

Les humains et les requins : une relation en cours d'évolution

Examen et analyse des stratégies actuelles de gestion du risque requin visant à favoriser la coexistence

Jed Macdonald¹ et Lauriane Escalle²

Introduction

Alors que l'espèce humaine ne cesse d'étendre son empreinte sur la planète, la faune sauvage terrestre comme aquatique est confrontée à des défis sans précédent qui revêtent parfois une dimension existentielle (Ripple *et al.* 2014 ; Juan-Jordá *et al.* 2022 ; Sherman *et al.* 2023) et se manifestent sous des formes diverses. La disparition des habitats résultant, par exemple, du défrichage à des fins agricoles (Green *et al.* 2005), de la régularisation des cours d'eau pour la production d'électricité (McClure *et al.* 2008) ou des effets du changement climatique d'origine anthropique (Hoegh-Guldberg *et al.* 2017) peuvent avoir des répercussions considérables sur la faune sauvage, en réduisant la résilience et la diversité génétique des espèces (Laurance *et al.* 2002 ; Aguilar *et al.* 2008 ; McClure *et al.* 2008) et en limitant les possibilités qu'elles ont de s'alimenter, de se reproduire et de se disperser (Fahrig 2003). La surexploitation des ressources marines est une autre menace grave susceptible de perturber les processus démographiques, d'entraîner une diminution des effectifs et d'augmenter le risque d'extinction (Dulvy *et al.* 2003 ; Field *et al.* 2009 ; Juan-Jordá *et al.* 2022), à l'instar de l'élimination des espèces sauvages considérées par les humains comme une menace pour l'environnement ou pour eux-mêmes. Ces problématiques ont toutes en commun un certain degré d'« interaction » entre les humains et la faune sauvage. Lorsque ces interactions sont jugées néfastes pour l'une ou l'autre partie, elles sont souvent qualifiées de « conflits humains-faune sauvage » (Conover 2002). Cette définition suppose que les animaux sont capables de prendre part consciemment à des conflits (Peterson *et al.* 2010). De fait, depuis quelques années, des voix s'élèvent en faveur de l'adoption d'une définition plus large des conflits entre les humains et la faune sauvage, s'articulant en deux composantes : i) les « impacts » sur la biodiversité liés aux interactions directes entre les humains et la faune sauvage ; et ii) les « conflits » relatifs à la biodiversité qui tiennent à des interactions entre humains, plus précisément entre les acteurs cherchant à préserver les espèces et ceux animés par d'autres objectifs (Young *et al.* 2010 ; Redpath *et al.* 2013).

Compte tenu de l'augmentation prévue du nombre et de la diversité des impacts et des conflits relatifs à la biodiversité à l'échelle mondiale (Young *et al.* 2010 ; Kansky and Knight 2014), il faut trouver des solutions favorisant la coexistence entre les humains et les animaux sauvages tout en encourageant les acteurs humains concernés à s'investir dans la recherche de compromis (Carter and Linnell 2016 ; Gallagher 2016). Si à ce jour les travaux relatifs aux conflits humains-faune sauvage (CHFS) et à leur résolution ont porté pour l'essentiel sur les systèmes terrestres (voir par exemple, Redpath *et al.* 2013, Chapron *et al.* 2014, Kansky and Knight 2014 et Carter and Linnell 2016) l'exemple, issu du milieu marin, des interactions entre les humains et les requins illustre le défi passionnant et en

cours que constitue la recherche d'un équilibre entre conservation et sécurité humaine, en mettant en jeu les composantes « impacts » et « conflits » des CHFS (Neff 2012 ; Sabatier and Huvneers 2018 ; Simpfendorfer *et al.* 2021).

Les interactions entre les humains et les requins revêtent toujours un caractère multidimensionnel et déclenchent souvent des débats passionnés autour de considérations écologiques, sociales et économiques. Les requins occupent une place à part au sein de la faune marine puisqu'ils peuvent s'attaquer aux humains et leur disputer les ressources marines, mais peuvent aussi être la proie des humains qui pratiquent la pêche (Simpfendorfer *et al.* 2021 ; Sherman *et al.* 2023). Compte tenu du rôle pluriel des requins, de leur nature emblématique et du fait que nombre d'espèces de squales et de raies sont menacées à l'échelle mondiale (Dulvy *et al.* 2021 ; Pacoureaux *et al.* 2021 ; Sherman *et al.* 2023), la complexité, les conflits et les controverses souvent associés aux décisions relatives à la gestion des interactions humains-requins et à leurs conséquences n'ont rien de surprenant.

C'est cet enjeu que nous allons examiner dans le présent article. Nous présentons tout d'abord des éléments de contexte relatifs aux différentes fonctions du requin en tant qu'espèce sentinelle de l'écosystème et animal totem dans certaines pratiques culturelles. Nous examinons ensuite de manière plus approfondie l'univers des interactions humains-requins et retraçons l'évolution de la réflexion sur les méthodes visant à en réduire au minimum les conséquences négatives. Enfin, nous passons en revue, sur la base de données factuelles, les stratégies menées actuellement pour atténuer le 'risque requin' au cours d'interactions entre les humains et les requins dans les zones littorales, et concluons en appelant à la poursuite de la recherche de solutions axées sur la compréhension et la coexistence entre les humains et les requins.

Le requin : espèce sentinelle de l'écosystème et emblème culturel

Les requins et les raies (classe : *Chondrichthyes*, sous-classe : *Elasmobranchii*) sont un groupe d'une diversité remarquable de poissons prédateurs anciens et à croissance lente que l'on trouve dans tous les environnements aquatiques, des cours d'eau et des estuaires aux habitats marins côtiers, pélagiques et démersaux. Si les fonctions trophiques des plus de 1 200 espèces de requins et de raies existantes sont souvent variées, systémiques et difficiles à évaluer (Heupel *et al.* 2014 ; Roff *et al.* 2016), leur importance en tant que prédateurs clés dans les écosystèmes aquatiques est universellement reconnue. Les requins peuvent avoir de forts effets « domino » descendants sur les écosystèmes en exerçant une prédation directe ou en induisant des changements comportementaux chez les proies (effets de

¹ Chargé de recherche halieutique principal (écologie et biologie des thonidés), Communauté du Pacifique (CPS). JedM@spc.int

² Chargée de recherche halieutique principale (Cheffe d'équipe, dispositifs de concentration de poissons), Communauté du Pacifique (CPS).

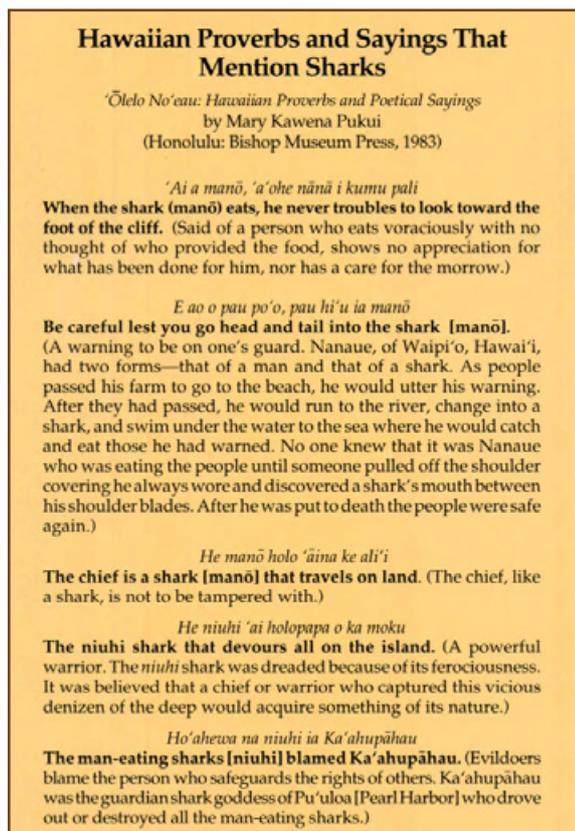


Figure 1. Exemples de proverbes hawaïens sur le thème du requin (extrait de Pukui 1983)

risque – Creel and Christiansen 2008 ; Heithaus *et al.* 2008) (voir par exemple, Frid *et al.* 2007 et Heithaus *et al.* 2007) et ont la capacité d’influer sur la structure et le fonctionnement des communautés aquatiques sur de vastes échelles spatiotemporelles (Ferretti *et al.* 2010 ; Roff *et al.* 2016). Il est désormais avéré que le recul des populations de requins dans les écosystèmes peut avoir de profonds impacts sur la dynamique des réseaux trophiques, en libérant des mésoconsommateurs et en influant sur l’abondance et/ou la répartition des consommateurs et des producteurs primaires (Myers *et al.* 2007 ; Ruppert *et al.* 2013 ; Rasher *et al.* 2017). Les espèces de requins dont l’aire de répartition est très étendue jouent également un rôle important d’agents de transfert de nutriments et établissent des relations énergétiques entre les habitats, comme cela a été clairement démontré récemment pour les requins gris de récif (*Carcharhinus amblyrhynchos*) et les requins de récif à pointes

noires (*C. melanopterus*) de l’atoll de Palmyra (McCauley *et al.* 2012 ; Williams *et al.* 2018). De tels résultats montrent que les impacts de diminutions même localisées des populations de requins peuvent se faire sentir bien au-delà de l’écosystème local (Simpfendorfer *et al.* 2021).

Pour tenter de quantifier les fonctions et la place des requins dans les écosystèmes aquatiques (des écosystèmes également utilisés et habités par les populations humaines, dont ils ressentent de plus en plus l’influence), il peut être utile de comparer le statut culturel des requins dans des sociétés différentes, afin de replacer dans son contexte le débat récurrent sur la meilleure façon de gérer les interactions entre les humains et les requins (Muter *et al.* 2013 ; Neff 2012 ; McCagh *et al.* 2015 ; Hammer-ton and Ford 2018). Dans de nombreux États et Territoires insulaires océaniques, les requins sont vénérés comme des divinités et des esprits protecteurs et sont perçus comme la manifestation des ancêtres et comme des guides pour les voyageurs ; ils sont aussi une source de nourriture et l’objet d’innombrables contes et proverbes (Pukui 1983 ; Magnuson 1987 ; Taylor 1993 ; Hutching 2012 ; Ames 2013 ; Kane 2014 ; Clua and Guiart 2020) (voir figure 1).

Il semble donc que les attitudes traditionnelles des peuples océaniques envers les requins soient davantage marquées par l’admiration et le respect que par la peur (Pukui 1983 ; Magnuson 1987 ; Hammerton and Ford 2018 ; Clua and Guiart 2020). La perception du requin à travers ce prisme culturel peut dans bien des cas concorder avec des objectifs de conservation, comme lorsqu’il est « tabou » de le chasser et de consommer des espèces menacées ou des spécimens particuliers (Ames 2013 ; Kane 2014). Toutefois, certaines coutumes peuvent aussi contrecarrer les objectifs de conservation, par exemple quand les requins et les produits qui en sont dérivés ont une valeur particulière dans l’alimentation ou la médecine traditionnelle ou entrent dans la fabrication d’objets d’art ou de bijoux (Vannuccini 1999). Certaines de ces coutumes ont contribué par le passé au recul des populations d’espèces utilisées pour la fabrication d’armes aux caractères distinctifs, telles que le *te unun* (lance pourvue de dents de requin) (figure 2) ou le *tetoanea* (massue-épée intégrant des dents de requin) des îles Gilbert (Kiribati) (Murdoch 1923 ; Drew *et al.* 2013).

À la différence de nombreuses cultures océaniques et autochtones, c’est la peur qui est le sentiment le plus souvent associé au requin dans la pensée occidentale (Philpott 2002 ; voir Neff and Hueter 2013 pour un historique court, mais exhaustif). Les médias et le cinéma sont généralement considérés comme

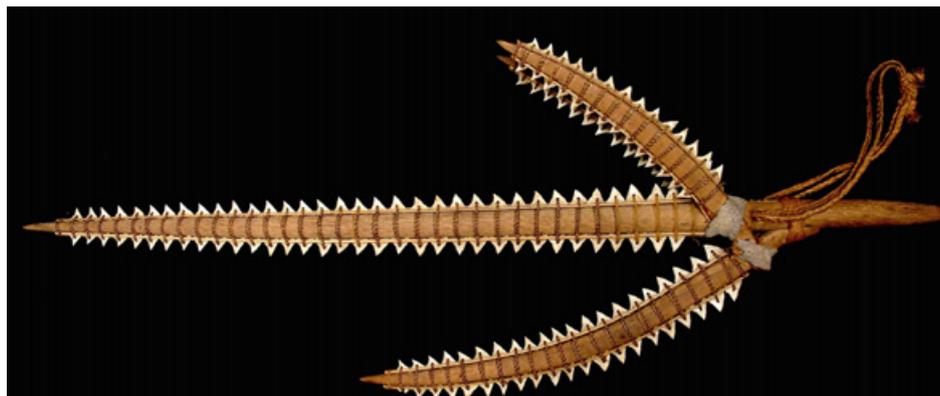


Figure 2. Un *te unun*, arme traditionnelle des îles Gilbert (Kiribati) (image reproduite avec l’aimable autorisation du National Geographic).

responsables de la perpétuation de la perception négative de ces animaux, car ils exploitent notre « terreur de l'inconnu » (Magnuson 1987 ; Neff and Yang 2013) et accentuent souvent l'hostilité du public à l'égard des requins, en mettant l'accent sur les risques qu'ils représentent pour les humains (Muter *et al.* 2012). Beaucoup estiment que cette représentation a eu des conséquences loin d'être favorables aux requins. La réponse de l'État d'Australie-Occidentale à une série de sept morsures mortelles de requins survenues entre 2010 et 2013 est un bon exemple de la manière dont les préoccupations légitimes pour la sécurité des êtres humains et la forte influence des médias sur le discours public peuvent l'emporter aujourd'hui encore sur les données écologiques ou sociologiques et conduire à l'adoption de décisions aux conséquences délétères pour les espèces ciblées (voir par exemple Gibbs and Warren 2015, McCagh *et al.* 2015, Neff 2015 ou Gallagher 2016). Mais cet exemple montre aussi qu'en Australie (et dans d'autres pays du Nord), l'opinion publique au sujet des requins et des mesures de gestion du risque requin évolue progressivement, l'accent mis traditionnellement sur la peur et la nécessité de maîtriser la nature laissant peu à peu la place au désir de la comprendre et d'en prendre soin (Simpfendorfer *et al.* 2011 ; Whatmough *et al.* 2011; Neff and Yang 2013 ; Dorling 2014). Cela a été mis en évidence par l'opposition vigoureuse manifestée par la population et la communauté scientifique à la mise en œuvre par les autorités d'Australie-Occidentale d'un programme de pose de bouées appâtées ciblant les grands requins blancs (*Carcharodon carcharias*), les requins tigres (*Galeocerdo cuvier*) et les requins bouledogues (*Carcharhinus leucas*) en réponse aux sept morsures mortelles (voir Cressey 2013 et McCagh *et al.* 2015). En 2013, plus de 100 spécialistes des requins du monde entier ont adressé une lettre ouverte aux autorités de l'État d'Australie-Occidentale dans laquelle ils s'exprimaient contre le projet de pose de bouées appâtées³ et émettaient des doutes sur l'efficacité de ce type de programme pour renforcer la sécurité des personnes, en citant des recommandations scientifiques contre sa mise en œuvre dans les eaux de l'État (McPhee 2012). Les signataires plaidaient aussi en faveur de stratégies de substitution non létales associées à des programmes renforcés d'éducation et de sensibilisation du public. En dépit de la publication de cette lettre et d'une pétition en ligne ayant recueilli plus de 34 000 signatures, le programme a été maintenu, se soldant par la capture de 172 requins au total, dont 50 requins tigres, qui ont été éliminés, mais d'aucun grand requin blanc, pourtant l'espèce cible principale de la campagne d'élimination (McCagh *et al.* 2015 ; Gallagher 2016). À la mi-2014, le Gouvernement d'Australie-Occidentale a soumis à la Direction de la protection de l'environnement (Environmental Protection Authority - EPA) une proposition visant à prolonger le programme de trois ans (EPA 2014a). Au cours de la période de consultation publique de sept jours, l'EPA a reçu plus de 20 000 commentaires, pour la plupart opposés à la proposition, et demandant à l'EPA de procéder à une évaluation officielle du programme (EPA 2014b). En septembre 2014, l'EPA s'est finalement prononcée contre la proposition, mettant ainsi fin au programme et citant le haut niveau d'incertitude scientifique relatif à ses répercussions sur la viabilité de la population de grands requins blancs du sud-ouest de l'Australie (EPA 2014b).

S'il ne s'agit que d'un exemple de la conception, de la mise en place et des résultats d'une stratégie de gestion du risque requin

(voir Dudley and Cliff 1993 ; Wetherbee *et al.* 1994; Neff 2012; Lemahieu *et al.* 2017 ; Gibbs *et al.* 2020 et le tableau 1 pour d'autres exemples), cette étude de cas australienne illustre bien l'évolution de la perception du requin dans le monde occidental. Les critiques des approches létales de gestion des interactions entre les humains et les requins se multiplient, alors que, dans le même temps : 1) la prise de conscience des difficultés rencontrées à l'échelle mondiale en matière de conservation des requins augmente ; 2) de nouvelles découvertes scientifiques sur la biologie, le comportement et le rôle des requins dans la préservation de la santé de l'écosystème sont réalisées et portées à la connaissance du public ; 3) les conséquences sur l'environnement des approches de gestion létales et leur efficacité dans le renforcement de la sécurité des personnes suscitent des interrogations ; et 4) des solutions non létales efficaces sont développées et expérimentées (voir les exemples dans McPhee *et al.* 2021 et dans le tableau 1). Pour autant, comme l'ont récemment souligné Simpfendorfer *et al.* (2021), le concept du requin reste clivant, aussi bien entre les sociétés qu'au sein de chacune d'entre elles, et il est peu probable que prennent fin à court terme les conflits liés à la biodiversité qui portent sur ce que ces animaux représentent, sur la valeur qui leur est conférée et sur la meilleure méthode de gestion des interactions humains-requins.

Interactions humains-requins : nature, menaces, perspectives et solutions

Les interactions humains-requins peuvent s'inscrire dans au moins cinq contextes différents : 1) pêche et secteurs associés ; 2) science, cinéma et autres médias, arts, coutumes, folklore ou imaginaire ; 3) rencontres sous l'eau, depuis la terre ou à bord d'embarcations, sans contact direct ; 4) impacts directs sur la biodiversité résultant des morsures de requin sur des humains ; et 5) programmes de gestion du risque requin. Les interactions de types 1, 4 et 5 peuvent représenter une menace directe de préjudice physique pour l'une des deux parties, voire les deux, bien que l'homme soit susceptible d'en retirer un bénéfice socioéconomique (catégorie 1), politique ou sanitaire (catégorie 5) dans certains cas. Les interactions de types 2 et 3 peuvent entraîner une souffrance psychologique chez les humains (et peut-être chez les requins également), renforcer l'image négative des requins et faire intervenir l'effet « Dents de la mer » dans la prise de décision (Neff 2015). Pourtant, ces interactions peuvent également présenter des avantages financiers grâce à l'écotourisme (voir, par exemple, Huvneers *et al.* 2017) et favoriser la compréhension et l'intérêt pour le comportement des requins et les problématiques actuelles de conservation (Apps *et al.* 2018), ce qui peut se traduire par des résultats positifs concrets pour les requins sur le long terme (Topelko and Dearden 2005). Nous allons maintenant examiner plus avant les menaces et les perspectives associées aux interactions humains-requins avant de présenter certaines solutions possibles.

De nombreuses espèces de requins et de raies sont actuellement confrontées à un risque d'extinction très élevé (Dulvy *et al.* 2021 ; Pacoureaux *et al.* 2021 ; Juan-Jordá *et al.* 2022 ; Sherman *et al.* 2023). Il ressort en effet de récentes analyses des indicateurs mondiaux de biodiversité, dont l'indice de la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), qui suit l'évolution du risque d'extinction relatif des

³ <https://www.southernfriedscience.com/more-than-100-shark-scientists-including-me-oppose-the-cull-in-western-australia/>

taxons, que 75 % des espèces de requins et de raies océaniques (Pacoureaux 2021) et 59 % des espèces inféodées aux récifs coralliens (Sherman 2023) sont menacées d'extinction. Il est communément admis que la surpêche est la première cause de ce phénomène (Dulvy *et al.* 2021). Depuis 1970, l'abondance mondiale des requins et des raies océaniques a baissé de 71 %, la multiplication par 18 de la pression de pêche relative observée au cours de la même période étant considérée comme la principale cause de ce recul (Pacoureaux *et al.* 2021). Les populations d'espèces récifales ont également fortement diminué depuis environ 70 ans, en premier lieu à cause de la pêche, le phénomène étant aggravé par les effets du changement climatique et la perte d'habitats (Dulvy *et al.* 2021 ; Sherman *et al.* 2023). Les requins et les raies sont pour la plupart des espèces « à stratégie K », qui affichent un faible taux de fécondité et une maturité sexuelle tardive (Conrath and Musick 2012). De nombreuses espèces sont donc très sensibles à la surpêche (Dulvy *et al.* 2008, 2021 ; Ferretti *et al.* 2010 ; Gallagher *et al.* 2012), et leurs populations ne se reconstituent que lentement (Smith *et al.* 1998).

Bien que le déclin de ces stocks soit très médiatisé, les requins et les raies continuent d'être exploités de manière intensive dans tous les océans de la planète (Clarke *et al.* 2013 ; Davidson *et al.* 2016 ; Peatman *et al.* 2023). Dans le Pacifique occidental et central, les prises annuelles d'élastobranches (requins et raies) calculées à partir des évaluations de la pêche thonière sont en augmentation depuis 2015, l'estimation la plus récente, datant de 2019, avoisinant les 100 000 individus par an (Peatman *et al.* 2023). Il s'agit d'une quantité faible (mais significative) si on la compare aux prises débarquées au niveau mondial, qui ont atteint des niveaux record compris entre 63 et 273 millions d'individus par an au début des années 2000, des estimations plus récentes faisant état d'environ 780 000 tonnes par an (Davidson *et al.* 2016). Il importe également de noter que ces chiffres sont probablement en deçà de la réalité, les prises de requins étant souvent sous-déclarées dans les statistiques halieutiques (Clarke *et al.* 2013) et les données d'observation de la pêche (Forget *et al.* 2021 ; Peatman *et al.* 2023).

Ces captures alimentent un commerce mondial lucratif en produits dérivés, qu'il s'agisse de la chair, des ailerons, des cartilages, de la peau ou encore de l'huile de foie de requin (Dent and Clarke 2015 ; McClenachan *et al.* 2016 ; Wu 2016 ; HSI 2021). Ce commerce contribue aux moyens de subsistance, à l'économie et à la sécurité alimentaire de nombreux pays (Dent and Clarke 2015). De tous les produits dérivés du requin, ce sont les ailerons qui présentent la plus grande valeur économique à tous les niveaux de la chaîne d'approvisionnement (Simpfendorfer and Dulvy 2017 ; Humane Society International (HSI) 2021 ; Hasan *et al.* 2023). La demande se maintient à un niveau élevé dans les pays du Sud comme du Nord (HSI 2021 ; mais voir Eriksson and Clarke 2015), et la traçabilité et la réglementation restant déficientes dans le secteur, la pêche et la commercialisation des ailerons de requin représentent l'une des plus graves menaces pesant sur les populations de requins à l'échelle mondiale (Hasan *et al.* 2023). Ces problématiques mettent une fois encore en évidence les tensions entre les besoins socioéconomiques de certains groupes humains et les objectifs d'autres groupes en matière de conservation, les requins étant au cœur de ces tensions. Ceci étant, l'amélioration de la transparence du secteur, de la traçabilité des produits et de l'intégration des données scientifiques à la gestion, en mettant à profit le poids

d'instruments internationaux tels que la Convention sur la conservation des espèces migratrices et la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), pourraient favoriser la transition vers une pêche du requin plus durable et l'utilisation éthique des produits qui en sont dérivés (Vincent *et al.* 2014 ; Simpfendorfer and Dulvy 2017 ; Hasan *et al.* 2023).

L'écotourisme fondé sur l'observation des requins offre un autre mode d'interaction entre les humains et les requins. Depuis le début des années 1990, le tourisme associé aux requins (plongée, randonnées palmées ou autres formes d'observation des requins) a gagné en popularité dans le monde, au point de devenir un secteur très lucratif (Anderson and Ahmed 1993 ; Dicken and Hosking 2009 ; Cisneros-Montemayor *et al.* 2013 ; Huveneers *et al.* 2017 ; Gonzales-Mantilla *et al.* 2021). Dans une enquête mondiale sur la répartition et la valeur économique de ces activités jusqu'à l'année 2010, Gallagher and Hammerschlag (2011) ont recensé 376 entreprises opérant sur 83 sites dans 29 pays. Peu après, Cisneros-Montemayor *et al.* (2013) ont évalué les retombées économiques mondiales de « l'observation » des requins, qu'ils ont définie comme toute forme d'observation des requins dans leur habitat naturel dépourvue d'intention de leur nuire. Ils ont estimé à environ 590 000 le nombre de plongeurs participant chaque année dans le monde à ces activités, qui génèrent plus de 314 millions de dollars des États-Unis par an et emploient 10 000 personnes. Selon eux, ces chiffres devraient plus que doubler d'ici le début des années 2030 (Cisneros-Montemayor *et al.* 2013), une prévision confirmée récemment par Healy *et al.* (2020) qui ont fait l'état des lieux, jusqu'en novembre 2017, des activités de tourisme associées aux requins dans au moins 42 pays. L'observation des requins constitue également un secteur important pour les petits États insulaires (e.g. Anderson and Ahmed 1993 ; Anderson *et al.* 2011 ; Gonzales-Mantilla *et al.* 2021), y compris en Océanie, où plusieurs études ont confirmé sa valeur socioéconomique, notamment aux Fidji (Brunnschweiler 2010 ; Vianna *et al.* 2011), en Polynésie française (Clua *et al.* 2011) et à Palau (Vianna *et al.* 2012). En 2009, Palau a créé le premier sanctuaire mondial de requins, et une enquête socioéconomique réalisée en 2010 auprès des plongeurs, des clubs de plongée, des guides et des pêcheurs a montré que la plongée avec les requins était la troisième source de recettes fiscales brutes du pays. Le secteur contribue à hauteur de 18 millions de dollars des États-Unis à l'économie nationale, soit 8 % du produit intérieur brut (Vianna *et al.* 2012). Selon les estimations, si les quelque 100 requins auxquels les prestataires touristiques rendaient alors régulièrement visite avaient été capturés par des pêcheurs, ces derniers n'en auraient retiré qu'une infime partie de la valeur de l'atout touristique que représentent les requins (Vianna *et al.* 2012).

Outre les retombées économiques, on constate que le tourisme associé aux requins peut avoir des effets très positifs pour les populations locales et pour la conservation, en créant de la valeur pour les êtres humains aussi bien que pour les requins, grâce au renforcement du lien entre les humains et la nature, et en favorisant une prise de conscience du rôle majeur des requins (Apps *et al.* 2018). Cette activité peut toutefois constituer un risque pour les espèces ciblées, l'environnement et les êtres humains en cas de gestion inadaptée des interactions entre les humains et les requins ou en l'absence de mesures de gestion adéquates (on en trouvera des exemples dans Clua 2018 ou Healy *et al.* 2020).

À l'évidence, l'interaction humains-requins peut prendre des formes diverses, mais rares sont celles qui constituent un casse-tête social et environnemental plus épineux que la morsure d'un être humain par un requin (Gibbs *et al.* 2020). Chaque année dans le monde, un petit nombre d'interactions avec les requins se soldent par des blessures ou des décès chez les êtres humains. On parle alors généralement d'« attaques de requins » ou de « morsures de requins ». Les données les plus récentes de l'International Shark Attack File (ISAF)² du Musée d'histoire naturelle de Floride mettent en évidence la forte variabilité annuelle, décennale et régionale des attaques de requins non provoquées recensées dans le monde (figure 3), ainsi que de leur fréquence (Midway *et al.* 2019). Si une certaine prudence s'impose dans l'interprétation de ces données en raison de l'évolution des taux de signalement dans le temps, le nombre annuel de morsures de requins est manifestement en recul depuis 2015. Le taux de létalité de ces incidents continue en outre à diminuer sur le long terme (figure 3 ; ISAF 2023).

Cette baisse s'explique en partie par l'amélioration de la sécurité sur les plages et de la prise en charge médicale, et par une plus grande sensibilisation du public (ISAF 2023). Il est intéressant de constater que dans des régions où l'incidence des attaques a augmenté au fil des ans (attaques de grands requins blancs en Californie, par exemple), le risque d'attaques pour les usagers de la mer, à l'échelle individuelle, a baissé, si l'on tient compte de la croissance démographique humaine et de l'évolution des usages de la mer (Ferretti *et al.* 2015). Les risques d'attaques sont souvent liés à la taille de la population humaine, bien que d'autres facteurs, tels que le niveau de développement côtier, les conditions environnementales locales et à plus grande échelle, les modifications du comportement et de la répartition spatiale des humains et des requins gagnent en importance (West 2011 ; McPhee 2014 ; Chapman and McPhee 2016).

Si les mécanismes influant sur le risque d'attaques de requins sont encore à l'étude, on sait que celui-ci est associé à une probabilité faible, mais avec, pour les êtres humains, de fortes

conséquences qui peuvent conduire à des décès et des traumatismes physiques et psychologiques majeurs pour les individus et avoir des répercussions sur l'économie des collectivités situées en zone balnéaire (McPhee 2012). Il n'est donc pas surprenant que la définition des moyens les plus efficaces de gérer et d'atténuer ce risque reste un sujet complexe, suscitant émotions et controverse. Neff (2012) rend bien compte de cette complexité :

« Il n'y a pas de solutions simples pour les pouvoirs publics en cas de morsures de requins. Lorsque ces incidents rares et parfois mortels surviennent, on a souvent du mal à en déterminer les causes, à savoir ce qui s'est passé, et à trouver la meilleure façon de réagir. Les morsures de requins restent une énigme pour les gestionnaires des zones côtières, les scientifiques, les décideurs et les écologistes, qui tentent de trouver un équilibre entre la protection de prédateurs marins menacés et le préjudice pouvant résulter, pour le public, des conflits entre les humains et la vie marine. La faible probabilité et les conséquences catastrophiques de ces incidents, la très forte émotion qu'ils suscitent dans l'opinion publique et l'adoption de stratégies susceptibles d'entraîner une diminution des populations d'espèces menacées compliquent encore ce dilemme. Pourtant, on recense chaque année des morsures de requins dans de nombreux pays, le plus souvent sans que cela débouche sur un changement de stratégie. Ce n'est pas lorsque le comportement des requins change, mais bien lorsque les perceptions ou les comportements humains évoluent que l'on observe des problèmes et que l'intervention des pouvoirs publics est demandée. »

La logique commande de mettre en place à l'échelle mondiale des solutions propres à favoriser la coexistence entre les humains et les requins afin de réduire au minimum les risques encourus par les humains et de préserver les requins (Gallagher

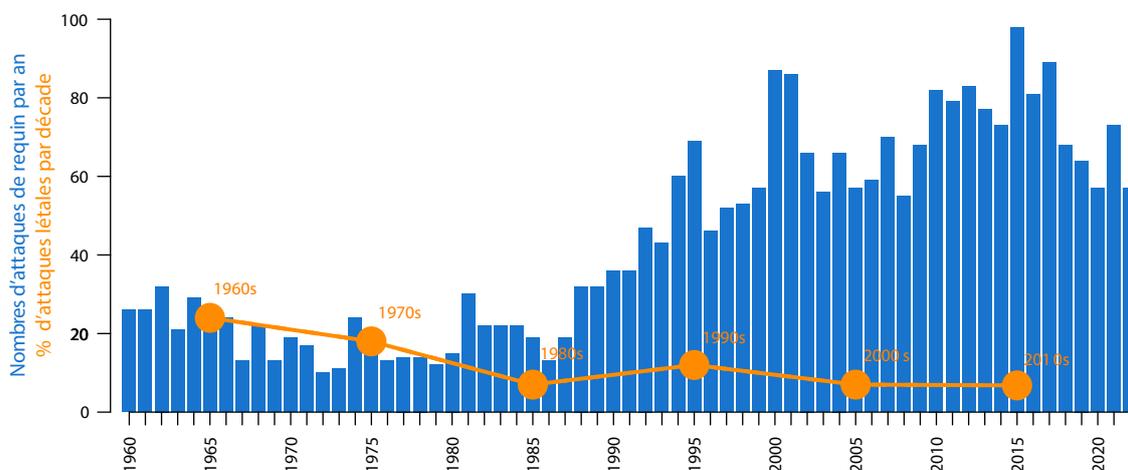


Figure 3. Nombre annuel d'attaques de requins non provoquées dans le monde entre 1960 et 2022 (barres bleues) et pourcentage d'attaques mortelles par décennie (cercles orange) (Données de l'ISAF <https://www.floridamuseum.ufl.edu/shark-attacks/trends/frequency-rates/world/>) [consulté le 12 décembre 2023]

² <https://www.floridamuseum.ufl.edu/shark-attacks/>

2016 ; Simmons and Mehmet 2018 ; Gibbs *et al.* 2020). L'intensification des activités anthropiques dans les zones côtières et les menaces pesant actuellement sur les populations de requins rendent d'autant plus urgente l'adoption de telles mesures. Il existe désormais de nombreuses études scientifiques sur les méthodes visant à réduire au minimum la probabilité de rencontres négatives entre les humains et les requins, des progrès considérables ayant été accomplis ces derniers temps grâce à la conjonction du progrès technologique et d'une meilleure compréhension du comportement de ces animaux dans la communauté scientifique et le public (voir par exemple McPhee 2012, DeNezzo 2019, Gibbs *et al.* 2020 ou McPhee *et al.* 2021, 2022). En conséquence, pour définir les mesures les mieux adaptées pour diminuer le risque d'attaques par une espèce donnée et/ou sur un site spécifique, il peut s'avérer judicieux de regarder ce qui s'est fait ailleurs afin de déterminer

de la manière la plus objective et la plus probante possible la ou les stratégies à mettre en œuvre.

C'est à cette fin que nous avons recensé dans le tableau 1 les stratégies actuelles de gestion du risque requin visant à diminuer le risque d'interactions négatives entre les humains et les requins dans les zones côtières. Le tableau contient des informations sur les principaux avantages et inconvénients de chaque stratégie, ainsi que le titre des publications scientifiques correspondantes, et se veut un outil de référence pour les gestionnaires et les responsables chargés de trouver des solutions de gestion du risque requin qui concilie valeurs sociales, économiques, environnementales et politiques, afin d'obtenir les meilleurs résultats possibles pour les humains comme pour les requins. Les stratégies de gestion du risque requin sont réparties en deux catégories, « létales » et « non létales », en fonction de leur impact sur les requins.

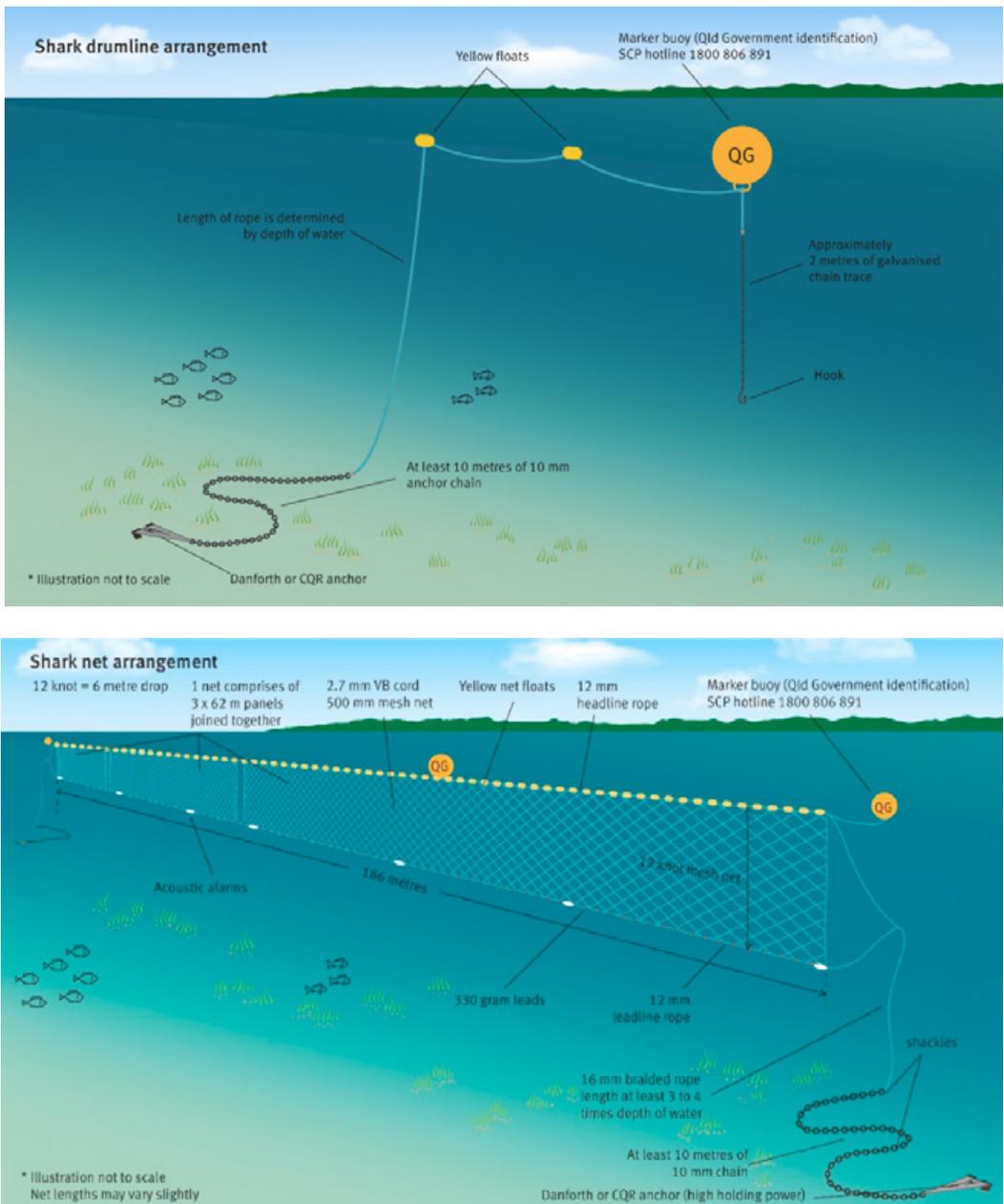


Figure 4. Stratégies létales de gestion du risque requin - filets anti-requins et palangre de surface (inspiré de McPhee *et al.* 2021)

Tableau 1. Stratégies actuelles d'atténuation du risque d'impact négatif de l'interaction humains-requins dans les zones côtières

Stratégie de gestion	Conséquences positives	Conséquences négatives	Observations	Références
Stratégies létales				
Pêche d'élimination				
<ul style="list-style-type: none"> Plusieurs méthodes : filets maillants (« filets à requins »), bouées appâtées, palangres Engins actifs et passifs Méthodes de gestion létales 	<ul style="list-style-type: none"> Diminution du niveau de risque perçu par le public Des données historiques ont montré une réduction du taux d'interactions négatives entre humains et requins suite à l'adoption de mesures létales dans certains programmes de gestion du risque requin. La population a le sentiment que des mesures sont prises pour réduire le risque de morsures/d'attaques de requins. Mise en œuvre en collaboration avec des scientifiques, peut permettre de recueillir des échantillons biologiques sur les animaux capturés pour mieux comprendre la biologie, l'écologie et la génétique des requins. L'élimination sélective de certains individus identifiés comme problématiques a été suggérée par certains scientifiques à travers des programmes de collecte d'ADN au niveau des morsures, associés à des programmes nationaux ou régionaux de collecte de données génétiques et d'identification morphologique. 	<ul style="list-style-type: none"> Méthode de gestion létales pour les requins Contribution au déclin mondial des populations d'élasmodontes (requins et raies) Il est très difficile de quantifier objectivement la réussite ou l'échec de la pêche d'élimination. Effets imprévisibles du prélèvement des grands prédateurs sur la dynamique et le fonctionnement de l'écosystème. Risque élevé d'emmèlement et/ou de mortalité d'espèces accessoires non ciblées (en fonction du type d'engin utilisé pour la pêche d'élimination). Certaines espèces ciblées par les pêches d'élimination sont classées dans la Liste rouge de l'UICN dans la catégorie des espèces « menacées » (comme le grand requin blanc, <i>Carcharodon carcharias</i>) ou « quasi menacées » (comme le requin tigre, <i>Galeocerdo cuvier</i>, et le requin bouledogue, <i>Carcharhinus leucas</i>). Inquiétude croissante de l'opinion publique au sujet des impacts environnementaux de la pêche d'élimination Difficultés pour mesurer l'efficacité de la stratégie pour améliorer la sécurité humaine et mettre en évidence un lien direct entre programmes d'élimination et baisse du nombre d'attaques. Faible adhésion du public : incompatibilité avec les valeurs sociétales contemporaines compte tenu de l'émergence de technologies performantes non létales La stratégie ne tient pas compte de la possibilité que ces espèces se déplacent sur de grandes distances et retournent dans des zones où des campagnes d'élimination ont été menées. Coûts d'installation et d'exploitation élevés : environ 1 million de dollars australiens par an pour les programmes de grande envergure 	<ul style="list-style-type: none"> Il y a actuellement très peu de données scientifiques démontrant un lien causal entre la mise en œuvre des pêches d'élimination et une baisse mesurable du nombre d'attaques de requins tigres ou bouledogues (voir études de cas à Hawaï, en Afrique du Sud et dans les États du Queensland et de la Nouvelle-Galles-du-Sud en Australie). Aucune corrélation trouvée entre l'abondance de requins dans la zone locale et le risque d'une attaque de requin (voir les résultats du programme de pêche de requins tigres à la palangre de surface en Australie-Occidentale en 2014). 	<p>Administrative Appeals Tribunal of Australia, 2019</p> <p>Burkholder <i>et al.</i> 2013</p> <p>Chapman and McPhee 2016</p> <p>Clua <i>et al.</i> 2018</p> <p>Clua <i>et al.</i> 2020</p> <p>Commonwealth of Australia 2017</p> <p>Dudley 1997</p> <p>Dudley and Cliff 1993</p> <p>Feretti <i>et al.</i> 2010</p> <p>Gibbs <i>et al.</i> 2020</p> <p>Gibbs <i>et al.</i> 2020</p> <p>Huveeners <i>et al.</i> 2024</p> <p>'Letter of Expert Concern' 2014</p> <p>McPhee 2012</p> <p>McPhee <i>et al.</i> 2021 (figure 4)</p> <p>McPhee <i>et al.</i> 2022</p> <p>Meeuwig and Ferreira 2014</p> <p>Ripple <i>et al.</i> 2014</p> <p>Ruppert <i>et al.</i> 2013</p> <p>Treves <i>et al.</i> 2006</p> <p>Wetherbee <i>et al.</i> 1994</p>

Stratégie de gestion	Conséquences positives	Conséquences négatives	Observations	Références
Filets anti-requins				
<ul style="list-style-type: none"> • Ne constituent pas une barrière physique • Visent plutôt à réduire les populations de requins • Engin passif • Méthode de gestion létale 	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution du niveau de risque perçu par le public • Le public a le sentiment que des mesures sont prises pour réduire le risque d'attaques. 	<ul style="list-style-type: none"> • Forte mortalité des requins et risques élevés pour des espèces non ciblées vulnérables et menacées (autres requins, raies, tortues, dugongs, dauphins, etc.) • Possibles répercussions négatives sur le tourisme (mauvaise publicité et impact sur les populations d'espèces emblématiques) • Faible adhésion de la population en raison de l'attachement aux principes de conservation • Efficacité non démontrée ; attaques survenant encore dans des zones équipées de longue date de filets • Nécessite des systèmes performants de collecte de données et de suivi • Coût environnemental potentiel : important • Coûts d'installation et d'exploitation : élevés • Nécessité d'inspecter régulièrement les filets 	<ul style="list-style-type: none"> • À distinguer des barrières anti-requins 	<p>Atkins <i>et al.</i> 2013; 2016 Brazier <i>et al.</i> 2012 Curtis <i>et al.</i> 2012 Daly <i>et al.</i> 2021 DeNezzo <i>et al.</i> 2019 Dudley 1997 Dudley and Cliff 1993 Gibbs <i>et al.</i> 2020 Green <i>et al.</i> 2009 Huveeners <i>et al.</i> 2024 Marsh <i>et al.</i> 2001 McPhee <i>et al.</i> 2021 (figure 4) McPhee <i>et al.</i> 2022 Worm <i>et al.</i> 2013</p>
Stratégies non létales				
Barrières anti-requins				
<ul style="list-style-type: none"> • Barrières physiques de séparation • Souvent utilisées pour protéger les zones de baignade • Méthode de gestion non létale <p>Exemple : filet d'exclusion Fish Hoek (Afrique du Sud) (Davison and Kock 2014) (figure 5)</p> <p>Exemple : Global Marine Enclosures - Aquarius Gen 2 Barrier** (figure 5)</p> <p>Exemple : barrière anti-requins de la baie des Citrons en Nouvelle-Calédonie (figure 5)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Ont fait la preuve de leur grande efficacité pour exclure les requins des zones de baignade, même si le nombre d'essais pris en compte est limité • Méthode de gestion des requins non létale • Prises accessoires très limitées, surtout si l'installation est temporaire • Suscitent un sentiment de sécurité et renforcent l'adhésion de la population aux mesures prises par les pouvoirs publics • Bonne publicité pour les pouvoirs publics/ le tourisme du fait du caractère non létal de la solution • Méthode non tributaire de la clarté de l'eau • Coût d'installation : modéré • Coûts d'exploitation : faibles • Certaines barrières légères peuvent être facilement démontées pendant la basse saison ou la saison cyclonique ou pour être nettoyées 	<ul style="list-style-type: none"> • Uniquement pour la baignade (zone de surface limitée proche de la plage) : ne convient pas à la pratique du surf, du kite surf, etc. • Essais supplémentaires nécessaires pour tester l'efficacité et la durabilité des dispositifs • Ne sont pas conçues pour des surfaces importantes (500–1000 m de linéaire côtier au maximum) et leur implantation peut dépendre du site. • Ne peuvent être déployées qu'en eaux calmes • Peuvent être endommagées par des tempêtes ou de fortes vagues si installées de manière permanente • Longévité diminuée par les bioalissures • Lourdes exigences opérationnelles en cas d'installation temporaire • Conflit potentiel avec d'autres usages de la mer • Les installations permanentes doivent être inspectées régulièrement par des plongeurs • Incertitude potentielle quant à l'attitude de la population • Coût d'installation : modéré 	<ul style="list-style-type: none"> • Plus rigide que les filets anti-requins, le dispositif va du fond jusqu'à la surface et présente un large maillage permettant le passage d'autres animaux marins • Flexibilité de la stratégie de déploiement : permanent ou temporaire (dans ce dernier cas, risque réduit de dégâts dus aux tempêtes, aux vagues et aux bioalissures) 	<p>Davison and Kock 2014 DeNezzo <i>et al.</i> 2019 Green <i>et al.</i> 2009 Hydrobiology 2014 Kock <i>et al.</i> 2012 McPhee <i>et al.</i> 2021 McPhee 2012 (figure 5) Simmons and Mehmet 2018</p>

Stratégie de gestion	Conséquences positives	Conséquences négatives	Observations	Références
SMART (Shark Management Alert in Real Time) ou bouées appâtées avec alerte de capture				
<ul style="list-style-type: none"> • Méthode de gestion non létale • Bouées appâtées équipées d'un système d'alerte permettant aux acteurs concernés d'être informés si un poisson est ferré 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode non létale • Fonctionne quels que soient l'état de la mer et la clarté de l'eau • Permet de marquer et de transférer vers d'autres zones les requins ciblés et de relâcher les prises accessoires sur le site de capture. Efficacité du transfert d'individus pas toujours démontrée pour des espèces migratrices, mais possibilité de détecter des individus marqués sur des zones sensibles. 	<ul style="list-style-type: none"> • Capture d'espèces non ciblées • Impose une grande réactivité, une équipe devant se tenir prête à libérer et à transférer les requins. • Coût d'installation : modéré • Coûts d'exploitation : élevés • Nécessite d'importantes ressources humaines 		<p>Bonfil <i>et al.</i> 2010 McPhee <i>et al.</i> 2021 McPhee <i>et al.</i> 2022 Werry <i>et al.</i> 2014</p>
« SharkSafe » et autres dispositifs d'exclusion				
<ul style="list-style-type: none"> • Stimuli visuels et/ou électromagnétiques • Méthode de gestion non létale 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode non létale, pas de prises accessoires • Efficacité de la barrière Sharksafe démontrée dans des essais à petite échelle • Performances accrues des dispositifs de conception plus récente à plus grande échelle • Coûts d'exploitation limités • Méthode non tributaire de la clarté de l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> • Technologie toujours en cours de développement/de test et applications commerciales encore limitées • N'est pas conçue pour des zones étendues. • Conflit potentiel avec d'autres usages de la mer • Coût d'installation : modéré 		<p>McPhee <i>et al.</i> 2021 O'Connell <i>et al.</i> 2014 O'Connell <i>et al.</i> 2022</p>
Méthodes de détection				
Détection aérienne : dirigeable				
<ul style="list-style-type: none"> • Méthode de gestion du risque préventive et non létale 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode efficace à très forte probabilité de détection (>90 % par temps ensoleillé et >75 % par temps nuageux ; en eau peu profonde). • Méthode non létale, pas de prises accessoires • Méthode non intrusive • Détection continue toute la journée • Bonne publicité pour les pouvoirs publics/le tourisme • Particulièrement efficace dans les zones de baignade (plus que pour le surf et les autres sports nautiques) • La détection peut être automatique (intelligence artificielle) • Aucune pollution sonore • Respectueux de l'environnement (pas de batterie) • Disponible sur le marché • Coûts d'exploitation : faibles 	<ul style="list-style-type: none"> • Doit être associée à la présence de surveillants de baignade et à un système d'alerte • La clarté de l'eau doit être élevée à modérée. • Coût d'installation : modéré 	<ul style="list-style-type: none"> • Susceptible d'améliorer la sécurité de toutes les activités aquatiques pratiquées sur un site 	<p>Adams <i>et al.</i> 2020 McPhee <i>et al.</i> 2021</p>

Stratégie de gestion	Conséquences positives	Conséquences négatives	Observations	Références
Détection aérienne : drone ou hélicoptère				
<ul style="list-style-type: none"> Méthode de gestion du risque préventive et non létale 	<ul style="list-style-type: none"> Méthode non létale, pas de prises accessoires Méthode non intrusive Particulièrement efficace dans les zones de baignade (plus que pour le surf et les autres sports nautiques) Coût d'installation : faible Coûts d'exploitation : faibles (drone) à élevés (hélicoptère) 	<ul style="list-style-type: none"> Probabilité de détection élevée par beau temps et dans une eau limpide Surveillance par transects : pas de visibilité sur l'ensemble de la zone Doit être associée à la présence de surveillants de baignade et à un système d'alerte (drone) Pollution sonore Réaction potentiellement négative du public (bruit, respect de la vie privée, par ex.) 		<p>McPhee <i>et al.</i> 2021</p> <p>McPhee <i>et al.</i> 2022</p> <p>Robbins <i>et al.</i> 2014</p> <p>Simmons and Mehmet 2018</p>
Détection visuelle : depuis des tours de guet, des plages ou des promontoires (guetteurs de requins)				
<ul style="list-style-type: none"> Méthode de gestion du risque préventive et non létale 	<ul style="list-style-type: none"> Méthode non létale Pas de prises accessoires Méthode non intrusive Coût d'installation : faible Coûts d'exploitation : modérés Particulièrement efficace dans les zones de baignade (plus que pour le surf et les autres sports nautiques) 	<ul style="list-style-type: none"> Probabilité de détection élevée uniquement par beau temps et dans une eau limpide Nécessite d'importantes ressources humaines Doit être associée à la présence de surveillants de baignade et à un système d'alerte Réaction potentiellement négative du public (respect de la vie privée) 		<p>McPhee <i>et al.</i> 2021</p> <p>Robbins <i>et al.</i> 2014</p> <p>Simmons and Mehmet 2018</p>
Sonar (détection des requins dans l'eau)				
	<ul style="list-style-type: none"> Méthode non létale Pas de prises accessoires Fonctionne quels que soient l'état de la mer et la clarté de l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> Détection potentiellement limitée ou doit couvrir des zones étendues Nécessité de poursuivre les tests pour confirmer l'efficacité de la méthode Coût d'installation : élevé Coûts d'exploitation : élevés 		<p>DeNezzo <i>et al.</i> 2019</p> <p>McPhee <i>et al.</i> 2021</p>
Méthodes répulsives				
Répulsifs individuels (« boucliers anti-requins », par ex.)				
<ul style="list-style-type: none"> Méthode de gestion du risque préventive et non létale 	<ul style="list-style-type: none"> Différents types de dispositifs : électriques, magnétiques, sémi-chimiques, visuels Technologie électrique de réduction du risque individuel Facile à utiliser Dispositif de protection de première ligne L'adoption peut être facile à promouvoir au moyen d'exonérations fiscales. 	<ul style="list-style-type: none"> Ne constitue pas un système répulsif complet autonome Efficacité variable en fonction du modèle et de l'activité de l'utilisateur N'est pas efficace à 100 % Peut favoriser la négligence, en suscitant l'impression erronée d'une protection totale Coût d'installation : élevé pour les particuliers : 300 à 600 dollars des États-Unis pour les répulsifs électriques 		<p>DeNezzo <i>et al.</i> 2019</p> <p>Huveneers <i>et al.</i> 2012</p> <p>Huveneers <i>et al.</i> 2018</p> <p>O'Connell <i>et al.</i> 2014</p>

* <http://www8.austlii.edu.au/cgi-bin/viewdoc/au/cases/cth/AATA//2019/617.html>

** <https://www.globalmarinenclosures.com/aquarius-barrier-gen-2>

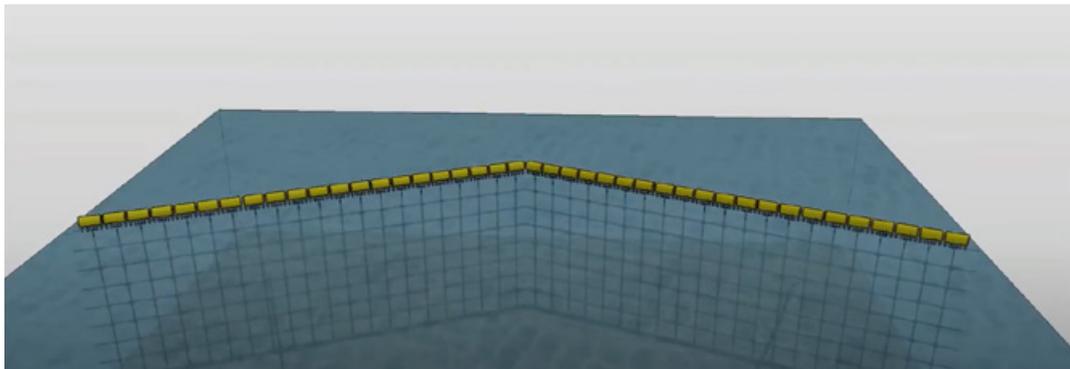
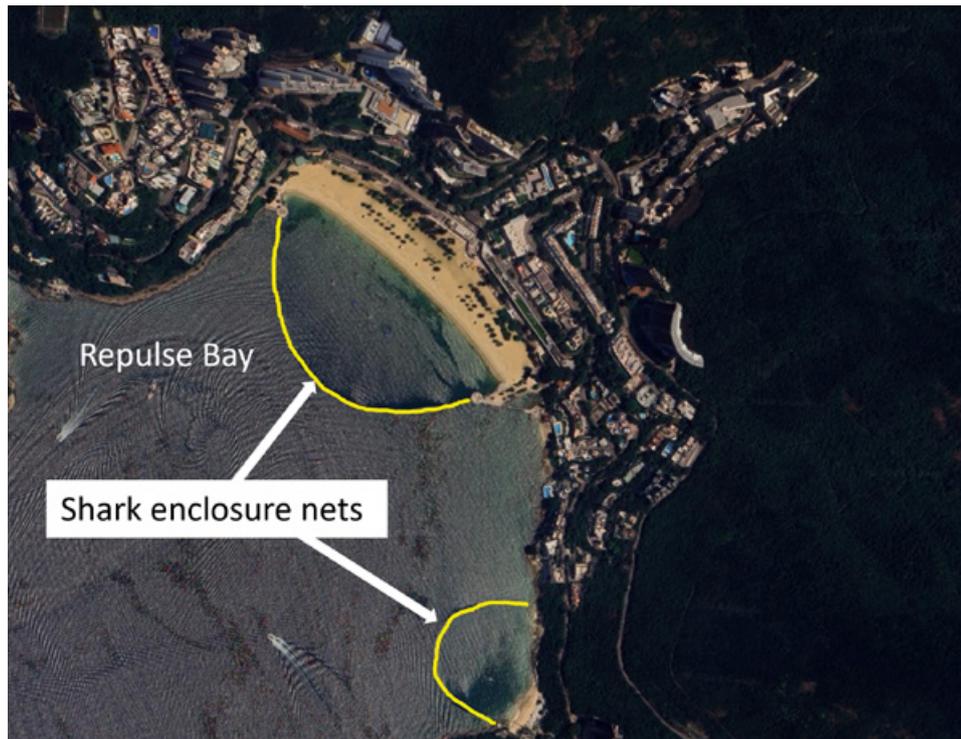


Figure 5. Exemples de barrières anti-requins pour zones de baignade protégées

En haut : zones de baignade protégées à Hong Kong (adapté de McPhee 2012 ; données cartographiques : Google, ©Airbus, 2023)

Au milieu : Barrière Aquarius Gen 2 (<https://www.globalmarineenclosures.com/aquarius-barrier-gen-2>) ;

En bas : barrière anti-requins récemment installée à la baie des Citrons à Nouméa (Nouvelle-Calédonie). © Sophie Garioud

D'autres études scientifiques s'imposent

Bien qu'il ne soit pas exhaustif, le tableau 1 illustre la diversité des solutions existantes pour réduire au minimum le risque d'interactions négatives entre les humains et les requins. À l'évidence, les stratégies de gestion du risque requin évoluent de concert avec les nouvelles avancées technologiques ; cette évolution s'accompagne aussi d'une meilleure prise de conscience et d'une plus large adhésion du public envers les mesures de conservation et les solutions non létales. Cela étant, l'examen de la littérature scientifique que nous avons réalisé montre que la pièce du puzzle qui manque encore souvent tient à notre compréhension du comportement et de la biologie des requins et des causes sous-jacentes des interactions négatives entre humains et requins. Compte tenu du coût généralement élevé des programmes visant à réduire les interactions négatives, les pouvoirs publics semblent souvent donner la priorité à la mise en œuvre de la stratégie de gestion en elle-même, plutôt qu'à l'investissement dans des programmes scientifiques qui permettraient de comprendre la cause première de ces interactions ou d'évaluer les conséquences environnementales, sociales et politiques des différentes stratégies.

On peut y voir une occasion manquée puisque la mise en œuvre de stratégies de gestion du risque requin, qu'elles soient létales ou non pour les requins, est en théorie le moyen idéal de recueillir des données biologiques, écologiques et comportementales sur les populations de requins et leur présence sur certaines zones (zones d'alimentation, zones de décharge de déchets ou de carcasses animales, etc.). Ainsi, même s'ils ne semblent guère avoir contribué à réduire la fréquence des attaques et présentent certaines insuffisances sur le plan scientifique, les programmes de gestion des requins mis en place à Hawaï entre 1959 et 1976 ont permis d'obtenir des informations essentielles sur le régime alimentaire, la reproduction et la répartition des requins autour de l'archipel (Wetherbee *et al.* 1994). Grâce à des initiatives à vocation scientifique, exploitant les dernières avancées (marquage électronique, méthodes génétiques, sonars et systèmes vidéo sous-marins appâtés), il est possible de recueillir des données supplémentaires détaillées sur la fidélité aux sites, les déplacements à grande échelle et la taille et la structure des populations (Blaison *et al.* 2015 ; Taglioni *et al.* 2019 ; Drymon *et al.* 2021 ; Barnett *et al.* 2022). L'intérêt de ces informations est double. Elles peuvent d'abord contribuer à améliorer notre compréhension des facteurs influant sur les interactions humains-requins, et peuvent ensuite être exploitées pour actualiser et optimiser la conception des stratégies de gestion du risque requin qui ont permis de produire les données en question.

Outre les facteurs biologiques et écologiques, les exemples du tableau 1 confirment également l'importance de la prise en compte de la dimension humaine des interactions humains-requins. Ils mettent notamment en relief la nécessité de travailler avec toutes les parties prenantes dans le cadre de programmes d'éducation et de communication efficaces pour promouvoir une approche intelligente du requin (par ex., « SharkSmart » en Nouvelle-Galles-du-Sud - <https://www.sharksmart.nsw.gov.au/>) au sein du public, de sorte que les organismes de gestion puissent déterminer en connaissance de cause, et sur la base de données factuelles, les mesures à prendre pour atténuer au mieux le risque, que ces décisions soient prises au niveau local, régional, ou national. La réussite de la stratégie de gestion des

requins et du programme 'requin' menés en Nouvelle-Galles-du-Sud (McPhee *et al.* 2022) illustre les avantages de démarches intégrées, à même de s'adapter à l'évolution des perceptions sociales des interactions humains-requins et d'intégrer de nouvelles données quand elles sont disponibles. De tels programmes témoignent d'une reconnaissance grandissante du fait que les humains et les requins partageront toujours l'espace maritime et que les stratégies favorisant la coexistence plutôt que la domination leur seront, à terme, mutuellement bénéfiques.

Bibliographie

- Adams K.R., Gibbs L., Knott N.A., Broad A., Hing M., Taylor M.D. and Davis A.R. 2020. Coexisting with sharks: a novel, socially acceptable and non-lethal shark mitigation approach. *Science Reports* 2020 101 10, 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74270-y>
- Administrative Appeals Tribunal of Australia. 2019. Humane Society International (Australia) Inc and Department of Agriculture & Fisheries (Qld) [2019] AATA 617 (2 April 2019). <http://www8.austlii.edu.au/cgi-bin/viewdoc/au/cases/cth/AATA//2019/617.html>
- Aguilar R., Quesada M., Ashworth L., Herrerias-Diego Y. and Lobo J. 2008. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: Susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology*. 17(24):5177–5188. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03971.x>
- Ames T. 2013. Maritime Culture in the Western Pacific: A Touch of Tradition. *Pacific Asia Inquiry*. 4(1):94–108.
- Anderson R.C. and Ahmed H. 1993. The Shark Fisheries of the Maldives. Ministry of Fisheries and Agriculture, Male, Republic of Maldives. https://www.researchgate.net/publication/247508412_The_Shark_Fisheries_of_the_Maldives
- Anderson R.C., Adam M.S., Kitchen-Wheeler A.M. and Stevens G. 2011. Extent and economic value of manta ray watching in Maldives. *Tourism in Marine Environments*. 7(1):15–27. <https://doi.org/10.3727/154427310X12826772784793>
- Apps K., Dimmock K. and Huveneers C. 2018. Turning wildlife experiences into conservation action: Can white shark cage-dive tourism influence conservation behaviour? *Marine Policy*. 88:108–115. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.11.024>
- Atkins S., Cliff G. and Pillay N. 2013. Humpback dolphin bycatch in the shark nets in KwaZulu-Natal, South Africa. *Biological Conservation* 159, 442–449. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320712004272?via%3Dihub>
- Atkins S., Cantor M., Pillay N., Cliff G., Keith M. and Parra G.J. 2016. Net loss of endangered humpback dolphins: integrating residency, site fidelity and bycatch in shark nets. *Marine Ecology Progress Series* 555, 249–260. <https://doi.org/10.3354/meps11835>

- Barnett A., Fitzpatrick R., Bradley M., Miller I., Sheaves M., Chin A., Smith B., Diedrich A., Yick J.L., Lubitz N., Crook K., Mattone C., Bennett M.B., Wojtach L. and Abrantes K. 2022. Scientific response to a cluster of shark bites. *People and Nature*. 4(4):963–982. <https://doi.org/10.1002/pan3.10337>
- Blaison A., Jaquemet S., Guyomard D., Vangrevelinghe G., Gazzo T., Cliff G., Cotel P. and Soria M. 2015. Seasonal variability of bull and tiger shark presence on the west coast of Reunion Island, western Indian Ocean. *African Journal of Marine Science*. 37(2):199–208. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2015.1050453>
- Bonfil R., Francis M.P., Duffy C., Manning M.J., O'Brien S. 2010. Large-scale tropical movements and diving behavior of white sharks *Carcharodon carcharias* tagged off New Zealand. *Aquatic Biology* 8:115–123. <https://doi.org/10.3354/ab00217>
- Brazier W., Nel R., Cliff G. and Dudley S. 2012. Impact of protective shark nets on sea turtles in KwaZulu-Natal, South Africa, 1981–2008. *African Journal of Marine Science* 34, 49–257. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.2989/1814232X.2012.709967>
- Brunnschweiler J.M. 2010. The Shark Reef Marine Reserve: A marine tourism project in Fiji involving local communities. *Journal of Sustainable Tourism*. 18(1):29–42. <https://doi.org/10.1080/09669580903071987>
- Burkholder D.A., Heithaus M.R., Fourqurean J.W., Wirsing A. and Dill L.M. 2013. Patterns of top-down control in a seagrass ecosystem: Could a roving apex predator induce a behaviour-mediated trophic cascade? *Journal of Animal Ecology* 2013, 82, 1192–1202. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12097>
- Carter N.H. and Linnell J.D.C. 2016. Co-adaptation is key to coexisting with large carnivores. *Trends in Ecology & Evolution*. 31(8):575–578. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.006>
- Chapman B.K. and McPhee D. 2016. Global shark attack hotspots: Identifying underlying factors behind increased unprovoked shark bite incidence. *Ocean and Coastal Management*. 133:72–84. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.09.010>
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J.V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedó P., Bego F., Blanco J.C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Krofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kotal M., Liberg O., Majić A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Mysłajek R.W., Nowak S., Odden J., Ozolins J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočník H., Quenette P.Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbinšek T., Stojanov A., Swenson J.E., Szemethy L., Trajçe A., Tsingarska-Sedefcheva E., Váňa M., Veeroja R., Wabakken P., Wölfel M., Wölfel S., Zimmermann F., Zlatanova D. and Boitani L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*. 2014 Dec 19;346(6216):1517–9. doi: [10.1126/science.1257553](https://doi.org/10.1126/science.1257553)
- Cisneros-Montemayor A.M., Barnes-Mauthe M., Al-Abdulrazzak D., Navarro-Holm E. and Sumaila U.R. 2013. Global economic value of shark ecotourism: Implications for conservation. *ORYX*. 47(3):381–388. <https://doi.org/10.1017/S0030605312001718>
- Clarke S.C., Harley S.J., Hoyle S.D. and Rice J.S. 2013. Population trends in Pacific Oceanic sharks and the utility of regulations on shark finning. *Conservation Biology*. 27(1):197–209. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01943.x>
- Clua E.E.G. 2018. Managing bite risk for divers in the context of shark feeding ecotourism: A case study from French Polynesia (Eastern Pacific). *Tourism Management*. 68:275–283. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2018.03.022>
- Clua E. and Guiart J. 2020. Why the Kanak don't fear sharks: Myths as a coherent but dangerous mirror of nature. *Oceania*. 90(2): 151–166. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/occa.5249>
- Clua E. and Linnell J.D.C. 2018. Individual shark profiling: An innovative and environmentally responsible approach for selectively managing human fatalities. *Conservation letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.12612>
- Clua E., Buray N., Legendre P., Mourier J. and Planes S. 2011. Business partner or simple catch? The economic value of the sicklefin lemon shark in French Polynesia. Vol. 62. p. 764–770.
- Clua E., Linnell J.D.C., Planes S. and Meyer C.G. 2020. Selective removal of problem individuals as an environmentally responsible approach for managing shark bites on humans. *Ocean and Coastal Management* 194. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105266>
- Commonwealth of Australia 2017. Shark mitigation and deterrent measures. The Senate. Environment and Communications References Committee. 210 pp. https://www.aph.gov.au/Parliamentary_Business/Committees/Senate/Environment_and_Communications/Sharkmitigation/~/_media/Committees/ec_ctte/Sharkmitigation/report.pdf
- Conover M. 2002. Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management. United States: Lewis Publishers, CRC Press LLC.
- Conrath C.L. and Musick J.A. 2012. Reproductive biology of elasmobranchs. p. 291–312. In: Carrier J.C., Simpfendorfer C.A., Heithaus M.R. and Yopak K.E. (eds). *Biology of sharks and their relatives*, 2nd edition. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Creel S. and Christianson D. 2008. Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in Ecology and Evolution*. 23(4):194–201. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.004>
- Cressey D. 2013 Dec. Australian shark-cull plan draws scientists' ire. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature.2013.14373>

- Curtis T., Bruce B., Cliff G., Dudley S., Klimley A., Kock A., Lea R., Lowe C., McCosker J., Skomal G., Werry J. and West J. 2012. Responding to the risk of white shark attack: updated statistics, prevention, control methods, and recommendations. p. 477–509. In: Domeier M.L. (ed.). *Global perspectives on the biology and life history of the white shark*. First edition. Boca Raton, Florida: CRC Press Taylor and Francis.
- Daly R., Parker D., Cliff G., Jordaan G.L., Nomfundo N., Bennett R.H. and Mann B.Q. 2021. Long-term catch trends and risk assessment of the critically endangered white-spotted wedgfish (*Rhynchobatus djiddensis*) from South Africa. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 31(4):777–788. <https://doi.org/10.1002/aqc.3483>
- Davison A. and Kock A. 2014. Fish Hoek Bay exclusion net report. <https://sharkspotters.org.za/wp-content/uploads/2016/10/FINAL-Exclusion-net-report-24-06-14.pdf>
- Davidson L.N.K., Krawchuk M.A. and Dulvy N.K. 2016. Why have global shark and ray landings declined: Improved management or overfishing? *Fish and Fisheries*. 17(2):438–458. <https://doi.org/10.1111/faf.12119>
- DeNezzo N. 2019. Taking the bite out of the Bight: An assessment of non-lethal shark bite mitigation strategies and potential applications in Southern California. <https://escholarship.org/uc/item/1kg2p044>
- Dent F. and Clarke S. 2015. State of the global market for shark products. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 590. Rome, FAO. 187 p. <http://www.fao.org/3/a-i4795c.pdf>
- Dicken M.L. and Hosking S.G. 2009. Socio-economic aspects of the tiger shark diving industry within the aliwal shoal marine protected area, South Africa. *African Journal of Marine Science*. 31(2):227–232. <https://doi.org/10.2989/AJMS.2009.31.2.10.882>
- Dorling P. 2014. Shark cull: 80% of Australians opposed, poll finds, Sydney Morning Herald, 28 January 2014. Available from: <http://www.smh.com.au/environment/shark-cull-80-of-australians-opposed-poll-finds-20140128-31jtr.html#ixzz2tw1atpj4>
- Drew J., Philipp C. and Westneat M.W. 2013. Shark tooth weapons from the 19th century reflect shifting baselines in Central Pacific predator assemblages. *PLoS ONE*. 8(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059855>
- Drymon J.M., Schweiss K.E., Seubert E.A., Lehman R.N., Daly-Engel T.S., Pflieger M. and Phillips N.M. 2021. Swimming against the flow—Environmental DNA can detect bull sharks (*Carcharhinus leucas*) across a dynamic deltaic interface. *Ecology and Evolution*. 11(1):22–28. <https://doi.org/10.1002/ece3.7101>
- Dudley, S.F.J. 1997. A comparison of the shark control programs of New South Wales and Queensland (Australia) and KwaZulu-Natal (South Africa). *Ocean and Coastal Management*. 34(1): 1–27. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569196000610>
- Dudley S.F.J. and Cliff G. 1993. Some effects of shark nets in the Natal nearshore environment. *Environmental Biology of Fishes*. 36: 243–255. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00001720>
- Dulvy N.K., Sadovy Y. and Reynolds J.D. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*. 4:25–64.
- Dulvy N.K., Baum J.K., Clarke S., Compagno L.J.V., Cortés E., Domingo A., Fordham S., Fowler S., Francis M.P., Gibson C., Martínez J., Musick J.A., Soldo A., Stevens J.D. and Valenti S. 2008. You can swim but you can't hide: The global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18(5):459–482. <https://doi.org/10.1002/aqc.975>
- Dulvy N.K., Pacoureau N., Rigby C.L., Pollom R.A., Jabado R.W., Ebert D.A., Finucci B., Pollock C.M., Cheok J., Derrick D.H., Herman K.B., Sherman C.S., VanderWright W.J., Lawson J.M., Walls R.H.L., Carlson J.K., Charvet P., Bineesh K.K., Fernando D., Ralph G.M., Matsushiba J.H., Hilton-Taylor C., Fordham S.V. and Simpfendorfer C.A. 2021. Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. *Current Biology*. 31(21):4773–4787. e8. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.062>
- Environmental Protection Authority. 2014a. Referral of a Proposal by A Third Party to the Environmental Protection Authority under Section 38(1) of the Environmental Protection Act 1986.
- Environmental Protection Authority. 2014b. NOTICE UNDER SECTION 39A(3) Environmental Protection Act 1986 relating to “Shark Drum Line Deployment, Management and Associated Services.”
- Eriksson H. and Clarke S. 2015. Chinese market responses to overexploitation of sharks and sea cucumbers. *Biological Conservation*. 184:163–173. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.018>
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 487–515. <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Ferretti F., Worm B., Britten G.L., Heithaus M.R. and Lotze H.K. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*. 13: 1055–1071. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01489.x>
- Ferretti F., Jorgensen S., Chapple T.K., De Leo G. and Micheli F. 2015. Reconciling predator conservation with public safety. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 13(8):412–417. <https://doi.org/10.1890/150109>
- Field I.C., Meekan M.G., Buckworth R.C. and Bradshaw C.J.A. 2009. Susceptibility of sharks, rays and chimaeras to global extinction. *Advances in Marine Biology*. 56:275–363. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(09\)56004-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(09)56004-X)

- Forget F., Muir J., Hutchinson M., Itano D., Sancristobal I., Leroy B., Filmlalter J., Martinez U., Holland K., Restrepo V. and Dagorn L. 2021. Quantifying the accuracy of shark bycatch estimations in tuna purse seine fisheries. *Ocean and Coastal Management*. 210. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105637>
- Frid A., Dill L., Thorne R. and William P. 2007. Inferring prey perception of relative danger in large-scale marine systems. *Evolutionary Ecology Research*. 9: 635–649.
- Gallagher A.J. and Hammerschlag N. 2011. Global shark currency: The distribution frequency and economic value of shark ecotourism. *Current Issues in Tourism*. 14(8):797–812. <https://doi.org/10.1080/13683500.2011.585227>
- Gallagher A.J., Kyne P.M. and Hammerschlag N. 2012. Ecological risk assessment and its application to elasmobranch conservation and management. *Journal of Fish Biology*. 80(5):1727–1748. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03235.x>
- Gallagher A.J. 2016. Coexisting with sharks: A response to Carter and Linnell. *Trends in Ecology and Evolution*. 31(11):817–818. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.08.011>
- Gibbs L. and Warren A. 2015. Transforming shark hazard policy: Learning from ocean-users and shark encounter in Western Australia. *Marine Policy*. 58:116–124. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.04.014>
- Gibbs L., Fetterplace L., Rees M. and Hanich Q. 2020. Effects and effectiveness of lethal shark hazard management: The Shark Meshing (Bather Protection) Program, NSW, Australia. *People and Nature*. 2(1):189–203. <https://doi.org/10.1002/pan3.10063>
- González-Mantilla P.G., Gallagher A.J., León C.J. and Vianna G.M.S. 2021. Challenges and conservation potential of shark-diving tourism in the Macaronesian archipelagos. *Marine Policy*. 131. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104632>
- Green R.E., Cornell S.J., Scharlemann J.P.W. and Balmford A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*. 307(5709):550–555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Green M., Ganassin C. and Reid D.D. 2009. Report into the NSW Shark Meshing (Bather Protection) Program. NSW Department of Primary Industries.
- Hammerton Z. and Ford A. 2018. Decolonising the waters: Interspecies encounters between sharks and humans decolonising the waters. *Animal Studies Journal*. 7(1), 2018, 270-303. <https://ro.uow.edu.au/asj/vol7/iss1/13>
- Hasan M.R., Chaplin J.A., Spencer P.B. and Braccini M. 2023. Consumption of shark products: The interface of sustainability, trade (mis)labelling, human health and human rights. *Fish and Fisheries*. 24(5):777–795. <https://doi.org/10.1111/faf.12768>
- Healy T.J., Hill N.J., Chin A. and Barnett A. 2020. A global review of elasmobranch tourism activities, management and risk. *Marine Policy*. 118. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103964>
- Heithaus M.R., Frid A., Wirsing A.J., Dill L.M., Fourqurean J.W., Burkholder D., Thomson J. and Bejder L. 2007. State-dependent risk-taking by green sea turtles mediates top-down effects of tiger shark intimidation in a marine ecosystem. *Journal of Animal Ecology*. 76(5):837–844. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01260.x>
- Heithaus M.R., Frid A., Wirsing A.J. and Worm B. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution*. 23(4):202–210. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.003>
- Heupel M.R., Knip D.M., Simpfendorfer C.A. and Dulvy N.K. 2014. Sizing up the ecological role of sharks as predators. *Marine Ecology Progress Series*. 495:291–298. <https://doi.org/10.3354/meps10597>
- Hoegh-Guldberg O., Poloczanska E.S., Skirving W. and Dove S. 2017. Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*. 4(MAY). <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00158>
- Humane Society International (HSI) 2021. Management of shark fin trade to and from Australia. <https://www.edo.org.au/publication/management-of-shark-fin-trade-to-and-from-australia/>
- Hutching G. 2012. Sharks and Rays – Māori and Sharks. Te Ara - The Encyclopedia of New Zealand. Manatū Taonga Ministry for Culture and Heritage. <https://teara.govt.nz/en/sharks-and-rays/print>
- Huveneers C., Rogers P.J., Semmens J., Beckmann C., Kock A.A., Page B. and Goldsworthy S.D. 2012. Effects of the Shark Shield™ electric deterrent on the behaviour of white sharks (*Carcharodon carcharias*). In Final Report to SafeWork South Australia, Version 2; SARDI Publication No. F2012/000123-1. SARDI Research Report Series No. 632; South Australian Research and Development Institute (Aquatic Sciences): Adelaide, Australia. 66 p.
- Huveneers C., Meekan M.G., Apps K., Ferreira L.C., Pannell D. and Vianna G.M.S. 2017. The economic value of shark-diving tourism in Australia. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 27(3):665–680. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9486-x>
- Huveneers C., Whitmarsh S., Thiele M., Meyer L., Fox A. and Bradshaw C.J.A. 2018. Effectiveness of five personal shark-bite deterrents for surfers. *PeerJ* 6:e5554. <https://doi.org/10.7717/peerj.5554>
- Huveneers C., Blount C., Bradshaw C.J.A., Butcher P.A., Lincoln Smith M.P., Macbeth W.G., McPhee D.P., Moltschanivskij N., Peddemors V.M. and Green M. 2024. Shifts in the incidence of shark bites and efficacy of beach-focussed mitigation in Australia. *Marine Pollution Bulletin*. 198: 115855
- Hydrobiology. 2014. Review of the Dunsborough Beach Enclosure Trial. East Perth. Available at: https://www.fish.wa.gov.au/Documents/shark_hazard/review_of_the_dunsborough_beach_enclosure_trial.pdf

- Juan-Jordá M.J., Murua H., Arrizabalaga H., Merino G., Pacoureau N. and Dulvy N.K. 2022. Seventy years of tunas, billfishes, and sharks as sentinels of global ocean health. *Science*. 378(6620). <https://doi.org/10.1126/science.abj0211>
- Kane H.K. 2014. The 'Aumakua - Hawaiian Ancestral Spirits. Access at: <https://dlnr.hawaii.gov/mk/files/2016/10/B.21b-Aumakua.pdf>
- Kansky R. and Knight A.T. 2014. Key factors driving attitudes towards large mammals in conflict with humans. *Biological Conservation*. 179:93–105. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.008>
- Kock A., Titley S., Petersen W., Sikweyiya M., Tsotsobe S., Colenbrander D., Gold H. and Oelofse G.A. 2012. Pioneering shark safety program in Cape Town, South Africa. p. 447–465. In: *Global perspectives on the biology and life history of the White Shark*. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Laurance W.F., Lovejoy T.E., Vasconcelos H.L., Bruna E.M., Didham R.K., Stouffer P.C., Gascon C., Bierregaard R.O., Laurance S.G. and Sampaio E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16(3):605–618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Lemahieu A., Blaison A., Crochelet E., Bertrand G., Pennober G. and Soria M. 2017. Human–shark interactions: The case study of Reunion island in the south-west Indian Ocean. *Ocean and Coastal Management*. 136:73–82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.020>
- 'Letter of Expert Concern'. 2014. Letter of Expert Concern to the WA Environmental Protection Authority on the State Government Proposal for a 3 -Year Lethal Drum Line Program as Part of its Shark Hazard Mitigation Strategy. <https://coreybradshaw.files.wordpress.com/2014/07/wa-drum-lines-expert-submission-20140707.pdf>
- Magnuson J. 1987. The significance of sharks in human psychology. In: Cook S, editor. *Sharks: An inquiry into biology, behavior, fisheries, and use*. Oregon State University Extension Service. p. 85–94.
- Marsh H., De'ath G., Gribble N. and Lane B. 2001. Shark control records hindcast serious decline in dugong number off the urban coast of Queensland. Great Barrier Reef Marine Park Authority Research Publication No. 70.
- McCagh C., Sneddon J. and Blache D. 2015. Killing sharks: The media's role in public and political response to fatal human–shark interactions. *Marine Policy*. 62:271–278. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.09.016>
- McCauley D.J., Young H.S., Dunbar R.B., Estes J.A., Semmens B.X. and Micheli F. 2012. Assessing the effects of large mobile predators on ecosystem connectivity. *Ecological Applications*. 22(6):1711–1717. <https://doi.org/10.1890/11-1653.1>
- McClenachan L., Cooper A.B. and Dulvy N.K. 2016. Rethinking Trade-Driven Extinction Risk in Marine and Terrestrial Megafauna. *Current Biology*. 26(12):1640–1646. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.05.026>
- McClure M.M., Carlson S.M., Beechie T.J., Pess G.R., Jorgensen J.C., Sogard S.M., Sultan S.E., Holzer D.M., Travis J., Sanderson B.L., Power M.E. and Carmichael R.W. 2008. Evolutionary consequences of habitat loss for Pacific anadromous salmonids. *Evolutionary Applications*. 1(2):300–318. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2008.00030.x>
- McPhee D.P. 2012. Likely effectiveness of netting or other capture programs as a shark hazard mitigation strategy under Western Australian conditions. Perth, Australia: Western Australia Department of Fisheries.
- McPhee D.P. 2014. Unprovoked Shark Bites: Are They Becoming More Prevalent? *Coastal Management*, 42:5, 478-492, <https://doi.org/10.1080/08920753.2014.942046>
- McPhee D.P., Blount C., Lincoln Smith M.P., Peddemors V.M. 2021. A comparison of alternative systems to catch and kill for mitigating unprovoked shark bite on bathers or surfers at ocean beaches. *Ocean & Coastal Management* 201, 105492 <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105492>
- McPhee D., Blount C. and MacBeth W. 2022. NSW Shark Management Strategy and Shark Program Review Updated draft for Client Review Final for issue. Available at: https://www.sharksmart.nsw.gov.au/_data/assets/pdf_file/0009/1398267/Cardno-Report.PDF
- Meeuwig J.J. and Ferreira L.C. 2014. Moving beyond lethal programs for shark hazard mitigation. *Animal Conservation*. 17: 297–298. <https://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/acv.12154>
- Midway S.R., Wagner T. and Burgess G.H. 2019. Trends in global shark attacks. *PLoS ONE*. 14(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211049>
- Murdoch G.M. 1923. Gilbert Islands weapons and armour. *The Journal of the Polynesian Society* 32:174–175.
- Muter B.A., Gore M.L., Gledhill K.S., Lamont C. and Huvneers C. 2013. Australian and U.S. news media portrayal of sharks and their conservation. *Conservation Biology*. 27(1):187–196. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01952.x>
- Myers R.A., Baum J.K., Shepherd T.D., Powers S.P. and Peterson C.H. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*. 315(5820):1846–1850. <https://doi.org/10.1126/science.1138657>
- Neff C. 2012. Australian beach safety and the politics of shark attacks. *Coastal Management*. 40(1):88–106. <https://doi.org/10.1080/08920753.2011.639867>
- Neff C. 2015. The Jaws effect: How movie narratives are used to influence policy responses to shark bites in Western Australia. *Australian Journal of Political Science*. 50(1):114–127. <https://doi.org/10.1080/10361146.2014.989385>
- Neff C. and Hueter R. 2013. Science, policy, and the public discourse of shark "attack": A proposal for reclassifying human–shark interactions. *Journal of Environmental Studies and Sciences*. 3(1):65–73. <https://doi.org/10.1007/s13412-013-0107-2>

- Neff C.L. and Yang J.Y.H. 2013. Shark bites and public attitudes: Policy implications from the first before and after shark bite survey. *Marine Policy*. 38:545–547. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.06.017>
- O'Connell C.P, Crews J., King A., Juliet G. 2022. Evaluating the shark deterrent effects of the novel exclusion barrier in comparison to the rigorously tested Sharksafe barrier technology. *Journal of Marine Science and Engineering* 10(5), 634. <https://doi.org/10.3390/jmse10050634>
- O'Connell C.P., Andreotti S., Rutzen M., Matthee C.A., Meyer M. and He P. 2014. Effects of the Sharksafe barrier on white shark (*Carcharodon carcharias*) behavior and its implications for future conservation technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 460, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.06.004>
- Pacoureau N., Rigby C.L., Kyne P.M., Sherley R.B., Winker H., Carlson J.K., Fordham S.V., Barreto R., Fernando D., Francis M.P., Jabado R.W., Herman K.B., Liu K.M., Marshall A.D., Pollom R.A., Romanov E.V., Simpfendorfer C.A., Yin J.S., Kindsvater H.K. and Dulvy N.K. 2021. Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature*. 589(7843):567–571. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03173-9>
- Peatman T., Allain V., Bell L., Muller B., Panizza A., Phillip N.B., Pilling G. and Nicol S. 2023. Estimating trends and magnitudes of bycatch in the tuna fisheries of the Western and Central Pacific Ocean. *Fish and Fisheries*. 24(5):812–828. <https://doi.org/10.1111/faf.12771>
- Peterson M.N., Bircckhead J.L., Leong K., Peterson M.J. and Peterson T.R. 2010. Rearticulating the myth of human-wildlife conflict. *Conservation Letters*. 3(2):74–82. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00099.x>
- Philpott R. 2002. Notes and Comments. Why sharks may have nothing to fear more than fear itself: an analysis of the effect of human attitudes on the conservation of the great white shark. *Colorado Journal of International Environmental Law and Policy*. 13: 445.
- Pukui M.K. 1983. *‘Ōlelo No‘eau: Hawaiian Proverbs & Poetical Sayings*. Bishop Museum Press.
- Rasher D.B., Hoey A.S. and Hay M.E. 2017. Cascading predator effects in a Fijian coral reef ecosystem. *Scientific Reports*. 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15679-w>
- Redpath S.M., Young J., Evelyn A., Adams W.M., Sutherland W.J., Whitehouse A., Amar A., Lambert R.A., Linnell J.D.C., Watt A. and Gutiérrez R.J. 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology and Evolution*. 28(2):100–109. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>
- Ripple W.J., Estes J.A., Beschta R.L., Wilmers C.C., Ritchie E.G., Hebblewhite M., Berger J., Elmhagen B., Letnic M., Nelson M.P., Schmitz O.J., Smith D.W., Wallach A.D. and Wirsing A. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343, 1241484(2014). <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1241484>
- Robbins, W.D., Peddemors, V.M., Kennelly, S.J., Ives and M.C. 2014. Experimental evaluation of shark detection rates by aerial observers. *PLoS One* 9, e83456. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0083456>
- Roff G., Doropoulos C., Rogers A., Bozec Y.M., Krueck N.C., Aurellado E., Priest M., Birrell C. and Mumby P.J. 2016. The ecological role of sharks on coral reefs. *Trends in Ecology and Evolution*. 31(5):395–407. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.014>
- Ruppert J.L.W., Travers M.J., Smith L.L., Fortin M.-J. and Meekan M. 2013. Caught in the middle: Combines impacts of shark removal and coral loss on the fish communities of coral reefs. *PLoS ONE* 2013, 8, e74648. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074648>
- Sabatier E. and Huvencers C. 2018. Changes in media portrayal of human-wildlife conflict during successive fatal shark bites. *Conservation and Society*. 16(3):338–338. https://doi.org/10.4103/cs.cs.18_5
- Sherman C.S., Simpfendorfer C.A., Pacoureau N., Matsushiba J.H., Yan H.F., Walls R.H.L., Rigby C.L., VanderWright W.J., Jabado R.W., Pollom R.A., Carlson J.K., Charvet P., Bin Ali A., Fahmi, Cheok J., Derrick D.H., Herman K.B., Finucci B., Eddy T.D., Palomares M.L.D., Avalos-Castillo C.G., Kinattumkara B., Blanco-Parra M. del P., Dharmadi, Espinoza M., Fernando D., Haque A.B., Mejía-Falla P.A., Navia A.F., Pérez-Jiménez J.C., Utzurum J., Yuneni R.R. and Dulvy N.K. 2023. Half a century of rising extinction risk of coral reef sharks and rays. *Nature Communications*. 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-022-35091-x>
- Simmons P. and Mehmet M.I. 2018. Shark management strategy policy considerations: community preferences, reasoning and speculations. *Mar. Pol.* 96, 111–119. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.010>
- Simpfendorfer C.A., Heupel M.R., White W.T. and Dulvy N.K. 2011. The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: A synthesis. Vol. 62. p. 518–527.
- Simpfendorfer C.A. and Dulvy N.K. 2017. Bright spots of sustainable shark fishing. *Current Biology*. 27(3):R97–R98. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.12.017>
- Simpfendorfer C.A., Heupel M.R. and Kendal D. 2021. Complex human–shark conflicts confound conservation action. *Frontiers in Conservation Science*. 2. <https://doi.org/10.3389/fcsc.2021.692767>
- Smith S.E., Au D.W. and Show C. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research*. 49(7):663–678. <https://doi.org/10.1071/MF97135>
- Taylor L.R. 1993. *Sharks of Hawai'i: their biology and cultural significance*. Times Editions. 126 p.
- Tagliani F., Guiltat S., Teurlai M., Delsaut M. and Payet D. 2019. A spatial and environmental analysis of shark attacks on Reunion Island (1980–2017). *Marine Policy*. 101:51–62. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.12.010>

- Topelko K.N. and Dearden P. 2005. The shark watching industry and its potential contribution to shark conservation. *Journal of Ecotourism*. 4(2):108–128. <https://doi.org/10.1080/14724040409480343>
- Treves A., Wallace R.B., Naughton-Treves L. and Morales A. 2006. Co-managing human–wildlife conflicts: A review. *Human Dimensions Of Wildlife: An International Journal*, 11, 383-396. <https://doi.org/10.1080/10871200600984265>
- Vannuccini S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. FAO Fisheries Technical Paper. No. 389. Rome, FAO. 470 p.
- Vianna G.M.S., Meeuwig, J.J., Pannell, D., Sykes, H. and Meekan, M.G. 2011. The socio-economic value of the shark-diving industry in Fiji. Australian Institute of Marine Science. University of Western Australia. Perth. 26 p.
- Vianna G.M.S., Meekan M.G., Pannell D.J., Marsh S.P. and Meeuwig J.J. 2012. Socio-economic value and community benefits from shark-diving tourism in Palau: A sustainable use of reef shark populations. *Biological Conservation*. 145(1):267–277. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.022>
- Vincent A.C.J., Sadovy de Mitcheson Y.J., Fowler S.L. and Lieberman S. 2014. The role of CITES in the conservation of marine fishes subject to international trade. *Fish and Fisheries*. 15(4):563–592. <https://doi.org/10.1111/faf.12035>
- Wetherbee B.M., Lowe C.G. and Crow G.L. 1994. A review of shark control in Hawaii with recommendations for future research. *Pacific Science* 48, 95–115. <https://core.ac.uk/download/pdf/5094527.pdf>
- West J.G. 2011. Changing patterns of shark attacks in Australian waters. *Marine and Freshwater Research*. Vol. 62. p. 744–754.
- Whatmough S., Van Putten I. and Chin A. 2011. From hunters to nature observers: A record of 53 years of diver attitudes towards sharks and rays and marine protected areas. *Marine and Freshwater Research*. Vol. 62. p. 755–763.
- Williams J.J., Papastamatiou Y.P., Caselle J.E., Bradley D. and Jacoby D.M.P. 2018. Mobile marine predators: An understudied source of nutrients to coral reefs in an un-fished atoll. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 285(1875). <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2456>
- Worm B., Davis B., Ketteimer L., Ward-Paige C.A., Chapman D., Heithaus M.R., Kessel S.T., and Gruber S.H. 2013. Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Marine Policy* 40, 194–204. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.034>
- Wu J. 2016. Shark fin and mobulid ray gill plate trade in mainland China, Hong Kong and Taiwan. Traffic report. <https://www.traffic.org/site/assets/files/10424/shark-fin-and-mobulid-ray-gill-plate-trade.pdf>
- Young J.C., Marzano M., White R.M., McCracken D.I., Redpath S.M., Carss D.N., Quine C.P. and Watt A.D. 2010. The emergence of biodiversity conflicts from biodiversity impacts: Characteristics and management strategies. *Biodiversity and Conservation*. 19(14):3973–3990. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9941-7>
- Werry J.M., Planes S., Berumen M.L., Lee K.A., Braun C.D. and Clua E. 2014. Reef-fidelity and migration of tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, across the Coral Sea. *PLOS ONE* 9(1): e83249. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083249>