



Diversité des espèces capturées lors de campagnes d'élimination des requins-tigres et bouledogues dans les lagons ouest et sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, 2016-2023

Philippe BORSA^{1,*}, Martine CORNAILLE²

¹ Philippe BORSA, Institut de recherche pour le développement, UMR 250 « Ecologie marine tropicale des océans Pacifique et Indien », Nouméa, New Caledonia

² Martine CORNAILLE, Comité de gestion, Parc naturel de la mer de Corail, Nouméa, New Caledonia

*Auteur correspondant : philippe.borsa@ird.fr ; philippeborsa@gmail.com ; ORCID no. 0000-0001-9469-8304

Manuscrit reçu le 13/05/2024 ; accepté le 24/07/2024 ; mis en ligne le : le 27/08/2024 ; DOI : <https://doi.org/10.60881/bszf149-2-1>

Résumé

Les données de capture à la palangre de surface lors des campagnes de capture et d'élimination des requins responsables d'attaques sur des humains dans le lagon de la Nouvelle-Calédonie (2016-2023) ont été utilisées pour caractériser la diversité des grands prédateurs de cet habitat. Le lien entre l'abondance des quatre grands prédateurs dominants dans les captures (requin-tigre *Galeocerdo cuvier*, requin-bouledogue *Carcharhinus leucas*, requin à haute dorsale *C. plumbeus* et requin gris *C. amblyrhynchos*) et les facteurs géographique (côte vs. lagon) et saisonnier (saison chaude vs. saison fraîche) a été analysé. L'abondance du requin-tigre était plus grande dans le lagon qu'immédiatement à la côte de la péninsule de Nouméa ; c'était aussi le cas du requin gris et du requin à haute dorsale. Ce dernier était nettement plus abondant dans les captures en saison fraîche qu'en saison chaude, possiblement du fait de contraintes physiologiques ; inversement, le requin-tigre était plus abondant en saison chaude. Les estimations de richesse et de diversité spécifiques à partir des données de capture à la palangre de surface étaient différentes de celles apportées par deux autres méthodes d'observation : les transects visuels en plongée et les caméras appâtées, indiquant des biais inhérents à l'une ou l'autre de ces méthodes d'échantillonnage.

Mots-clés

Grand prédateur ; requin à haute dorsale ; requin gris ; palangre de surface ; biais d'échantillonnage.

Diversity of species captured during tiger- and bull-shark culling operations in the western and southwestern lagoons of New Caledonia, 2016-2023

Abstract

Drum-line capture data from capture and culling operations targeting sharks responsible for attacks on humans in the lagoon of New Caledonia (2016-2023) were used to characterize the diversity of large predators in this habitat. The link between the abundance of the four dominant predators in the catches (tiger shark *Galeocerdo cuvier*, bull shark *Carcharhinus leucas*, sandbar shark *C. plumbeus* and grey reef shark *C. amblyrhynchos*) and geographical (coast vs. lagoon) and seasonal (warm season vs. cool season) factors was analyzed. Tiger shark abundance was greater in the lagoon than along the coast of the Nouméa peninsula; this also concerned the grey reef shark and the sandbar shark. The latter was significantly more abundant in catches in the cool season than in the warm season, possibly due to physiological constraints; conversely, the tiger shark was more abundant in the warm season. Estimates of species richness and species diversity from drumline captures were different from those provided by two other observation methods: underwater visual censuses and baited cameras, indicating biases inherent to one or the other of these sampling methods.

Keywords

Large predator; sandbar shark; grey reef shark; drum line; sampling bias.

Introduction

Les activités humaines sont responsables du déclin massif de la faune sauvage, provoquant une dégradation profonde des écosystèmes naturels (DIRZO *et al.*, 2014). La mer de Corail est considérée comme la dernière grande région de l'océan tropical modérément impactée par les activités humaines (HALPERN *et al.*, 2008 ; CECCARELLI *et al.*, 2013). Les récifs et lagons de Nouvelle-Calédonie y forment un ensemble marin remarquable désormais inscrit au patrimoine mondial de l'UNESCO (UNESCO, 2008). Une diversité de grands prédateurs, tels les cétacés et les requins, y sont présents (CECCARELLI *et al.*, 2013) alors que nombre de ces espèces sont menacées à l'échelle mondiale à cause de la pollution, du trafic maritime, de la pression de pêche, de la perte d'habitat et possiblement du changement climatique (BAUM & BLANCHARD, 2010 ; DULVY *et al.*, 2021 ; BRAULIK *et al.*, 2023).

Le grand prédateur naturel des écosystèmes récifolagons de la mer de Corail est le requin-tigre *Galeocerdo cuvier* (LIMPUS *et al.*, 2003 ; FERREIRA *et al.*, 2017). Bien que rarement rencontré en plongée, ce requin est particulièrement abondant dans les eaux côtières de la Nouvelle-Calédonie, où il fréquente les récifs, les baies et les mangroves et s'attaque à une grande variété de proies dont le grand dauphin de l'Indo-Pacifique et le dugong (LABOUTE & GRANDPERRIN, 2000 ; BORSA *et al.*, 2012, 2021). D'autres espèces de grands requins côtiers sont des résidents ou des visiteurs réguliers du lagon calédonien (LABOUTE & GRANDPERRIN, 2000 ; TIRARD, 2011 ; JUHEL *et al.*, 2018). Nos connaissances sur la biologie, l'écologie et les impacts des activités humaines sur ces espèces en Nouvelle-Calédonie restent néanmoins fragmentaires, alors que parmi les 15 espèces de requins fréquentant le lagon de Nouvelle-Calédonie listées par ces auteurs, 14 sont d'ores et déjà menacées d'extinction à l'échelle mondiale, dont sept avec le statut « vulnérable », cinq « en danger » et deux « en danger critique d'extinction » selon l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN : <https://www.iucnredlist.org/> ; consultation faite le 19 mars 2024).

A la suite d'attaques de requins-tigres et de requins-bouledogues *Carcharhinus leucas* sur des baigneurs (CARBONI, 2021 ; MAILLAUD *et al.*, 2022 ; ABC NEWS, 2023), les autorités locales de la Nouvelle-Calédonie ont mené, de 2016 à 2023, des opérations de capture et d'élimination ciblant ces deux espèces de requins dans les eaux du pourtour de la péninsule de Nouméa et à proximité des sites touristiques des lagons ouest et sud-ouest de la Grande Terre, l'île principale de la Nouvelle-Calédonie (GALLO, 2016 ; ANONYME, 2020 ; CARBONI, 2021 ; ABC NEWS, 2023 ; HIDALGO, 2023). La technique de pêche utilisée pour ces opérations était la palangre de surface, munie de bas de lignes en acier et d'hameçons appâtés. Cette technique, peu sélective, est

a priori susceptible de capturer tous les grands prédateurs fréquentant le lagon (BORSA *et al.*, 2023). Les données de capture acquises lors de ces campagnes sont de ce fait une opportunité pour caractériser la diversité en espèces de la communauté de grands prédateurs des eaux lagunaires côtières de la Grande Terre en complément des estimations faites par d'autres approches, comme les transects visuels et les caméras appâtées (JUHEL *et al.*, 2018). L'objectif du présent travail est de tirer parti de ces opérations et d'en dresser un bilan scientifique. En particulier, nous tentons de : (1) déterminer la liste des espèces de grands prédateurs présentes dans les eaux côtières de la Grande Terre ; (2) évaluer leurs abondances relatives ; (3) mettre en évidence d'éventuels patterns spatiaux et temporels de présence ou absence.

Méthodes

Le jeu de données analysé ici (Tableau 1) est une compilation des données brutes rassemblées par BORSA & CORNAILLE (2024) à partir des rapports des campagnes de capture et d'élimination des requins produits par la province Sud, des bilans équivalents produits par la ville de Nouméa et des reportages de la presse locale, incluant le quotidien *Nouvelles Calédoniennes* (<https://www.inc.nc/>), l'hebdomadaire *Demain en Nouvelle-Calédonie* (<https://www.dnc.nc/>) et la chaîne de radio et télévision *TVNC la 1^{ère}* (<https://la1ere.francetvinfo.fr/nouvelcaledonie/direct-tv.html>).

L'effort de pêche s'est concentré sur six sites, dont un site dans le lagon ouest (« Poé » ; Tableau 1) et cinq sites autour de Nouméa dans le lagon sud-ouest (« Baie Sainte-Marie », « Grande Rade », « Îlot Maître », « Nouville » et « Vata » ; Fig. 1). Les échantillons du site « Baie Sainte-Marie » comprennent ceux de la baie proprement dite, du wharf RFO (22,288°S 166,461°E), de la Côte Blanche (22,304°S 166,461°E) et du récif Ricaudy (22,316°S 166,455°E) à l'entrée sud-ouest de la baie. Les échantillons « Vata » comprennent ceux de l'anse Vata proprement dite et ceux du site dit « Château royal » (22,309°S 166,447°E). Les échantillons « Nouville » concernent la baie de Kuendu (22,258°S 166,388°E) et l'Anse Lallemand (22,271°S 166,413°E). Les échantillons « Nouméa » comprennent tous les animaux capturés lors des campagnes autour de Nouméa, pour lesquelles le site précis de capture n'est pas indiqué, ainsi que Port-Moselle (22,282°S 166,437°E). En 2016, seul le requin-tigre était ciblé par les opérations de capture ; les requins-tigres capturés ont été soit mis à mort, soit, pour la plupart, déplacés au-delà du récif-barrière. En 2018, la seule espèce ciblée était le requin-bouledogue ; les requins-bouledogues capturés ont tous été déplacés au-delà du récif-barrière. En 2019, seuls les requins-bouledogues de la Grande Rade étaient ciblés ; la quasi-

totalité des individus capturés ont été mis à mort ; toutefois quelques individus ont été marqués et relâchés. A partir de 2020, la plupart des requins-tigres et des requins-bouledogues capturés ont été mis à mort ; quelques-uns des individus capturés ont été marqués et relâchés ; la plupart des individus des autres espèces ont été, selon les autorités, « relâchés vivants » ou simplement « relâchés » (BORSA & CORNAILLE, 2024).

Les individus capturés ont été triés par espèce. L'identification à l'espèce a été faite par les pêcheurs contractés par les services de la province Sud et de la ville de Nouméa. Les photographies accessibles permettant de vérifier les identifications faites par ces pêcheurs sont celles diffusées dans la presse locale et sur les réseaux sociaux : celles-ci concernent exclusivement des requins-tigres et des requins-bouledogues préalablement mis à mort (GALLIEN-LAMARCHE, 2016b ; MOUREAUX, 2018 ; POPHILLAT, 2023). L'indice utilisé pour l'effort de capture est le nombre de jours de pêche pour chaque site prospecté. D'autres indices tels que le nombre de bateaux de pêche ou le nombre d'hameçons n'étaient connus que pour quelques-unes des opérations de pêche et de ce fait n'ont pas pu être utilisés pour le présent travail. Les statistiques de capture par espèce ciblée et par site ont été présentées sous la forme de diagrammes en bâtons, produits sous R v. 4.3.2 (<https://www.R-project.org/> ; R CORE TEAM, 2023) et superposés aux cartes de la Nouvelle-Calédonie et de la région de Nouméa sous ILLUSTRATOR (SMITH, 2010).

Du Tableau 1, nous avons extrait un tableau de contingence dont chaque ligne représente un échantillon, caractérisé par son abondance par espèce : chaque espèce correspond à une colonne du tableau. Une analyse factorielle des correspondances (CIBOIS, 2007 ; BEH & LOMBARDO, 2014) de ce tableau de contingence a été réalisée à l'aide du package FACTOMINER v. 2.7 (LE *et al.*, 2008 ; HUSSON *et al.*, 2010), sous R v. 4.3.2. Les groupes d'échantillons ont été délimités à l'aide de l'algorithme de classification hiérarchique (SNEATH & SOKAL, 1973) de FACTOMINER v. 2.7. Afin de minimiser les biais liés aux petits effectifs, les échantillons comprenant moins de trois individus ont été placés en éléments supplémentaires et de ce fait, n'ont pas été pris en compte dans l'analyse. De même, les espèces représentées par moins de 10 individus dans l'échantillon total ont été placées en variables supplémentaires. L'interprétation des résultats de cette analyse suit CIBOIS (2007).

Deux indices ont été utilisés pour décrire la diversité des espèces capturées : la richesse spécifique (S) qui est le nombre d'espèces dans l'échantillon et l'indice de Shannon-Weaver (H'), défini comme $H' = -\sum_i p_i \cdot \log(p_i)$, où p_i est la fréquence de l'espèce i dans l'échantillon (SHANNON, 1948) et calculé à l'aide de la fonction *diversity()* du package VEGAN v. 2.6 (OKSANEN *et al.*, 2022) sous R v. 4.3.2.

Un modèle linéaire généralisé (GLM ; MÜLLER, 2012) a été utilisé pour identifier les facteurs expliquant l'abondance de chacune des quatre espèces les plus

représentées dans les captures : $Abondance = \alpha + \beta_1 \cdot Effort + \beta_2 \cdot Saison + \beta_3 \cdot Site + \varepsilon$, où α et β_{1-3} sont les paramètres du modèle, *Effort*, *Saison* et *Site* sont les variables explicatives et ε est la partie non expliquée. Une distribution de Poisson a été utilisée pour modéliser les comptages par espèce dans les échantillons. *Effort* est le nombre de jours de pêche à un site donné un mois donné. *Saison* est la période de l'année, définie selon la température de la mer : cette variable comprend deux modalités (« chaude », « fraîche »). En effet, deux saisons météorologiques peuvent être distinguées en Nouvelle-Calédonie : une saison chaude qui s'étend d'octobre à mars, avec une température moyenne de surface de la mer atteignant entre 27 °C et 28 °C en février ; et une saison plus fraîche, s'étendant d'avril à septembre, avec une température moyenne de surface de la mer tombant à 23 °C en août (DONGUY & HENIN, 1981). *Site* est le site du littoral où les palangres ont été déployées : cette variable comprend deux modalités (« côte » vs. « lagon ») pour, respectivement les sites Baie Sainte-Marie, Nouville et Vata vs. Îlot Maître. Les données ont été regroupées sur une base mensuelle. Afin de disposer d'une série d'échantillons commune aux quatre espèces et ainsi d'être en mesure de comparer les résultats d'une espèce à l'autre, les statistiques de capture pour les sites « Poé » et « Grande Rade » n'ont pas été utilisées dans cette analyse. En effet, il s'est avéré que la plupart des captures d'espèces non-ciblées avaient été ignorées dans les compte rendus officiels produits à l'issue des opérations de pêche sur ces deux sites (GALLIEN-LAMARCHE, 2016a ; COCHIN, 2023 ; BORSA & CORNAILLE, 2024). L'analyse GLM a été effectuée sous R v. 4.3.2.

Résultats

Les statistiques de capture compilées pour le présent travail font état d'un total de 545 individus capturés pour un effort déclaré de 130 jours de pêche au total, sur la période 2016-2023. Trois espèces dominent ce tableau : le requin-tigre avec $N = 131$ individus capturés, le requin à haute dorsale *C. plumbeus* ($N = 130$) et le requin-bouledogue ($N = 121$). Les autres espèces capturées sont, par ordre d'abondance dans les captures, le requin gris *C. amblyrhynchos* ($N = 48$), le requin citron *Negaprion acutidens* ($N = 38$), le requin à pointes noires *C. melanopterus* ($N = 31$), le requin-nourrice *Nebrius ferrugineus* ($N = 30$), la loche carite *Epinephelus lanceolatus* et la loche malabar ou « mère loche » *E. malabaricus* (total $N = 9$), les requins-marteaux *Sphyrna lewini* et *Sphyrna* sp. indet. (total $N = 4$), le grand barracuda *Sphyrna barracuda* ($N = 2$) et le requin à pointes blanches *C. albimarginatus* ($N = 1$). Pour chaque site à une année donnée ou à un mois donné dans le cas de l'année 2023, le nombre d'individus capturés ventilé par espèce ainsi que l'effort de capture sont présentés au Tableau 1.

Tableau 1. Bilan connu (nombre d'individus) des captures effectuées lors des campagnes de capture et d'élimination des requins-tigres et bouledogues dans les lagons ouest et sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, 2016-2023, par année, par site et par espèce (*alb* requin à pointes blanches ; *amb* requin gris ; *leu* requin bouledogue ; *mel* requin à pointes noires ; *plu* requin à haute dorsale ; *cuv* requin-tigre ; *fer* requin-nourrice ; *acu* requin citron ; *lew* requin-marteau ; *epi* loche carite ou mère-loche ; *bar* grand barracuda)

Known results (number of individuals captured) of campaigns designed to capture and cull tiger sharks and bull sharks in the western and southwestern lagoons of New Caledonia, 2016-2023, by year, by site and by species (alb silvertip shark; amb grey reef shark; leu bull shark; mel blacktip reef shark; plu sandbar shark; cuv tiger shark; fer nurse shark; acu sicklefin lemon shark; lew hammerhead shark; epi Queensland grouper or malabar grouper; bar great barracuda)

Année, mois	Site	Abr.	Effort (j.)	Requins								Téléostéens		
				<i>alb</i>	<i>amb</i>	<i>leu</i>	<i>mel</i>	<i>plu</i>	<i>cuv</i>	<i>fer</i>	<i>acu</i>	<i>lew</i>	<i>epi</i>	<i>bar</i>
2016														
Avr.-nov.	Poé	Po	10	1	-	-	3	-	12	2	5	-	-	-
2018														
Mars	B. Ste Marie	S18	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Nov.	Gde Rade	G18	3	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov.	Nouméa	N18	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Nov.	Port Moselle	N18	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
2019														
Mars-déc.	Gde Rade	G19	11	-	-	36	-	-	-	1	-	-	-	-
2020														
Jan.-oct.	Gde Rade	G20	6	-	-	20	-	-	-	-	-	-	3	-
Juin-nov.	B. Ste Marie	S20	3	-	3	3	-	11	5	-	3	-	-	-
2021														
Mai	B. Ste Marie	S21	1	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-
Mars	Gde Rade	G21	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-
Mars	Î. Maître	M21	3	-	3	2	-	9	17	1	2	-	-	-
Mai	Nouvelle	Nv21	3	-	1	4	4	2	1	1	-	-	-	-
2023														
Jan.	Vata	v1	2	-	-	1	-	-	4	-	-	-	-	-
Fév.	Gde Rade	g2	2	-	2	2	-	-	-	1	-	-	1	-
Fév.	Vata	v2	9	-	-	4	5	1	7	3	4	-	-	-
Mars	B. Ste Marie	s3	1	-	5-6	-	-	1	1	2-4	-	-	-	1
Mars	Gde Rade	g3	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Mars	Î. Maître	m3	5	-	8-9	2	-	-	16	4	5-6	-	-	-
Mars	Nouvelle	nv3	2	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-
Mars	Vata	v3	3	-	2	2	-	1-2	7	-	1	-	-	-
Avr.	B. Ste Marie	s4	2	-	2	3	1	-	4	-	3	-	-	-
Avr.	Gde Rade	g4	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1-2	-
Avr.	Î. Maître	m4	6	-	11-13	3	4	-	15-16	-	3	1	-	-
Avr.	Nouvelle	nv4	1	-	-	2	2	-	-	1	-	-	-	-
Avr.	Vata	v4	2	-	1	1	1	1	2	3	-	1	-	-
Mai	B. Ste Marie	s5	3	-	-	8	-	13	4	1	-	1	-	-
Mai	Î. Maître	m5	3	-	-	2	-	19	4	1	2	-	-	1
Mai	Nouvelle	nv5	1	-	1	2	1	1	-	-	-	-	-	-
Mai	Vata	v5	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-
Juin	B. Ste Marie	s6	4	-	-	3	2	7	2	1	1	1	-	-
Juin	Î. Maître	m6	3	-	-	-	1	11	5-6	1	1	-	-	-
Juin	Nouvelle	nv6	2	-	-	-	1	3	1	1	-	-	-	-
Juin	Vata	v6	2	-	-	-	1	8-13	3	2	-	-	-	-
Jul.	B. Ste Marie	s7	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Jul.	Gde Rade	g7	1	-	-	5	-	-	-	-	-	-	1	-
Jul.	Î. Maître	m7	2	-	-	-	-	12	2	-	1	-	-	-
Jul.	Nouméa	n7	2	-	-	-	-	-	-	0-1	0-1	-	1	-
Jul.	Nouvelle	nv7	2	-	-	3	-	1	1	-	-	-	-	-
Jul.	Vata	v7	4	-	1	1	-	10	-	2	1	-	-	-
Août	Gde Rade	g8	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Août	Î. Maître	m8	2	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-
Août	Nouméa	n8	5	-	-	-	2	8	-	-	2	-	1	-
Août	Nouvelle	nv8	1	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-
Sep.	B. Ste Marie	s9	3	-	-	1	-	-	4	-	-	-	-	-
Sep.	Î. Maître	m9	1	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-
Sep.	Nouméa	n9	5	-	6	-	-	5	-	1	-	-	-	-
Sep.	Nouvelle	nv9	1	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-

Les captures totales par site de pêche durant la période 2016-2023, rapportées à l'effort de capture, sont présentées à la Fig. 1. Si l'on exclut du décompte total les données faussées par l'absence de prise en compte des

espèces non ciblées, la fréquence est 28,7% pour le requin à haute dorsale, 26,4% pour le requin-tigre, 12,2% pour le requin-bouledogue et 10,7% pour le requin gris.

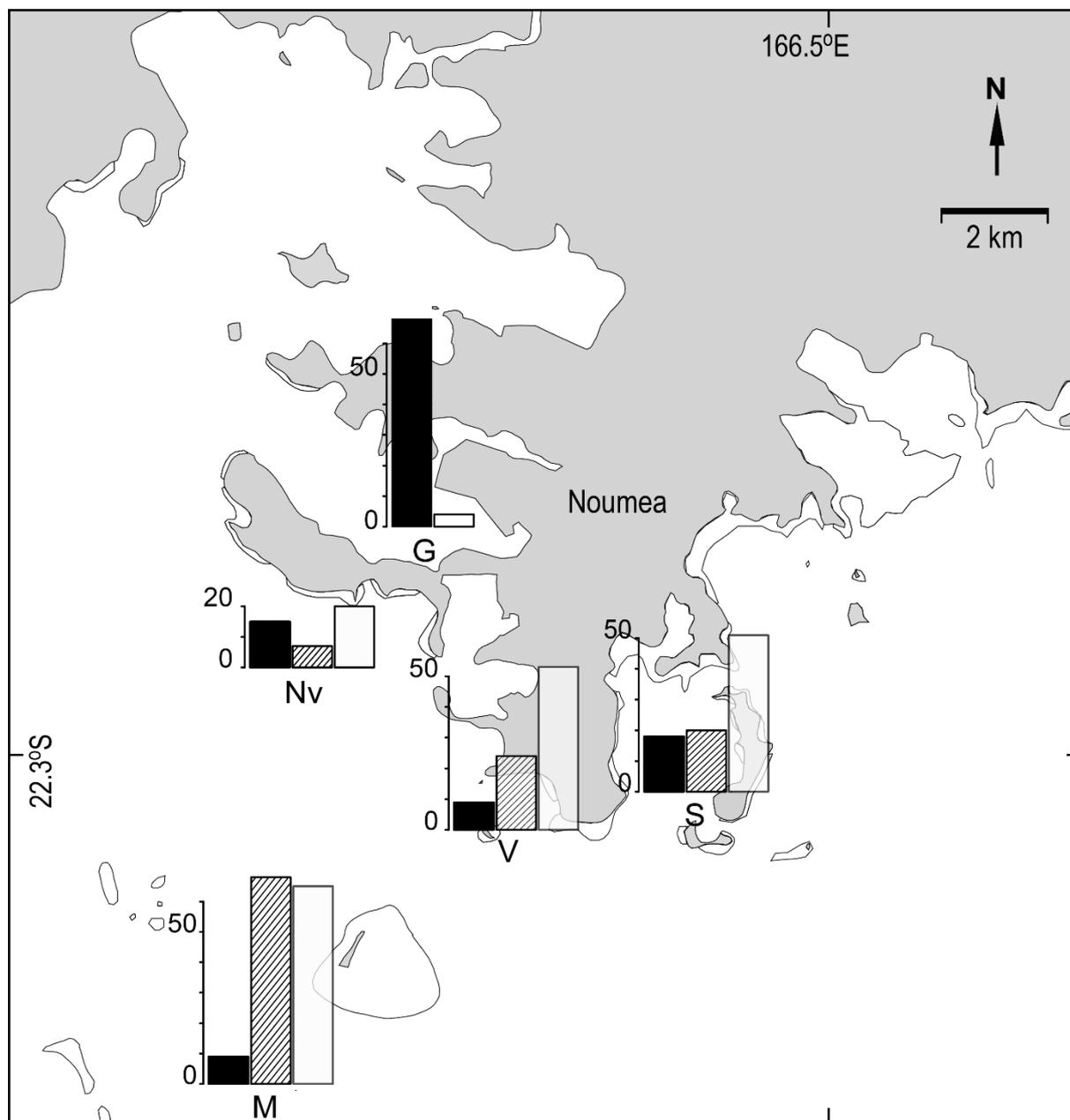


Fig. 1. Localisation des sites échantillonnés autour de la péninsule de Nouméa dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, où le nombre total d'individus par espèce ciblée, cumulé sur la période 2018-2023, est représenté par un diagramme en bâtons (noir requin-bouledogue ; hachuré requin-tigre ; blanc autres espèces). G Grande Rade ; M Îlot Maître ; Nv Nouvelle ; S Baie Sainte-Marie ; V Anse Vata.

Location of the sampled sites around the Noumea peninsula in the southwestern lagoon of New Caledonia, where the total number of individuals per targeted species over the period 2016-2023 is represented by a bar chart (black bull shark; hatched tiger shark; white other species). G Grande Rade; M Maître Islet; Nv Nouvelle; S Sainte-Marie Bay; V Vata Cove.

Les échantillons tels que définis au Tableau 1 sont disposés le long d'un quasi-continuum croissant sur le plan principal de l'analyse des correspondances (Fig. 2). Ce type de résultat, classique en analyse des correspondances, signale une forte liaison

entre les variables caractérisant les échantillons. Les valeurs propres des deux premiers facteurs sont, respectivement, 0,56 et 0,37, très supérieures au seuil empirique de 0,1, ce qui confirme cette interprétation. L'algorithme de classification hiérarchique sépare les

échantillons en trois groupes distincts, désignés par les chiffres romains *i* à *iii*. Le groupe *i*, situé à l'extrémité gauche du croissant est associé à la prédominance du requin-bouledogue (variable *leu*). Les autres échantillons se répartissent dans deux ensembles distincts le long de l'axe 2 de l'analyse : un groupe *ii* rassemblant les échantillons positionnés dans la partie positive de l'axe 2 ; et un groupe *iii* essentiellement situé dans la partie négative de l'axe 2. Le groupe *iii* est associé à la présence du requin à haute dorsale (variable *plu*), les autres variables se regroupant dans le quart haut droit du plan principal, donc associées au groupe *ii*. Un retour au Tableau 1 confirme bien que les échantillons du groupe *i* sont caractérisés par la présence quasi-exclusive du requin-bouledogue dans les données de capture. On

peut vérifier de même que le requin à haute dorsale est dominant dans la composition des échantillons du groupe *iii*. La composition de la plupart des échantillons formant le groupe *ii* est, quant à elle, dominée par le requin-tigre. Le groupe *i* est constitué des échantillons G18-20, g7, nv7 et nv9, soit la quasi-totalité des échantillons prélevés dans les sites contigus de Grande Rade et Nouville. Les groupes *ii* et *iii* ne sont apparemment pas liés à un site géographique particulier. En revanche, les trois groupes diffèrent du point de vue temporel. Tous les échantillons du groupe *iii* ont été prélevés de mai à août, alors que les échantillons du groupe *ii* ont été prélevés entre janvier et septembre, hormis les mois de juin et juillet. Les échantillons du groupe *i* concernent tous les mois de l'année.

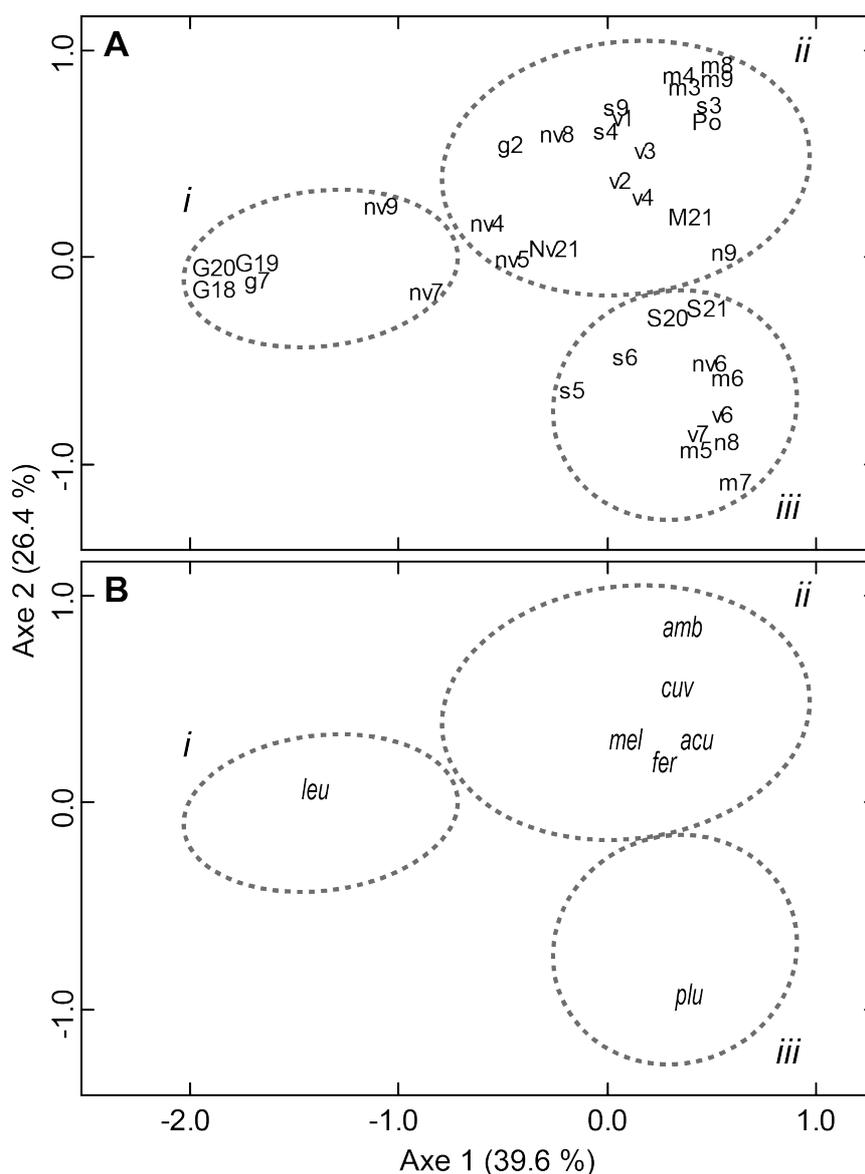


Fig. 2. Abondance par espèce des requins capturés, 2016-2023 : plan principal de l'analyse des correspondances du tableau de contingence issu des données du Tableau 1. Les ellipses en pointillés délimitent les trois groupes (*i-iii*) identifiés par l'analyse de classification hiérarchique. Voir le Tableau 1 pour les abréviations. **A.** Projection des échantillons. **B.** Projection des variables.

Abundance by species of captured sharks, 2016-2023: principal plan of the correspondence analysis of the contingency table extracted from Table 1. Dotted ellipses delimit the three groups (i-iii) identified by hierarchical clustering analysis. See Table 1 for abbreviations. A. Projection of samples. B. Projection of variables.

La richesse spécifique de chaque groupe est, respectivement, $S(i) = 5$, $S(ii) = 11$ et $S(iii) = 10$. La richesse spécifique totale est $S_T = 11$ ($S_T = 9$ pour les seuls requins). La diversité spécifique est $H'(i) = 0,53$, $H'(ii) = 1,84$ et $H'(iii) = 1,45$. La diversité spécifique calculée sur l'échantillon total est $H'_T = 1,87$ ($H'_T = 1,80$ pour les seuls requins).

Les résultats de l'analyse GLM sont résumés au Tableau 2. Pour chacune des quatre espèces testées, le nombre d'individus capturés en un site donné et en un mois donné augmente avec l'effort de pêche. L'effet de la variable *Saison* est négatif chez le requin gris et le requin-tigre, ce qui signifie que toutes choses égales par ailleurs, les taux de capture de ces deux espèces sont inférieurs en saison fraîche, par rapport à la saison

chaude ; à l'inverse, cet effet est très significativement positif chez le requin à haute dorsale. L'effet de la variable *Site* est positif chez le requin gris, le requin à haute dorsale et le requin-tigre, ce qui signifie que toutes choses égales par ailleurs, les taux de capture de ces trois espèces sont supérieurs dans le lagon (îlot Maître). Pour résumer : (1) l'abondance du requin-tigre est vraisemblablement plus grande dans le lagon qu'immédiatement à la côte de la péninsule de Nouméa ; c'est aussi le cas du requin gris et du requin à haute dorsale ; (2) la saison est une variable importante pour expliquer l'abondance du requin à haute dorsale sur les sites échantillonnés : celle-ci est plus grande en saison fraîche ; (3) inversement, le requin-tigre est plus abondant en saison chaude.

Tableau 2. Résultats de l'analyse GLM : estimation des paramètres pour chaque espèce (mêmes abréviations qu'au Tableau 1) et probabilités sous l'hypothèse nulle. Le seuil de significativité a été ajusté par une correction de Bonferroni (DUNN, 1961). * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; NS non significatif

*Results of GLM analysis: estimation of parameters for each species (same abbreviations as in Table 1) and probabilities under the null hypothesis. The significance threshold was adjusted using the Bonferroni adjustment (DUNN, 1961). * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$; NS not significant*

Paramètre	Espèce			
	<i>amb</i>	<i>leu</i>	<i>plu</i>	<i>cuv</i>
Intercept (α)	-0,552 ^{NS}	-0,004 ^{NS}	-0,164 ^{NS}	0,773 ^{NS}
Effort	0,214 *	0,170 *	0,152 **	0,184 ***
Saison (fraîche)	-0,171 ^{NS}	0,473 ^{NS}	1,372 ***	-0,580 *
Site (lagon)	1,013 *	-0,752 ^{NS}	0,540 *	1,139 ***

Discussion et conclusion

Toutes les espèces qui ont été capturées lors des campagnes de capture et d'élimination de requins-bouledogues et requins-tigres dans les lagons ouest et sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie de 2016 à 2023 sont mentionnées dans la liste des poissons de Nouvelle-Calédonie (FRICKE *et al.*, 2011) et possèdent des fiches descriptives succinctes dans l'ouvrage de LABOUTE & GRANDPERRIN (2000) sur les poissons de Nouvelle-Calédonie. Toutes sont susceptibles de fréquenter les eaux peu profondes du lagon de la Grande-Terre. Cependant, quatre autres espèces réputées fréquenter cet habitat sont absentes de nos données de capture : le requin à museau pointu *C. limbatus*, le requin obscur *C. obscurus*, le requin-léopard *Stegostoma tigrinum* et le requin à ailerons blancs du lagon *Triaenodon obesus* (LABOUTE & GRANDPERRIN, 2000). Le requin-léopard fréquente les eaux côtières du lagon pour se nourrir d'invertébrés fousseurs et pour sa reproduction (LABOUTE & GRANDPERRIN, 2000 ; PB, obs. pers.). Le requin à ailerons blancs du lagon est présent depuis le milieu du lagon jusqu'à la pente externe et il est particulièrement abondant autour du récif de l'îlot Maître (LABOUTE & GRANDPERRIN, 2000 ; PB, obs. pers.). Le requin à museau pointu est un visiteur saisonnier des eaux côtières (LABOUTE & GRANDPERRIN, 2000). L'absence de ces espèces dans

les statistiques de capture ne reflète donc pas nécessairement leur absence sur les sites échantillonnés, mais peut-être leur timidité à s'approcher des lignes appâtées quand d'autres requins plus puissants, comme le requin-tigre ou le requin-bouledogue, sont présents. Le requin-tigre et le requin-bouledogue sont en effet des prédateurs occasionnels d'autres requins (LOWE *et al.*, 1996 ; DICKEN *et al.*, 2017 ; TRYSTRAM *et al.*, 2017). Une autre espèce occasionnellement présente dans le lagon de Nouvelle-Calédonie, principalement durant la saison fraîche, est le grand requin blanc *Carcharodon carcharias* (LABOUTE & GRANDPERRIN, 2000 ; TIRARD *et al.*, 2010). Son absence dans les données de capture pourrait être liée à son apparente rareté dans le lagon.

Les fréquences par espèce dans les captures à la palangre de surface (présent travail) sont sensiblement différentes de celles obtenues par transect visuel, où les deux espèces dominantes sont le requin gris (45,7 %) et le requin à ailerons blancs du lagon (46,4 %) (JUHEL *et al.*, 2018) pour une richesse spécifique de requins égale à 8 et une diversité égale à 1,01. Elles diffèrent aussi de celles obtenues par caméra appâtée, où les deux espèces dominantes restent les mêmes, mais en proportions différentes (respectivement, 69,2 % et 21,3 % ; JUHEL *et al.*, 2018) pour une richesse spécifique égale à 9 et une diversité égale à 0,96. Ni le requin à haute dorsale, ni le requin-bouledogue ne sont présents dans les

observations par transect visuel ou dans celles par caméra appâtée réalisées dans le lagon de Nouvelle-Calédonie et sur les récifs (JUHEL *et al.*, 2018), alors que ces deux espèces figurent parmi les mieux représentées dans les captures à la palangre de surface (présent travail). Chaque méthode utilisée pour estimer la diversité en poissons marins a ses biais. Les transects visuels sous-estiment l'abondance des espèces les plus farouches et surestiment celle des espèces attirées par les plongeurs ; les caméras appâtées favorisent davantage les prédateurs mobiles (COLTON & SWEARER, 2010). Une autre approche d'évaluation de la richesse spécifique pourrait consister à prélever l'eau de mer et à identifier les espèces présentes par le séquençage nucléotidique de l'ADN extrait du résidu de filtration de l'échantillon (MIYA *et al.*, 2015). Cette dernière approche, complémentaire des deux précédentes (BOUSSARIE *et al.*, 2018), a toutefois deux inconvénients : d'une part, elle ne permet pas d'estimer les fréquences relatives des différentes espèces présentes ; d'autre part, elle met en évidence la trace ADN de l'espèce séquencée, mais pas nécessairement le site géographique où cet ADN s'est détaché de l'individu et d'où il a pu avoir été transporté par le courant jusqu'au site de prélèvement (PERRIN *et al.*, 2023).

Comme indiqué plus haut (section « Méthodes »), une partie des statistiques de capture n'a pu être exploitée : la raison en est que les données de capture concernant les espèces non ciblées étaient absentes des comptes rendus officiels alors que d'autres informations obtenues de façon indépendante montraient que des espèces non ciblées avaient bien été capturées (BORSA & CORNAILLE, 2024). Les valeurs de richesse spécifique et de diversité de Shannon-Weaver anormalement faibles pour le groupe *i*, essentiellement constitué des échantillons du site « Grande Rade » tels qu'ils nous ont été rapportés par les autorités locales, illustrent ce problème. Nous touchons là aux limites inhérentes à une démarche opportuniste, qui consiste à tenter de valoriser par des analyses ex-post facto des données acquises sans plan de gestion des données clairement identifié.

Malgré le caractère opportuniste de la présente étude et malgré la présence dans le jeu de données total de données parfois difficilement exploitables, celle-ci apporte plusieurs informations originales. Les résultats permettent en effet de décrire une communauté de prédateurs du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, variable selon la saison et selon le site. Un des principaux résultats est une occurrence marquée du requin à haute dorsale de mai à août, mois durant lesquels il domine en nombre, alors qu'il est rare dans les captures en dehors de cette période. Ces résultats confirment les indications de LABOUTE & GRANDPERRIN (2000) selon lesquelles le requin à haute dorsale ne serait visible qu'en saison fraîche dans le lagon alors qu'il serait présent toute l'année à l'extérieur, « notamment sur les fonds sableux du plateau insulaire qui prolonge, au sud, la Grande Terre ». L'ensemble de ces observations suggère une extension de l'habitat de cette espèce durant la saison

fraîche, laquelle pourrait être liée à une préférence pour les températures plus froides de la colonne d'eau du fait de ses besoins en oxygène (CREAR *et al.*, 2019). La tendance inverse observée chez le requin-tigre pourrait indiquer une migration saisonnière liée à la reproduction. La majorité des requins-tigres capturés sont en effet des femelles de longueur totale ≥ 300 cm (BORSA & CORNAILLE, 2024), proche de la longueur à maturité sexuelle (BRANSTETTER *et al.*, 1987). Une hypothèse alternative pourrait être une différence de régime alimentaire selon le sexe, où les femelles du requin-tigre seraient davantage susceptibles d'être capturées à la palangre de surface, que les mâles. Il est possible aussi qu'en saison fraîche, l'activité de prédation du requin-tigre soit moindre qu'en saison chaude du fait d'un métabolisme plus lent (PAYNE *et al.*, 2018).

Le but proclamé des captures de requins effectuées sous la supervision des autorités de la province Sud et de la ville de Nouméa était, rappelons-le, d'éliminer les requins-tigres et les requins-bouledogues du fait de leur potentielle dangerosité à l'égard des usagers du lagon de la Nouvelle-Calédonie et ainsi de réduire le risque d'attaque (ANONYME, 2020). Ces deux espèces sont effectivement responsables de, respectivement, 64 % et 29 % des blessures graves ou létales répertoriées ces cinq dernières décennies sur des humains en Nouvelle-Calédonie (MAILLAUD *et al.*, 2022). Une attaque létale a aussi été attribuée au grand requin blanc. Le présent travail permet de confirmer la médiocrité de la sélectivité de la méthode de capture, puisque la majorité des espèces capturées par les palangres appâtées étaient des espèces non ciblées. Ainsi, l'espèce prépondérante dans les statistiques de capture était le requin à haute dorsale, auquel aucune blessure grave sur des humains n'a pourtant été attribuée à ce jour (MAILLAUD *et al.*, 2022). Certes, la plupart des individus d'espèces non ciblées semblent avoir été relâchés vivants, mais aucun suivi ultérieur n'a été effectué (BORSA & CORNAILLE, 2024), de sorte que l'impact de la capture sur la survie des individus n'est pas connu. Selon la littérature, l'impact délétère sur les espèces et les écosystèmes des captures par la palangre de surface est potentiellement élevé : 17 % à 20 % des requins à pointes noires capturés vivants puis relâchés meurent dans les dix jours suivant leur capture (WEBER *et al.*, 2020). Le taux de mortalité atteint plus de 50 % dans les quelques mois qui suivent le relâcher de Carcharhinidae tropicaux ayant survécu à la capture (HUTCHINSON & BIGELOW, 2019). La capture et l'élimination indiscriminées des requins en réponse à une attaque sont moralement discutables : leur utilité vis-à-vis de l'objectif affiché est douteuse, tandis que la plupart des espèces capturées sont menacées d'extinction (WETHERBEE *et al.*, 1994 ; CRESSEY, 2013 ; GIBBS & WARREN, 2014 ; DULVY *et al.*, 2021).

Dans le cas présent, il est en outre regrettable que les détails des protocoles de capture n'aient pas été communiqués et que les données biométriques sur les individus capturés (BORSA & CORNAILLE, 2024) n'aient pas été acquises de façon suffisamment rigoureuse et

transparente pour être davantage exploitables du point de vue scientifique. Nonobstant ces problèmes, les résultats du présent travail contribuent à améliorer nos connaissances sur la biologie et l'écologie des populations de requins du lagon de Nouvelle-Calédonie. Les inventaires, abondances et distributions d'espèces constituant, généralement, les données de base en matière de « gestion » des écosystèmes et en matière de conservation (COLTON & SWEARER, 2010 ; MENEGOTTO & RANGEL, 2018), les résultats du présent travail devraient s'avérer utiles à une politique de gestion davantage orientée vers la conservation des espèces et des écosystèmes qu'elle ne l'est présentement.

Remerciements

Merci à C. Cochin (TVNC la 1^{ère}, Nouméa) et B. Richer de Forges (Comité scientifique du parc naturel de la mer de Corail, Nouméa) pour avoir partagé documentation et informations. Contributions des auteurs selon la taxonomie de BRAND *et al.* (2015) : conceptualisation PB ; investigation PB, MC ; mise en forme des données, analyse formelle, validation, visualisation et rédaction PB ; relecture PB, MC.

Références

ABC NEWS (2023).- *Extreme measure to stop sharks in New Caledonia*. Austr. Broadcast. Corp., Sydney, 25 août 2023.

ANONYME (2020).- *Plan d'actions pour la réduction du « risque requin »*. Prov. Sud, Nouméa, 34 p.

BAUM, J.K. & BLANCHARD, W. (2010).- Inferring shark population trends from generalized linear mixed models of pelagic longline catch and effort data. *Fish. Res.*, **102**, 229–239.

BEH, E.J. & LOMBARDO, R. (2014).- *Correspondence analysis: theory, practice and new strategies*. Wiley, Chichester, 592 p.

BORSA, P., ANDRÉFOUËT, S. & JUNCKER, M. (2012).- Records of bottlenose dolphins, *Tursiops* spp., in New Caledonian waters. *Mar. Biodiv. Rec.*, **5**, e53.

BORSA, P. & CORNAILLE, M. (2024).- *Opérations de capture et d'abattage de requins en Nouvelle-Calédonie, 2016-2023*. Inst. Rech. Dév., Nouméa, 33 p. <https://hal-lara.archives-ouvertes.fr/hal-04662784>

BORSA, P., CORNAILLE, M. & RICHER DE FORGES, B. (2023).- Shark culling at a World Heritage site. *Nature*, **620**, 950.

BORSA, P., LAUVRAY, J. & MORIO, J.-P. (2021).- Prédation du requin-tigre sur le dugong dans le lagon de la Nouvelle-Calédonie. *Bull. Soc. Zool. Fr.*, **146**, 159-161.

BOUSSARIE, G., BAKKER, J., WANGENSTEEN, O.S., *et al.* (2018).- Environmental DNA illuminates the dark diversity of sharks. *Sci. Adv.*, **4**, eaap9661.

BRAND, A., ALLEN, L., ALTMAN, M., *et al.* (2015).- Beyond authorship: attribution, contribution, collaboration, and credit. *Learned Publ.*, **28**, 151–155.

BRANSTETTER, S., MUSICK, J.A. & COLVOCORESSES, J.A. (1987).- A comparison of the age and growth of the tiger shark, *Galeocerdo cuvieri*, from off Virginia and from the northwestern Gulf of Mexico. *Fishery Bull.*, **85**, 269-279.

BRAULIK, G.T., TAYLOR, B.L., MINTON, G., *et al.* (2023).- Red-list status and extinction risk of the world's whales, dolphins, and porpoises. *Conserv. Biol.*, **37**, e14090.

CARBONI, L. (2021).- *Cinq questions sur les abattages de requins qui font polémique dans les eaux calédoniennes*. TV Nouv.-Caléd. 1ère, Nouméa, 06 avr. 2021.

CECCARELLI, D.M., MCKINNON, A.D., ANDREFOUËT, S., *et al.* (2013).- The Coral Sea: physical environment, ecosystem status and biodiversity assets. *Adv. Mar. Biol.*, **66**, 213-290.

CIBOIS, P. (2007).- *Les méthodes d'analyse d'enquêtes*. Presses Univ. Fr., Paris, 127 p.

COCHIN, C. (2023).- *Requins : de nombreuses espèces non ciblées, capturées pendant les campagnes d'abattage*. Nouv.-Caléd. 1ère, Nouméa, 26 sep. 2023.

COLTON, M.A. & SWEARER, S.E. (2010).- A comparison of two survey methods: differences between underwater visual census and baited remote underwater video. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **400**, 19-36.

CREAR, D.P., BRILL, R.W., BUSHNELL, P.G., *et al.* (2019).- The impacts of warming and hypoxia on the performance of an obligate ram ventilator. *Conserv. Physiol.*, **7**, coz026.

CRESSEY, D. (2013).- Australian shark-cull plan draws scientists' ire. *Nature*, 13 Dec. 2013.

DAPHY, E. & HA-DUONG, M. (2010).- Archives ouvertes : le savoir scientifique est-il en accès libre ? *Vie Rech. Sci. (SNCS, Meudon)*, **382**, 22–25.

DICKEN, M.L., HUSSEY, N.E., CHRISTIANSEN, H.M., *et al.* (2017).- Diet and trophic ecology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) from South African waters. *PLoS One*, **12**, e0177897.

DIRZO, R., YOUNG, H.S., GALETTI, M., *et al.* (2014).- Defaunation in the Anthropocene. *Science*, **345**, 401–406.

DONGUY, J.-R. & HENIN, C. (1981).- Hydro-climats en mer du Corail et de Tasman. In Sautter G., Huetz de Lempis A., Legand, M. (eds.) *Atlas de Nouvelle-Calédonie*. Off. Rech. Sci. Techn. Outre-Mer, Bondy, 4.

DULVY, N.K., PACOUREAU, N., RIGBY C.L., *et al.* (2021).- Overfishing drives over one-third of all sharks

- and rays toward a global extinction crisis. *Curr. Biol.*, **31**, 4773–4787.
- DUNN, O.J. (1961).- Multiple comparisons among means. *J. Am. Stat. Assn.*, **56**, 52–64.
- FERREIRA, L.C., THUMS, M., HEITHAUS, M.R., *et al.* (2017).- The trophic role of a large marine predator, the tiger shark *Galeocerdo cuvier*. *Sci. Rep.*, **7**, 7641.
- FRICKE, R., KULBICKI, M. & WANTIEZ, L. (2011).- Checklist of the fishes of New Caledonia, and their distribution in the Southwest Pacific Ocean (Pisces). *Stuttg. Beitr. Naturk. A, Neue Ser.*, **4**, 341–463.
- GALLIEN-LAMARCHE, J.-A. (2016a).- À la recherche des grands requins-tigres. *Nouv. Caléd.*, 20 mai 2016.
- GALLIEN-LAMARCHE, J.-A. (2016b).- Le requin euthanasié était le « tueur ». *Nouv. Caléd.*, 25 nov. 2016.
- GALLO, J.-F. (2016).- La surveillance des plages devient-elle nécessaire ? *Nouv. Caléd.*, 12 avr. 2016.
- GIBBS, L. & WARREN, A. (2014).- Thinking space - killing sharks: cultures and politics of encounter and the sea. *Austr. Geogr.*, **45**, 101-107.
- HALPERN, B.S., WALBRIDGE, S., SELKOE, K.A., *et al.* (2008).- A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, **319**, 948–952.
- HIDALGO, C. (2023).- La Nouvelle-Calédonie lance une campagne d'abattage de requins. *Figaro*, 13 mars 2023.
- HUSSON, F., JOSSE, J. & PAGÈS, J. (2010).- Principal component methods - hierarchical clustering - partitional clustering: why would we need to choose for visualizing data? *Techn. Rep. Appl. Math. Dept. (Agrocampus)*, 17 p.
- HUTCHINSON, M. & BIGELOW, K. (2019).- Quantifying post release mortality rates of sharks incidentally captured in Pacific tuna longline fisheries and identifying handling practices to improve survivorship. *Pac. Is. Fisheries Sci. Ctr. Work. Pap.*, **19-003**, 1-26.
- JUHEL, J.-B., VIGLIOLA, L., MOUILLOT, D., *et al.* (2018).- Reef accessibility impairs the protection of sharks. *J. Appl. Ecol.*, **55**, 673–683.
- LABOUTE, P. & GRANDPERRIN, R. (2000).- *Poissons de Nouvelle-Calédonie*. Catherine Ledru, Nouméa, 520 p.
- LE, S., JOSSE, J. & HUSSON, F. (2008).- FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *J. Stat. Softw.*, **25**, (1), 1-18.
- LIMPUS, C.J., MILLER, J., PARMENTER, C. & LIMPUS, D. (2003).- The green turtle, *Chelonia mydas*, population of Raine island and the northern Great Barrier Reef 1843–2001. *Mem. Queensl. Mus.*, **49**, 349–440.
- LOWE, C.G., WETHERBEE, B.M., CROW, G.L. & TESTER, A.L. (1996).- Ontogenetic dietary shifts and feeding behavior of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, in Hawaiian waters. *Env. Biol. Fishes*, **47**, 203-211.
- MAILLAUD, C., TIRARD, P., BORSA, P., *et al.* (2022).- Attaques de requins en Nouvelle-Calédonie de 1958 à 2020 : revue de cas. *Méd. Trop. Santé Int.*, **2**, 209.
- MENEGOTTO, A. & RANGEL, T.F. (2018).- Mapping knowledge gaps in marine diversity reveals a latitudinal gradient of missing species richness. *Nature Comm.*, **9**, 4713.
- MIYA, M., SATO, Y., FUKUNAGA, T., *et al.* (2015).- MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. *Roy. Soc. Open Sci.*, **2**, 150088.
- MOUREAUX, C. (2018).- *Abattage, interdiction de baignade, filets : le dossier requin divise toujours*. TV Nouv.-Caléd. 1ère, Nouméa, 17 mai 2023.
- MÜLLER, M. (2012).- Generalized linear models. In: Gentle, J., Härdle, W.K. & Mori, Y. (eds): *Handbook of computational statistics, concepts and methods, 2nd edn*. Springer, Heidelberg, 681-709.
- OKSANEN, J., SIMPSON, G.L., BLANCHET, F.G., *et al.* (2022).- VEGAN community ecology package v. 2.6-4. R Package. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- PAYNE, N.L., MEYER, C.G., SMITH, J.A., *et al.* (2018).- Combining abundance and performance data reveals how temperature regulates coastal occurrences and activity of a roaming apex predator. *Glob. Change Biol.*, **24**, 1884-1893.
- PERRIN, S.W., VEYLIT, L., HAKVÅG, S., & PIARULLI, S. (2023).- eDNA & accuracy: overcoming the challenges. *Biologist*, 22 May 2023.
- POPHILLAT, A.-C. (2023).- Les carcasses de requins retournent à Gadjji. *Demain Nouv.-Caléd.*, **823**, 7.
- R CORE TEAM (2023).- *R: a language and environment for statistical computing*. R Found. Stat. Comput., Vienna.
- SHANNON, C.E. (1948).- A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Techn. J.*, **27**, 379–423.
- SMITH, J. (2010).- *Adobe Illustrator digital classroom*. Wiley, Indianapolis IN, 349 p.
- SNEATH, P.H.A. & SOKAL, R.R. (1973).- *Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification*. W.H. Freeman and Co., San Francisco, 573 p.
- TIRARD, P. (2011).- *Les requins du Caillou*. Philippe Tirard, Nouméa, 280 p.
- TIRARD, P., MANNING, M.J., JOLLIT, I., *et al.* (2010).- Records of great white shark (*Carcharodon carcharias*) in New Caledonian waters. *Pac. Sci.*, **64**, 567-576.
- TRYSTRAM, C., ROGERS, K.M., SORIA, M. & JAQUEMET, S. (2017).- Feeding patterns of two sympatric shark predators in coastal ecosystems of an oceanic island. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **74**, 216–227.
- UNESCO (2008).- Lagoons of New Caledonia: reef diversity and associated ecosystems. *UNESCO World Heritage Conv. Doss.*, **1115**. <https://whc.unesco.org/en/list/1115>

WEBER, N., FRAZIER, B.S., WHITNEY, N.M., *et al.* (2020).- Stress response and postrelease mortality of blacktip sharks (*Carcharhinus limbatus*) captured in shore-based and charter-boat-based recreational fisheries. *Fishery Bull.*, **118**, 297-314.

WETHERBEE, B., LOWE, C. & CROW, G. (1994).- A review of shark control in Hawaii with recommendations for future research. *Pac. Sci.*, **48**, 95-115.