espèces très résistantes comme les salicornes et d'autres

¹ Les traductions des intitulés en français sont en cours de révision et peuvent faire l'objet de modifications.

herbacées (Taureau *et al.* 2015). Ces espaces sont souvent associés aux mangroves *stricto sensu* car ils peuvent constituer des zones de progradation de palétuviers en cas de baisse pérenne de la salinité (Taureau 2023).

En Nouvelle-Calédonie, les tannes constituent une composante marquée du paysage littoral. Ces surfaces sursalées ou acidifiées se développent aux dépens des mangroves, phénomène qu'on observe principalement dans les régions soumises à une saison sèche marquée, depuis Nouméa au sud-ouest jusqu'à l'embouchure du Diahot au nord-est. Depuis quelques années, ces tannes font l'objet d'une recolonisation par des peuplements frutescents d'*Avicennia marina*, un phénomène encore mal compris. L'exemple le plus emblématique de cette dynamique est le célèbre « Cœur de Voh » (Figure 2) qui, jusqu'au début des années 1990, constituait un tanne enclavé dans une mangrove à *Rhizophora spp.*, dont il était uniquement séparé par un liseré d'*Avicennia*. Depuis quelques années, les *Avicennia* ont complètement colonisé le tanne (Roussel *et al.*, 2010).



Figure 2 : Vues comparées du cœur de Voh en 2002 (à gauche) et 2023 (à droite) Source : © Google Earth, © Airbus (images consultées en juillet 2025).

L'île de Wallis n'est, en revanche, pas concernée par la présence de tannes.

Présentation et distribution géographique

Les cartes de distribution des écosystèmes présentées dans ce rapport proviennent des données issues du projet CARNAMA (CARTographie NAtionale des MAngroves), qui constitue la référence actuelle pour la cartographie des mangroves dans les territoires français d'Outre-mer (IFRECOR, 2020² ; Pôle Relais Mangroves & Zones Humides d'Outre-Mer, 2023³).

En Nouvelle-Calédonie, la cartographie repose sur l'analyse d'images satellites Sentinel-2 (résolution de 10m), traitées par une classification semi-automatique fondée sur l'indice de végétation NDVI. Les résultats ont ensuite été validés par photo-interprétation, et, lorsque possible, complétés par des observations ponctuelles sur le terrain.

Cette méthode permet de détecter la présence avérée des formations de mangrove. Toutefois, elle présente une limite locale, notamment dans la zone de transition entre mangroves et tannes. En effet, bien que les tannes non végétalisés ne soient pas inclus dans les polygones de mangrove, certains tannes faiblement végétalisés peuvent être intégrés à tort, si leur signal spectral dépasse le seuil de végétation NDVI utilisé lors de la classification. Ainsi, pour confirmer la réalité écologique locale, l'étendue exacte des écosystèmes nécessite un retour aux données sources et, idéalement, des observations de terrain complémentaires.

Pour Wallis, la superficie très restreinte des mangroves rend la résolution des images Sentinel-2 insuffisante pour une détection automatique fiable. La cartographie a donc été réalisée exclusivement par photo-interprétation manuelle à partir d'images à haute résolution, sans recours au traitement NDVI (Taureau 2020). Par conséquent, les données pour Wallis traduisent une présence observée visuellement, mais ne bénéficient pas de la même démarche de détection et de validation que pour la Nouvelle-Calédonie.

² <https://ifrecor.fr/nouvelle-cartographie-des-mangroves-et-dernieres-technologies/>

³ <https://www.pole-tropical.org/actions/les-actions-du-reseau-dobservation-des-mangroves/2023-une-nouvelle-version-de-carnama-pour-les-membres-du-rom/>

Ces cartes ont été examinées et validées par le comité technique de cet exercice d'évaluation. Elles sont susceptibles d'évoluer avec l'amélioration des connaissances sur la distribution des écosystèmes couverts par cet exercice d'évaluation.

Les **descriptions** (biote indigène caractéristique, milieu physique, processus et interactions clés et facteurs de vulnérabilité) des deux écosystèmes évalués dans le cadre de ce chapitre, « mangroves de Nouvelle-Calédonie » et « mangroves de Wallis », sont présentées dans l'étude préliminaire à ce rapport (Virly et al. 2025). Le présent rapport technique comprend leur **évaluation selon les cinq critères de l'UICN**, ainsi que l'interprétation des résultats de l'évaluation.

Méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN

La méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN comprend 5 critères d'évaluation du risque d'effondrement à l'échelle des écosystèmes (Keith *et al.* 2024) (les termes marqués d'un astérisque sont définis dans le glossaire en Annexe 1) :

- A. Réduction de la *distribution** spatiale ;
- B. Distribution spatiale restreinte ;
- C. *Dégradation de l'environnement abiotique** ;
- D. *Perturbation des interactions biotiques** ;
- E. Analyse quantitative estimant la probabilité d'*effondrement** de l'écosystème.

Les différentes catégories de menace selon lesquelles sont évalués les écosystèmes* sont présentées dans la (Figure 3).

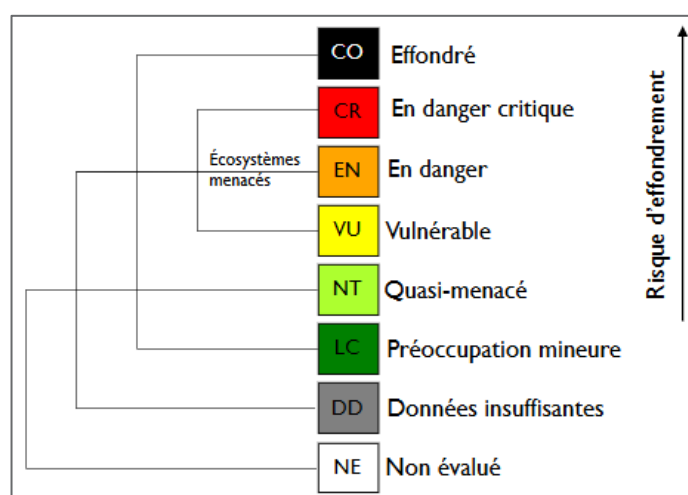


Figure 3 : Les 7 catégories de risque d'effondrement et la catégorie « non évalué » selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

Les différentes *menaces et facteurs de vulnérabilité** identifiés pour les écosystèmes dans le rapport descriptif de ce chapitre (Virly *et al.* 2025) sont évalués par un ou plusieurs critères, précisés en Annexe 2 :

- Les perturbations contribuant à réduire la distribution des écosystèmes, comme les changements d'utilisation des sols, et notamment l'urbanisation, sont évaluées par le critère A ;
- Les écosystèmes ayant une distribution restreinte, dans peu de localités, et qui risquent de s'effondrer en raison de menaces stochastiques, sont identifiés par le critère B ;
- Tout facteur de vulnérabilité affectant les paramètres abiotiques des écosystèmes, comme le changement climatique, est évalué par le critère C ;
- Tout facteur de vulnérabilité affectant le compartiment biologique et ayant un impact sur le fonctionnement de l'écosystème, comme la baisse de la diversité ou de l'abondance d'espèces caractéristiques, est évalué par le critère D.

L'effondrement d'un écosystème consiste en la perte de son *biote indigène caractéristique**. Ce terme recouvre les éléments moteurs de la dynamique et des caractéristiques d'un écosystème : gènes, populations, espèces, communautés d'espèces, traits taxonomiques ou fonctionnels, etc. Dans le cadre de ce chapitre, le *biote indigène caractéristique** de chaque écosystème est défini comme regroupant :

- Les espèces végétales typiques de l'écosystème évalué : espèces dominantes et espèces associées utilisées pour déterminer le type de végétation selon une approche phytosociologique ;
- Les guildes d'espèces animales et végétales inféodées à cet écosystème dans un état pas ou peu perturbé par des activités anthropiques.

L'ensemble des résultats est synthétisé dans un tableau en Annexe 4.

Indicateur du niveau de confiance

La méthode d'évaluation du risque d'effondrement des écosystèmes selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN fournit **un cadre de travail standardisé, généraliste** (c'est-à-dire applicable à tous les types d'écosystèmes), et qui permet une certaine **flexibilité dans la nature et la quantité de données traitées**.

Un indicateur du niveau de confiance attribuable aux résultats d'une évaluation selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN permet de **traduire en des termes standardisés et lisibles l'incertitude produite par la disparité des sources d'informations**. Un tel indicateur vient également en complément de la catégorie « données insuffisantes » (DD), qui permet d'identifier les manques de connaissances les plus contraignants pour estimer le risque d'effondrement d'un écosystème. En effet, parce qu'elles sont basées sur la connaissance et l'expertise à une date donnée, **les évaluations ont vocation à être révisées afin de prendre en compte les améliorations de connaissances**. Dans ce cadre, un indicateur du niveau de connaissance sert également de pointeur vers des besoins d'amélioration du niveau de confiance dans les résultats d'évaluation.

Dans le cadre de la Liste rouge des écosystèmes en France, l'adoption d'un indicateur à deux dimensions permet de traduire le niveau de confiance dans les résultats de l'évaluation de chaque écosystème. Cet indicateur est une adaptation des principes suivis par le GIEC⁴ (Mastrandrea *et al.* 2010), en accord avec les lignes directrices de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN (Keith *et al.* 2024). Dans cet indicateur, le degré de confiance est décomposé en deux paramètres (Figure 4) :

1. **Le consensus** entre les sources d'informations sur laquelle l'évaluation est basé, en l'occurrence **entre les experts du comité technique** qui appuient l'évaluation ;
2. **La qualité des indicateurs**, c'est-à-dire les données (directes ou proxy) à partir desquelles le **critère déterminant du statut** est évalué.

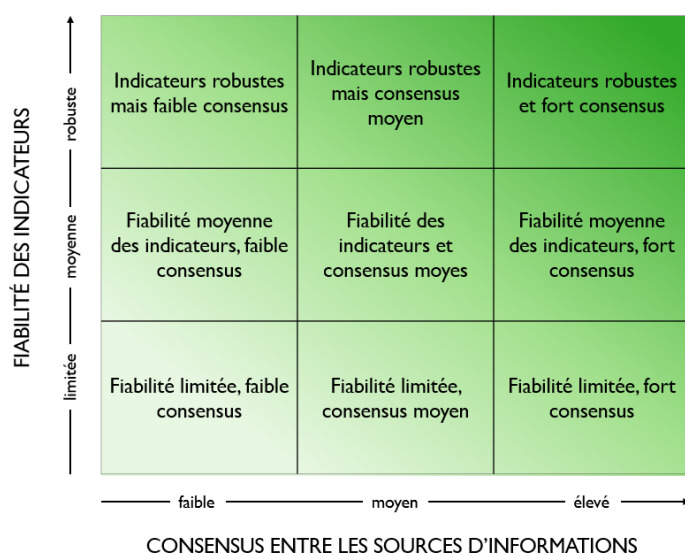


Figure 4 : Représentation schématique de la relation entre le niveau de confiance de l'évaluation et deux indicateurs de confiance d'après (Mastrandrea *et al.* 2010) : la fiabilité des indicateurs (ordonnées) et le consensus entre les experts du comité technique accompagnant le processus d'évaluation (abscisses). Plus ces deux indicateurs sont « élevés », plus le niveau de confiance dans les résultats de l'évaluation est élevé.

La section « Fiabilité de l'évaluation » dans la section « Évaluation » de chaque écosystème reprend la nomenclature présentée dans la Figure 4.

⁴ Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, ou *intergouvernemental panel on climate change (IPCC)* en anglais.

Évaluations selon la méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN

Mangroves de Nouvelle-Calédonie

Présentation et distribution géographique

Les mangroves en Nouvelle-Calédonie se concentrent majoritairement sur la côte ouest, qui est abritée des vents dominants. Dans la province des Îles Loyauté, seule l'île d'Ouvéa abrite des mangroves au sens strict (Figure 5). À Lifou et Maré, bien que certaines espèces de palétuviers soient présentes, il ne s'agit pas de formations véritablement inféodées aux milieux de mangroves *stricto sensu* (Virly *et al.* 2025). Cependant, il est important de souligner que ces formations présentent une importance écologique majeure et constituent des peuplements très spécifiques et caractéristiques. C'est notamment le cas de peuplements de palétuviers « prisonniers » de cénoses à Lifou et Maré, situés parfois à plus d'un kilomètre de la mer. Ces formations, très anciennes, ont survécu à des phénomènes géomorphologiques majeurs tels que l'affaissement des falaises, développant des stratégies adaptatives singulières. Elles forment des écosystèmes uniques, riches et vulnérables, qui méritent une attention particulière. De même, en raison des limites des outils cartographiques, ou de la superficie très restreinte de certaines mangroves, elles n'apparaissent pas toutes dans la cartographie CARNAMA utilisée dans le cadre de cette évaluation. C'est notamment le cas de la mangrove de Lékine, qui n'en demeure pas moins une mangrove caractéristique, avec des peuplements très spécifiques qu'il convient de préserver.

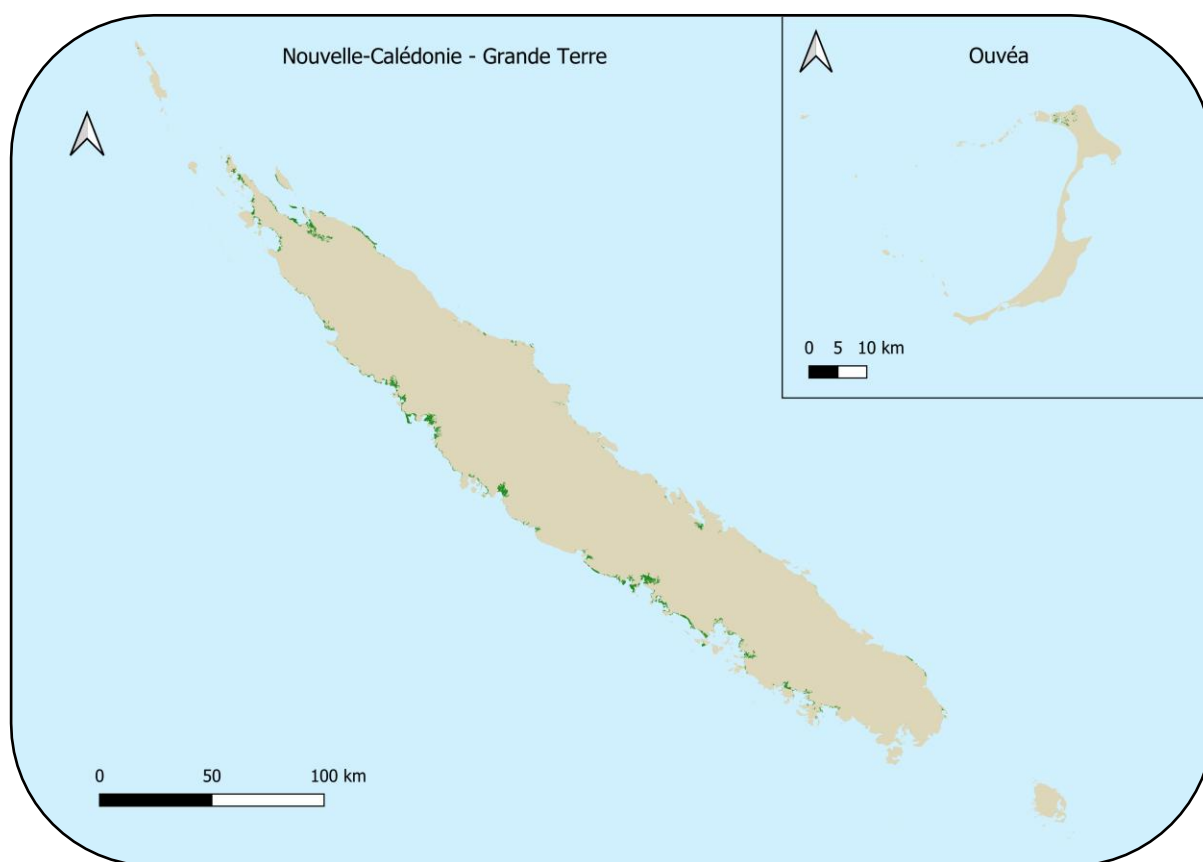


Figure 5 : Distribution spatiale des mangroves de Nouvelle-Calédonie d'après les données de CARNAMA v2 (2023)⁵. Fond de carte : GADM v4.1 (2022).

⁵ <https://www.pole-tropical.org/actions/les-actions-du-reseau-dobservation-des-mangroves/2023-une-nouvelle-version-de-carnama-pour-les-membres-du-rom/>

Processus et interactions clés

La Figure 6 ci-dessous résume le fonctionnement global de l'écosystème « Mangroves de Nouvelle-Calédonie » ainsi que les impacts des principales menaces identifiées.

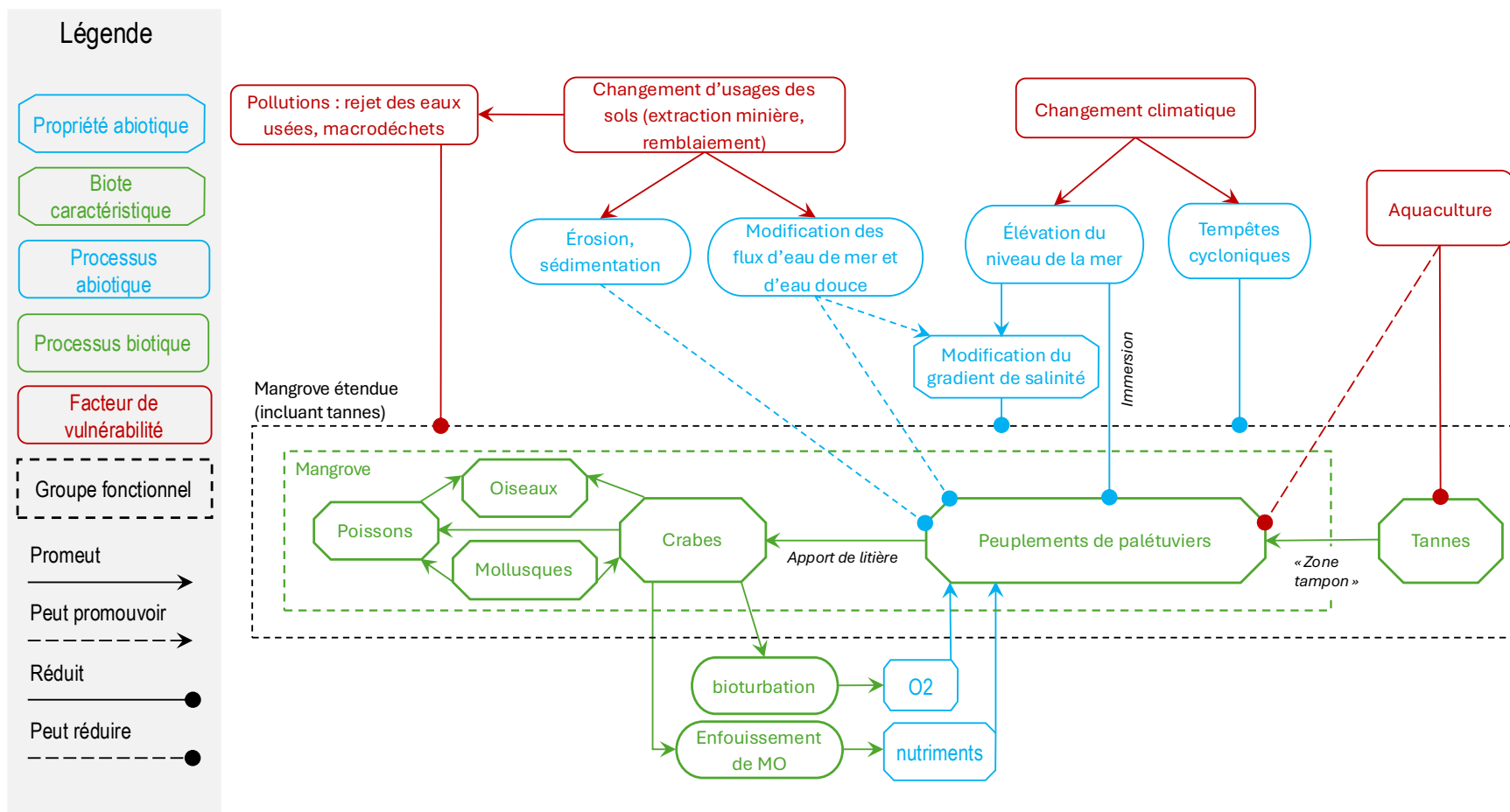


Figure 6 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème "mangroves de Nouvelle-Calédonie" et des impacts des menaces identifiées.

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.0, 2024)

■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

Le critère A comprend trois sous-critères visant à évaluer la réduction de la distribution spatiale de l'écosystème :

- **A1**, qui mesure le déclin sur les 50 dernières années,
- **A2**, qui évalue la réduction prévue sur une période de 50 ans, soit uniquement dans le futur (**A2a**) ou incluant le présent et le futur (**A2b**),
- et **A3**, qui analyse le déclin depuis l'année 1750 ou une date proche.

En Nouvelle-Calédonie, la réduction de l'étendue spatiale des mangroves est principalement causée par des pressions antagonistes : l'urbanisation, les aménagements anthropiques - et notamment les remblais - limitent leur progression vers les terres, tandis que la montée du niveau de la mer restreint leur expansion vers le littoral.

A1. Réduction au cours des 50 dernières années

Des données disponibles entre 1974 et 2023 indiquent qu'il n'y a pas eu de déclin net de la superficie des mangroves en Nouvelle-Calédonie. En 1974, le Centre Technique Forestier Tropical estime la surface de mangroves à 20 756 ha. En 1980, Morat estimait la surface totale des mangroves à environ 20 000 hectares, une information issue d'une communication personnelle citée par la FAO (FAO 2003), et confirmée par l'Office de la recherche scientifique et technique outre-mer (ORSTOM 1981). Cette estimation est également confirmée par Thollot, qui, d'après une observation et une planimétrie rapide de cartes au 1/200 000, indique une surface de 20 250 ha en 1987 (Thollot 1987).

L'estimation de la surface des mangroves en Nouvelle-Calédonie proposée dans le *World Atlas of Mangroves* en 1981, (Spalding *et al.* 1997), soit 45 600 hectares, apparaît donc très élevée au regard des autres estimations recensées. Cette divergence s'explique par plusieurs biais méthodologiques. D'abord, les données utilisées dans l'atlas reposent sur une agrégation de sources hétérogènes, parfois anciennes et non validées localement, sans contrôle quantitatif de précision⁶. La cartographie s'appuie sur une résolution spatiale relativement grossière (environ 30 m), inadéquate pour les milieux côtiers complexes et fragmentés comme ceux de la Nouvelle-Calédonie. Des études comparatives ont montré que les discordances spatiales entre les cartes mondiales de mangroves peuvent dépasser plusieurs degrés de latitude ou de longitude, en particulier dans les systèmes côtiers fragmentés (Ximenes *et al.* 2023). Enfin, la définition adoptée dans l'atlas tend à inclure des zones périphériques ou intertidales (tannes végétalisés, forêts inondables adjacentes) qui ne sont pas toujours considérées comme des mangroves *stricto sensu* dans les approches locales (Bunting *et al.* 2018). Ces facteurs contribuent à une surestimation manifeste par rapport aux évaluations fondées sur des méthodes homogènes, et à une meilleure résolution, telles que celles utilisées par Global Mangrove Watch ou CARNAMA. L'estimation du *World Atlas of Mangroves* ne sera donc pas pris en considération dans le cadre de cette évaluation.

À partir des années 2000, plusieurs études font état d'une augmentation apparente de la superficie, bien que les méthodes diffèrent légèrement : en 2004, Lebigre l'estimait à 27 700 ha (Lebigre 2013) ; en 2006, ZoneCO la chiffrait à 25 884 ha (Virly 2008). En 2023, la version 2 de CARNAMA l'estime à 28 304 ha (Taureau 2023).

Le jeu de données Global Mangrove Watch (GMW) fournit actuellement des estimations issues de l'observation satellitaire de l'étendue mondiale et des changements des forêts de mangroves pour onze époques annuelles entre 1996 et 2020. Les données sont produites à partir d'images Sentinel-2 à résolution spatiale de 10 m (v4.0.19). Selon GMW, la surface de mangroves en Nouvelle-Calédonie était de 33 413 ha en 2020. Une perte de 653 ha a été enregistrée entre 1996 et 2009, suivie d'un gain de 1 054 ha entre 2010 et 2020. La superficie dans les années

⁶ <https://www.mangroves4sdgs.com/about>

2018-2019 (32 822 ha et 33 254 ha respectivement) serait équivalente à celle de 1996 (33 008 ha), ce qui souligne la stabilité globale de la distribution spatiale des mangroves sur les 25 dernières années (Bunting *et al.* 2024).

Ces estimations sont sujettes à des variations méthodologiques, liées par exemple à la résolution des images, à la définition des limites (notamment l'inclusion ou non des tannes), ou encore à la nature fragmentée des mangroves dans les baies et estuaires. Ces facteurs rendent délicate toute tentative de mesure parfaitement homogène au cours du temps. Dans l'ensemble, comme il existe de nombreuses petites unités de mangrove et que leur délimitation peut varier selon les auteurs, il semble difficile d'obtenir des mesures historiques objectives de leur superficie exacte ainsi que de leur évolution spatiale. Par conséquent, les estimations de la superficie des mangroves en Nouvelle-Calédonie doivent être interprétées avec prudence (Lebigre 2013).

Cependant, aucun élément ne permet d'affirmer qu'un déclin $\geq 30\%$ s'est produit au cours des 50 dernières années. Les données disponibles ne montrent aucune perte nette significative de la distribution spatiale des mangroves en Nouvelle-Calédonie sur les 50 dernières années. Au contraire, malgré des incertitudes liées à la méthode de cartographie, les tendances sont cohérentes et indiquent une stabilité voire une légère augmentation des surfaces.

Toutefois, des diminutions importantes ont eu lieu sur certaines portions du territoire, avec l'extension des zones résidentielles en bord de mer (Pointe Luzerne, Pointe à la Dorade, Savannah-sur-Mer, Naïa, Port Ouenghi par exemple), qui a conduit à la destruction de mangroves denses. Par exemple, à Nouméa, entre 1960 et 1989, plus de 230 hectares de mangroves ont disparu sous l'effet de l'urbanisation, et entre 1986 et 2001, 25 km de côte ont été transformés en remblais sur les mangroves et platiers coralliens (Larrue 2013).

Tableau 1 : Résumé des superficies estimées selon les différentes sources recensées

Année	Superficie estimée (ha)	Source / Étude	Méthodologie / Remarques
1974	20 756	CTFT, 1975. Inventaire des ressources forestières de la Nouvelle-Calédonie.	Inventaire forestier (non publié) (Wilki 2007)
1980	~20 000	Morat cité par (FAO 2003; ORSTOM 1981)	Communication personnelle
1981	20 000	(ORSTOM 1981)	Non précisé, mais ont dissocié les formations marécageuses des mangroves
1981	45 600	(Spalding <i>et al.</i> 1997)	<i>Analyse cartographique tirée de la carte : ORSTOM (1981). Atlas de la Nouvelle-Calédonie et Dépendances. 1:1,000,000. Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer, Paris, France.</i>
1987	20 250	(Thollot 1987)	Observation et planimétrie de cartes au 1/200 000
2000	22 210	Initiative « L'Atlas mondial des mangroves »	Interprétation des images LANDSAT pour l'année 2000 entrepris par UNEP-WCMC (Wilki 2007)
2003	17 140	Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie	Superficie calculée à partir de cartes différentes de tout le pays (Wilki 2007)
2004	27 700	(Lebigre 2004)	Méthode non précisée
2006	25 884	(Virly 2008)	ZoNéCo Digitalisation de photos aériennes et images satellite /photo-interprétation / vérité terrain Période des données :1982 à 2006 avec 90% entre 2000 et 2006

2020	33 413	Global Mangrove Watch (Bunting <i>et al.</i> 2024)	Données satellitaires (Sentinel-2, résolution 10 m)
2023	28 304	CARNAMA v2 (Taureau 2023)	Analyse d'images satellites Sentinel-2 et classification semi-automatique/photo-interprétation

D'après le contexte et les données présentées (Tableau 1), aucune perte significative de la surface globale de l'écosystème de mangroves en Nouvelle-Calédonie n'a été observée au cours des 50 dernières années, malgré des pressions localisées entraînant des pertes ponctuelles. Le comité technique estime que la distribution spatiale de cet écosystème ne s'est pas réduite de 30 % ou plus durant cette période.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Préoccupation mineure » (LC).

A2a. Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

Afin d'évaluer les critères A2a et A2b, deux modèles linéaires distincts ont été utilisés, construits à partir des données issues de la base Global Mangrove Watch (GMW) version 3⁷ (Bunting *et al.*, 2022) pour la Nouvelle-Calédonie. Pour rappel, le GMW est une base mondiale produite à partir de la combinaison de données satellitaires multi-capteurs (notamment Sentinel-1, Landsat) et de méthodes avancées de classification automatique validées à l'échelle globale.

Deux types de modèles ont été testés afin d'examiner leur capacité à représenter au mieux l'évolution future de la surface de l'écosystème : un modèle linéaire et un modèle exponentiel, correspondant respectivement à un changement constant et à un taux de changement proportionnel. Ces projections reposent sur l'hypothèse que les tendances observées dans le passé se maintiendront, ce qui suppose une stabilité des pressions et des contraintes écologiques. Toutefois, certains facteurs environnementaux, tels que la contrainte physique exercée par la mer sur l'expansion des mangroves, s'accroissant avec le changement climatique, pourraient altérer cette dynamique et empêcher sa poursuite selon une trajectoire exponentielle. Bien que les deux modèles présentent un ajustement similaire aux données historiques (valeurs d'AIC très proche), le modèle exponentiel projette une augmentation plus marquée de la surface à long terme. En raison de ces considérations écologiques, le modèle linéaire a été retenu comme scénario de référence.

La régression effectuée sur l'ensemble de la série disponible (1996–2020) n'étant pas robuste ($R^2 = 0.05$), différentes périodes ont été testées afin d'identifier l'intervalle temporel le plus pertinent pour évaluer le critère A2a, et A2b par la suite.

Le modèle pour le critère A2a a été ajusté sur la période 2009–2020, correspondant aux années les plus récentes du jeu de données, afin de projeter l'évolution future de la surface des mangroves jusqu'en 2075, critère A2a (Figure 7). Il montre une tendance significative à l'augmentation de la surface des mangroves, à un rythme moyen de +0,82 km²/an ($R^2 = 0.63$; $p = 0.019$).

⁷ Données disponibles publiquement via <https://data.globalmangroveswatch.org>

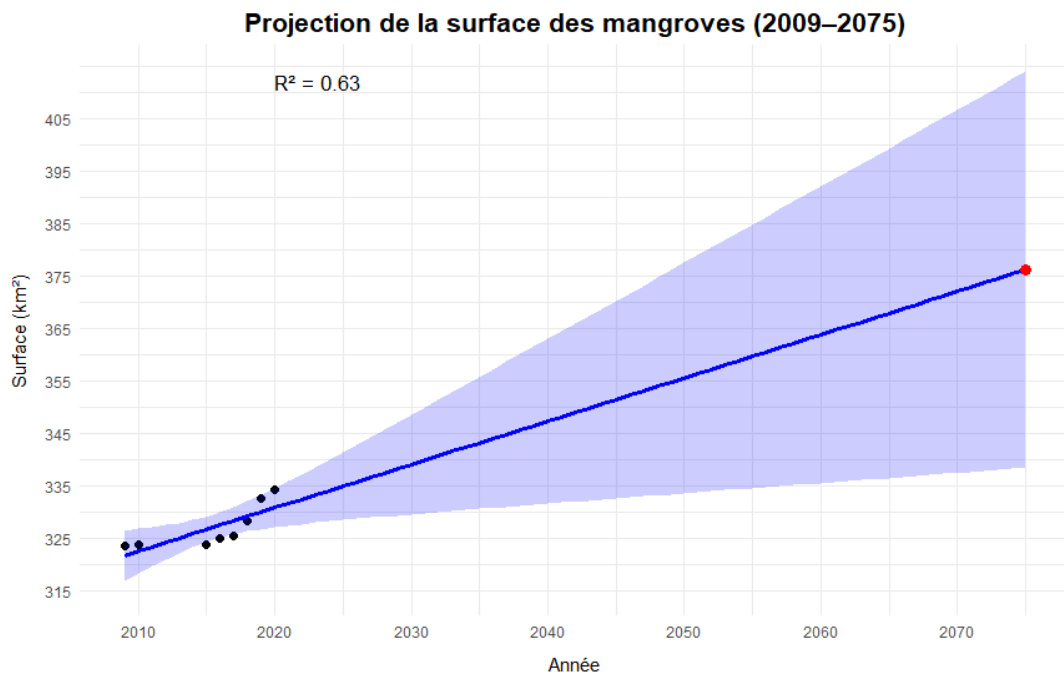


Figure 7 : Évolution observée de la surface des mangroves en Nouvelle-Calédonie entre 2009 et 2020 (points noirs), et projection linéaire de cette surface jusqu'en 2075 (ligne bleue). La zone bleue autour de la droite de régression correspond à l'intervalle de confiance à 95 % de la projection. Le point rouge correspond à la surface de mangrove projetée pour l'année 2075. Données source : GMW v3.0

Le résultat obtenu indique une augmentation projetée de 12,32 % entre 2025 et 2075, reflétant une tendance récente à la stabilité voire à une reprise légère de la surface. D'après la régression linéaire réalisée sur les données de 2009 à 2020, la surface des mangroves en Nouvelle-Calédonie est estimée augmenter en moyenne de 0,82 km² par an. En poursuivant cette tendance, la surface projetée pour 2075 est d'environ 376,1 km², soit une augmentation de 16,9 % par rapport à 2009 si cette tendance se poursuit. Cependant, il convient de rester prudent : cette expansion pourrait être limitée par des contraintes naturelles, notamment la présence de la mer d'un côté, qui restreint l'espace disponible pour l'expansion des mangroves. De plus, des facteurs environnementaux ou anthropiques non pris en compte dans ce modèle pourraient influencer cette dynamique à l'avenir.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Préoccupation mineure » (LC).

A2b. Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Grâce aux données GMW, un second modèle pour le critère A2b a été construit à partir de la période 1996–2010 (Figure 8), afin d'inclure des données à la fois historiques, actuelles et futures. Cette période a été retenue car elle présente une relation statistiquement significative et une qualité d'ajustement satisfaisante ($R^2 = 0,95$; $p < 0,01$). Le modèle permet d'estimer le taux de changement et de projeter l'évolution de la surface des mangroves jusqu'en 2046, offrant ainsi une fenêtre temporelle de 50 ans centrée sur le présent. Il met en évidence une réduction estimée de 6,95 % entre 1996 et 2046, avec une surface projetée de 307,29 km² en 2046.

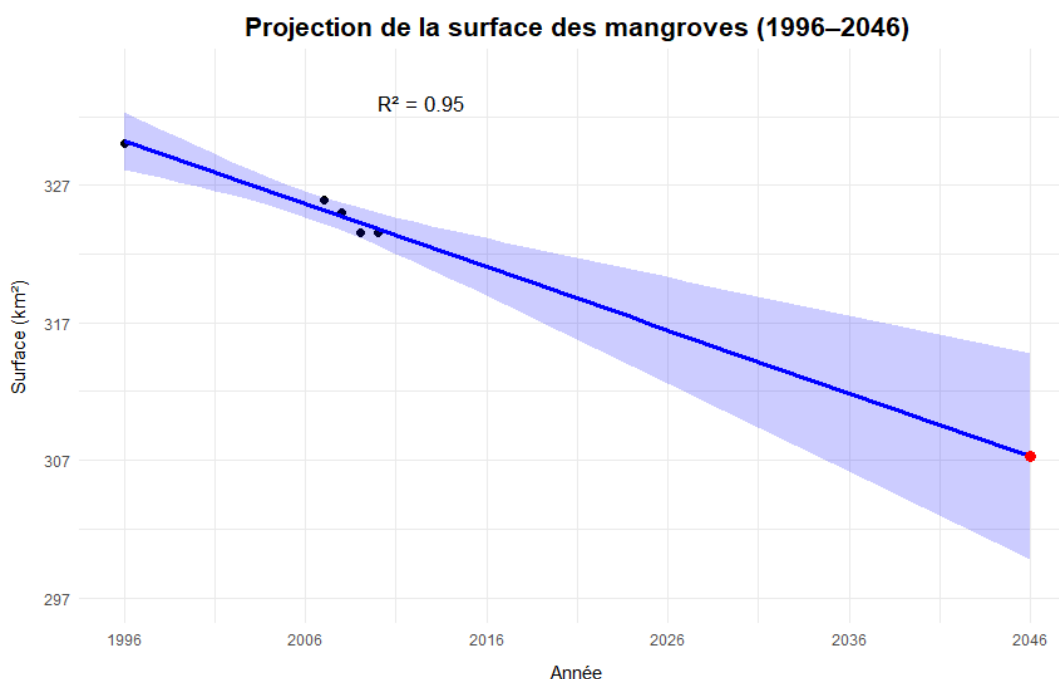


Figure 8 : Évolution observée de la surface des mangroves en Nouvelle-Calédonie entre 1996 et 2010 (points noirs), et projection linéaire de cette surface jusqu'en 2046 (ligne bleue). La zone bleue autour de la droite de régression correspond à l'intervalle de confiance à 95 % de la projection. Le point rouge correspond à la surface de mangrove projetée pour l'année 2046. Données source : GMW v3.0

Malgré des tendances contrastées selon la période étudiée (légère augmentation entre 2020 et 2075 ou diminution modérée entre 1996 et 2046), aucune des deux projections ne dépasse le seuil de 30 % de perte de surface sur 50 ans.

Ces valeurs prédites doivent être interprétées avec prudence. Les mangroves, adaptées exclusivement aux environnements intertidaux, ne peuvent pas étendre leur superficie indéfiniment. De plus, l'élévation du niveau de la mer, combinée à l'urbanisation du littoral, pourrait fortement limiter leur migration vers l'intérieur des terres, et ainsi réduire leur potentiel de développement.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Préoccupation mineure » (LC).

A3. Réduction depuis une référence historique (≈1750)

Avant la colonisation, les mangroves calédoniennes formaient des peuplements denses et continus, difficilement accessibles et non exploités à des fins touristiques ou industrielles (Lebigre 2003). De même, l'impact humain sur les mangroves était limité et évoluait lentement, se résumant principalement à la collecte de bois de chauffage et à la chasse de subsistance. Le mode de vie traditionnel et la faible densité des populations Lapita et Kanak ont permis de préserver ces écosystèmes, perçus comme des ressources naturelles essentielles (Lebigre 2013).

Depuis le XIX^e siècle, et plus particulièrement après la découverte d'un nouveau minerai de nickel en 1864, les mangroves ont été soumises à des pressions anthropiques croissantes. L'exploitation minière s'est rapidement développée et a pris une dimension industrielle avec la mécanisation après 1945 (Bailly 2017), impliquant l'usage massif d'engins lourds (bulldozers, pelleteuses, camions), souvent responsables de remblais ou de destructions directes de mangroves (Bencivengo 2014).

Cependant, aucune donnée spatiale quantitative fiable n'est disponible concernant la superficie des mangroves vers 1750, ni avant l'industrialisation. Les premières estimations chiffrées disponibles datent des années 1980. Par conséquent, bien que l'on puisse raisonnablement supposer qu'une réduction de la superficie des mangroves a eu lieu entre 1750 et 1980, aucune donnée quantitative directe ne permet de mesurer ce déclin ou son ampleur. En l'absence de données précises sur l'étendue initiale des mangroves autour des années 1750, l'écosystème ne peut pas être évalué avec certitude sous le critère A3.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

Conclusion de l'évaluation du critère A : la catégorie « Préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème « mangroves de Nouvelle-Calédonie » pour ce critère.

■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

Le critère B comprend trois sous-critères visant à évaluer les écosystèmes à distribution restreinte :

- **B1**, qui mesure la zone d'occurrence (EOO) à l'aide d'un polygone convexe minimal qui englobe toutes les occurrences connues de l'écosystème,
- **B2**, qui évalue l'aire de répartition (AOO) à partir d'une grille de mailles de 10x10 km,
- et **B3**, qui considère le nombre de localités, c'est-à-dire les zones au sein desquelles une seule menace peut affecter rapidement l'intégralité de l'écosystème évalué.

Pour qu'un écosystème soit considéré menacé selon le critère B, il doit **également** présenter, ou être susceptible de présenter, un déclin continu de sa répartition, de la qualité de son environnement ou de ses interactions biotiques.

B1. Zone d'occurrence (km²)

La zone d'occurrence des mangroves de Nouvelle-Calédonie comprend tout le long de la Grande Terre et le nord de l'île d'Ouvéa. Elle s'étend sur plus de 50 000 km² (**50 962 km²**) d'après les données dont nous disposons (Figure 9).

Compte tenu de la proximité avec le seuil quantitatif qui marquerait un passage au statut vulnérable, et en tenant compte de facteurs qualitatifs aggravants, notamment les impacts liés au changement climatique, le comité technique considère qu'un classement en statut quasi menacé est justifié pour cet écosystème.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Quasi menacé » (NT).

B2. Zone d'occupation (maille 10x10 km)

D'après les données dont nous disposons, cet écosystème occupe 154 mailles de 10x10 km² (Figure 9).

Afin de refléter plus fidèlement la répartition effective de l'écosystème évalué, une correction est appliquée au calcul de l'aire d'occupation (AOO) lorsque la distribution des patchs d'écosystèmes est asymétrique (Keith *et al.* 2024), ce qui est le cas ici : voir Figure 19 en Annexe 3. Cette correction consiste à exclure les mailles ne contenant que de très petites occurrences, dont la contribution à la persistance de l'écosystème est considérée comme négligeable. Cette approche permet d'éviter une surestimation de l'AOO en tenant compte du fait que de nombreux petits fragments n'offrent qu'un faible effet de répartition du risque. Pour cela, on exclut de l'AOO les mailles qui représentent collectivement **jusqu'à 1 % de la superficie totale cartographiée** de l'écosystème concerné. Ainsi, **au moins 99 % de l'étendue de l'écosystème** sera toujours pris en compte. Après cette correction, on obtient un AOO de **93 mailles** (Figure 9). L'analyse d'incertitude liée à la grille n'a pas été réalisée, car cela n'aurait pas modifié la catégorie obtenue. Toutefois, le nombre exact de cellules de grille pourrait être légèrement inférieur ou supérieur à 93.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Préoccupation mineure » (LC).

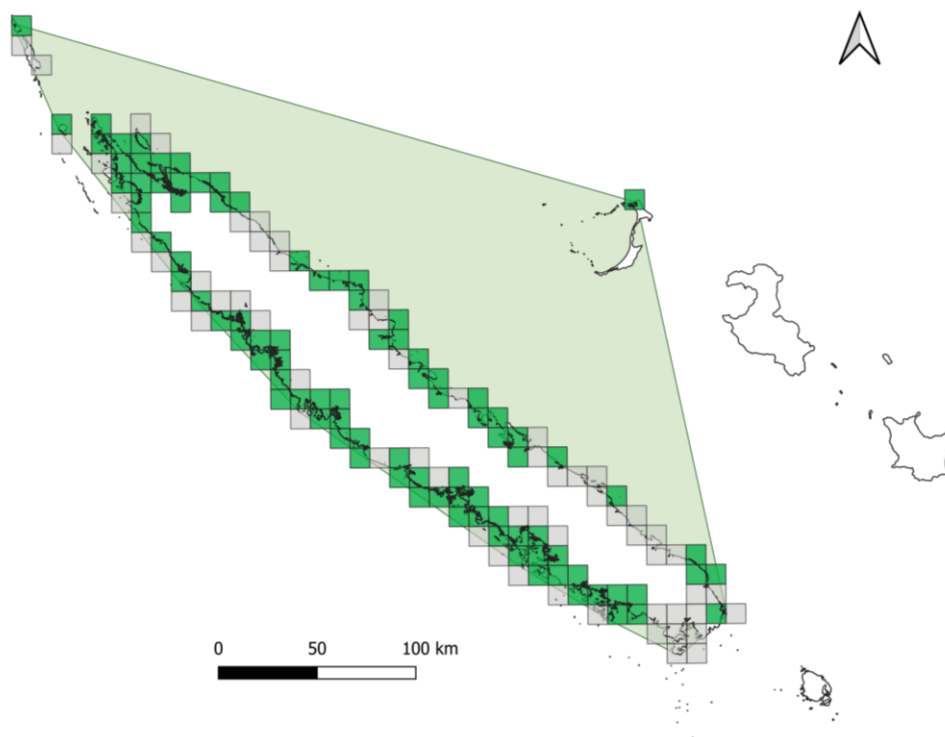


Figure 9 : Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des mangroves de Nouvelle-Calédonie. Les mailles qui, collectivement, occupent 99% de l'étendue de l'écosystème sont en vert. Celles qui, ensemble, occupent jusqu'à 1% de l'étendue totale de l'écosystème et qui sont retirées lors de la correction de l'AOO sont en gris. (CARNAMA, 2023). Fond de carte : GADM v4.1 (2022). Quadrillage en mailles 10x10km EPSG3163 : INPN (consulté en mai 2025)⁸.

B3. Nombre de localités

D'après les lignes directrices pour l'application des critères de la Liste rouge des écosystèmes, une localité est une zone particulière définie selon des critères géographiques ou écologiques, au sein de laquelle une seule menace peut affecter rapidement l'intégralité de l'écosystème évalué (IUCN 2024). Pour être évalué selon le critère B3, l'écosystème concerné doit être présent dans un nombre très limité de localités (généralement moins de 5), et exposé à des menaces graves, qu'elles soient d'origine anthropique ou naturelle, le rendant ainsi susceptible de s'effondrer ou de devenir « En danger critique » d'ici les deux prochaines décennies environ.

D'après Duke et Virly (Duke *et al.* 2023; Virly 2008), on distingue huit types de formations de mangroves en Nouvelle-Calédonie : frange côtière, fond de baie, lagunaire, estuarienne, intermédiaire, fluviale, îlot de mangrove isolé en pleine mer et en patch interne marécageux ou asséché. Au total, 272 sites de mangroves ont été recensés à partir de photographies aériennes (Virly *et al.* 2025).

En Nouvelle-Calédonie, la menace principale à l'horizon des 20 prochaines années serait l'artificialisation du littoral (urbanisation côtière). Toutefois, cette pression est fortement localisée et ne s'applique pas de manière simultanée à l'ensemble du territoire. Les mangroves sont réparties dans un grand nombre de localités écologiquement distinctes, dont certaines (notamment en zones peu anthropisées ou protégées) sont peu exposées à l'urbanisation à court ou moyen terme. Ainsi, le nombre de localités, au sens du critère B3, est estimé à plus de cinq (Figure 7).

La montée du niveau de la mer représente également une menace plausible à un horizon temporel plus long, mais son impact varie selon les types de formations, plus ou moins vulnérables à la montée des eaux. Certaines zones, notamment celles comportant des tannes, offrent des possibilités de migration des mangroves vers l'intérieur des terres, atténuant partiellement la vulnérabilité.

⁸ <https://www.patrinat.fr/fr/page-temporaire-de-telechargement-des-referentiels-de-donnees-lies-linpn-7353>

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Préoccupation mineure » (LC).

Conclusion de l'évaluation du critère B : la catégorie « quasi-menacée » (NT) est attribuée à l'écosystème « mangroves de Nouvelle-Calédonie » pour ce critère.

■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

Le critère C comprend trois sous-critères visant à évaluer la dégradation fonctionnelle de l'écosystème liée à des modifications de variables abiotiques :

- **C1**, qui mesure la dégradation survenue au cours des 50 dernières années,
- **C2**, qui évalue la dégradation projetée sur une période de 50 ans, soit uniquement dans le futur (C2a) ou incluant le présent et le futur (C2b),
- et **C3**, qui analyse la dégradation intervenue depuis l'année 1750 ou une date proche.

La catégorie de menace est déterminée en fonction de la sévérité relative de la dégradation et de la proportion de l'écosystème concernée.

Les mangroves de Nouvelle-Calédonie sont principalement exposées aux effets du changement climatique, notamment à l'élévation du niveau de la mer et à l'augmentation des événements cycloniques qui en résultent. Parmi tous les impacts climatiques, l'élévation relative du niveau de la mer semble constituer la menace la plus importante pour ces écosystèmes. Cette élévation affectera particulièrement les mangroves dont la surface sédimentaire est en net abaissement, et pour lesquelles la migration vers l'intérieur des terres est limitée. Il a été démontré que les mangroves des îles du Pacifique sont exposées à un risque de pertes importantes (Gilman et al., 2008). La présence de tannes en arrière-mangrove peut néanmoins jouer un rôle de zone tampon, offrant un espace pour la migration terrestre des mangroves face à la submersion côtière.

CI. Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

À l'échelle des 50 dernières années, les principaux facteurs de dégradation des caractéristiques abiotiques des écosystèmes de mangroves sont l'érosion et la perturbation sédimentaire, principalement liées aux activités humaines. Ces perturbations résultent essentiellement de l'exploitation minière et de l'urbanisation. À cela s'ajoute la pollution hydrique et atmosphérique, également d'origine anthropique. Cependant, pour les mangroves de Nouvelle-Calédonie, aucune série temporelle cohérente n'a pu être établie concernant les indicateurs de ces perturbations.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

C2a. Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Lorsque le niveau de la mer s'élève par rapport à la surface des mangroves, les mangroves cherchent à se déplacer vers l'amont pour conserver des conditions environnementales optimales, notamment la période, la fréquence et la profondeur d'inondation, ainsi que la salinité. Cette migration n'est possible que si la topographie le permet (pente douce), et s'il n'y a pas d'infrastructures bloquantes (routes, digues...). En l'absence de conditions favorables, les mangroves risquent de se réduire à une étroite frange côtière, voire de disparaître totalement (Gilman 2006).

L'évaluation du critère C2a repose sur l'élévation future du niveau marin, utilisée comme indicateur de l'augmentation de la durée et de la fréquence des inondations par la marée, ce qui peut pousser la végétation de mangrove au-delà des seuils de tolérance aux inondations propres à chaque espèce.

Toutefois, une accrétion verticale suffisante permettrait aux mangroves de suivre ce rythme en maintenant une élévation du sol adéquate à la croissance des plantes (Lovelock *et al.* 2015). En effet, les mangroves sont fortement dépendantes de l'équilibre entre le niveau moyen de la mer, le taux de sédimentation et la fréquence d'inondation. Pour ce critère, l'effondrement de l'écosystème correspond donc à une submersion nette durable, c'est-à-dire que l'accrétion est inférieure à la montée du niveau de la mer.

Selon les projections du GIEC, entre 2025 et 2075, l'élévation médiane du niveau de la mer en Nouvelle-Calédonie est estimée à **+30,4 cm** sous le scénario intermédiaire **SSP2-4.5**, et à **+40,3 cm** sous le scénario pessimiste **SSP5-8.5**. En tenant compte de l'incertitude (quantiles 5–95 %), cette augmentation pourrait varier de **+19,4 à +52,2 cm** pour SSP2-4.5, et de **+27,1 à +66,8 cm** pour SSP5-8.5 (Figure 10).

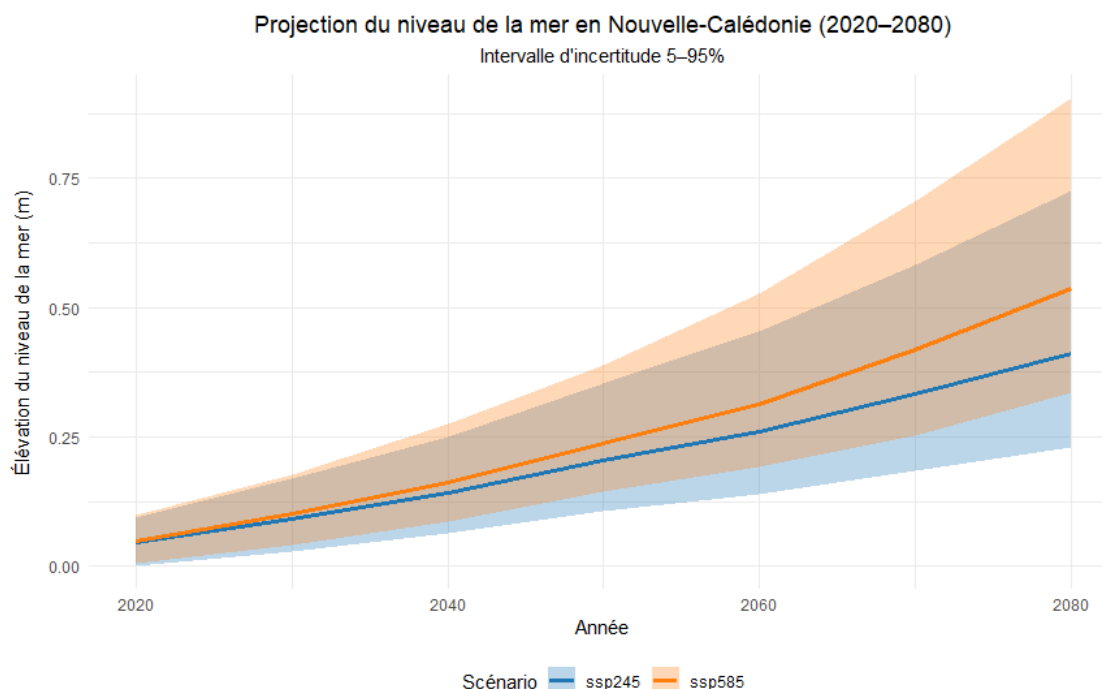


Figure 10 : Projections de l'élévation du niveau de la mer en Nouvelle-Calédonie entre 2020 et 2080 selon deux scénarios climatiques du 6e rapport d'évaluation du GIEC (AR6) : SSP2-4.5 (scénario intermédiaire, en bleu) et SSP5-8.5 (scénario pessimiste, en orange). Les données proviennent des projections régionales fournies par la NASA⁹(Garner *et al.* 2021; Intergovernmental Panel On Climate Change (Ipcc) 2023; Kopp *et al.* 2023). Les bandes colorées représentent l'intervalle de confiance entre les quantiles 5 % et 95 %. La ligne pleine indique la médiane des projections.

L'augmentation moyenne du niveau de la mer entre 2025 et 2075 serait donc d'environ **6,1 mm/an** sous le scénario SSP2-4.5, et de **8,1 mm/an** sous le scénario SSP5-8.5, avec une fourchette d'incertitude allant de **3,9 à 10,4 mm/an** pour SSP2-4.5 et de **5,4 à 13,4 mm/an** pour SSP5-8.5, ce qui peut dépasser les capacités naturelles d'adaptation verticale des mangroves. Des études montrent que la capacité maximale d'adaptation verticale des mangroves se situe autour de 6 mm/an, au-delà de quoi leur survie est compromise, sauf en cas de migration possible vers l'intérieur des terres (Lovelock *et al.* 2015; Saintilan *et al.* 2020).

D'autres mesures des taux d'accrétion dans le Pacifique sont inférieurs : 1,1 à 2,0 mm/an sur l'île haute de Viti Levu (Fidji), et seulement 0,7 mm/an sur l'île basse de Tongatapu (Tonga) (Ellison 2018). Les archives stratigraphiques confirment cette tendance à long terme : les mangroves des îles hautes ont pu suivre des élévations jusqu'à 4,5 mm/an, et celles des îles basses, seulement jusqu'à 1,2 mm/an. Ces résultats suggèrent que les mangroves des îles hautes sont potentiellement moins vulnérables à la montée des eaux, en raison de leur capacité accrue d'accrétion et de possibilités de migration. Toutefois, cette migration dépend de plusieurs facteurs : la capacité de colonisation des espèces, l'état des habitats disponibles, la pente du terrain et la présence d'infrastructures côtières (Ward *et al.* 2016).

⁹ <https://sealevel.nasa.gov/ipcc-ar6-sea-level-projection-tool>. We thank the projection authors for developing and making the sea-level rise projections available, multiple funding agencies for supporting the development of the projections, and the NASA Sea Level Change Team for developing and hosting the IPCC AR6 Sea Level Projection Tool.

À partir de la typologie des formations de mangroves décrites dans l'étude préliminaire à cette évaluation LRE (Virly *et al.* 2025), une correspondance avec la typologie de Krauss (Krauss *et al.* 2014) a été réalisée, pour obtenir des estimations de l'accrétion verticale des mangroves en Nouvelle-Calédonie (Tableau 2).

Tableau 2 : Correspondance entre la typologie de formation de mangroves de Nouvelle-Calédonie dans (Virly *et al.* 2025) et dans (Krauss *et al.* 2014) et valeurs d'accrétion verticale estimées associées

Types de formation de mangrove en Nouvelle-Calédonie	% de chaque formation en Nouvelle-Calédonie	Zone hydro-géomorphologique	Accrétion verticale estimée (mm/an)
Frange côtière	26%	Fringe	1.6 - 8.6
Fond de baie et lagunaire	41.5%	Basin/interior	0.7 - 20.8
Estuarienne, fluviale et intermédiaire	29.3%	Riverine	6.5 - 13.0
Îlots isolés en mer	2.0%	Overwash island	4.4 - 6.3
Patchs internes asséchés ou marécageux	0.8%	Scrub	2.0

L'effondrement du fonctionnement écologique est considéré lorsque les mangroves sont submergées, c'est-à-dire lorsque le taux d'élévation du niveau marin dépasse la capacité maximale d'accrétion. La probabilité d'effondrement a été estimée en comparant les projections d'élévation du niveau marin aux plages de capacité d'accrétion verticale des différents types de mangrove. Une estimation linéaire a été utilisée pour représenter la sévérité relative lorsque l'élévation se situe entre les valeurs minimale et maximale d'accrétion. Cette approche a été pondérée par la surface relative de chaque type de mangrove en Nouvelle-Calédonie pour estimer le pourcentage global affecté. Pour le scénario SSP2-4.5 on obtient une estimation de 30,6% de mangroves submergées (avec une fourchette d'incertitude entre 16,0% et 66,7%), et 49,6% pour le scénario SSP5-8.5 (avec une fourchette d'incertitude entre 25,8% et 84,7%) (Figure 11).

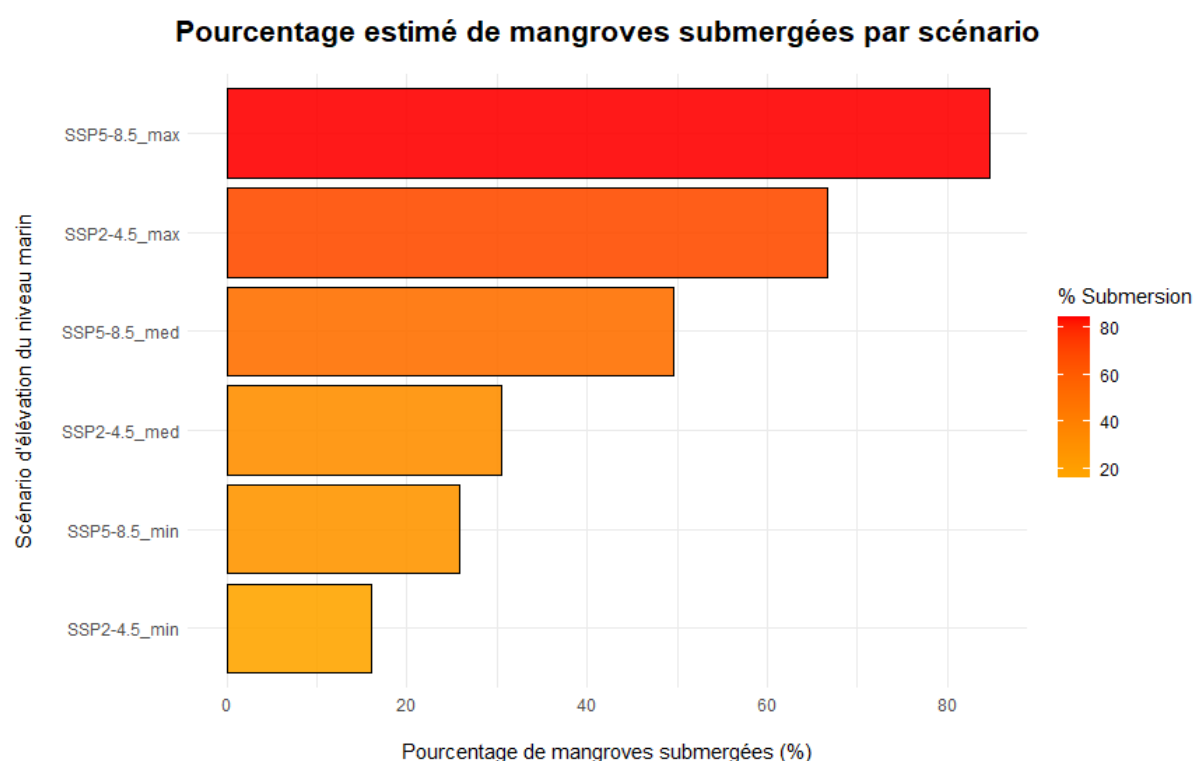


Figure 11 : Pourcentages estimés de mangroves submergées selon les deux scénarios climatiques considérés, en utilisant les valeurs d'accrétion verticale de (Krauss & Osland 2019) et en pondérant par la présence de chaque formation de mangrove en Nouvelle-Calédonie d'après Virly *et al.* 2025.

Pour estimer plus précisément la proportion de mangroves réellement exposées à un risque de submersion, on considère uniquement celles qui ne peuvent pas migrer vers l'intérieur des terres, en raison de contraintes

physiques ou humaines (absence de sols disponibles, obstacles naturels ou anthropiques). Les données de typologie du littoral fournies par l'Observatoire du Littoral de Nouvelle-Calédonie (OBLIC)¹⁰ permettent de filtrer les segments de mangrove situés en arrière-côte urbanisée, anthropisée, en terrain élevé ou en falaise (Tableau 5 Annexe 3). Le résultat indique que plus de 50% (52,6 %) des mangroves de Nouvelle-Calédonie ne disposent pas d'espace arrière propice à la migration (Figure 12).

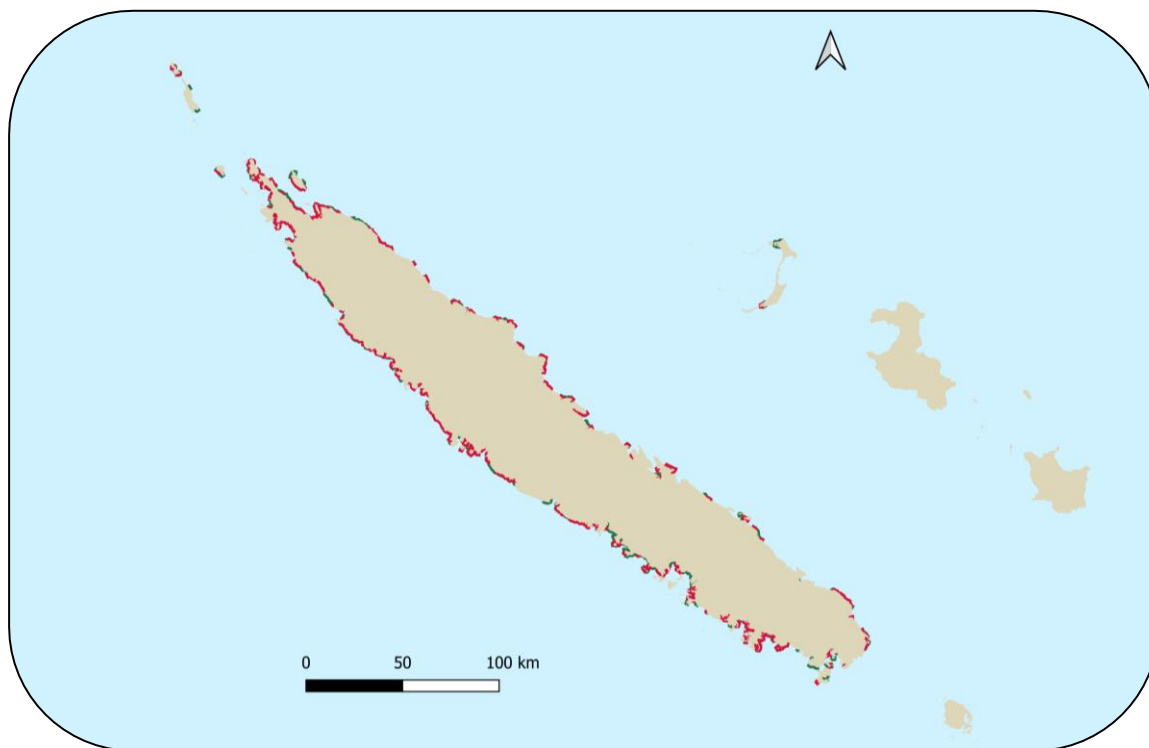


Figure 12 : Carte de potentiel de migration des mangroves, selon la présence ou non de contraintes à leur migration vers l'intérieur des terres, avec en rouge les mangroves bloquées par des obstacles naturels ou anthropiques (urbanisation, falaises, reliefs élevés) et en vert les mangroves avec un potentiel de migration non contraint. Source : données OBLIC. Fond de carte : GADM v4.1 (2022).

Ces données sont à considérer avec précaution, car dans le cas d'une élévation du niveau moyen de la mer induite par le réchauffement climatique, la réponse des écosystèmes de mangroves dépendra de plusieurs facteurs, tels que : le taux d'élévation du niveau marin, l'apport sédimentaire, les variations d'élévation du substrat des mangroves, les caractéristiques océanographiques régionales, ainsi que la géomorphologie et la topographie de la zone côtière. Par conséquent, on peut s'attendre à une variabilité locale et régionale du comportement de cet écosystème face à ce changement (Soares 2009).

Par ailleurs, dans le contexte local de la Nouvelle-Calédonie, l'impact de l'activité minière s'ajoute aux tendances naturelles. Bien que cet impact tende à se réduire grâce à l'adoption de techniques d'extraction plus respectueuses de l'environnement qu'à l'époque du « boom » du nickel, il y a environ soixante ans, de nombreux sites miniers abandonnés continuent néanmoins à alimenter les rivières et les embouchures en sédiments, et ce phénomène devrait perdurer (M. Allenbach, comm. pers.).

Les données du projet MANA'O¹¹ (Mangrove d'Ouvéa), montrent notamment que la résilience des mangroves à la montée du niveau de la mer varie selon les espèces. Ce projet suit depuis 2017 l'élévation du sol et les cycles de submersion à Saint-Joseph (Ouvéa) à l'aide de dispositifs RSET (Rod Surface Elevation Tables) et d'enregistreurs d'eau. Dans les mangroves arbustives de *Bruguiera*, le déficit d'apport sédimentaire entraîne une perte d'élévation pouvant atteindre -5 mm/an, insuffisante pour suivre la hausse du niveau marin. En revanche,

¹⁰ <https://data.gouv.nc/explore/dataset/oblic-typologie-du-littoral/information/?flg=fr-fr>

¹¹ <https://niwa.co.nz/pacific/pacific-atoll-mangrove-forests-losing-ground-sea-level-rise>

dans les peuplements arbustifs de *Rhizophora*, le substrat s'élève jusqu'à +3 mm/an, probablement grâce à une meilleure captation des sédiments fins via leurs racines aériennes. Enfin, dans les formations de grands *Bruguiera*, la déposition de litière et la croissance racinaire assurent une élévation de surface allant jusqu'à +3,5 mm/an, suggérant que les grands arbres présentent une meilleure résilience face à l'élévation du niveau de la mer.

Des mesures de taux d'accrétion dans une mangrove de type « fond de baie » à Dumbéa ont montré une variabilité selon les espèces et la profondeur, mais avec des valeurs ne dépassant jamais 7 mm/an (S. Robin, comm. pers.).

Plusieurs experts du comité technique ont souligné la difficulté d'obtenir des valeurs de taux d'accrétion verticale et les incertitudes liées à l'utilisation de valeurs moyennes décontextualisées de la réalité locale. Ces taux dépendent en effet de nombreux facteurs : géomorphologie du littoral, activités anthropiques dans les bassins versants, fréquence accrue d'événements extrêmes (tempêtes, cyclones), qui influencent le bilan net entre dépôt et export de sédiments...

Ainsi, bien que les données compilées à partir de (Krauss *et al.* 2014) offrent un cadre utile pour l'estimation, certaines valeurs, en particulier la valeur haute pour les mangroves de fond de baie, semblent surestimer les capacités réelles d'accrétion, notamment dans le contexte spécifique de la Nouvelle-Calédonie. Pour les formations lagunaires en particulier, cette surestimation est confirmée par les résultats du projet MANA'O, qui montrent que dans les formations d'Ouvéa (représentant une part importante des mangroves de type lagunaire), les taux réels d'accrétion sont bien inférieurs aux estimations hautes retenues dans le tableau de référence.

En retenant le **scénario climatique SSP5-8.5**, validé par le comité technique compte tenu du contexte actuel, la **sévérité relative** estimée atteint **49,6 %**. Ce choix de scénario est cohérent avec les travaux scientifiques de Schwalm *et al.*, qui soulignent que ce scénario reste pertinent pour évaluer les risques climatiques à l'horizon 2050, voire 2100, malgré un possible ralentissement des émissions. À l'inverse, utiliser un scénario plus modéré comme le SSP2-4.5 sous-estimerait probablement les risques, notamment parce qu'il ne tient pas compte de certains effets amplificateurs du réchauffement susceptibles d'accélérer les impacts (Schwalm *et al.* 2020). Or, si l'on ajuste les valeurs d'accrétion à la baisse pour les formations lagunaires, en considérant qu'elles ne peuvent atteindre les valeurs maximales du tableau, la sévérité relative dépasse alors **le seuil critique de 50 %**, ce qui place l'écosystème dans la **catégorie vulnérable** au titre du critère C2a, la superficie affectée atteignant plus de 50% (**52,6%**).

Par ailleurs, certaines études dans le Pacifique suggèrent que les taux d'accrétion dépassent rarement 7 mm/an. En adoptant cette valeur comme plafond, la totalité des formations se trouverait en situation de submersion, entraînant une sévérité relative de 100 %, ce qui correspond au seuil de la catégorie en danger. Compte tenu de ces éléments et du niveau d'incertitude entourant les capacités d'adaptation verticale des différentes formations, le comité technique estime justifié de retenir une catégorie vulnérable avec une incertitude vulnérable – en danger pour ce critère.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Vulnérable » VU avec une incertitude « Vulnérable – En danger » (VU-EN).

C2b. Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Aucune série temporelle cohérente n'a pu être identifiée pour documenter, sur 50 ans, la dégradation d'un composant abiotique interne de l'écosystème des mangroves de Nouvelle-Calédonie, tels que l'élévation du sol, l'épaisseur du substrat ou la salinité.

Cependant, les cyclones tropicaux représentent un facteur abiotique majeur affectant ces écosystèmes, par les vents violents, la houle, les précipitations intenses et les perturbations hydrologiques qu'ils induisent. Plusieurs études (Gilman *et al.* 2008; Mo *et al.* 2023; Taillie *et al.* 2020) ont montré leur influence sur les processus sédimentaires et hydrologiques des mangroves, avec des effets différés susceptibles de compromettre la résilience des sols et de la végétation. En parallèle, d'autres travaux (Krauss & Osland 2019; Mo *et al.* 2023; Salvat & Wilkinson 2011) prévoient une intensification des cyclones tropicaux les plus violents (catégories 4–5) en lien avec le réchauffement de la température de surface de la mer, laissant présager des impacts plus marqués et localisés sur les mangroves, notamment par érosion ou déstabilisation des substrats.

Pour caractériser l'exposition passée et future des mangroves de Nouvelle-Calédonie à ces événements, les trajectoires issues de la base de données IBTrACS¹² (Kenneth *et al.* 2019), en particulier celles du bassin sud-Pacifique, ont été analysées pour la période 2000–2025, avec projection jusqu'en 2050. Ce jeu de données mondial, validé et régulièrement mis à jour, permet d'évaluer la fréquence et l'intensité des cyclones tropicaux depuis les années 1970. Afin de cibler les écosystèmes concernés, et en cohérence avec la littérature sur le rayon d'impact des vents soutenus associés aux cyclones, une zone tampon de 200 km autour des mangroves actuelles a été définie, de manière à inclure les événements susceptibles d'avoir exercé une influence directe ou indirecte sur ces écosystèmes (Braatz 2007; Knaff *et al.* 2007).

Pour chaque cyclone traversant cette zone, la vitesse maximale du vent a été estimée en combinant plusieurs mesures issues de différentes agences météorologiques. La fréquence annuelle des cyclones ainsi que l'intensité moyenne annuelle du vent maximal ont ensuite été calculées (voir Figure 20 et Figure 21 en Annexe 3).

L'analyse des données de 2000 à 2025, avec une projection linéaire jusqu'en 2050, ne met en évidence aucune tendance significative, ni pour la fréquence, ni pour l'intensité moyenne des cyclones. La régression linéaire sur la fréquence suggère une légère augmentation, mais non significative ($p \approx 0,06$) avec un faible pouvoir explicatif. Pour l'intensité moyenne, le modèle n'indique aucune tendance claire ($p > 0,3$) et la variance expliquée est très faible. Sur la base de cette analyse, les pressions abiotiques exercées par les cyclones ne semblent pas s'intensifier au cours des 25 prochaines années, mais ces résultats soulignent l'incertitude quant à l'évolution de ces pressions à moyen terme.

En l'absence d'autres données abiotiques disponibles sur cette période, les cyclones tropicaux pourraient être considérés comme un proxy pertinent pour ce sous-critère. Toutefois, en l'absence de données quantitatives sur les effets de ces phénomènes sur les composantes abiotiques (substrat, salinité...) du système écologique considéré, le critère C3 ne peut être appliqué de manière formelle pour cette évaluation.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

C3. Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈ 1750)

À l'échelle d'une période historique (~ 1750 à nos jours), le facteur de dégradation principal des caractéristiques abiotiques de cet écosystème est le même que pour le critère C1 : l'érosion et la perturbation sédimentaire liée aux activités humaines. En l'absence de données à long terme, on ne peut pas quantifier le changement de qualité environnementale.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

Conclusion de l'évaluation du critère C : la catégorie « vulnérable » VU (VU-EN) est attribuée à l'écosystème « mangroves de Nouvelle-Calédonie » pour ce critère.

■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

Le critère D comprend trois sous-critères visant à évaluer les perturbations des interactions biotiques au sein de l'écosystème :

- **D1**, qui mesure les perturbations survenues au cours des 50 dernières années,
- **D2**, qui évalue les perturbations projetées sur une période de 50 ans, soit uniquement dans le futur (D2a) ou incluant le présent et le futur (D2b),
- et **D3**, qui analyse les perturbations survenues depuis l'année 1750 ou une date proche.

La catégorie de menace est déterminée en fonction de l'intensité des perturbations et de la proportion de l'écosystème affectée.

¹² International Best Track Archive for Climate Stewardship, données disponibles publiquement via <https://www.ncei.noaa.gov/products/international-best-track-archive>

Les facteurs de dégradation biotique des mangroves de Nouvelle-Calédonie sont principalement la pollution (macrodéchets et eaux usées notamment), pouvant engendrer la perte d'espèces associées à l'écosystème, ainsi que le pâturage par le bétail, provoquant des dégâts physiques directs aux palétuviers.

DI. Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

Les mangroves jouent un rôle écologique fondamental en tant que zones de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons, crustacés et invertébrés. Leur réseau dense de racines offre une protection contre les prédateurs et un environnement riche en nutriments, favorisant la croissance des juvéniles et contribuant à la productivité halieutique des zones côtières adjacentes. Dans les mangroves, la diversité des poissons (et des stades juvéniles) est une composante fonctionnelle clé qui reflète la qualité de l'habitat et indique le bon fonctionnement des interactions trophiques.

Entre 1987 et 1990, deux campagnes de prélèvements de poissons dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie ont été menées par Thollot. Il a utilisé principalement des filets maillants posés à marée haute, récupérés à marée basse, ainsi que des capéchades (engins de pêche traditionnels fixes, constitués d'un système de filets agencés pour canaliser et piéger les poissons) et des empoisonnements à la roténone. L'échantillonnage a été réalisé de jour et de nuit, sur différents types de mangroves (côtières et estuariennes). Les campagnes ont permis d'identifier 262 espèces réparties en 64 familles (Thollot 1992). Ces mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, sont considérées à l'époque comme étant « relativement vierges de tout impact d'activité humaine » et sont donc « une zone d'étude privilégiée en permettant la description d'un état de référence (point zéro) de la composition, de la structure et de l'organisation des communautés de poissons » (Thollot 1992).

Plus récemment, une étude a modélisé, à l'échelle mondiale, la densité des poissons et invertébrés commercialement importants présents dans les mangroves. Au total, 37 espèces ont été modélisées, parmi lesquelles des poissons juvéniles, des crabes, des crevettes et des bivalves. Un modèle statistique global a été construit pour relier la densité des espèces à des variables environnementales (salinité, température, productivité, morphologie des mangroves, pression de pêche, etc.), identifiées via un consensus d'experts. Les données ont été intégrées dans une grille mondiale de 1 km², en croisant les observations de terrain avec des jeux de données spatiales (notamment Global Mangrove Watch). Le modèle permet ainsi de prédire la densité d'espèces commerciales dans les mangroves à l'échelle mondiale, en tenant compte des contraintes écologiques et géographiques (Zu Ermgassen *et al.* 2025).

La comparaison de ces deux jeux de données permettrait d'évaluer les changements de composition biotique dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, ainsi que l'évolution de la diversité spécifique au cours des 35 dernières années, à partir d'un état de référence établi par Thollot (1992). Pour faciliter cette comparaison, une superposition spatiale a été réalisée entre la carte des sites de prélèvements de poissons issus de l'étude de Thollot et les données du jeu « The Global Fish and Invertebrate Abundance Value of Mangroves Dataset¹³ » (v2, mars 2025) (Figure 13).

¹³ <https://zenodo.org/records/14965669>

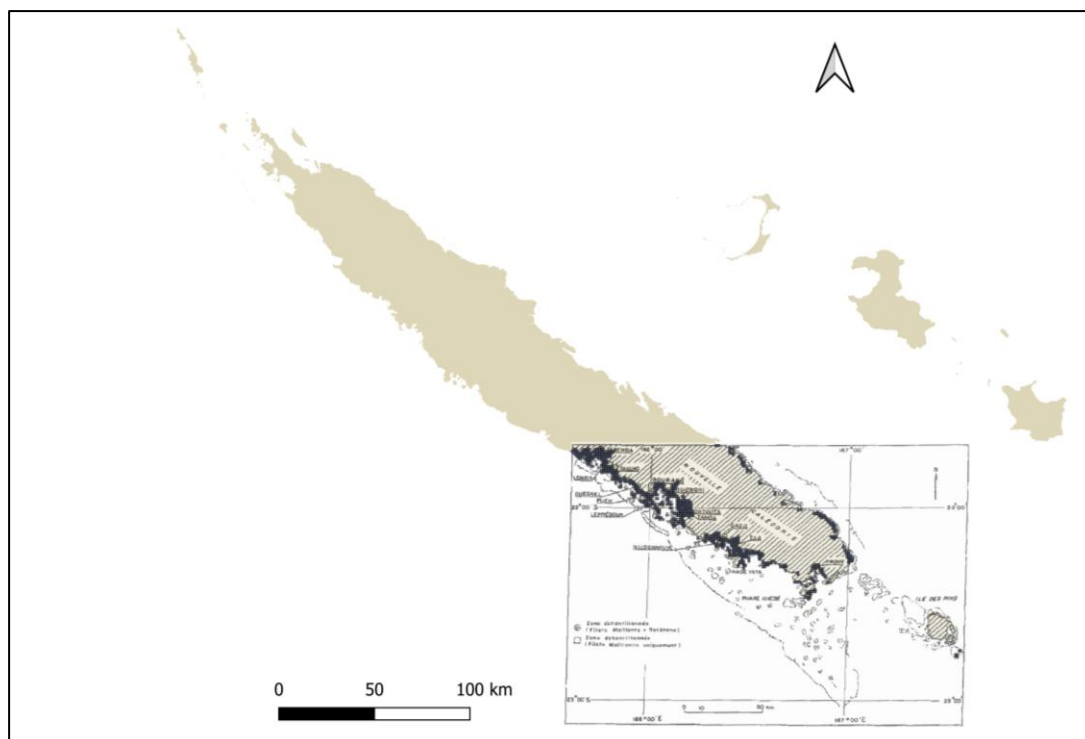


Figure 13 : Superposition de la carte de (Thollot 1996) avec les limites administratives de la Nouvelle-Calédonie pour délimiter les mailles de la base de données « the global fish and invertebrate abundance value of mangroves » (zu Ermgassen et al. 2025). Fond de carte : GADM v4.1 (2022).

Les mailles spatiales correspondant aux zones échantillonnées par Thollot ont été extraites du jeu de données mondial. Tous les invertébrés (crabes, crevettes et bivalves), ont été exclus de ces mailles extraites, afin de ne garder que les poissons. La liste des espèces inventoriées par Thollot a été standardisée à l'aide de TaxRef v18¹⁴, en excluant les identifications incertaines ou non validées (*sp.* ou *aff. sp.*) Afin d'assurer une cohérence fonctionnelle avec le jeu de données mondial (qui porte sur des espèces commercialement importantes), seules les espèces de poissons considérées comme exploitées (localement ou ailleurs dans la région) d'après Thollot ont été retenues.

Cela permet une comparaison précise entre les poissons effectivement observés localement (Thollot 1996) et ceux modélisés globalement dans les mêmes zones (zu Ermgassen *et al.* 2025), tout en assurant une cohérence spatiale et taxonomique (voir Tableau 6 en Annexe 3).

Toutefois, des divergences méthodologiques importantes limitent la fiabilité d'une comparaison directe entre les deux jeux de données. Le jeu de données mondial repose sur une sélection restreinte de 37 espèces exploitées, tandis que les données de Thollot incluent un inventaire beaucoup plus large, réalisé à partir de méthodes variées et à des fins descriptives. De plus, les unités de mesure diffèrent : densité modélisée (individus/100 m²) dans le modèle global, contre effectifs capturés selon différentes techniques dans l'étude de Thollot.

Si les 11 espèces du modèle global étaient toutes présentes dans les inventaires historiques, 75 espèces exploitées recensées par Thollot n'apparaissent pas dans le jeu de données mondial. Il est cependant impossible de déterminer si cette absence reflète une réelle disparition locale ou simplement leur exclusion lors de la sélection des espèces pour la modélisation. Cela souligne que le modèle global ne reflète probablement pas fidèlement les spécificités biogéographiques et halieutiques de la Nouvelle-Calédonie.

Ces limites affaiblissent la capacité de détection d'éventuelles évolutions de la diversité biotique caractéristique des mangroves de la région.

¹⁴ <https://www.patrinat.fr/fr/page-temporaire-de-telechargement-des-referentiels-de-donnees-lies-linpn-7353>

En conséquence, l'évaluation du critère D1 des mangroves de Nouvelle-Calédonie basée uniquement sur ces deux jeux de données reste insuffisante. Une approche complémentaire, intégrant des inventaires actualisés et des données adaptées au contexte régional, serait nécessaire pour une évaluation rigoureuse.

Au vu de ces incertitudes, ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

D2a. Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

Au moment de l'évaluation, il n'existe pas de données disponibles permettant de prédire les évolutions futures des impacts de menaces affectant les composantes biotiques des mangroves de Nouvelle-Calédonie pour les 50 prochaines années dans le cadre de cet exercice d'évaluation.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

D2b. Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Au moment de l'évaluation, il n'existe pas de données disponibles à l'échelle de cette période permettant de quantifier une dégradation biotique des mangroves de Nouvelle-Calédonie.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

D3. Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

Au moment de l'évaluation, il n'existe pas de données disponibles à l'échelle de cette période permettant de quantifier une dégradation biotique des mangroves de Nouvelle-Calédonie.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

Conclusion de l'évaluation du critère D : la catégorie « Données Insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « mangroves de Nouvelle-Calédonie » pour ce critère.

■ Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

À la date de cette évaluation, il n'existe pas de modélisation de cet écosystème, et les données disponibles sont insuffisantes pour en réaliser une visant à estimer sa probabilité d'effondrement selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

Conclusion de l'évaluation du critère E : la catégorie « Données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « mangroves de Nouvelle-Calédonie » pour ce critère.

■ Bilan de l'évaluation des mangroves de Nouvelle-Calédonie

Critère	Sous-critère	Catégorie
A : Réduction de la distribution spatiale	A1. 50 dernières années	LC
	A2a. 50 prochaines années	LC
	A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
B : Distribution spatiale restreinte	B1. Zone d'occurrence	NT
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
C : Dégradation de l'environnement abiotique	C1. 50 dernières années	DD
	C2a. 50 prochaines années	VU (VU-EN)
	C2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
D : Perturbation des processus et interactions biotiques	D1. 50 dernières années	DD
	D2a. 50 prochaines années	DD
	D2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème		DD
Catégorie globale pour l'écosystème		VU (VU-EN)



CR En danger critique
NT Quasi menacé



EN En danger
LC Préoccupation mineure



VU Vulnérable
DD Données insuffisantes

■ Fiabilité de l'évaluation

Le degré de confiance est caractérisé par une fiabilité limitée des indicateurs et un consensus fort au sein du comité technique.

■ Évaluateurs

Olivia Cherrier (Comité français de l'UICN).

Bilan et interprétation de l'évaluation

Les mangroves de Nouvelle-Calédonie ont été affectées de manière localisée par l'artificialisation du littoral. Si les pertes de surface restent ponctuelles à l'échelle de l'ensemble de l'écosystème, les modifications physiques du trait de côte, l'implantation d'infrastructures et les remblaiements ont entraîné des ruptures de continuité écologique et altéré localement le fonctionnement hydrologique des mangroves.

À cela s'ajoute l'impact de l'industrialisation, en particulier liée à l'extraction et au traitement du nickel. Les mangroves situées à proximité des zones minières sont soumises à des apports sédimentaires inhabituels, enrichis en particules métalliques et en éléments traces.

Par ailleurs, la montée du niveau de la mer constitue une menace diffuse mais croissante pour cet écosystème. Dans les secteurs où la migration naturelle vers l'intérieur des terres est contrainte par des aménagements anthropiques ou un relief défavorable, les mangroves risquent à terme d'être submergées de manière permanente.

Aujourd'hui, plusieurs incertitudes demeurent quant aux réponses à long terme des mangroves de Nouvelle-Calédonie face à l'interaction de ces pressions. La mise en place de suivis écologiques réguliers permettrait de renforcer les connaissances sur la dynamique de ces milieux côtiers sensibles, en particulier face aux pressions croissantes liées aux changements climatiques et aux modifications des régimes hydrosédimentaires.

Mangroves de Wallis

Présentation et distribution géographique

Les mangroves de Wallis sont distribuées sous formes de patchs localisés, principalement sur la côte ouest abritée des vents dominants, et au sud. Elles sont également localisées en fond de baie où elles forment de petits massifs dans les anses vaseuses (Figure 14).



Figure 14 : Distribution spatiale des mangroves de Wallis d'après les données de CARNAMA v2 (2023)¹⁵. Fond de carte : GADM v4.1 (2022).

¹⁵ <https://www.pole-tropical.org/actions/les-actions-du-reseau-dobservation-des-mangroves/2023-une-nouvelle-version-de-carnama-pour-les-membres-du-rom/>

Processus et interactions clés

La Figure 15 ci-dessous résume le fonctionnement global de l'écosystème et les impacts des menaces identifiées.

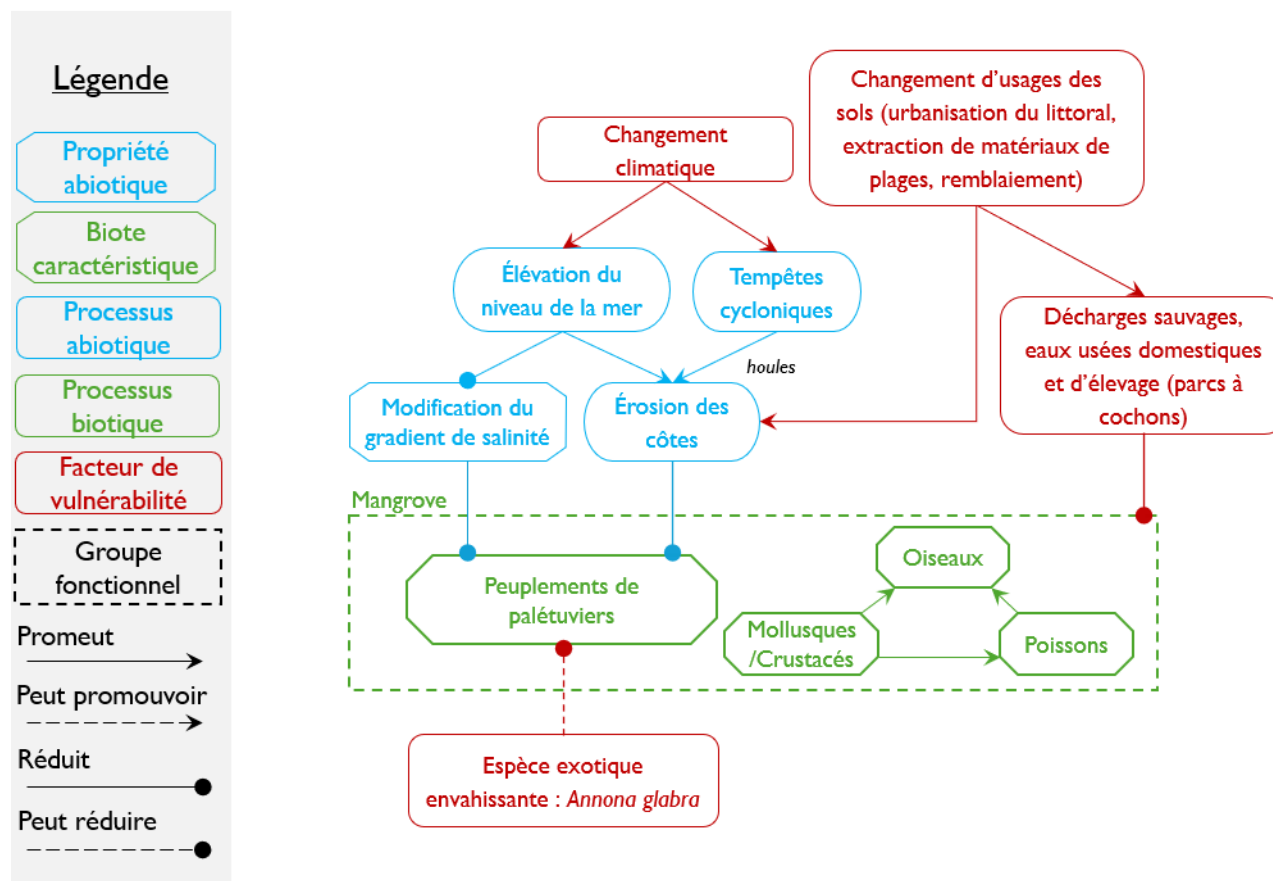


Figure 15 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème « Mangroves de Wallis » et impacts des menaces identifiées.

Évaluation (méthode de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.0, 2024)

■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

Le critère A comprend trois sous-critères visant à évaluer la réduction de la distribution spatiale de l'écosystème :

- **A1**, qui mesure le déclin sur les 50 dernières années,
- **A2**, qui évalue la réduction prévue sur une période de 50 ans, soit uniquement dans le futur (**A2a**) ou incluant le présent et le futur (**A2b**),
- et **A3**, qui analyse le déclin depuis l'année 1750 ou une date proche.

À l'instar des mangroves de Nouvelle-Calédonie, la réduction potentielle de l'étendue spatiale des mangroves de Wallis s'explique principalement par l'artificialisation du littoral, en lien avec les pressions d'origine anthropique. À cela s'ajoutent les effets du changement climatique, notamment l'intensification des cyclones tropicaux et l'élévation du niveau moyen des mers, qui entraînent une érosion accrue des zones côtières.

A1. Réduction au cours des 50 dernières années

Il n'existe pas de données chiffrées précises permettant de suivre l'évolution spatiale de cet écosystème au cours des 50 dernières années. La seule information historique disponible figure dans le rapport national de l'évaluation des ressources forestières mondiales, qui mentionne pour 1985, une superficie de 600 ha de « formations littorales et mangroves », sans distinction entre les deux types de milieux, ni définition du terme « formations littorales » (Département des forêts 2005). Une revue botanique de 1985 indique que la mangrove est absente à Futuna et Alofi. À Wallis, elle occupe quelques petites anses vaseuses, notamment sur la côte sud-ouest entre la pointe Mua et Malaetoli, entre Ahoa et Utulea sur la côte ouest, et de très petites surfaces en deux points de la côte est ainsi qu'une petite dépression dans l'îlot de Faioa (Morat & Veillon 1985).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

A2a. Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

Il n'existe pas de données historiques de Global Mangrove Watch disponibles pour Wallis, et aucune autre donnée surfacique comparable permettant d'effectuer une projection sur les 50 prochaines années n'a été trouvée.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

A2b. Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

La cartographie diachronique des mangroves¹⁶ permet de comparer les surfaces des mangroves de Wallis entre 2004 et 2020. Elle passe de 31 ha en 2004 à 36,6 ha en 2020, ce qui correspond à une augmentation de 18% environ sur 16 ans. Cette progression est géographiquement répartie sur l'ensemble de l'île, avec des secteurs de croissance marqués comme à la pointe de Halalo (Taureau 2023).

Une partie de cette dynamique s'explique par un projet de restauration conduit entre 2017 et 2018 par le Service Territorial de l'Environnement (STE) dans le cadre du programme BEST 2.0. Cependant, une croissance naturelle est également observée dans d'autres secteurs non concernés par ce projet, via l'installation de peuplements dans des zones jusqu'alors inoccupées ou via une accrétion vers la mer pour plusieurs massifs.

¹⁶ <https://www.pole-tropical.org/actions/les-actions-du-reseau-dobservation-des-mangroves/une-lecture-temporelle-de-la-dynamique-des-mangroves-dans-les-territoires-ultramarins/>

Il est important de souligner que cette progradation de la mangrove ne traduit pas nécessairement une amélioration de l'état de conservation des écosystèmes littoraux de Wallis. Elle pourrait être liée à des modifications des dynamiques sédimentaires côtières, causées soit par des activités humaines, telles que l'extraction ou la construction, soit par une urbanisation du littoral et/ou des prélèvements de sable modifiant les mouvements sédimentaires littoraux. Ces modifications peuvent favoriser l'extension des mangroves dans certains secteurs, tout en altérant leur composition, leur structure ou leur fonctionnalité écologique, aspects non pris en compte dans ce critère. Aucune projection n'a été effectuée, compte tenu du peu de données disponibles et de la tendance actuelle à l'expansion. En l'état, aucun déclin historique ni aucune réduction projetée ne peuvent être identifiés de manière justifiable.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Préoccupation mineure » (LC).

A3. Réduction depuis une référence historique (≈1750)

Il n'existe pas de données chiffrées sur l'étendue de cet écosystème permettant de quantifier l'évolution de son étendue spatiale sur cette période.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

Conclusion de l'évaluation du critère A : la catégorie « Préoccupation mineure » (LC) est attribuée à l'écosystème mangroves de Wallis pour ce critère.

■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

Le critère B comprend trois sous-critères visant à évaluer les écosystèmes à distribution restreinte :

- **B1**, qui mesure la zone d'occurrence (EOO) à l'aide d'un polygone convexe minimal qui englobe toutes les occurrences connues de l'écosystème,
- **B2**, qui évalue la zone d'occupation (AOO) à partir d'une grille de mailles de 10x10 km,
- et **B3**, qui considère le nombre de localités, c'est-à-dire les zones au sein desquelles une seule menace peut affecter rapidement l'intégralité de l'écosystème évalué.

Pour qu'un écosystème soit considéré menacé selon le critère B, il doit **également** présenter, ou être susceptible de présenter, un déclin continu de sa répartition, de la qualité de son environnement ou de ses interactions biotiques.

B1. Zone d'occurrence (km²)

La zone d'occurrence de cet écosystème est de 120 km² d'après les données dont nous disposons (Figure 16).

Pour être classé comme menacé d'après ce sous-critère, l'écosystème doit également répondre à au moins une des trois conditions relatives aux formes de déclin. Ces conditions visent à distinguer les écosystèmes restreints qui présentent un risque d'effondrement de ceux qui peuvent persister durablement dans des aires réduites mais stables (IUCN 2024). Seules des preuves qualitatives de déclin continu sont requises pour appliquer ces conditions, mais celles-ci doivent être suffisamment robustes. Le Tableau 3 ci-dessous résume ces conditions et leur applicabilité dans le contexte des mangroves de Wallis.

Tableau 3 : Résumé des conditions de déclin pour le critère B et application aux mangroves de Wallis

Conditions de déclin du critère B	Application aux mangroves de Wallis
(a) Un déclin continu, observé ou déduit, de N'IMPORTE LAQUELLE des variables suivantes : (i) la distribution de l'écosystème, (ii) la qualité de l'environnement abiotique pour les biotes indigènes caractéristiques de l'écosystème, (iii) les interactions biotiques caractéristiques de l'écosystème.	Non concerné : Les données récentes de CARNAMA ne montrent pas de déclin actuel de la distribution ; aucune preuve claire de détérioration de la qualité de l'environnement abiotique ni des interactions biotiques caractéristiques.

<p>(b) Une menace, observée ou déduite, qui provoquerait avec une forte probabilité le déclin continu de la distribution, de la qualité de l'environnement abiotique ou des interactions biotiques d'ici les 20 prochaines années.</p>	<p>Oui, applicable : L'élévation du niveau de la mer liée au changement climatique est largement reconnue comme une menace majeure pour les écosystèmes de mangroves. Si le rythme actuel de perte se maintient, jusqu'à 100 % des forêts de mangroves pourraient disparaître au cours des 100 prochaines années (Giri <i>et al.</i> 2011). Ce risque est particulièrement prononcé dans les îles du Pacifique, où un consensus scientifique souligne l'importance des impacts potentiels de la montée des eaux sur les mangroves (Ellison 2018). Une modélisation menée par Gilman <i>et al.</i> projette une réduction de 13 % de la couverture des mangroves dans ces îles d'ici 2100, en se basant sur la limite supérieure des scénarios d'élévation du niveau marin du GIEC (Gilman 2006). D'autres analyses, comme celle de Snedaker (Snedaker 1995), aboutissent à des projections similaires. À l'échelle mondiale, un déclin de 10 à 15 % de la surface totale des mangroves d'ici la fin du siècle semble être une hypothèse réaliste (Alongi 2008). Parmi les territoires les plus exposés figurent les îles basses, telles que Wallis, où la faible altitude et l'espace restreint en arrière-plage limitent considérablement la capacité de migration des mangroves face à la montée des eaux (Ellison 2015). De plus, les mangroves frangeantes, qui dominent à Wallis, sont les plus sensibles à l'élévation du niveau marin (Krauss <i>et al.</i>, 2010).</p> <p>Ainsi, les écosystèmes de mangroves dans les petites îles de l'Indo-Pacifique, dont Wallis, sont considérés comme hautement vulnérables lorsque la capacité d'accrétion verticale ne permet plus de compenser la hausse du niveau de la mer, y compris selon les scénarios les plus prudents du 5e rapport du GIEC (Sasmito <i>et al.</i> 2016).</p>
<p>(c) L'écosystème n'est présent que dans : 1 localité 1-5 localités ≤ 10 localités</p>	<p>Non concerné : voir le critère B3. Nombre de localités</p>

Dans ce contexte, on peut conclure que les mangroves de Wallis sont bien soumises à une menace clairement identifiée, avec une forte probabilité de déclin continu de la qualité de l'environnement abiotique et de leur distribution spatiale dans les 20 à 50 prochaines années. Ces éléments justifient l'application de la condition (b) du sous-critère B1.

Le sous-critère B1 classe l'écosystème en « En danger critique » (CR).

B2. Zone d'occupation (mailles 10x10 km)

D'après les données dont nous disposons, cet écosystème a une zone d'occupation de 3 mailles 10x10 km². Toutefois, en appliquant la correction au calcul de l'aire d'occupation (AOO) due à une distribution des patches d'écosystèmes asymétrique (voir Figure 22 en Annexe 3), on obtient un AOO de **2 mailles** (Figure 16). De plus, le positionnement de la grille d'AOO influence le nombre de mailles obtenues. En réalisant l'analyse d'incertitude liée à la grille, qui déplace la grille d'AOO de manière systématique (avec un léger déplacement aléatoire autour de points fixes), on peut connaître la valeur minimale réelle de l'AOO, qui est bien de **2 mailles**.

D'après le Tableau 3, le sous-critère B2(b) peut être appliqué pour les mangroves de Wallis.

Le sous-critère B2 classe l'écosystème dans la catégorie « En danger critique » (CR).

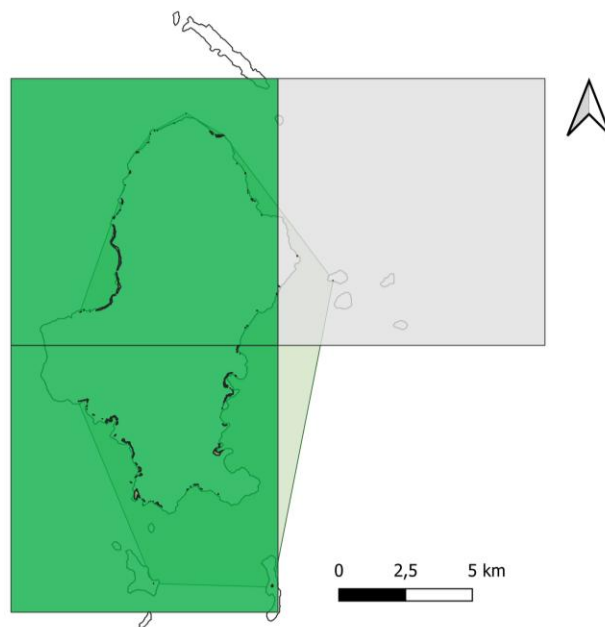


Figure 16 : Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km² occupées) des mangroves de Wallis. Les mailles qui, collectivement, occupent 99% de l'étendue de l'écosystème sont en vert. Celles qui, ensemble, occupent jusqu'à 1% de l'étendue totale de l'écosystème et qui sont retirées lors de la correction de l'AOO sont en gris. (CARNAMA, 2023). Fond de carte : GADM v4.1 (2022). Quadrillage en mailles 10x10km EPSG32301 : INPN (consulté en mai 2025)¹⁷.

B3. Nombre de localités

D'après les lignes directrices pour l'application des critères de la Liste rouge des écosystèmes, une localité est une zone particulière définie selon des critères géographiques ou écologiques, au sein de laquelle une seule menace peut affecter rapidement l'intégralité de l'écosystème évalué (IUCN 2024). Pour être évalué selon le critère B3, l'écosystème concerné doit être présent dans un nombre très limité de localités (généralement moins de 5), et exposé à des menaces graves, qu'elles soient d'origine anthropique ou naturelle, le rendant ainsi susceptible de s'effondrer ou de devenir « En danger critique » d'ici les deux prochaines décennies environ.

À Wallis, le lagon est bordé par deux types de formations : i) les mangroves de frange côtière qui constituent la majorité des formations de l'île, et ii) les mangroves de fond de baie se développant dans des eaux calmes et peu profondes à l'abri du vent. Sur la base d'images aériennes, 26 zones de mangroves distinctes ont été identifiées tout autour de l'île (Virly *et al.* 2025).

Au vu des formations identifiées, et de la menace du changement climatique susceptible d'affecter l'ensemble de ces zones, le comité technique considère que l'écosystème est réparti en deux localités à Wallis.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « En danger » (EN).

Conclusion de l'évaluation du critère B : la catégorie « En danger critique » (CR) est attribuée à l'écosystème « mangroves de Wallis » pour ce critère.

■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

Le critère C comprend trois sous-critères visant à évaluer la dégradation fonctionnelle de l'écosystème liée à des modifications de variables abiotiques :

¹⁷ <https://www.patrinat.fr/fr/page-temporaire-de-telechargement-des-referentiels-de-donnees-lies-linpn-7353>

- **C1**, qui mesure la dégradation survenue au cours des 50 dernières années,
- **C2**, qui évalue la dégradation projetée sur une période de 50 ans, soit uniquement dans le futur (C2a) ou incluant le présent et le futur (C2b),
- et **C3**, qui analyse la dégradation intervenue depuis l'année 1750 ou une date proche.

La catégorie de menace est déterminée en fonction de la sévérité relative de la dégradation et de la proportion de l'écosystème concernée.

Les mangroves de Wallis sont principalement exposées aux effets du changement climatique qui s'expriment notamment par une élévation du niveau marin et une augmentation de la fréquence d'événements météorologiques, ainsi qu'à la déstabilisation générale du transit sédimentaire côtier et l'érosion et le recul du trait de côte.

CI. Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

À l'échelle des 50 dernières années, les principaux facteurs de dégradation des caractéristiques abiotiques des écosystèmes de mangroves à Wallis sont l'érosion et la perturbation sédimentaire. Ces dégradations résultent essentiellement des aménagements du littoral et des extractions de matériaux. Cependant, aucune série temporelle cohérente n'a pu être établie concernant les indicateurs de ces perturbations pour cet écosystème.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

C2a. Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Comme pour les mangroves de Nouvelle-Calédonie, l'évaluation du critère C2a repose sur l'élévation future du niveau marin, utilisée comme indicateur de l'augmentation de la durée et de la fréquence des inondations par la marée, ce qui peut pousser la végétation de mangrove au-delà des seuils de tolérance aux inondations propres à chaque espèce.

Selon les projections du GIEC, entre 2025 et 2075, l'élévation médiane du niveau de la mer à Wallis est estimée à **+33 cm** sous le scénario intermédiaire **SSP2-4.5**, et à **+41,7 cm** sous le scénario pessimiste **SSP5-8.5**. En tenant compte de l'incertitude (quantiles 5–95 %), cette augmentation pourrait varier de **+20,4 à +55,6 cm** pour SSP2-4.5, et de **+24,6 à +70,4 cm** pour SSP5-8.5 (Figure 17).

L'augmentation moyenne du niveau de la mer entre 2025 et 2075 serait donc d'environ **6,6 mm/an** sous le scénario SSP2-4.5, et de **8,3 mm/an** sous le scénario SSP5-8.5, avec une fourchette d'incertitude allant de **4,1 à 11,1 mm/an** pour SSP2-4.5 et de **4,9 à 14,1 mm/an** pour SSP5-8.5, ce qui peut dépasser les capacités naturelles d'adaptation verticale des mangroves.

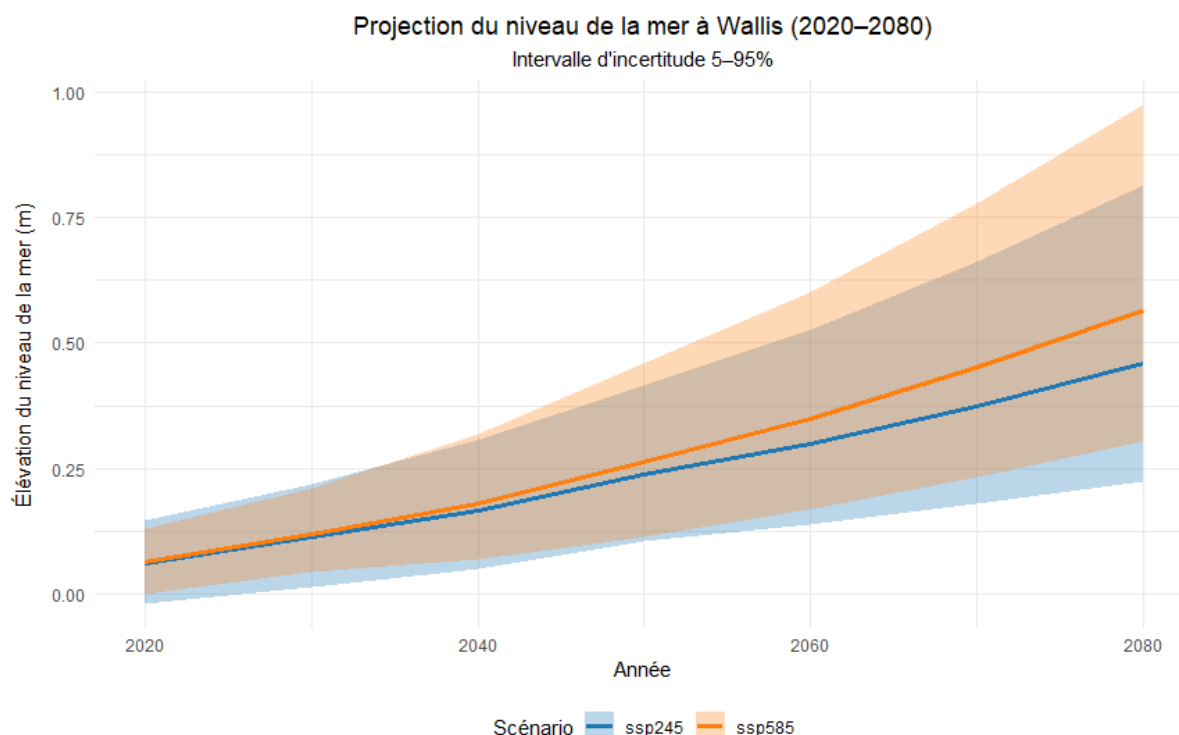


Figure 17 : Projections de l’élévation du niveau de la mer à Wallis entre 2020 et 2080 selon deux scénarios climatiques du 6e rapport d’évaluation du GIEC (AR6) : SSP2-4.5 (scénario intermédiaire, en bleu) et SSP5-8.5 (scénario pessimiste, en orange). Les données proviennent des projections régionales fournies par la NASA¹⁸ (Garner *et al.* 2021; Intergovernmental Panel On Climate Change (ipcc) 2023; Kopp *et al.* 2023). Les bandes colorées représentent l’intervalle de confiance entre les quantiles 5 % et 95 %. La ligne pleine indique la médiane des projections.

L’effondrement du fonctionnement écologique est considéré lorsque les mangroves sont submergées, c’est-à-dire lorsque le taux d’élévation du niveau marin dépasse la capacité maximale d’accrétion. La probabilité d’effondrement a été estimée en comparant les projections d’élévation du niveau marin aux plages de capacité d’accrétion verticale des différents types de mangrove à Wallis (Tableau 4). Une estimation linéaire a été utilisée pour représenter la sévérité relative lorsque l’élévation se situe entre les valeurs minimale et maximale d’accrétion. Cette approche a été pondérée par la surface relative de chaque type de mangrove à Wallis, estimée à dire d’expert lors de l’atelier de validation de la présente évaluation.

Tableau 4 : Correspondance entre les formations de mangroves de Wallis et la typologie de formation de mangroves dans (Krauss *et al.* 2014), et valeurs d’accrétion verticale estimées associées

Types de formation de mangrove à Wallis	%	Zone hydro-géomorphologique	Accrétion verticale estimée (mm/an) (Krauss & Osland 2019)
Frange côtière	90 %	Fringe	1.6 - 8.6
Fond de baie	10 %	Basin/interior	0.7 -20.08

¹⁸ <https://sealevel.nasa.gov/ipcc-ar6-sea-level-projection-tool>

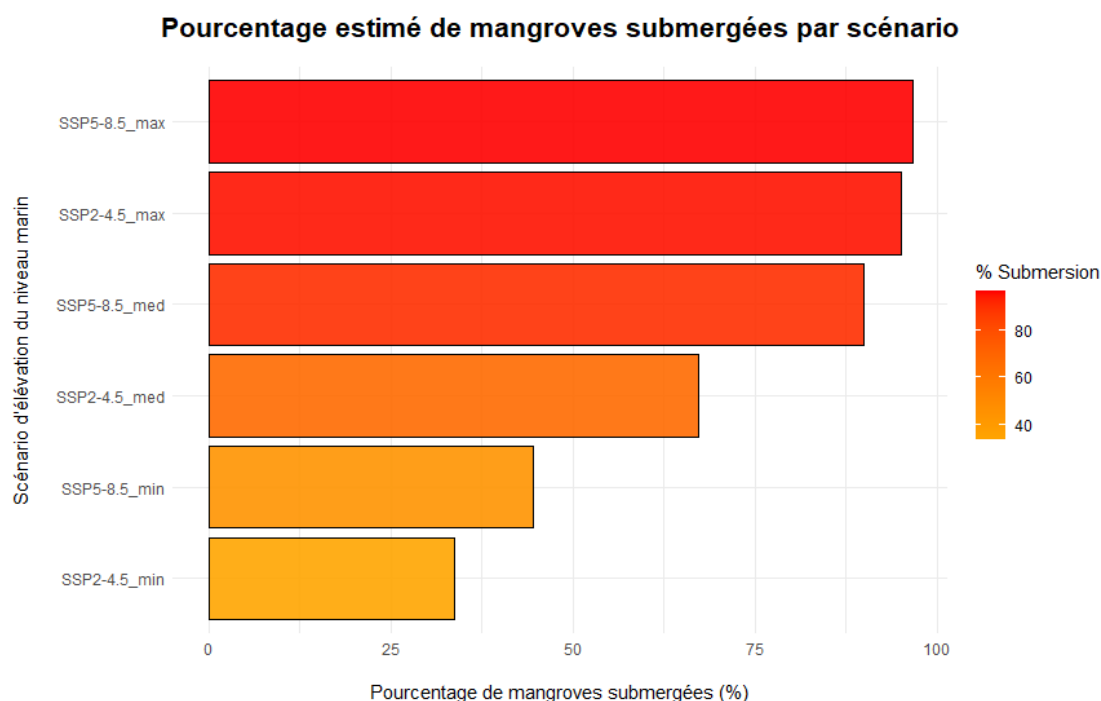


Figure 18 : Pourcentages estimés de mangroves submergées selon les deux scénarios climatiques considérés, en utilisant les valeurs d'accrétion verticale de (Krauss & Osland 2019) et en pondérant par la présence estimée de chaque formation de mangrove à Wallis.

Pour le scénario SSP2-4.5 on obtient une estimation de **67,2%** de mangroves submergées (avec une fourchette d'incertitude entre 33,8% et 95,2,3%), et **89,9%** pour le scénario SSP5-8.5 (avec une fourchette d'incertitude entre 44,5% et 96,7%) (**Figure 18**).

Les données d'accrétion verticale estimées sont à considérer avec précaution (voir le détail du critère C2a pour l'évaluation des mangroves de Nouvelle-Calédonie : cf. p22)

Selon Sabrina Virly (comm. pers.), les mangroves de Wallis ne disposent a priori d'aucune possibilité de migration vers l'intérieur des terres en réponse à une élévation du niveau marin, faute d'espace disponible en arrière-mangrove. La présence de la route littorale, qui ceinture l'île, constitue notamment une barrière anthropique majeure limitant leur expansion potentielle. La montée du niveau marin affecte donc 100% de la superficie des mangroves de Wallis.

En retenant le **scénario climatique pessimiste SSP5-8.5**, validé par le comité technique compte tenu du contexte actuel, la **sévérité relative** estimée atteint plus de 80% (**89,9%**) et la **superficie affectée** atteint plus de 80% (**100%**).

Ce sous-critère classe l'écosystème en « En danger critique » (CR).

C2b. Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Comme pour les mangroves de Nouvelle-Calédonie, des informations sur la fréquence et l'intensité des cyclones sont disponibles via la base IBTrACS. Cependant, en l'absence de données quantitatives sur leurs impacts abiotiques, notamment sur le substrat, la salinité ou d'autres composantes internes de l'écosystème, le critère C3 ne peut être appliqué de manière rigoureuse dans le cadre de cette évaluation.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

C3. Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

Des données sur la modification des caractéristiques environnementales de cet écosystème sur cette période ne sont pas disponibles.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données Insuffisantes » (DD).

Conclusion de l'évaluation du critère C : la catégorie « en danger critique » (CR) est attribuée à l'écosystème mangroves de Wallis pour ce critère.

■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

Le critère D comprend trois sous-critères visant à évaluer les perturbations des interactions biotiques au sein de l'écosystème :

- **D1**, qui mesure les perturbations survenues au cours des 50 dernières années,
- **D2**, qui évalue les perturbations projetées sur une période de 50 ans, soit uniquement dans le futur (D2a) ou incluant le présent et le futur (D2b),
- et **D3**, qui analyse les perturbations survenues depuis l'année 1750 ou une date proche.

La catégorie de menace est déterminée en fonction de l'intensité des perturbations et de la proportion de l'écosystème affectée.

Le principal facteur de dégradation biotique des mangroves de Wallis concerne la pollution par les macro-déchets, qu'ils soient toxiques (métaux, piles, batteries...), contaminés (déchets hospitaliers) ou ménagers. Quelques coupes et cerclages ont également été recensés.

D1. Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

Au moment de l'évaluation, nous ne disposons pas de données permettant de quantifier ou d'estimer la sévérité relative de la dégradation induite sur cet écosystème au cours des 50 dernières années.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

D2a. Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

Il n'est pas possible de prédire les évolutions futures des impacts sur les processus biotiques pour les 50 prochaines années dans le cadre de cet exercice d'évaluation.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

D2b. Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Au moment de l'évaluation, nous ne disposons pas de données permettant de quantifier ou d'estimer la sévérité relative de la dégradation induite sur cet écosystème au cours des 50 dernières années.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

D3. Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

Au moment de l'évaluation, il n'existe pas de données disponibles à l'échelle de cette période permettant de quantifier une dégradation biotique des mangroves de Wallis.

Ce sous-critère classe l'écosystème en « Données insuffisantes » (DD).

Conclusion de l'évaluation du critère D : la catégorie « Données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « mangroves de Wallis » pour ce critère.

■ Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

À la date de cette évaluation, il n'existe pas de modélisation de cet écosystème, et les données disponibles sont insuffisantes pour en réaliser une visant à estimer sa probabilité d'effondrement selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

Conclusion de l'évaluation du critère E : la catégorie « données insuffisantes » (DD) est attribuée à l'écosystème « Mangroves de Wallis » pour ce critère.

■ Bilan de l'évaluation des mangroves de Wallis

Critère	Sous-critère	Catégorie
A : Réduction de la distribution spatiale	A1. 50 dernières années	DD
	A2a. 50 prochaines années	DD
	A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
B : Distribution spatiale restreinte	B1. Zone d'occurrence	CR
	B2. Zone d'occupation	CR
	B3. Nombre de localités	EN
C : Dégradation de l'environnement abiotique	C1. 50 dernières années	DD
	C2a. 50 prochaines années	CR
	C2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
D : Perturbation des processus et interactions biotiques	D1. 50 dernières années	DD
	D2a. 50 prochaines années	DD
	D2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D3. Depuis une référence historique (≈1750)	DD
E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème		DD
Catégorie globale pour l'écosystème		CR

CR	En danger critique	EN	En danger	VU	Vulnérable
NT	Quasi menacé	LC	Préoccupation mineure	DD	Données insuffisantes

■ Fiabilité de l'évaluation

Le degré de confiance est caractérisé par une fiabilité limitée des indicateurs et un consensus fort au sein du comité technique.

■ Évaluateurs

Olivia Cherrier (Comité français de l'UICN).

Bilan et interprétation de l'évaluation

Les mangroves de Wallis sont soumises à des pressions à la fois naturelles et anthropiques, dont les effets, bien que qualitativement identifiés, restent encore difficilement quantifiables.

L'urbanisation du littoral constitue la principale pression anthropique, avec des aménagements provoquant une déstabilisation du transit sédimentaire et une accélération de l'érosion. Les extractions de matériaux, le défrichage et la pollution issue des déchets domestiques et des élevages accentuent localement la dégradation de l'écosystème.

Les pressions naturelles, comme les cyclones, sont appelées à s'intensifier avec le changement climatique. L'élévation du niveau de la mer, combinée à l'absence de zones de migration disponibles à l'intérieur des terres du fait de barrières anthropiques (route du littoral par exemple), renforce la vulnérabilité des mangroves à une submersion permanente.

Des incertitudes importantes subsistent quant à la réponse à long terme de ces milieux. Le renforcement des connaissances apparaît essentiel pour anticiper l'évolution de cet écosystème, aujourd'hui fragilisé par la combinaison de pressions locales et globales.

Liste des figures

Figure 1 : Estimation du linéaire côtier occupé par les mangroves en 2020 en Nouvelle-Calédonie (à gauche) et à Wallis (à droite), par rapport au linéaire côtier total, d'après GMW v4.0.19.	6
Figure 2 : Vues comparées du cœur de Voh en 2002 (à gauche) et 2023 (à droite) Source : © Google Earth, © Airbus (images consultées en juillet 2025).....	8
Figure 3 : Les 7 catégories de risque d'effondrement et la catégorie « non évalué » selon les critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.	10
Figure 4 : Représentation schématique de la relation entre le niveau de confiance de l'évaluation et deux indicateurs de confiance d'après (Mastrandrea et al. 2010) : la fiabilité des indicateurs (ordonnées) et le consensus entre les experts du comité technique accompagnant le processus d'évaluation (abscisses). Plus ces deux indicateurs sont « élevés », plus le niveau de confiance dans les résultats de l'évaluation est élevé.	11
Figure 5 : Distribution spatiale des mangroves de Nouvelle-Calédonie d'après les données de CARNAMA v2 (2023). Fond de carte : GADM v4.1 (2022).....	13
Figure 6 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème "mangroves de Nouvelle-Calédonie" et des impacts des menaces identifiées.	14
Figure 7 : Évolution observée de la surface des mangroves en Nouvelle-Calédonie entre 2009 et 2020 (points noirs), et projection linéaire de cette surface jusqu'en 2075 (ligne bleue). La zone bleue autour de la droite de régression correspond à l'intervalle de confiance à 95 % de la projection. Le point rouge correspond à la surface de mangrove projetée pour l'année 2075. Données source : GMW v3.0	18
Figure 8 : Évolution observée de la surface des mangroves en Nouvelle-Calédonie entre 1996 et 2010 (points noirs), et projection linéaire de cette surface jusqu'en 2046 (ligne bleue). La zone bleue autour de la droite de régression correspond à l'intervalle de confiance à 95 % de la projection. Le point rouge correspond à la surface de mangrove projetée pour l'année 2046. Données source : GMW v3.0	19
Figure 9 : Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km ² occupées) des mangroves de Nouvelle-Calédonie. Les mailles qui, collectivement, occupent 99% de l'étendue de l'écosystème sont en vert. Celles qui, ensemble, occupent jusqu'à 1% de l'étendue totale de l'écosystème et qui sont retirées lors de la correction de l'AOO sont en gris. (CARNAMA, 2023). Fond de carte : GADM v4.1 (2022). Quadrillage en mailles 10x10km EPSG3163 : INPN (consulté en mai 2025).	21
Figure 10 : Projections de l'élévation du niveau de la mer en Nouvelle-Calédonie entre 2020 et 2080 selon deux scénarios climatiques du 6e rapport d'évaluation du GIEC (AR6) : SSP2-4.5 (scénario intermédiaire, en bleu) et SSP5-8.5 (scénario pessimiste, en orange). Les données proviennent des projections régionales fournies par la NASA (Garner et al. 2021; Intergovernmental Panel On Climate Change (Ipcc) 2023; Kopp et al. 2023). Les bandes colorées représentent l'intervalle de confiance entre les quantiles 5 % et 95 %. La ligne pleine indique la médiane des projections.....	23
Figure 11 : Pourcentages estimés de mangroves submergées selon les deux scénarios climatiques considérés, en utilisant les valeurs d'accrétion verticale de (Krauss & Osland 2019) et en pondérant par la présence de chaque formation de mangrove en Nouvelle-Calédonie d'après Virly et al. 2025.	24
Figure 12 : Carte de potentiel de migration des mangroves, selon la présence ou non de contraintes à leur migration vers l'intérieur des terres, avec en rouge les mangroves bloquées par des obstacles naturels ou anthropiques (urbanisation, falaises, reliefs élevés) et en vert les mangroves avec un potentiel de migration non contraint. Source : données OBLIC. Fond de carte : GADM v4.1 (2022).	25

Figure 13 : Superposition de la carte de (Thollot 1996) avec les limites administratives de la Nouvelle-Calédonie pour délimiter les mailles de la base de données « the global fish and invertebrate abundance value of mangroves » (zu Ermgassen et al. 2025). Fond de carte : GADM v4.1 (2022).	29
Figure 14 : Distribution spatiale des mangroves de Wallis d'après les données de CARNAMA v2 (2023). Fond de carte : GADM v4.1 (2022).	33
Figure 15 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème « Mangroves de Wallis » et impacts des menaces identifiées.	34
Figure 16 : Zone d'occurrence (plus petit polygone convexe) et zone d'occupation (mailles 10x10 km ² occupées) des mangroves de Wallis. Les mailles qui, collectivement, occupent 99% de l'étendue de l'écosystème sont en vert. Celles qui, ensemble, occupent jusqu'à 1% de l'étendue totale de l'écosystème et qui sont retirées lors de la correction de l'AOO sont en gris. (CARNAMA, 2023). Fond de carte : GADM v4.1 (2022). Quadrillage en mailles 10x10km EPSG32301 : INPN (consulté en mai 2025).	38
Figure 17 : Projections de l'élévation du niveau de la mer à Wallis entre 2020 et 2080 selon deux scénarios climatiques du 6e rapport d'évaluation du GIEC (AR6) : SSP2-4.5 (scénario intermédiaire, en bleu) et SSP5-8.5 (scénario pessimiste, en orange). Les données proviennent des projections régionales fournies par la NASA (Garner et al. 2021; Intergovernmental Panel On Climate Change (Ipcc) 2023; Kopp et al. 2023). Les bandes colorées représentent l'intervalle de confiance entre les quantiles 5 % et 95 %. La ligne pleine indique la médiane des projections.	40
Figure 18 : Pourcentages estimés de mangroves submergées selon les deux scénarios climatiques considérés, en utilisant les valeurs d'accrétion verticale de (Krauss & Osland 2019) et en pondérant par la présence estimée de chaque formation de mangrove à Wallis.	41
Figure 19 : Distribution des surfaces de patches de mangrove en Nouvelle-Calédonie (échelle log10). La distribution est fortement asymétrique, avec une majorité de petits patches et quelques très grands.	57
Figure 20 : Évolution annuelle du nombre de cyclones tropicaux ayant traversé un rayon de 200 km autour de la Nouvelle-Calédonie entre 2000 et 2025, et projection jusqu'en 2050. Les données proviennent de la base IBTrACS (International Best Track Archive for Climate Stewardship), compilée par la NOAA.	57
Figure 21 : Intensité maximale (vent soutenu en nœuds) de chaque cyclone tropical ayant affecté un rayon de 200 km autour de la Nouvelle-Calédonie entre 2000 et 2025 et projection en 2050.	58
Figure 22 : Distribution des surfaces de patches de mangrove à Wallis (à gauche), et AOO minimal après correction liée à l'incertitude de la grille (à droite).	60

Liste des tableaux

<i>Tableau 1 : Résumé des superficies estimées selon les différentes sources recensées.....</i>	<i>16</i>
<i>Tableau 2 : Correspondance entre la typologie de formation de mangroves de Nouvelle-Calédonie dans (Virly et al. 2025) et dans (Krauss et al. 2014) et valeurs d'accrétion verticale estimées associées.....</i>	<i>24</i>
<i>Tableau 3 : Résumé des conditions de déclin pour le critère B et application aux mangroves de Wallis</i>	<i>36</i>
<i>Tableau 4 : Correspondance entre les formations de mangroves de Wallis et la typologie de formation de mangroves dans (Krauss et al. 2014), et valeurs d'accrétion verticale estimées associées</i>	<i>40</i>
<i>Tableau 5 : Descripteurs de la typologie du littoral utilisés pour l'évaluation du critère C2a des mangroves de Nouvelle-Calédonie selon l'Observatoire du Littoral de Nouvelle-Calédonie (OBLIC).....</i>	<i>58</i>
<i>Tableau 6 : Comparaison des poissons considérés comme exploités localement ou ailleurs dans la région et les poissons issus du jeu de données « The Global Fish and Invertebrate Abundance Value of Mangroves Dataset » (v2, mars 2025) présents dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.</i>	<i>59</i>

Bibliographie

- Alongi, D.M. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 1–13.
- Bailly, F. (2017). New Caledonia: Land of Nickel. *Elements*, 13, 360–361.
- Bencivengo, Y. (2014). Naissance de l'industrie du nickel en Nouvelle-Calédonie et au-delà, à l'interface des trajectoires industrielles, impériales et coloniales (1875-1914). *jsa*, 137–150.
- Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J. & Rodríguez, J.P. (2015). *Guidelines for the application of IUCN Red List of ecosystems categories and criteria*. IUCN International Union for Conservation of Nature.
- Braatz, S.M. (2007). *Coastal protection in the aftermath of the Indian Ocean tsunami: what role for forests and trees? : proceedings of the Regional Technical Workshop, Khao Lak, Thailand, 28-31 August 2006*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok.
- Bunting, P., Hilarides, L., Rosenqvist, A., Zanaga, D., Van De Kerchove, R., Lucas, R., et al. (2024). Global Mangrove Watch: Annual Mangrove Extent.
- Bunting, P., Rosenqvist, A., Lucas, R.M., Rebelo, L.-M., Hilarides, L., Thomas, N., et al. (2018). The Global Mangrove Watch—A New 2010 Global Baseline of Mangrove Extent. *Remote Sensing*, 10, 1669.
- Davies C. E., Moss D. & Hill M. O. (2004). *EUNIS Habitat classification revised 2004*. European Environment Agency, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity.
- Département des forêts. (2005). *Evaluation des ressources forestières mondiales 2005 - Rapport national Wallis et Futuna*. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.
- Duke, N., Virly, S. & Tracey, D. (2023). *New Caledonian mangroves: a treasure to protect*. MangroveWatch Publications, Currumbin, Queensland.
- Duke, N.C. (1992). Mangrove floristics and biogeography. In: *Coastal and Estuarine Studies* (eds. Robertson, A.I. & Alongi, D.M.). American Geophysical Union, Washington, D. C., pp. 63–100.
- Duke, N.C., Ball, M.C. & Ellison, J.C. (1998). Factors Influencing Biodiversity and Distributional Gradients in Mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7, 27.
- Ellison, J. (2018). Effects of climate change on mangroves relevant to the Pacific Islands.
- Ellison, J.C. (2015). Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecol Manage*, 23, 115–137.
- zu Ermgassen, P.S.E., Worthington, T.A., Gair, J.R., Garnett, E., Mukherjee, N., Longley-Wood, K., et al. (2025). The global fish and invertebrate abundance value of mangroves dataset.
- FAO. (2003). *Status and trends in mangrove area extent worldwide*. By Wilkie, M.L. and Fortuna, S. *Forest Resources Assessment Working Paper No.63*. Forest Resources Division. FAO, Rome.
- Garcin, M. & Vende-Leclerc, M. (2016). Observatoire du littoral de Nouvelle-Calédonie - Bilan des activités 2015, Typologie, méthodes et suivi des sites pilotes.
- Garner, G.G., Hermans, T., Kopp, R.E., Slangen, A.B.A., Edwards, T.L., Levermann, A., et al. (2021). IPCC AR6 Sea Level Projections.
- Gilman, E. (2006). *Pacific island mangroves in a changing climate and rising sea*. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Gilman, E.L., Ellison, J., Duke, N.C. & Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany*, 89, 237–250.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., et al. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 154–159.

Hoff M. (1993). Liste préliminaire des unités syntaxonomiques de Guyane française, de Nouvelle-Calédonie, de Wallis et Futuna. Presented at the Colloques phytosociologiques, pp. 663–688.

Iltis, J. & Meyer, J.-Y. (2010). La mangrove introduite dans les archipels éloignés d'Océanie, entre assimilation et rejet: *L'Espace géographique*, Tome 39, 267–275.

Intergovernmental Panel On Climate Change (Ipcc). (2023). *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 1st edn. Cambridge University Press.

IUCN. (2024). *Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria: version 2.0*. 2.0. IUCN, International Union for Conservation of Nature.

Keith, D.A., Ferrer-Paris, J.R., Ghoraba, S.M.M., Henriksen, S., Monyeke, M., Murray, N.J., et al. (2024). *Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria: version 2.0*. IUCN.

Keith, D.A., Ferrer-Paris, J.R., Nicholson, E. & Kingsford, R.T. (Eds.). (2020). *IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. IUCN, International Union for Conservation of Nature.

Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Barrow, E.G., Bland, L., et al. (2015). The IUCN Red List of Ecosystems: Motivations, Challenges, and Applications. *CONSERVATION LETTERS*, 8, 214–226.

Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., et al. (2013). Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE*, 8, e62111.

Kenneth, R., Howard, J., James, P., Michael, C. & Carl, J. (2019). International Best Track Archive for Climate Stewardship (IBTrACS) Project, Version 4.

Knaff, J.A., Sampson, C.R., DeMaria, M., Marchok, T.P., Gross, J.M. & McAdie, C.J. (2007). Statistical Tropical Cyclone Wind Radii Prediction Using Climatology and Persistence. *Weather and Forecasting*, 22, 781–791.

Kopp, R.E., Garner, G.G., Hermans, T.H.J., Jha, S., Kumar, P., Reedy, A., et al. (2023). The Framework for Assessing Changes To Sea-level (FACTS) v1.0: a platform for characterizing parametric and structural uncertainty in future global, relative, and extreme sea-level change. *Geosci. Model Dev.*, 16, 7461–7489.

Krauss, K.W., McKee, K.L., Lovelock, C.E., Cahoon, D.R., Saintilan, N., Reef, R., et al. (2014). How mangrove forests adjust to rising sea level. *New Phytologist*, 202, 19–34.

Krauss, K.W. & Osland, M.J. (2019). Tropical cyclones and the organization of mangrove forests: a review. *Annals of Botany*.

Larrue, S. (2013). *Biodiversity and societies in the Pacific islands*. Confluent des sciences. Presses universitaires de Provence the Australian national university E press, Aix-en-Provence [Canberra].

Lebigre, J.-M. (2003). Mangroves et aires protégées. In: *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales. Actes du colloque DYMSET, TRANSCULTURES, SEPANRIT «Aires protégées insulaires et littorales tropicales», Nouméa (Nouvelle-Calédonie), 30 et 31 octobre 2001.*, Îles et Archipels.

Lebigre, J.-M. (2004). *Les marais à mangroves de Nouvelle-Calédonie: un exemple de milieu "naturel" lagonaire*. SCÉRÉN, Centre de documentation pédagogique de Nouvelle-Calédonie.

Lebigre, J.-M. (2013). An Overview of Human Threats to Mangrove Swamps in New Caledonia (Pacific Ocean). In: *Biodiversity and Societies in the Pacific Islands*.

Louvel J., Gaudillat V. & Poncet L. (2013). *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*. MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris.

Lovelock, C.E., Cahoon, D.R., Friess, D.A., Guntenspergen, G.R., Krauss, K.W., Reef, R., et al. (2015). The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. *Nature*, 526, 559–563.

Mastrandrea, M.D., Field, C.B., Stocker, T.F., Edenhofer, O., Ebi, K.L., Frame, D.J., et al. (2010). Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties.

- Mo, Y., Simard, M. & Hall, J.W. (2023). Tropical cyclone risk to global mangrove ecosystems: potential future regional shifts. *Frontiers in Ecol & Environ*, 21, 269–274.
- Morat, P. & Veillon, J.-M. (1985). Contribution à la connaissance de la végétation et de la flore de Wallis et Futuna. *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle. Section B, Adansonia*, 7, 259–329.
- ORSTOM. (1981). *Atlas de la Nouvelle-Calédonie et dépendances*. Sous la direction de Gilles Sautter, Alain Huetz de Lempis et Michel Legrand., Paris.
- Poncet R., Gaudillat V., Touroult J. & Poncet L. (2016). *Revue des typologies et cartographies de végétations et habitats terrestres d'Outre-mer : recensement, évaluation et synthèse*. (Rapport SPN-MNHN). Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris.
- Saintilan, N., Khan, N.S., Ashe, E., Kelleway, J.J., Rogers, K., Woodroffe, C.D., *et al.* (2020). Thresholds of mangrove survival under rapid sea level rise. *Science*, 368, 1118–1121.
- Salvat, B. & Wilkinson, C. (2011). Cyclones and climate change in the South Pacific. *Revue d'Écologie*, 66, 105–115.
- Sasmito, S.D., Murdiyarso, D., Friess, D.A. & Kurnianto, S. (2016). Can mangroves keep pace with contemporary sea level rise? A global data review. *Wetlands Ecol Manage*, 24, 263–278.
- Schwalm, C.R., Glendon, S. & Duffy, P.B. (2020). RCP8.5 tracks cumulative CO₂ emissions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 117, 19656–19657.
- Snedaker, S.C. (1995). Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. *Hydrobiologia*, 295, 43–49.
- Soares, M. (2009). A Conceptual Model for the Responses of Mangrove Forests to Sea Level Rise., 267–271.
- Spalding, M., Blasco, E. & Field, C. (1997). World mangrove atlas. *The International Society for Mangrove Ecosystems: Okinawa, Japan*.
- Taillie, P.J., Roman-Cuesta, R., Lagomasino, D., Cifuentes-Jara, M., Fatoyinbo, T., Ott, L.E., *et al.* (2020). Widespread mangrove damage resulting from the 2017 Atlantic mega hurricane season. *Environ. Res. Lett.*, 15, 064010.
- Taureau, F. (2017). Cartographie harmonisée des mangroves de l'Outre-mer français. phdthesis. Université de Nantes (UNAM).
- Taureau, F. (2020). *CARNAMA Note technique sur la méthode employée*.
- Taureau, F. (2023). *Analyse diachronique des mangroves des Outre-mer français*. UICN Comité français.
- Taureau, F., Robin, M. & Debaine, F. (2015). Guide méthodologique pour la cartographie des mangroves de l'Outre-mer français.
- Thollot, P. (1987). *Les poissons de mangrove de Nouvelle Calédonie : caractérisation du peuplement et relations avec les autres communautés ichtyologiques du lagon. Résultats préliminaires : mangrove de Déama (avril-mai 1987)* (No. 52). Rapports scientifiques et techniques Sciences de la mer Biologie marine.
- Thollot, P. (1992). *Les poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie - Ecologie des peuplements et relations avec les communautés ichtyologiques côtières*. Spécialité Océanographie Biologique. Aix Marseille II, Centre ORSTOM de Nouméa.
- Thollot, P. (1996). *Les poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie*. Etudes et thèses. ORSTOM, Paris.
- Touroult J., Poncet R., Gigot G., Gargominy O., Dupont P., Gaudillat V., *et al.* (2019). *Etat des lieux des référentiels taxonomiques et écosystémiques dans les RUP françaises*. Rapport PatriNat (AFB, CNRS, MNHN) pour l'UICN Europe, Paris.
- Virly, S. (2008). *Typologies et biodiversité des mangroves de Nouvelle-Calédonie - Cartographie des mangroves*. SVC pour ZoNéCo, Nouvelle-Calédonie.

Virly, S., Duke, N. & Ruet-Garioud, E. (2025). *État des connaissances sur les mangroves du Pacifique (Nouvelle-Calédonie et Wallis) pour la Liste rouge des écosystèmes en France*. Bio eKo Consultants pour le Comité Français de l'UICN, version V2 du 27/05/2025, Nouvelle-Calédonie.

Ward, R.D., Friess, D.A., Day, R.H. & Mackenzie, R.A. (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosyst Health Sustain*, 2.

Wilki, M.L. (2007). Mangroves of Oceania 1980-2005: country reports.

Ximenes, A.C., Cavanaugh, K.C., Arvor, D., Murdiyarso, D., Thomas, N., Arcoverde, G.F.B., *et al.* (2023). A comparison of global mangrove maps: Assessing spatial and bioclimatic discrepancies at poleward range limits. *Science of The Total Environment*, 860, 160380.

Zu Ermgassen, P.S.E., Worthington, T.A., Gair, J.R., Garnett, E.E., Mukherjee, N., Longley-Wood, K., *et al.* (2025). Mangroves support an estimated annual abundance of over 700 billion juvenile fish and invertebrates. *Commun Earth Environ*, 6, 299.



Annexes

Annexe 1 : Glossaire des termes clés de la méthode (Bland et al. 2015)

En attendant la traduction en français de la dernière version des lignes directrices pour l'application des critères de la Liste rouge des écosystèmes (LRE), les termes clés utilisés ici proviennent de la version 1, qui a été traduite en français. Une exception concerne la zone d'occupation, dont le mode de calcul a changé dans la version 2 ; cette annexe prend en compte cette modification. À noter que les termes clés eux-mêmes n'ont pas été mis à jour à ce stade et pourraient être modifiés une fois la traduction officielle de la version 2 disponible.

Biote indigène caractéristique – Gènes, populations, espèces, communautés d'espèces et interactions clés entre ces différentes entités, qui permettent de distinguer les écosystèmes les uns des autres.

Déclin continu – Concerne la distribution de l'écosystème évalué, la qualité de son environnement abiotique ou l'intégrité de ses interactions biotiques caractéristiques. Un déclin continu est caractérisé par :

- La réduction de la capacité de l'écosystème à conserver son biote indigène caractéristique ;
- Une ampleur significative ;
- La forte probabilité que ce déclin se poursuive dans le futur.

Un déclin continu peut se dérouler de manière graduelle ou épisodique. Sont exclues les fluctuations non significatives ou qui n'entraînent pas la perte du biote caractéristique de l'écosystème.

Déduit(e) – Caractérise les données basées sur une preuve indirecte ou tirée de variables indirectement liées à la variable d'intérêt mais analysées sur les mêmes unités.

Les données déduites reposent sur un plus grand nombre d'hypothèses que les données estimées. Par exemple, si l'on déduit la valeur d'une variable biotique à partir de données statistiques, la démarche de déduction nécessite :

- Des hypothèses statistiques (par exemple un échantillonnage aléatoire de la distribution) ;
- Des hypothèses biologiques (hypothèse d'un lien entre l'échantillon et la population totale) ;
- Mais également des hypothèses quant à l'effort d'échantillonnage, son efficacité, sa distribution spatiale et temporelle en relation avec la population totale.

La déduction repose également sur l'extrapolation de données observées ou estimées au niveau d'une zone connue de l'écosystème (échantillonnée) à d'autres zones de la distribution de l'écosystème (non échantillonnées). Cette déduction est possible uniquement :

- Si l'on dispose de suffisamment de données, ce qui dépend de la proportion de la distribution couverte par l'échantillonnage (et donc connue) ;
- Si les tendances et menaces observées sur les zones échantillonnées sont applicables à l'ensemble de la distribution de l'écosystème.

L'application de la méthode d'extrapolation à des zones non échantillonnées de la distribution dépendra des critères évalués et du type de données disponibles pour les secteurs échantillonnés.

Dégradation de l'environnement abiotique – Changement des paramètres abiotiques réduisant la capacité de l'écosystème à conserver l'intégrité de son biote indigène caractéristique.

Distribution – Surfaces réellement couvertes par l'écosystème évalué.

Écosystème – Complexe d'organismes vivants et de leur environnement abiotique associé, dans un espace délimité (d'après Tansley, 1935 *in* Keith et al., 2014).

Il est composé de 4 éléments essentiels (d'après Pickett et Cadanesso, 2002 *in* Keith et al., 2014) :

- Un complexe d'organismes vivants ;
- Un environnement abiotique ;
- Des interactions au sein du complexe d'organismes vivants, et entre ce complexe et son environnement abiotique ;

- Un espace délimité (la distribution) où se déroulent ces interactions.

Effondrement – Seuil théorique au-delà duquel un écosystème perd la plupart des composantes de son biote indigène caractéristique, ou que ses composantes clés ne peuvent plus assurer son fonctionnement (éléments structurants des interactions trophiques et/ou fonctionnelles : groupes fonctionnels spécifiques, espèces ingénieurs, etc.).

L'effondrement survient lorsque la composition, la structure et le fonctionnement de l'écosystème, dans toutes ses occurrences, sont modifiées au-delà des variations naturelles, temporelles et spatiales. Les différentes espèces ou communautés d'espèces peuvent toujours être présentes une fois l'écosystème effondré mais leur abondance, leur organisation ou leur fonction aura changé. L'effondrement d'un écosystème est l'équivalent de l'extinction à l'échelle d'une espèce. Il peut ainsi être précédé ou coïncider avec l'extinction d'une ou de plusieurs de ses espèces caractéristiques.

Estimé(e) – Caractérise les données basées sur des calculs et pouvant inclure des hypothèses statistiques d'échantillonnage ou des hypothèses biologiques, sur des relations entre des variables observées (par exemple l'indice d'abondance d'une espèce clé) et la variable d'intérêt (par exemple les interactions biotiques).

Facteur de vulnérabilité – Source de perturbation (agent, mécanisme ou processus) identifiable et mesurable, à l'origine :

- D'un déclin de la distribution ;
- De la dégradation de l'environnement abiotique ;
- De la perturbation des processus et interactions biotiques.

Localité – Zone particulière définie selon des critères géographiques ou écologiques, au sein de laquelle une seule menace peut affecter rapidement l'intégralité de l'écosystème évalué.

La superficie de la localité dépend du type de menace identifiée et peut inclure tout ou partie d'un patch isolé de l'écosystème évalué. Si l'écosystème est affecté par plusieurs menaces, la localité sera définie en fonction de la menace la plus plausible et pouvant causer les dommages les plus graves à l'écosystème.

Observé(e) – Caractérise les données basées directement sur des observations bien documentées, pour l'ensemble de la distribution de l'écosystème évalué.

Perturbation des interactions biotiques – Changement des interactions parmi les différentes composantes du biote indigène caractéristique, ou entre ces composantes et leur environnement abiotique, réduisant la capacité de l'écosystème à conserver l'intégralité de son biote indigène caractéristique.

Projeté(e) – Similaire à « estimé(e) », mais la variable d'intérêt est extrapolée pour l'avenir (par exemple la réduction de la distribution au cours des 50 prochaines années sur la base d'observations ou d'estimations de la distribution actuelle et d'il y a 20 ans).

Sévérité relative – Intensité de la modification de l'environnement abiotique ou des interactions et processus biotiques d'un écosystème (critères C et D), liée à une menace donnée et mesurée en fonction du seuil d'effondrement pour la variable abiotique ou biotique en jeu.

La sévérité relative est mesurée en pourcentage, le maximum pour une variable donnée étant égal à la valeur de cette variable correspondant à l'effondrement de l'écosystème. La sévérité relative d'un phénomène est à mettre en relation avec la proportion de l'écosystème évalué que celui-ci affecte, également mesurée en pourcentage.

Zone d'occupation – La zone d'occupation (AOO, *area of occupancy*) correspond au nombre de mailles de 100 km² (10 x 10 km²) réellement occupées par l'écosystème évalué au sein de sa zone d'occurrence, à l'exception des mailles qui, ensemble, occupent jusqu'à 1% de l'étendue totale de l'écosystème.

Zone d'occurrence – La zone d'occurrence (EOO, *extent of occurrence*) est synonyme de l'aire de répartition.

Elle correspond à la superficie (en km²) du plus petit polygone convexe (dont aucun angle ne dépasse 180°) pouvant englober tous les sites connus ou suspectés de l'écosystème, au moment de son évaluation. Cette mesure peut cependant exclure certains sites formant une discontinuité ou disjonction dans la répartition globale.

Annexe 2 : Seuils et critères de la méthode UICN

A. Réduction de la distribution spatiale pour N'IMPORTE LAQUELLE des périodes suivantes :				
	CR	EN	VU	
A1. Les 50 dernières années	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%	
A2a. Les 50 prochaines années	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%	
A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%	
A3. Depuis 1750	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%	

B. Distribution spatiale restreinte selon N'IMPORTE LEQUEL des sous-critères B1, B2 or B3:				
	CR	EN	VU	
B1. La superficie de la zone d'occurrence de l'écosystème est :	≤ 2 000 km ²	≤ 20 000 km ²	≤ 50 000 km ²	
B2. OU Le nombre de mailles (10 x 10 km) occupées par l'écosystème (zone d'occupation) est :	≤ 2	≤ 20	≤ 50	
ET au moins un des indicateurs suivants (a-c)				
(a) Un déclin continu, observé ou déduit, de N'IMPORTE LAQUELLE des variables suivantes :				
i. la distribution de l'écosystème OU ,				
ii. la qualité de l'environnement abiotique pour les biotes indigènes caractéristiques de l'écosystème OU ,				
iii. les interactions biotiques caractéristiques de l'écosystème.				
(b) Une menace, observée ou déduite, qui provoquerait avec une forte probabilité le déclin continu de la distribution, de la qualité de l'environnement abiotique ou des interactions biotiques d'ici les 20 prochaines années.				
(c) L'écosystème n'est présent que dans :	1 localité	1-5 localités	≤ 10 localités	
B3. Le nombre de localités est :				
Très petit (généralement inférieur à 5) ET les impacts des activités anthropiques, ou des événements aléatoires peuvent mener l'écosystème à l'effondrement ou le classer « En danger critique » rapidement, et sur le court terme (B3 ne conduit qu'au statut VU).				VU

C. Dégradation de l'environnement abiotique pour N'IMPORTE LAQUELLE des périodes suivantes :				
		Sévérité relative (%)		
C1. Au cours des 50 dernières années, le changement d'une variable <u>abiotique</u> a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
C2. Durant les 50 prochaines années, OU au cours d'une période de 50 ans incluant, le passé, le présent et le futur, le changement d'une variable <u>abiotique</u> va affecter une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
C3. Depuis 1750, le changement d'une variable <u>abiotique</u> a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	CR	EN	VU
	≥ 70	EN	VU	
	≥ 50	VU		

D. Perturbation des interactions biotiques pour N'IMPORTE LAQUELLE des périodes suivantes :				
		Sévérité relative (%)		
D1. Au cours des 50 dernières années, le changement d'une variable <u>biotique</u> a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
D2. Durant les 50 prochaines années, OU au cours d'une période de 50 ans incluant, le passé, le présent et le futur, le changement d'une variable <u>biotique</u> va affecter une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
D3. Depuis 1750, le changement d'une variable <u>biotique</u> a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	CR	EN	VU
	≥ 70	EN	VU	
	≥ 50	VU		

E. Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème :				
	CR	EN	VU	
L'effondrement de l'écosystème aura lieu avec une probabilité :	≥ 50% dans les 50 ans à venir	≥ 20% dans les 50 ans à venir	≥ 10% dans les 100 ans à venir	

Annexe 3 : Compléments méthodologiques et données de soutien

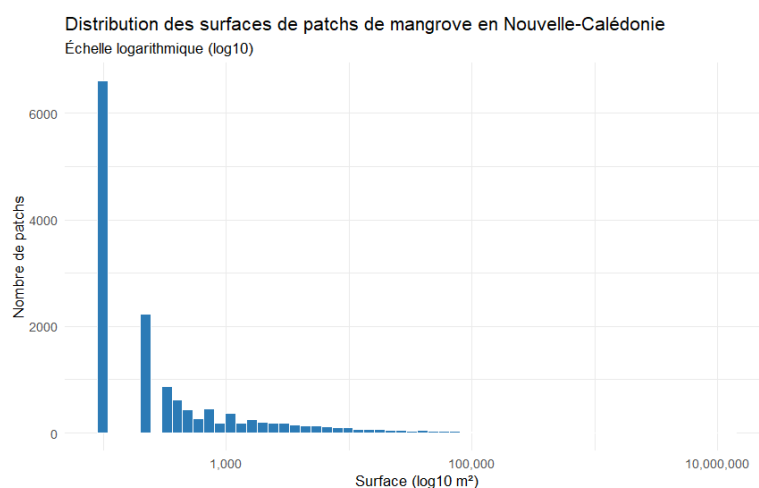


Figure 19 : Distribution des surfaces de patchs de mangrove en Nouvelle-Calédonie (échelle log10). La distribution est fortement asymétrique, avec une majorité de petits patchs et quelques très grands.

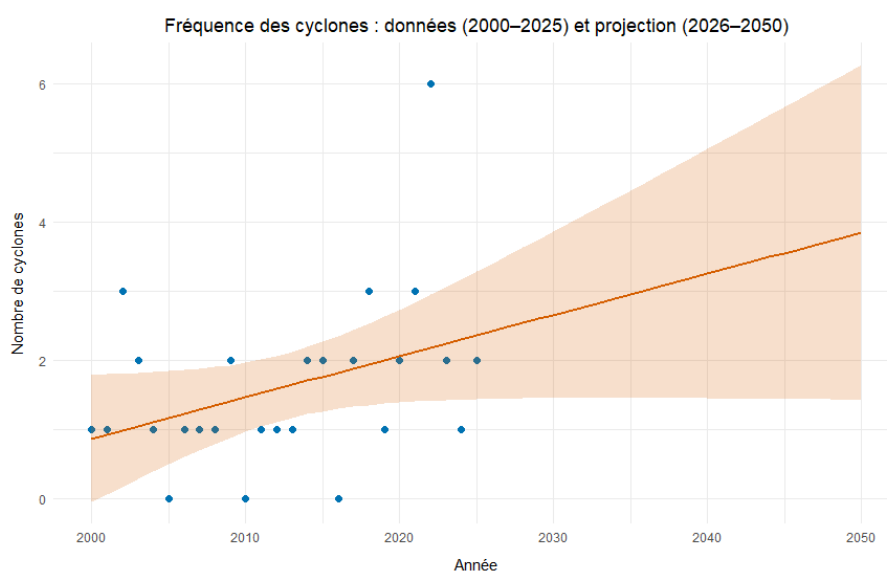


Figure 20 : Évolution annuelle du nombre de cyclones tropicaux ayant traversé un rayon de 200 km autour de la Nouvelle-Calédonie entre 2000 et 2025, et projection jusqu'en 2050. Les données proviennent de la base IBTrACS (International Best Track Archive for Climate Stewardship), compilée par la NOAA.

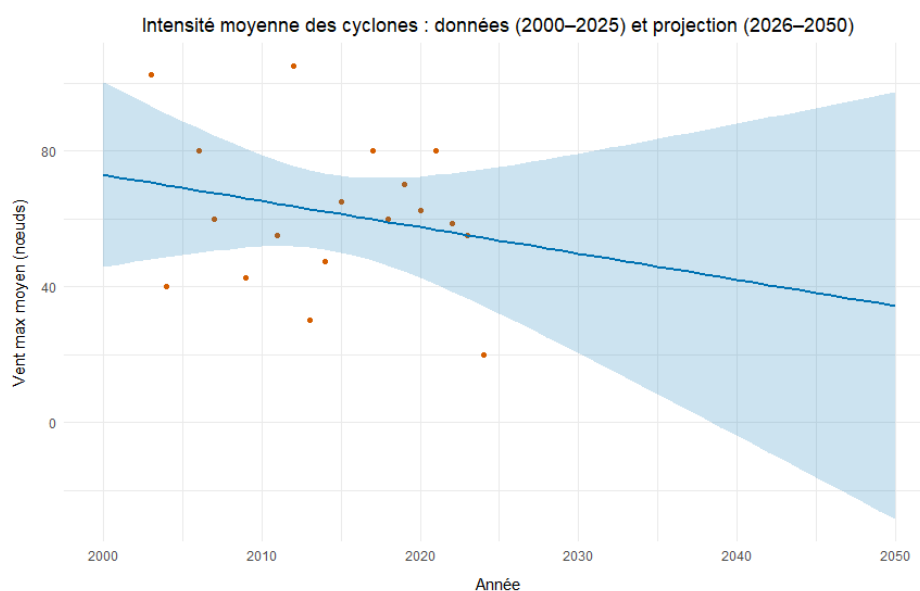


Figure 21 : Intensité maximale (vent soutenu en nœuds) de chaque cyclone tropical ayant affecté un rayon de 200 km autour de la Nouvelle-Calédonie entre 2000 et 2025 et projection en 2050.

Chaque point correspond à un cyclone unique. L'intensité maximale est définie comme la valeur maximale parmi plusieurs estimations issues de la base de données IBTrACS (International Best Track Archive for Climate Stewardship, NOAA), notamment les colonnes suivantes : *WMO_WIND*, *USA_WIND*, *BOM_WIND*, *REU_WIND*, *CMA_WIND*, *KMA_WIND*, *NAD_WIND* et *WEL_WIND*. Pour chaque cyclone, la valeur la plus élevée disponible est retenue. La ligne bleue représente la tendance linéaire ajustée par un modèle de régression linéaire.

Tableau 5 : Descripteurs de la typologie du littoral utilisés pour l'évaluation du critère C2a des mangroves de Nouvelle-Calédonie selon l'Observatoire du Littoral de Nouvelle-Calédonie (OBLIC)

Catégorie littorale	Définition/description (Garcin & Vende-Leclerc 2016)
Zone élevée	Arrière-côte dont l'altitude dépasse rapidement plusieurs mètres soit en arrière de falaise soit en arrière de côte rocheuse voir même de plage.
Falaise	Segment de côte formée par une falaise morte située en arrière d'une plage par exemple.
Zone anthropisée ou artificialisée	Elle s'applique quand il y a eu un remaniement important du secteur considéré par l'homme (remblai, déblai etc.) mais en zone non-urbaine. Ce descripteur secondaire peut s'appliquer aussi bien à l'arrière-côte qu'à la côte voir l'avant-côte dans certains cas.
Zone urbaine	Développement d'une urbanisation en arrière-côte. De ce fait, le qualificatif de ZU ne s'appliquera qu'au compartiment d'arrière-côte

Tableau 6 : Comparaison des poissons considérés comme exploités localement ou ailleurs dans la région et les poissons issus du jeu de données « The Global Fish and Invertebrate Abundance Value of Mangroves Dataset » (v2, mars 2025) présents dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

Les espèces *Monodactylus argenteus* et *Terapon jarbua* sont bien inventoriées par Thollot mais pas considérées comme des espèces exploitées. Toutes les espèces (11) issues du jeu de données mondial étaient présentes lors des inventaires réalisés par Thollot, mais un grand nombre d'espèces inventoriées dans l'étude de Thollot (75) n'apparaissent pas dans le jeu de données mondial.

Poissons exploités inventoriés dans Thollot (84 espèces)		Poissons dans "The Global Fish and Invertebrate Abundance Value of Mangroves Dataset" (11 espèces)
<i>Atherinomorus lacunosus</i>		<i>Atherinomorus lacunosus</i>
<i>Chanos chanos</i>		<i>Chanos chanos</i>
<i>Gerres filamentosus</i>		<i>Gerres filamentosus</i>
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>		<i>Lutjanus argentimaculatus</i>
<i>Lutjanus fulviflamma</i>		<i>Lutjanus fulviflamma</i>
<i>Lutjanus russellii</i>		<i>Lutjanus russellii</i>
<i>Siganus canaliculatus</i>		<i>Siganus canaliculatus</i>
<i>Sillago sihama</i>		<i>Sillago sihama</i>
<i>Sphyraena barracuda</i>		<i>Sphyraena barracuda</i>
<i>Acanthopagrus berda</i>	<i>Lethrinus lentjan</i>	<i>Monodactylus argenteus</i>
<i>Acanthurus dussumieri</i>	<i>Lethrinus nebulosus</i>	<i>Terapon jarbua</i>
<i>Acanthurus mata</i>	<i>Lethrinus obsoletus</i>	
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	<i>Lethrinus olivaceus</i>	
<i>Alepes vari</i>	<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	
<i>Amblygaster sim</i>	<i>Liza macrolepis</i>	
<i>Anguilla mossambica</i>	<i>Liza melinoptera</i>	
<i>Anodontostoma chacunda</i>	<i>Liza vaigiensis</i>	
<i>Atherinomorus endrachtensis</i>	<i>Lutjanus fulvus</i>	
<i>Caranx ignobilis</i>	<i>Megalops cyprinoides</i>	
<i>Caranx lugubris</i>	<i>Mugil cephalus</i>	
<i>Caranx melampygus</i>	<i>Naso unicornis</i>	
<i>Caranx papuensis</i>	<i>Oreochromis mossambicus</i>	
<i>Chirocentrus dorab</i>	<i>Parupeneus indicus</i>	
<i>Diagramma pictum</i>	<i>Plotosus lineatus</i>	
<i>Elops machnata</i>	<i>Polydactylus microstoma</i>	
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	<i>Pomadasys argenteus</i>	
<i>Epinephelus coioides</i>	<i>Sardinella fijiensis</i>	
<i>Epinephelus cyanopodus</i>	<i>Scarus ghobban</i>	
<i>Epinephelus lanceolatus</i>	<i>Secutor ruconius</i>	
<i>Epinephelus malabaricus</i>	<i>Siganus lineatus</i>	
<i>Epinephelus merra</i>	<i>Sillago ciliata</i>	
<i>Epinephelus polyphekadion</i>	<i>Sphyraena flavicauda</i>	
<i>Epinephelus tauvina</i>	<i>Sphyraena forsteri</i>	
<i>Gazza minuta</i>	<i>Sphyraena obtusata</i>	

<i>Gerres acinaces</i>	<i>Sphyaena putnamiae</i>	
<i>Gerres ovatus</i>	<i>Spratelloides delicatulus</i>	
<i>Gymnocranius lethrinoïdes</i>	<i>Spratelloides gracilis</i>	
<i>Hemirhamphus far</i>	<i>Stolephorus devisi</i>	
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	<i>Stolephorus heterolobus</i>	
<i>Kuhlia marginata</i>	<i>Stolephorus indicus</i>	
<i>Kuhlia rupestris</i>	<i>Stolephorus waitei</i>	
<i>Leiognathus equulus</i>	<i>Thryssina baelama</i>	
<i>Leiognathus fasciatus</i>	<i>Upeneus vittatus</i>	
<i>Leiognathus leuciscus</i>	<i>Valamugil buehanani</i>	
<i>Leiognathus splendens</i>	<i>Valamugil engeli</i>	
<i>Lethrinus atkinsoni</i>	<i>Valamugil seheli</i>	
<i>Lethrinus harak</i>		

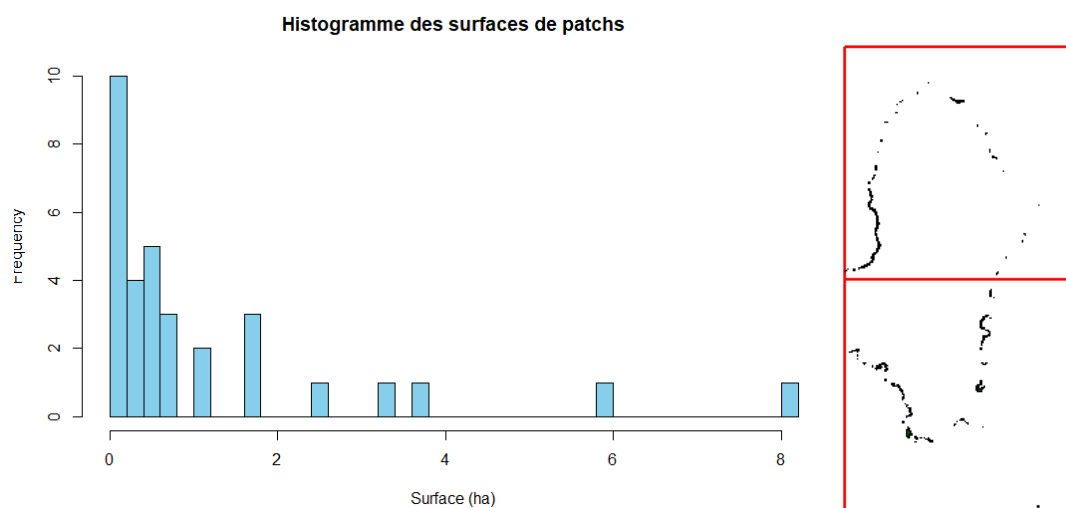


Figure 22 : Distribution des surfaces de patchs de mangrove à Wallis (à gauche), et AOO minimal après correction liée à l'incertitude de la grille (à droite).

Annexe 4 : Tableau synthétique des évaluations des mangroves du Pacifique

Critères	Réduction de la distribution spatiale				Distribution spatiale restreinte			Modification de l'environnement physique				Perturbation des processus écologiques				Modélisation	Catégorie
Sous-critères	A1	A2a	A2b	A3	B1	B2	B3	C1	C2a	C2b	C3	D1	D2a	D2b	D3	E	Résultat
Mangroves de Nouvelle-Calédonie	LC	LC	LC	DD	NT	LC	LC	DD	VU (VU-EN)	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	VU (VU-EN)
Mangroves de Wallis	DD	DD	LC	DD	CR	CR	EN	DD	CR	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	CR

Le Comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) est le réseau des organismes et des experts de l'UICN en France. Regroupant au sein d'un partenariat original 2 ministères, 7 organismes publics, 8 collectivités et 61 organisations non-gouvernementales, il joue un rôle de plateforme d'expertise et de concertation pour répondre aux enjeux de la biodiversité.

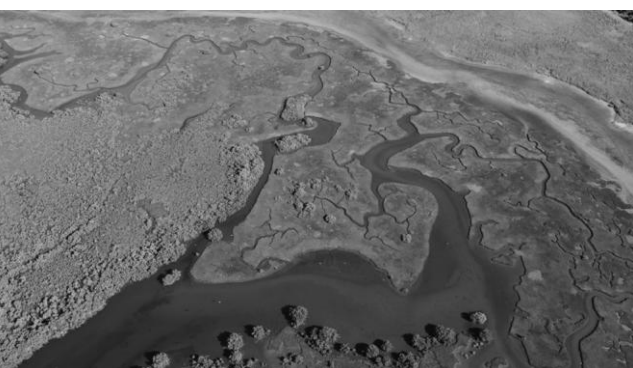
Le Comité français de l'UICN rassemble également un réseau de plus de 300 experts répartis en six commissions thématiques, dont la Commission de gestion des écosystèmes. Au niveau mondial, l'UICN a développé la méthode de référence pour guider l'élaboration de Listes rouges des écosystèmes à une échelle nationale.

Comité français de l'UICN
259-261 rue de Paris - 93100 Montreuil – France
contact : uicn@uicn.fr
www.uicn.fr

PatriNat assure des missions d'expertise et de gestion des connaissances sur la biodiversité et la géodiversité pour ses trois tutelles, l'Office français de la biodiversité (OFB), le Centre national de la recherche scientifique (CNRS) et le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN).

PatriNat est notamment responsable de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) pour lequel elle développe un système d'information national sur la nature. Associant les expertises de ses tutelles, elle fournit un appui scientifique aux politiques publiques et privées en matière d'environnement. Elle contribue au partage des connaissances scientifiques pour la prise en compte de la nature dans la société, comme dans les programmes de Listes rouges en France.

PatriNat
36 rue Geoffroy-Saint-Hilaire – 75005 Paris – France
www.patrinat.fr



Avec le soutien de :