

UNIVERSITÉ DE LA ROCHELLE
AVENUE MICHEL CRÉPEAU, 17000 LA ROCHELLE

LICENCE SCIENCES DE LA VIE
PARCOURS BIOLOGIE DES ÉCOSYSTÈMES MARINS

LAURINE LEMERCIER



© ASSOCIATION OCEANIA - MANON GOULARD

Méthodes de détection des grands cétacés dans le cadre de l'atténuation du risque de collision, et possibilité d'application en Polynésie française

*Etude réalisée à l'association Oceania
Sous la responsabilité de Charlotte ESPOSITO*

2020-2021

Résumé

Depuis 1950, la vitesse et le nombre de bateaux a augmenté dans le monde, engendrant une augmentation du nombre de collisions, notamment avec les grands cétacés. Ces collisions, lorsqu'elles ne sont pas fatales causent des blessures externes (entailles, caudales coupées) ou contondantes (fractures).

En Polynésie française, l'espèce la plus touchée est la baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*), présente de juillet à décembre pour se reproduire, mettre bas et se reposer. Le couple mère/baleineau préférant les eaux peu profondes et la proximité des côtes est particulièrement exposé aux collisions.

Cette synthèse présente 3 méthodes de détection (visuelle, acoustique et satellitaire) des grands cétacés. 1) Les observateurs formés (MMO) présents à bord de navires de transport signalent les cétacés au capitaine chargé de décider du déploiement d'une manœuvre d'évitement. Cette méthode a déjà prouvé son efficacité. C'est actuellement l'unique méthode utilisée en Polynésie française par l'association Oceania sur la route maritime reliant les ports de Papeete (Tahiti) et Vaiare (Moorea). Cette dernière a permis d'éviter 330 collisions potentielles (observations entre 0 et 200m) sur 1 541 observations totales. 2) Les bouées d'acoustique passive, quant à elles, consistent à détecter et identifier automatiquement les vocalises d'une espèce en les comparant à une base de données avant que la position reconstruite de l'animal soit transmise à plusieurs récepteurs. En Polynésie française, les vocalises exploitables chez les baleines à bosses sont les « grunts » et les « wops » car suffisamment stéréotypés et distincts des autres vocalises. 3) La détection satellitaire, utilisée pour de grandes étendues, consiste à taguer des animaux pour ensuite créer des modèles prédictifs de présence selon les variations des paramètres environnementaux (ex : température des eaux de surface, bathymétrie).

La combinaison de ces méthodes permet d'établir des zones de présence et d'abondance duquel découlera la mise en place de mesures d'atténuation du risque de collision ciblées spatialement et temporellement telles qu'une manœuvre d'évitement, une réduction de vitesse ou un dispositif de séparation du trafic.

Remerciements

Je tiens avant tout à remercier **Charlotte Esposito**, fondatrice et directrice de l'association Oceania pour toute l'aide, le professionnalisme et la bonne humeur apportés. J'ai été tout autant passionnée par ton magnifique parcours que par cette belle association que tu as créée. Merci aussi de m'avoir permis de participer aux activités de sensibilisation. Je tiens d'ailleurs également à remercier **Marie-Lou**, bénévole, et **Charles**, service civique, pour la super journée de sensibilisation passée à l'université de Polynésie française. Me joindre à ces journées a été un réel plaisir pour moi et je me réjouis de travailler avec vous dans les semaines à venir. Merci aussi à **Toanui** pour les belles étagères que nous avons passé la journée à peindre. J'espère qu'Oceania continuera de faire grandir ses projets et transmettre les valeurs qui la rendent précieuse.

Māuruuru roa à toute cette belle équipe !

Merci à **Mme Cécile Vincent**, enseignante-chercheuse à l'université de La Rochelle, pour avoir accepté de me suivre tout au long de ce stage et pour avoir répondu à mes questions.

Pour finir, je souhaite aussi remercier **Mr Gilles Radenac** et **Mr Pierrick Bocher**, enseignants-chercheurs à l'université de La Rochelle, pour nous permettre de faire un stage dès la L3.

Sommaire

RÉSUMÉ.....	1
REMERCIEMENTS.....	2
SOMMAIRE.....	3
I. INTRODUCTION	4
1) RISQUE DE COLLISION	4
2) IMPACT SUR LES GRANDS CÉTACÉS	4
3) CONTEXTE LOCAL.....	5
II. DÉTECTION VISUELLE	6
1) MÉTHODOLOGIE	6
2) MISE EN PLACE DE LA SOLUTION	7
3) POSSIBILITÉ DE DÉPLOIEMENT LOCAL	7
III. DÉTECTION ACOUSTIQUE.....	9
1) MÉTHODOLOGIE	9
2) MISE EN PLACE DE LA SOLUTION	9
3) POSSIBILITÉ DE DÉPLOIEMENT LOCAL	10
IV. DÉTECTION SATELLITAIRE	11
1) MÉTHODOLOGIE	11
2) MISE EN PLACE DE LA SOLUTION	11
3) POSSIBILITÉ DE DÉPLOIEMENT LOCAL	12
V. CONCLUSION	12
BIBLIOGRAPHIE	14
ARRÊTÉS ET RECOMMANDATIONS.....	17
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	18

I. Introduction

1) Risque de collision

L'augmentation du trafic maritime à des fins commerciales et touristiques engendre un partage de l'habitat entre les cétacés et l'Homme. De cela découlent des interactions néfastes telles que les collisions, à savoir, l'abordage entre un bateau et un animal marin, pouvant causer des blessures ou la mort de celui-ci¹.

Depuis 1950, le nombre et la vitesse des bateaux ne fait qu'augmenter. Ces deux paramètres étant fortement liés au risque de collision, une augmentation de celui-ci est donc observée. Ainsi, 89% des collisions avec des baleines impliquant une blessure grave ou la mort ont lieu avec des navires se déplaçant à une vitesse de 14 nœuds ou plus (Figure 1) (Laist *et al.*, 2001 ; Vanderlaan & Taggart, 2007).

Les collisions sont également dangereuses pour la sécurité des passagers qui peuvent être blessés, voire tués, à l'impact. La coque du bateau peut aussi subir d'importants dégâts (Carrillo & Ritter, 2010 ; Ritter, 2010).

2) Impact sur les grands cétacés

Aujourd'hui, les collisions sont reconnues comme une menace majeure pour les grands cétacés. Une baleine échouée sur cinq montre des marques de blessures évidentes (Peltier *et al.*, 2019) et 68% des collisions sont fatales pour l'animal (Jensen & Silber, 2003). Cependant, certains grands cétacés sont plus impactés que d'autres. C'est le cas des rorquals communs (*Balaenoptera physalus*), des baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*), des baleines franches de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) et des grands cachalots (*Physeter macrocephalus*) (Laist *et al.*, 2001 ; Peltier *et al.*, 2019). La majorité des collisions ont lieu avec des baleineaux ou des juvéniles car étant probablement plus naïfs et inexpérimentés à l'approche des bateaux (Carrillo & Ritter, 2010). De plus, plusieurs espèces passent une grande partie de leur temps sur le plateau continental à la surface de l'eau, augmentant le taux de rencontre avec les navires et par conséquent le risque de collision. C'est probablement le cas des baleines franches et des baleines à bosse qui évoluent proche des côtes pour mettre bas et élever leur baleineau (Laist *et al.*, 2001 ; Van Waerebeek *et al.*, 2007). Les collisions sont d'ailleurs une cause de mortalité importante chez les baleines franches de l'Atlantique Nord dont la population est grandement menacée (Caswell *et al.*, 1999). Un phénomène d'accoutumance aux bateaux pourrait également être à l'origine de l'augmentation du nombre de collisions. (Van Waerebeek *et al.*, 2007). Ainsi, tous ces facteurs tendent à augmenter ce risque avec les grands cétacés, engendrant des blessures ou le décès de l'animal.

Les blessures causées peuvent être de profondes entailles et des caudales coupées dues aux hélices (Figure 2) ou des blessures contondantes telles que des ecchymoses et des fractures du crâne, de la mâchoire et des vertèbres (Laist *et al.*, 2001 ; Van Waerebeek *et al.*, 2007).

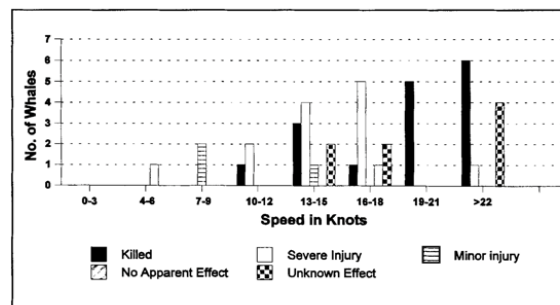


Figure 1 : Sévérité des blessures de baleines causées par la collision avec un bateau naviguant à une vitesse connue. Mort = carcasse observée. Blessure sévère = rapport d'une blessure saignant ou observation de sang dans l'eau. Blessure mineure = blessure visible sans sang ou signe de détresse sans observation de sang. Pas d'effet apparent = revue sans blessure apparente ou signe de détresse et reprise de l'activité pré-collision. Inconnu = baleine non revue et aucun rapport de sang dans l'eau (source : Laist *et al.*, 2001)



Figure 2 : Juvénile de baleine franche australe (*Eubalaena australis*) de 7,5m retrouvé à Rio Grande do Sul et dont la tête présente de profondes entailles d'hélices (photographié le 25 août 1989 par E. Secchi ; source : Van Waerebeek *et al.*, 2007)

¹ NOAA Fisheries. (s.d.) Understanding Vessel Strikes. Consulté le 27 avril 2022, <https://www.fisheries.noaa.gov/insight/understanding-vessel-strikes>

3) Contexte local

Depuis le 13 mai 2002, les eaux intérieures, la mer territoriale et la Zone Économique Exclusive de Polynésie française sont classées comme sanctuaire pour les mammifères marins, faisant de ces derniers des espèces protégées car considérées comme rares ou d'intérêt particulier. Cela implique, entre autres, l'interdiction de mutilation et d'harcèlement (manœuvre ou activité d'observation engendrant un changement de comportement)².

En 2018, la ZEE polynésienne est classée en tant qu'Aire Marine Gérée³ sous le nom de Tainui Atea. Un des objectifs du plan de gestion de cette zone est de réduire le nombre de collisions avec les mammifères marins. Pour cela, il est par exemple prévu de former l'équipage des bateaux à l'identification et à l'approche des mammifères marins ainsi qu'aux mesures à prendre en cas de collision⁴.

En effet, les eaux polynésiennes sont occupées par les baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*) de juillet à décembre (Gannier, 2004) où elles viennent se reposer, se reproduire et mettre bas après s'être nourries en Antarctique (Rosenbaum *et al.*, 2014 ; Bichet *et al.*, 2021). Les femelles avec des baleineaux passent une grande partie de leur temps dans les eaux côtières peu profondes telles que les lagons afin de diminuer la rencontre avec les prédateurs et éviter le harcèlement des mâles reproducteurs qui pourraient blesser le jeune (Smultea, 1994 ; Esposito *et al.*, 2020). Le couple mère/baleineau est d'ailleurs régulièrement observé à moins de 2 km du littoral (Gannier, 2004). Ces spécificités augmentent donc le risque de collision.

Afin d'évaluer ce risque et de le limiter, l'association Oceania se déploie sur les ferrys reliant le port de Papeete (Tahiti) et celui de Vaiare (Moorea) durant la saison des baleines à bosse pour mener son projet Vigie Sanctuaire. Seule association de Polynésie française à étudier l'impact du trafic maritime sur les baleines à bosse, Oceania a aujourd'hui collecté 4 années de données, soit 1 279 heures d'observations et plus de 60 000 kilomètres parcourus. Elle comptabilise à ce jour un total de 1 541 observations de baleines à bosses dont 330 Near Miss Event (observations entre le navire et l'animal inférieure à 200 m) (Esposito, 2022).

Grâce à cela, un indice de risque relatif de collision a pu être établi (selon Halpern *et al.*, 2007), démontrant un risque plus élevé dans les zones portuaires (0,22 au quai, 0,29 dans le lagon et 0,32 au niveau de la passe) qu'en pleine mer (0,11) (Figure 3, Bichet *et al.*, 2021).

Ainsi, la population migratrice de baleines à bosse de Polynésie française est en partie menacée par le trafic maritime. A cela s'ajoute l'importance et l'urgence de mettre en place des solutions de conservation, notamment par la diminution du risque de collision, car la

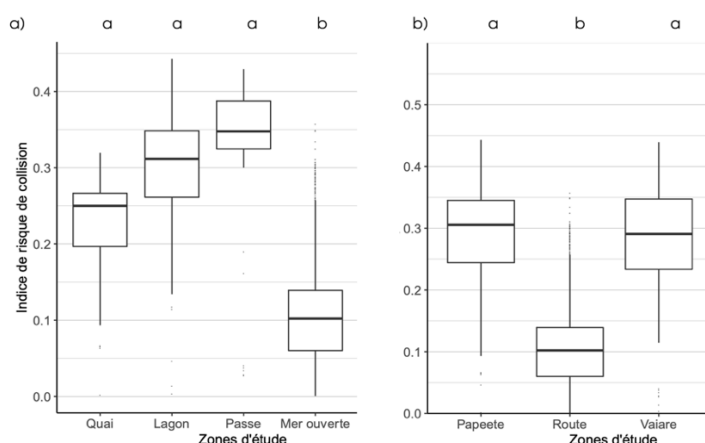


Figure 3 : Valeur de l'indice de risque de collision dans les zones d'étude. Les lettres en haut du graphique indiquent les différences significatives entre les zones comparées deux à deux : l'indice de risque de collision est significativement différent entre les zones n'ayant pas de lettre commune. (source : Bichet *et al.*, 2021)

² Arrêté n° 622 CM du 13 mai 2002 portant création d'un sanctuaire des baleines et autres mammifères marins dans les eaux intérieures, la mer territoriale ainsi que dans la zone économique exclusive de la Polynésie française. Articles 1, 2.

³ Arrêté n°507 CM du 3 avril 2018 portant classement de la zone économique exclusive de la Polynésie française en aire marine gérée. Article 1.

⁴ Arrêté n°4247 MCE du 6 avril 2020 portant approbation du plan de gestion de l'aire marine gérée Tainui Atea. Annexe, Mesure B16.

population à laquelle appartiennent les baleines à bosse de Polynésie française (sous-population océanienne) est classée par l'IUCN comme « en danger » tandis qu'elle possède un statut de « préoccupation mineure » dans le monde (Childerhouse *et al.*, 2008).

Finalement, les recommandations de la Fédération des Associations de Protection de l'Environnement faites pour la gestion de l'AMG proposent de mettre en place des dispositifs anti-collisions obligatoires pour les navires de plus de 24 m⁵. Dans cette continuité et dans le but d'améliorer le projet Vigie Sanctuaire, cette synthèse porte sur trois méthodes de détection (visuelle, acoustique et satellitaire) des grands cétacés, qui à terme, permet la mise en place de solutions d'amoindrissement du risque de collision. Ainsi, nous nous interrogeons sur le fonctionnement de ces détections, leurs avantages et inconvénients et s'il est envisageable de les déployer au niveau de la Polynésie française.

II. Détection visuelle

1) Méthodologie

La détection visuelle des grands cétacés consiste à placer des observateurs sur les navires afin de prévenir les risques de collision en temps réel. Cette méthode se base sur la détection précoce du cétacé, fournissant plus de temps au capitaine pour mettre en place une manœuvre d'évitement sécuritaire (Gende *et al.*, 2019). A titre d'exemple, à une vitesse de 38 nœuds et à 400 m d'un animal, le bateau atteindrait ce dernier en 20 secondes (Weinrich & Pekarick, 2010).

Pour cela, des Marine Mammal Observers sont formés afin de détecter et identifier les cétacés (David *et al.*, 2011 ; Schoeman *et al.*, 2020). Placé à l'avant du bateau ou sur une plateforme surélevée, l'observateur regarde à 180° devant lui à l'œil nu et aux jumelles (Gende *et al.*, 2019 ; Flynn & Calambokidis, 2019). Cette combinaison permet de couvrir plus efficacement la distance, soit de 0 à 500 m à l'œil nu et à plus de 500 m avec des jumelles (Hammond *et al.*, 2013). Lorsqu'un animal est aperçu, l'observateur le signale au capitaine avant de relever plusieurs informations telles que la direction de l'animal, sa distance par rapport au bateau, son comportement et la taille du groupe (Williams *et al.*, 2016). La distance peut être évaluée à l'aide d'un télémètre ou à l'œil nu lorsque le télémètre est inutilisable (ex : baleine plongeant trop rapidement, distance trop importante) (Yonehara *et al.*, 2012 ; Williams *et al.*, 2016 ; Gende *et al.*, 2019), la différence entre les deux techniques ne différant que de 13,3m en moyenne (0,05%) (Williams *et al.*, 2016). La position du bateau, son cap et sa vitesse sont également régulièrement enregistrés (Weinrich & Pekarick, 2010). Ces données sont renseignées sur une application, telle que Spotter Pro ou OBSenMER, sur des feuilles ou enregistrées à l'aide d'un dictaphone puis retranscrites à quai (Flynn & Calambokidis, 2019 ; Gende *et al.*, 2019 ; Esposito *et al.*, 2020). En parallèle, le capitaine prend la décision d'adopter une stratégie d'évitement optimale en considérant les autres risques comme les collisions avec les bateaux environnants ou les contraintes environnementales (ex : récif, banc de sable) (Gende *et al.*, 2019).

Dans le but d'améliorer la détection des cétacés, il est envisagé de coupler les observations à des caméras infrarouges. Celles-ci permettraient de mettre en évidence le souffle, le dos et la caudale de l'animal pour une détection certaine à moins de 150m avec un détecteur à une matrice de plan focal non refroidi (Yonehara *et al.*, 2012). Cependant, cette technologie peut perdre de son efficacité en présence d'embruns et peut être onéreuse à l'achat, notamment pour les modèles refroidis, qui sont plus performants, et avec de grandes longueurs focales (Horton *et al.*, 2017).

⁵ Recommandations de la FAPE Te Ora Naho pour la mise en œuvre du plan de gestion de l'aire marine gérée de Polynésie française.

2) Mise en place de la solution

La présence de MMO sur les navires est une méthode d'atténuation efficace et immédiate (Weinrich & Pekarcik, 2010 ; Constantine *et al.*, 2015). L'observateur détecte les cétacés en premier significativement plus et plus loin que les autres membres de l'équipage (Tableau 1). La différence entre le MMO et le capitaine est probablement due au fait que ce dernier observe le pourtour proche et la route immédiate du bateau (Weinrich & Pekarcik, 2010), appuyant l'importance d'observateurs spécifiques à bord.

Cependant, la détection est soumise à plusieurs facteurs. Williams *et al.* (2016) a conclu que la probabilité de détection varie avec la distance de l'animal par rapport au bateau, les conditions météorologiques, la taille du groupe et l'activité de surface. Un animal sera plus facilement identifiable s'il est proche du bateau, que rien n'entrave la visibilité, que le groupe se compose de plusieurs individus et que ceux-ci ont des activités de surface telles que des sauts ou des frappements de nageoires (Figure 4, ligne verte).

En conséquence, cette méthode ne peut pas s'appliquer de nuit. Hors, certains cétacés tels que le rorqual de Bryde (*Balaenoptera edeni*) sont plus enclins au risque la nuit. En effet, cette espèce évolue dans des profondeurs moins importantes pour une durée significativement plus longue qu'en journée (Figure 5; Constantine *et al.*, 2015).

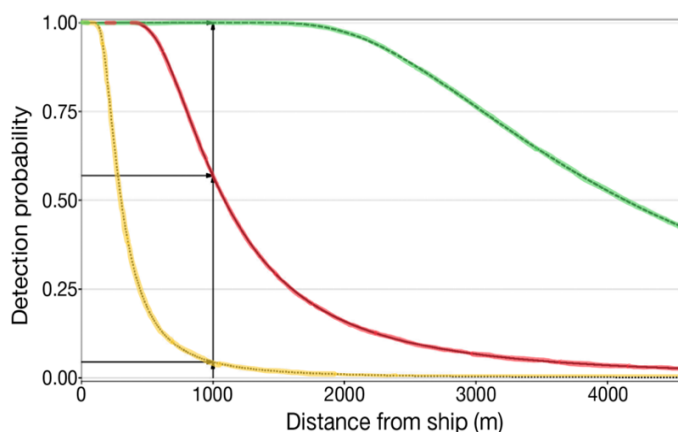


Figure 4 : Probabilité de détection selon la distance entre le bateau et la baleine à bosse. La **ligne rouge** indique les conditions rencontrées les plus communes : une seule baleine, condition de visibilité « excellente » (pas de limitation de visibilité), émettant un souffle et sans sortir ses nageoires de l'eau. La **ligne verte** indique le meilleur scénario : groupe de 4 baleines ou plus, condition de visibilité « excellente » et au moins un comportement actif de surface. La **ligne jaune** indique le pire scénario : une seule baleine, brouillard important (visibilité à 200m ou moins) et la baleine émettant un souffle sans que ses nageoires sortent de l'eau. (modifié d'après : Williams *et al.*, 2016)

3) Possibilité de déploiement local

Sur le territoire de la Polynésie française, les MMO sont actuellement l'unique méthode utilisée par Oceania sur les ferrys faisant la route entre Papeete (Tahiti) et Vaitiare (Moorea). Comme ailleurs, elle a montré son efficacité en évitant 330 collisions potentielles sur les 4 ans de déploiement (2018-2021) (Esposito, 2022). Afin d'optimiser ce projet et de le faire perdurer, le cycle journalier des baleines à bosses peut être pris en compte.

Tableau 1 : Nombre d'observations faites par les différents membres de l'équipage observant un cétacé en 1^{er}, en-dessous et au-delà de 400m entre 2005-2006. (créé d'après : Weinrich & Pekarcik, 2010)

	1 ^{ère} détection	Dans les 400m	Au-delà de 400m
MMO	355 (56,4%)	58 (46,8%)	271 (58,3%)
Capitaine	231 (36,7%)	56 (45,2%)	161 (34,6%)
Autres membres de l'équipage	16 (2,5%)	8 (6,5%)	18 (3,9%)
MMO + capitaine simultanément	27 (4,2%)	2 (1,6%)	15 (3,2%)

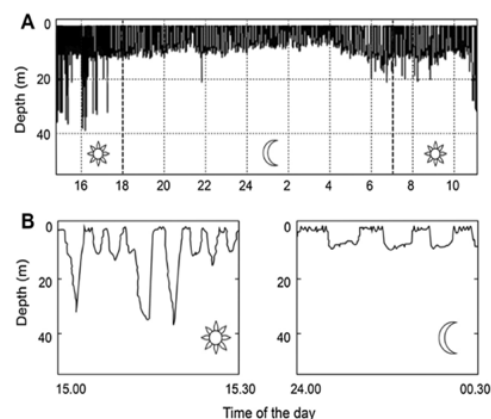


Figure 5 : A) Exemple d'un profil de plongée d'un rorqual de Bryde au Golfe d'Hauraki (Nouvelle-Zélande) avec le lever et coucher de soleil indiqué par les traits verticaux en pointillés. B) Élargissement de la section durant 2 périodes de temps (15:00-15:30 et 24:00-00:30) qui sont représentatifs de la variation du profil de plongée le jour et la nuit. (source : Constantine *et al.*, 2015)

Un comportement de repos est observable à l'aube tandis que les baleines témoignent de comportements de surface actifs (ex : « breaching » où la baleine sort de l'eau de moitié) à midi avec un temps maximum passé en surface à 15h (Helweg & Herman, 1994). De plus, le couple mère/baleineau est majoritairement observé sur ces zones de reproduction et présente des variations journalières du cycle de plongée (Morete *et al.*, 2007 ; Félix & Botero-Acosta, 2011). Sachant que le couple mère/baleineau est le groupe restant le plus en surface, on les retrouve en moyenne à 18,89m de profondeur ($\pm 8,89$ m) le matin et à 15,60m ($\pm 7,32$ m) l'après-midi (Félix & Botero-Acosta, 2011).

Selon ce cycle journalier et les facteurs influençant la probabilité de détection des individus, une vigilance plus accrue serait à privilégier le matin, les baleines étant supposées être moins attentives au repos (Carrillo & Ritter, 2010), et en fin d'après-midi lorsque les comportements de surface diminuent et que le couple mère/baleineau se trouve moins en profondeur. De plus, en sachant que ce couple reste souvent à moins de 2 kilomètres des côtes (Gannier, 2004), une vigilance particulière peut être portée à l'approche de celles-ci. Les observations des baleineaux ont d'ailleurs davantage été faites au port de Papeete puis au port de Vaïare qu'en pleine mer (Esposito *et al.*, 2020).

Enfin, équiper les navires polynésiens à bord desquels se trouvent les MMOs de caméras infrarouges pose le problème du contraste entre la température de l'eau et celle de l'animal qui doit être suffisamment important pour que l'animal soit détecté. Cependant, l'étude menée par Horton *et al.* (2017) visant à comparer les détections infrarouges des baleines à bosse de Sitka Sound (Alaska, eau à $\sim 8^{\circ}\text{C}$) et de Rarotonga (îles Cook, eau à $\sim 24^{\circ}\text{C}$) a permis de montrer des anomalies thermiques similaires entre les lieux testés (Figure 6).

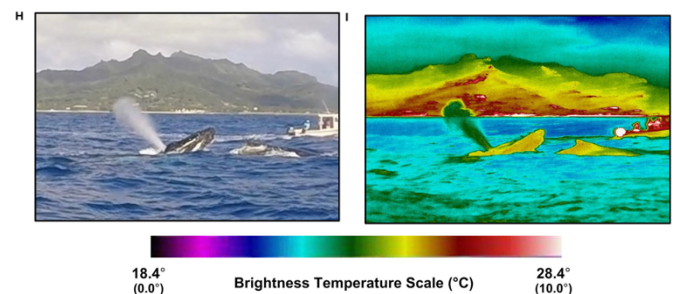


Figure 6 : Image d'un souffle, d'un rostre et d'une nageoire dorsale à ~ 40 m de distance dans les eaux tropicales (H: visible, I: infrarouge). (source : Horton *et al.*, 2017)

Pour finir, au regard des résultats des précédentes études, la méthode des observateurs embarqués pourrait être étendue aux autres ferrys et/ou cargos reliant les différentes îles polynésiennes afin d'atténuer le risque de collision avec les grands cétacés. Toutefois, les voyages inter-îles peuvent durer plusieurs jours, la ZEE polynésienne ayant une superficie d'environ $4'867'000 \text{ km}^2$ ⁶, le déploiement de MMOs sur les longs trajets est donc peu envisageable. Pour y pallier, le système REPCET utilisé dans le sanctuaire Pelagos (Méditerranée) pourrait être considéré en Polynésie française. Il s'agit d'un logiciel embarqué sur les navires de commerce qui fonctionne sur le même principe que les MMOs mais où le personnel de bord a la charge de renseigner les observations de grands cétacés. Cela permet de dresser une carte en temps quasi-réel des dernières observations ainsi que des zones à risques (Figure 7 ; Mayol, 2012). Cependant, certaines personnes pourraient exploiter ce système pour aller à la rencontre des baleines, risquant potentiellement de les déranger (Schoeman *et al.*, 2020).

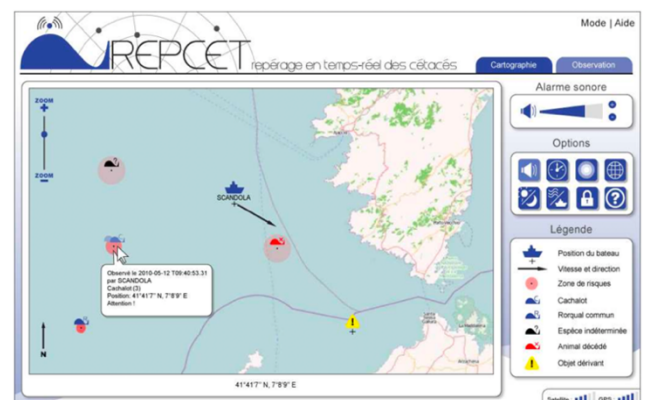


Figure 7 : Interface de la carte du logiciel REPCET. (source : Mayol, 2012)

⁶ Arrêté n°507 CM du 3 avril 2018 portant classement de la zone économique exclusive de la Polynésie française en aire marine gérée. Article 1.

III. Détection acoustique

1) Méthodologie

La deuxième méthode permettant de localiser les grands cétacés dans le but de les éviter consiste à détecter les vocalises qu'ils produisent. Cela peut se faire par détection passive via l'utilisation d'hydrophones remorqués, stationnaires ou dérivants sur une bouée (Barlow & Gisiner, 2006). Cependant le déploiement de bouées ancrées d'acoustique passive semble le plus communément utilisé pour prévenir les collisions.

Le ou les hydrophones reliés à la bouée vont enregistrer en continu les sons sur une bande passante prédéfinie selon l'espèce et le type de vocalise ciblé. Cette bande va être traitée à l'aide d'un logiciel (ex : PAMGuard) présent sur la même bouée ou sur une autre reliée à la première, afin de détecter et identifier l'animal en comparant l'enregistrement à une base de données comprenant des vocalises (Van Parijs *et al.*, 2009). Les données sont ensuite rendues disponibles sur internet et transférées à un analyste situé à terre via le système VHF, satellitaire ou par une application mobile (Van Parijs *et al.*, 2009 ; Baumgartner *et al.*, 2019). L'analyste a pour rôle d'infirmer ou confirmer l'identification faite par le logiciel. Dans le cas où il confirme l'identité du grand cétacé, l'information est diffusée à différents receveurs (ex : garde-côtes, managers, scientifiques) via message, email, application ou par un site internet (Baumgartner *et al.*, 2019). En parallèle, la position de l'animal est transmise. Dans le cas d'une unique bouée déployée, elle est reconstruite en utilisant la direction des vocalises émises par le cétacé et le reflet de celles-ci à la surface de l'eau (Figure 8, gauche). La position de l'animal peut également être obtenue par la réception des vocalises par deux unités de détection (Figure 8, droite) (Sanguinetti *et al.*, 2021).

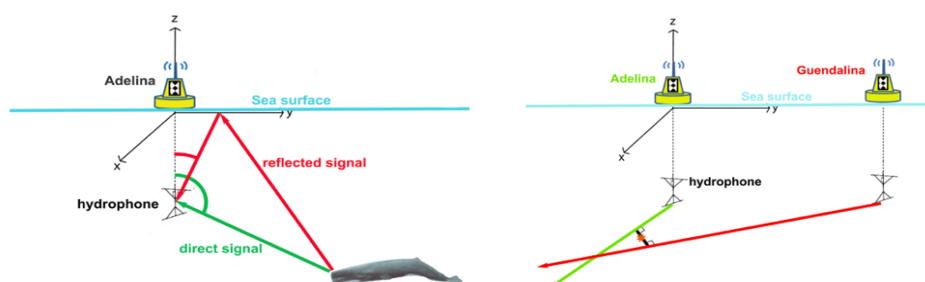


Figure 8 : Principe de détection utilisant une seule unité (gauche) et deux unités (droite). (source : Sanguinetti *et al.*, 2021)

2) Mise en place de la solution

Sanguinetti *et al.* (2021) ont déployé le projet WhaleSafe visant à identifier et prévenir les risques qui menacent le cachalot (*Physeter macrocephalus*) de Méditerranée, et notamment le risque de collision. Le cachalot émettant des clics d'écholocation réguliers jusqu'à ne plus avoir d'oxygène et remontant presque à la verticale, le système de WhaleSafe est capable de détecter les clics et de prédire le lieu de remontée de l'animal avec une avance de 10 à 15 minutes. Ainsi, lorsqu'une des bouées d'acoustique passive détecte et identifie un cachalot sur le point de remonter, il envoie la position prédite aux gardes côtes qui sont tenus d'informer les navires présents dans la zone par radio (VHF).

Ainsi, on comprend que les bouées d'acoustique passive, à l'inverse des MMOs, permettent de détecter des animaux immergés, hors de portée visuelle, de nuit et lors de mauvaises conditions météorologiques (Barlow & Gisiner, 2006 ; Van Parijs *et al.*, 2009). Cependant, elle nécessite de connaître les vocalises ou un type de vocalise de l'espèce ciblée et ne permet donc pas de détecter les individus silencieux (Van Parijs *et al.*, 2009 ; Verfuss *et al.*, 2018).

Finalement cette méthode de détection est soumise aux interférences acoustiques présentes. Par exemple, l'acoustique passive est efficacement utilisée pour augmenter la détection des baleines franches (*Eubalaena glacialis*) en Floride et en Géorgie (zone de reproduction et de mise bas) et diminuer le risque de collision. La bouée programmée pour détecter les « upcalls », soit la vocalise la plus commune des baleines franches, a permis de déterminer et rapporter la présence des animaux dans 87% à 100% des cas. Néanmoins, les facteurs environnants peuvent influencer cette détection. De ce fait, un bateau passant près de la bouée augmente, en moyenne, le bruit ambiant (à 150 Hz) de $34,2 \text{ dB re } \mu\text{Pa}^2 \text{ Hz}^{-1} (\pm 9.2)$. La variation du niveau sonore peut également être causée par le passage d'un avion, le vent, les vagues, ou d'autres espèces (ex : poisson grand tambour, *Pogonias cromis*, dans le cas présent) (Soldevilla *et al.*, 2012).

3) Possibilité de déploiement local

Actuellement, la méthode d'atténuation du risque de collision via les bouées d'acoustique passive n'est pas utilisée en Polynésie française. Cependant elle pourrait être déployée pour détecter les baleines à bosses venant dans ces eaux pour mettre bas et se reproduire (Rosenbaum *et al.*, 2014). Durant cette saison, les mâles sont connus pour leurs chansons stéréotypées et séquencées en syllabes, motifs, phrases et thèmes (Figure 9) se répétant pendant des heures et pouvant s'entendre jusqu'à 32 km (Winn & Winn, 1978 ; Kowarski *et al.*, 2021).

Cependant, exploiter les chants des mâles ne permettrait de détecter que ces derniers. De plus, il s'agit souvent d'individus seuls (Winn & Winn, 1978). C'est pourquoi, Stimpert *et al.* (2011) proposent d'utiliser les sons non-chantés comme les « wops » et les « grunts » (Figure 10) qui sont également stéréotypés, suffisamment distincts des autres vocalises et utilisés par tous les âges et les sexes (Recalde-Salas *et al.*, 2020). Le « wop » dure en moyenne 1,08 seconde ($\pm 0,30$) et commence à 144 Hz (± 173) pour finir à 123 Hz (± 121) avec un pic à 229 Hz (± 103). A l'inverse, le « grunt » dure moins longtemps ($0,27 \pm 0,14$ secondes) et a une fréquence plus haute avec un pic à 548 Hz (± 450) et commençant à 277 Hz (± 392) pour finir à 249 Hz (± 335) (Stimpert *et al.*, 2011).

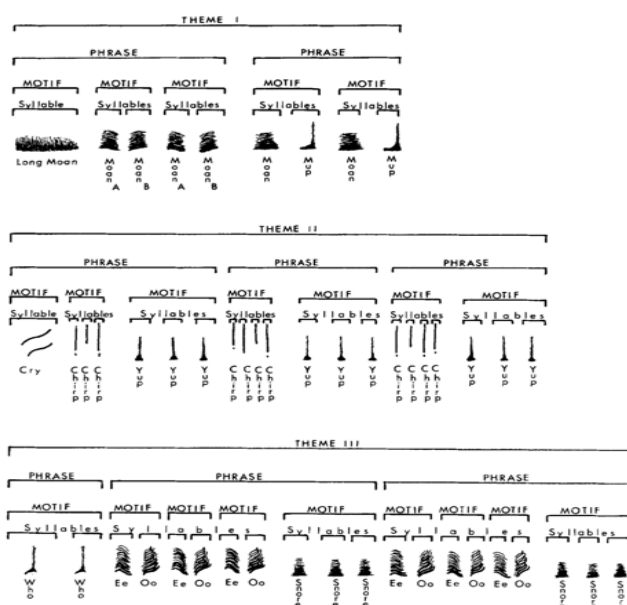


Figure 9 : Schéma d'étiquetage de chanson de baleine à bosse dans des thèmes, des phrases similaires (répétition d'un même son), des motifs dissimilaires (2 sons différents répétés) et des syllabes. (source : Winn & Winn, 1978)

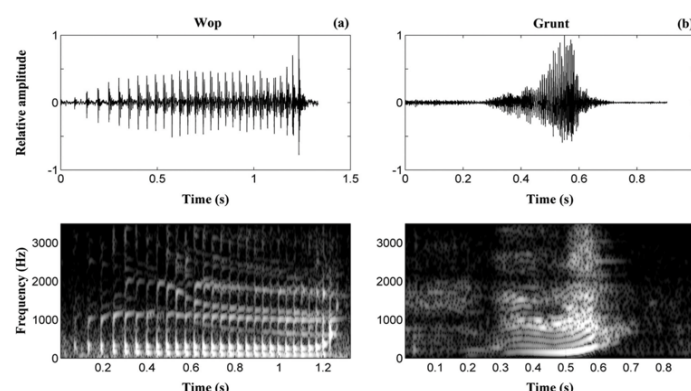


Figure 10 : Exemple de forme d'onde et de spectrogramme de "wop" (a) produit singulièrement et de "grunt" (b) produit dans une séquence contenant plusieurs "grunts" similaires. (source : Stimpert *et al.*, 2011)

Pour illustrer la pertinence de l'utilisation de bouées d'acoustique passive avec les baleines, Baumgartner *et al.* (2019) ont surveillé plusieurs espèces de mysticètes (baleine franche de l'Atlantique Nord *Eubalaena glacialis*, baleine à bosse *Megaptera novaeangliae*, rorqual boréal *Balaenoptera borealis* et rorqual commun *Balaenoptera physalus*) tout en effectuant des observations visuelles. Leur système d'acoustique passive à une bouée était, entre autres, constitué d'un instrument DMON (Digital Acoustic Monitoring) qui détectait les basses fréquences avant de les envoyer au LFDCS (Low-Frequency Detection and Classification System) en charge de comparer l'enregistrement à une base de données afin d'identifier l'espèce. Ces informations étaient ensuite envoyées à terre. Ce système a montré sa performance avec aucune fausse détection pour les 4 espèces étudiées. Cependant, le taux de détection raté pour les baleines à bosses a été estimé à 61,2% sur 15 minutes et à 37,1% sur la journée. La raison de la différence entre l'observation de baleines à bosses et l'incapacité du système à les détecter alors qu'elles sont présentes serait dû à la faible amplitude des vocalises sur la bande d'enregistrement et aux bruits d'interférence (ex : bateau, vocalises d'autres baleines).

Pour finir, l'hypothèse de cibler les vocalises d'une seule espèce dans le but d'augmenter la performance de détection et d'identification pourrait être émise. Cependant, la mise en place d'une telle méthode de détection peut être onéreuse (Verfuss *et al.*, 2018). C'est pourquoi il pourrait être envisageable de la concentrer sur la bande des 2 km autour des îles et sur les axes maritimes principaux.

IV. Détection satellitaire

1) Méthodologie

La troisième méthode consiste à taguer des animaux pour suivre leurs déplacements dans le but d'identifier les habitats préférentiels de l'espèce ciblée. La télémétrie par satellite permet la mise en place de solutions ciblées dans le temps et l'espace (Panigada *et al.*, 2017).

Pour se faire, une balise est accrochée sur le dos ou sous la dorsale dans une épaisse couche de graisse afin de minimiser les risques de blessures (Guzman *et al.*, 2013 ; Panigada *et al.*, 2017). Cette balise va ensuite envoyer des informations à terre via un satellite avant que la position de l'animal ne soit calculée. La durée de transmission du tag varie d'une dizaine à une quarantaine de jours, notamment selon le comportement du cétacé (Mate *et al.*, 1997 ; Aschettino *et al.*, 2020). Il peut par exemple arriver que la balise se détache à la suite d'un saut acrobatique (Guzman *et al.*, 2013).

Grâce aux données récoltées par les balises et aux différents paramètres environnementaux collectés sur une plateforme, des modèles prédictifs de distribution spécifique peuvent être établis selon les variations de ces paramètres (Hazen *et al.*, 2017 ; Abrahms *et al.*, 2019). En combinant ces modèles expliquant où, quand et pourquoi les cétacés se trouvent dans une zone précise, avec l'intensité du trafic maritime obtenable via l'AIS, des mesures de conservation ciblées peuvent être mises en place (ex : limitation de vitesse ou dispositif de séparation du trafic saisonniers) (Guzman *et al.*, 2013 ; Panigada *et al.*, 2017).

2) Mise en place de la solution

Pour illustrer l'utilisation de balises dans un but d'atténuation du risque de collision avec les grands cétacés, 104 baleines bleues (*Balaenoptera musculus*) du Nord-Est du Pacifique ont été taguées de 1994 à 2008, les collisions étant considérées comme un facteur important empêchant le rétablissement de la population (Hazen *et al.*, 2017 ; Abrahms *et al.*, 2019). Plusieurs modèles prédictifs ont ensuite pu être testés selon différentes variables supposées influencer le choix et l'utilisation de l'habitat (ex : température de l'eau de surface,

concentration en chlorophylle a, bathymétrie, aspérité du fond...) et obtenues sur le site du NOAA CoastWatch. Ces prédictions se font sur des cellules de 25x25 km² car étant définies comme le seuil inférieur de grossières variations des variables environnementales (Hazen *et al.*, 2017). A cela s'ajoutent les abondances qui sont estimées selon les données télémétriques et les études précédentes (Hazen *et al.*, 2017 ; Abrahms *et al.*, 2019).

Ainsi, pour une prédiction performante il est conseillé d'utiliser des modèles GAMM (Generalized Additive Mixed Models) car plus précis qu'un modèle unique, couplé à un BRT (Boosted Regression Tree) et de type différent selon les saisons (un type hiver/printemps et un type été/automne), soit une combinaison différente de paramètres environnementaux. A titre d'exemple, la meilleure combinaison de variables environnementales utilisée pour un type de GAMM (la combinaison étant : température de l'eau de surface, hauteur de la surface de la mer, bathymétrie et son écart-type, profondeur des isothermes et énergie cinétique de tourbillon) et couplé à un BRT, a une moyenne saisonnière d'AUC de 0,949. L'AUC, variant de 0 à 1, permet d'évaluer un modèle prédictif en distinguant les vrais positifs des faux positifs. Ainsi, un AUC supérieur à 0,5 correspond à une meilleure discrimination que le hasard (Abrahms *et al.*, 2019).

Afin de rendre ces prédictions disponibles, le projet WhaleWatch de Hazen *et al.* (2017) met en place, sur le site internet de la NOAA, une actualisation automatique du modèle selon les variations mensuelles des variables environnementales, la collecte de celles-ci étant elle aussi automatisée (Figure 11).

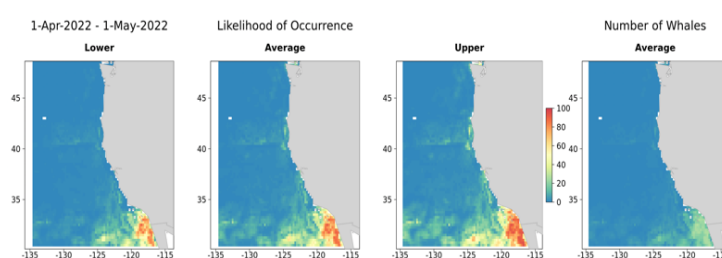


Figure 11 : Capture d'écran du modèle prédictif de la présence et l'abondance des baleines bleues le long de la côte californienne du 1 avril au 1 mai 2022. (source : <https://www.fisheries.noaa.gov/west-coast/marine-mammal-protection/whalewatch> selon Hazen *et al.*, 2017)

3) Possibilité de déploiement local

La technique de télémétrie par satellite puis de modèle prédictif est utilisable sur les espèces migratrices, comme c'est le cas des baleines à bosse polynésiennes (Rosenbaum *et al.*, 2014 ; Abrahms *et al.*, 2019). Recommandée sur des zones étendues (Di-Méglio *et al.*, 2010), elle pourrait être testée sur les grands axes du trafic maritime de Polynésie française (Figure 12). Cela permettrait, tout comme les bouées d'acoustique passive, d'obtenir des zones d'abondance dans des lieux où la surveillance visuelle est difficile (ex : à cause du temps de trajet, des conditions météorologiques).

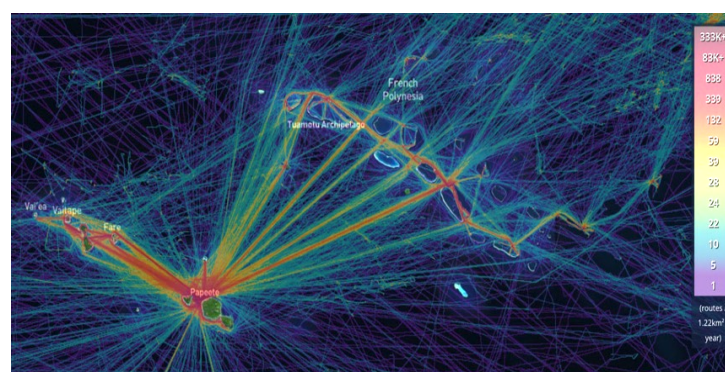


Figure 12 : Carte du trafic maritime en 2021 en Polynésie française. (source : <https://www.marinetraffic.com/en/ais/home/centerx:-149.1/centery:-16.7/zoom:7>)

V. Conclusion

Cette étude bibliographique a montré trois méthodes de détection des grands cétacés non exhaustives vis-à-vis des autres méthodes (ex : photo identification, survol aérien, acoustique active...) et pouvant être déployées à différentes échelles. La détection visuelle va permettre la détection à petite échelle car dépendante de l'œil humain et des outils dont il dispose (ex : jumelles, caméras infrarouges). Si l'utilisation des caméras infrarouges est envisagée, elle

pourrait être automatisée pour détecter les animaux de nuit et en l'absence de MMOs. Toutefois, celles-ci voient également leur performance de détection diminuer avec la dégradation des conditions météorologiques (Yonehara *et al.*, 2012). A l'inverse, la détection acoustique par l'utilisation de bouées d'acoustique passive a l'avantage de ne pas être soumise aux contraintes liées à la détection visuelle. Elles pourraient donc être considérées comme une alternative ou complémentaire à celle-ci (Verfuss *et al.*, 2018). Les bouées d'acoustique passive sont souvent déployées sur des routes maritimes, comme c'est le cas à Cape Cod (Massachusetts, USA) où les baleines franches de l'Atlantique Nord sont détectées visuellement via des transects aériens et acoustiquement (Clark *et al.*, 2010). Finalement, la détection des grands cétacés à une échelle plus importante se fait par détection satellitaire et création de modèles prédictifs. Cela permet de prédire et expliquer les déplacements de l'espèce cible en fonction des variations des paramètres environnementaux (Hazen *et al.*, 2017 ; Panigada *et al.*, 2017).

Ces différentes méthodes de détection vont permettre la mise en place de mesures de protection des grands cétacés. Le choix de la détection visuelle et acoustique, se fait à petite échelle car le bateau va se dérouter et/ou réduire sa vitesse, si l'environnement et la sécurité le lui permettent (Gende *et al.*, 2019 ; Bichet *et al.*, 2021). La détection acoustique, tout comme la détection satellitaire, permettent de dresser des zones de présence (Clark *et al.*, 2010 ; Hazen *et al.*, 2017). Grâce à cela, des mesures saisonnières peuvent être prises sur les grands axes maritimes comme par exemple la mise en place de dispositifs de séparation du trafic (TSS) ou une limitation de vitesse. Pour illustrer, la mise en place d'un TSS dans le Golfe du Panama réduirait la superficie de la route maritime de 11'669 km² (soit de 92,9%) et le risque de collision avec les baleines à bosse de 94,8% (Guzman *et al.*, 2013). Et la réduction de la vitesse à 10 nœuds le long de la côte Est des Etats-Unis pour les bateaux de plus de 20 mètres a permis de réduire le risque de mort par collision de 80-90% chez les baleines franches de l'Atlantique Nord (Conn & Silber, 2013).

La Polynésie française étant un vaste territoire, l'utilisation de plusieurs méthodes pour augmenter les performances de détection générale est d'autant plus important (Verfuss *et al.*, 2018). Un modèle de prédiction pour les baleines à bosses serait intéressant car il permettrait de cibler les zones d'effort de détection afin d'augmenter sa précision. Les MMOs pourraient ensuite être déployés sur davantage de lignes courtes (ex : îles Sous-Le-Vent) en parallèle d'un système comme REPCET qui pourrait être généralisé à tous les bateaux polynésiens. Pour les longs trajets pouvant durer plus d'une dizaine d'heures, des bouées d'acoustique passive pourraient être placées le long des routes maritimes tandis que des modèles prédictifs pourraient être utilisés autour des îles plus éloignées (ex : îles Marquises) car ne nécessitant ni vérification ni entretien sur site. Des mesures saisonnières d'atténuation du risque de collision pourraient ensuite être mises en place de manière ciblée. Par exemple, une diminution de la vitesse à 10 nœuds pour les ferrys entrant et sortant des ports de Papeete (Tahiti) et Vaiare (Moorea) pourrait être envisagée, les baleineaux ayant davantage été observés dans ces zones (Esposito *et al.*, 2020).

En conclusion, le risque de collision est un facteur de mortalité important chez les grands cétacés. Les détecter est donc primordial pour mettre en place des stratégies de conservation ciblées dans le temps et l'espace. Toutefois, afin de réduire efficacement ce risque, les entités évoluant dans les eaux polynésiennes (ex : compagnies de transport, pêcheurs, prestataires de WhaleWatching et associations environnementales) doivent être sensibilisées au risque afin de coopérer et joindre leurs efforts car la saison des baleines représente un attrait touristique très important pour les îles. Enfin, le risque de collision étant étudié avec plus d'attention depuis quelques années, d'anciennes technologies s'implantent dans la détection des grands cétacés et de nouvelles se développent dans le but d'automatiser les processus tout en les optimisant.

Bibliographie

- Abrahms, B., Welch, H., Brodie, S., Jacox, M.G., Becker, E.A., Bograd, S.J., Irvine, L.M., Palacios, D.M., Mate, B.R. & Hazen, E.L. (2019). Dynamic ensemble models to predict distributions and anthropogenic risk exposure for highly mobile species. *Diversity and Distributions* **25**(8): 1182-1193.
- Aschettino, J.M., Engelhaupt, D.T., Engelhaupt, A.G., DiMatteo, A., Pusser, T., Richlen, M.F., & Bell, J. T. (2020). Satellite telemetry reveals spatial overlap between vessel high-traffic areas and humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) near the mouth of the Chesapeake Bay. *Frontiers in Marine Science* **7**: 121-132.
- Barlow, J. & Gisiner, R. (2006). Mitigating, monitoring and assessing the effects of anthropogenic sound on beaked whales. *Journal of Cetacean Research and Management* **7**(3): 239-249.
- Baumgartner, M.F., Bonnell, J., Van Parijs, S.M., Corkeron, P.J., Hotchkin, C., Ball, K., Pelletier, L-P., Partan, J., Peters, D., Kemp, J., Pietro, J., Newhall, C., Stokes, A., Cole, T.V.N., Quintana, E. & Kraus, S.D. (2019). Persistent near real-time passive acoustic monitoring for baleen whales from a moored buoy: System description and evaluation. *Methods in Ecology and Evolution* **10**(9): 1476-1489.
- Bichet, O., Esposito, C. & Meola, B. (2021). Rapport scientifique du projet Vigie Sanctuaire – 3^{ème} édition et bilan des années 2018-2020 “Honorons ces grands migrants et limitons le risque de collisions”. *Association Oceania, Étude des cétacés de Polynésie française*. 47 PP.
- Carrillo, M. & Ritter, F. (2010). Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *Journal of cetacean research and management* **11**(2): 131-138.
- Caswell, H., Fujiwara, M. & Brault, S. (1999). Declining survival probability threatens the North Atlantic right whale. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **96**(6): 3308-3313.
- Childerhouse, S., Jackson, J., Baker, C.S., Gales, N., Clapham, P.J. & Brownell Jr., R.L. (2008). *Megaptera novaeangliae* (Oceania subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2008.
- Clark, C.W., Brown, M.W., & Corkeron, P. (2010). Visual and acoustic surveys for North Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, in Cape Cod Bay, Massachusetts, 2001–2005: Management implications. *Marine mammal science* **26**(4): 837-854.
- Conn, P., & Silber, G. (2013). Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. *Ecosphere* **4**(4): 1-16.
- Constantine, R., Johnson, M., Riekkola, L., Jervis, S., Kozmian-Ledward, L., Dennis, T., Torres, L.G. & de Soto, N.A. (2015). Mitigation of vessel-strike mortality of endangered Bryde’s whales in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Biological Conservation* **186**: 149-157.
- David, L., Alleaume, S. & Guinet, C. (2011). Evaluation of the potential of collision between fin whales and maritime traffic in the north-western Mediterranean Sea in summer, and mitigation solutions. *Journal of Marine Animals and Their Ecology* **4**(1).

Esposito, C., Bichet O. & Meola, B. (2020). Rapport scientifique du projet Vigie Sanctuaire – 2^{ème} édition. “Honorons ces grands migrants et limitons le risque de collisions”. *Association Oceania, Étude des cétacés de Polynésie française*. 49 PP.

Esposito, C. (2022). Rapport annuel 2021. *Association Oceania, Étude des cétacés de Polynésie française*. 31 PP.

Félix, F. & Botero-Acosta, N. (2011). Distribution and behaviour of humpback whale mother–calf pairs during the breeding season off Ecuador. *Marine Ecology Progress Series* **426**: 277-287.

Flynn, K.R. & Calambokidis, J. (2019). Lessons from placing an observer on commercial cargo ships off the US West coast: utility as an observation platform and insight into ship strike vulnerability. *Frontiers in Marine Science* **6**: 501-507.

Gannier, A. (2004). The large-scale distribution of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) wintering in French Polynesia during 1997-2002. *Aquatic Mammals* **30**(2): 227-236.

Gende, S.M., Vose, L., Baken, J., Gabriele, C.M., Preston, R. & Hendrix, A.N. (2019). Active whale avoidance by large ships: components and constraints of a complementary approach to reducing ship strike risk. *Frontiers in Marine Science* **6**: 592-611.

Guzman, H.M., Gomez, C.G., Guevara, C.A., & Kleivane, L. (2013). Potential vessel collisions with Southern Hemisphere humpback whales wintering off Pacific Panama. *Marine Mammal Science* **29**(4): 629-642.

Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F. & Kappel, C.V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation biology* **21**(5): 1301-1315.

Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers D.L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan G.P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C.G.M., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* **164**:107–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.010>

Helweg, D.A. & Herman, L.M. (1994). Diurnal patterns of behaviour and group membership of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) wintering in Hawaiian waters. *Ethology* **98**(3-4): 298-311.

Hazen, E.L., Palacios, D.M., Forney, K.A., Howell, E.A., Becker, E., Hoover, A.L., Irvine, L., DeAngelis, M., Bograd, S.J., Mate, B.R., & Bailey, H. (2017). WhaleWatch: a dynamic management tool for predicting blue whale density in the California Current. *Journal of Applied Ecology* **54**(5): 1415-1428.

Horton, T.W., Oline, A., Hauser, N., Khan, T.M., Laute, A., Stoller, A., Tison, K. & Zawar-Reza, P. (2017). Thermal imaging and biometrical thermography of humpback whales. *Frontiers in Marine Science* **4**: 424-435.

Jensen, A.S. & Silber, G.K. (2003). Large Whale Ship Strike Database. U.S. Department of Commerce. *NOAA Technical Memorandum - NMFS-OPR*. 37 PP.

Kowarski, K., Cerchio, S., Whitehead, H. & Moors-Murphy, H. (2021). Where, when, and why do western North Atlantic humpback whales begin to sing? *Bioacoustics*: 1-20.

Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. & Podesta, M. (2001). Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science* **17**(1): 35-75.

Mate, B.R., Nieukirk, S.L., & Kraus, S.D. (1997). Satellite-monitored movements of the northern right whale. *The Journal of wildlife management* **61**(4): 1393-1405.

Mayol, P. (2012). REPCET Realtime Plotting of Cetaceans: Presentation of the System. Souffleurs d'Ecume, La Celle, 8PP.

Morete, M.E., Bisi, T.L. & Rosso, S. (2007). Temporal pattern of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) group structure around Abrolhos Archipelago breeding region, Bahia, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **87**(1): 87-92.

Panigada, S., Donovan, G.P., Druon, J.N., Lauriano, G., Pierantonio, N., Pirota, E., Zanardelli, M., Zerbini, A.N. & di Sciara, G.N. (2017). Satellite tagging of Mediterranean fin whales: working towards the identification of critical habitats and the focussing of mitigation measures. *Scientific reports* **7**(1): 1-12.

Peltier, H., Beauvils, A., Cesarini, C., Dabin, W., Dars, C., Demaret, F., Doremus, G., Labach, H., Van Canneyt, O. & Spitz, J. (2019). Monitoring of marine mammal strandings along French coasts reveals the importance of ship strikes on large cetaceans: a challenge for the European Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science* **6**: 486-492.

Recalde-Salas, A., Erbe, C., Salgado Kent, C., & Parsons, M. (2020). Non-song vocalizations of humpback whales in western Australia. *Frontiers in Marine Science* **7**: 141-153.

Ritter, F. (2010). A quantification of ferry traffic in the Canary Islands (Spain) and its significance for collisions with cetaceans. *Journal of Cetacean Research and Management* **11**(2): 139-146.

Rosenbaum, H.C., Maxwell, S.M., Kershaw, F. & Mate, B. (2014). Long-range movement of humpback whales and their overlap with anthropogenic activity in the South Atlantic Ocean. *Conservation Biology* **28**(2): 604-615.

Sanguineti, M., Alessi, J., Brunoldi, M., Cannarile, G., Cavalleri, O., Cerruti, R., Falzoi, N., Gaberscek, F., Gili, C., Gnone, G., Grosso, D., Guidi, C., Mandich, A., Melchiorre, C., Pesce, A., Petrillo, M., Taiuti, M.G., Valettini, B. & Viano, G. (2021). An automated passive acoustic monitoring system for real time sperm whale (*Physeter macrocephalus*) threat prevention in the Mediterranean Sea. *Applied Acoustics* **172**: 107650-107658.

Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Van Canneyt, O. & Vázquez, J.A. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* **164**: 107-122.

Schoeman, R.P., Patterson-Abrolat, C. & Plön, S. (2020). A global review of vessel collisions with marine animals. *Frontiers in Marine Science* **7**: 292-317.

Smultea, M.A. (1994). Segregation by humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) cows with a calf in coastal habitat near the island of Hawaii. *Canadian journal of zoology* **72**(5): 805-811.

Soldevilla, M., Garrison, L. & Clark, C. (2012). Passive acoustic monitoring on the North Atlantic right whale calving grounds. *The Journal of the Acoustical Society of America* **132**(3): 2009-2035.

Stimpert, A.K., Au, W.W.L., Parks, S.E., Hurst, T. & Wiley, D.N. (2011). Common humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) sound types for passive acoustic monitoring. *The Journal of the Acoustical Society of America* **129**(1): 476-482.

Vanderlaan, A.S. & Taggart, C.T. (2007). Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine mammal science* **23**(1): 144-156.

Van Parijs, S.M., Clark, C.W., Sousa-Lima, R.S., Parks, S.E., Rankin, S., Risch, D. & Van Opzeeland, I.C. (2009). Management and research applications of real-time and archival passive acoustic sensors over varying temporal and spatial scales. *Marine Ecology Progress Series* **395**: 21-36.

Van Waerebeek, K.O., Baker, A.N., Félix, F., Gedamke, J., Iñiguez, M., Sanino, G.P., Secchi, E., Sutaria, D., Van Helden, A. & Wang, Y. (2007). Vessel collisions with small cetaceans worldwide and with large whales in the Southern Hemisphere, an initial assessment. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* **6**(1): 43-69.

Verfuss, U.K., Gillespie, D., Gordon, J., Marques, T.A., Miller, B., Plunkett, R., Theriault, J.A., Tollit, D.J., Zitterbart, D.P., Hubert, P. & Thomas, L. (2018). Comparing methods suitable for monitoring marine mammals in low visibility conditions during seismic surveys. *Marine Pollution Bulletin* **126**: 1-18.

Weinrich, M. & Pekarcik, C. (2010). The effectiveness of dedicated observers in reducing risks of marine mammal collisions with ferries: A test of the technique. *Marine mammal science* **26**(2): 460-468.

Williams, S.H., Gende, S.M., Lukacs, P.M. & Webb, K. (2016). Factors affecting whale detection from large ships in Alaska with implications for whale avoidance. *Endangered Species Research* **30**: 209-223.

Winn, H.E. & Winn, L.K. (1978). The song of the humpback whale *Megaptera novaeangliae* in the West Indies. *Marine Biology* **47**(2): 97-114.

Yonehara, Y., Kagami, L., Yamada, H., Kato, H., Terada, M. & Okada, S. (2012). Feasibility on Infrared Detection of Cetaceans for Avoiding Collision with Hydrofoil. *TransNav: International Journal on Marine Navigation and Safety of Sea Transportation* **6**(1).

Arrêtés et recommandations

Arrêté n° 622 CM (13 mai 2002). Portant création d'un sanctuaire des baleines et autres mammifères marins dans les eaux intérieures, la mer territoriale ainsi que dans la zone économique exclusive de la Polynésie française. *Journal Officiel de la Polynésie française*. No. 21, p. 1208. ENV0200651AC

Arrêté n°507 CM (3 avril 2018). Portant classement de la zone économique exclusive de la Polynésie française en aire marine gérée. *Journal Officiel de la Polynésie française*. No. 29, p. 6352. ENV1800218AC

Arrêté n°4247 MCE (6 avril 2020). Portant approbation du plan de gestion de l'aire marine gérée Tainui Atea. Annexe. *Journal Officiel de la Polynésie française*. p.5566

FAPE Te Ora Naho 2021 (Décembre 2021). Recommandations de la FAPE Te Ora Naho pour la mise en œuvre du plan de gestion de l'aire marine gérée de Polynésie française. 16 PP.

Liste des abréviations

AIS : Automatic Identification System

AMG : Aire Marine Gérée

BRT : Boosted Regression Tree

DMON : Digital Acoustic Monitoring

FAPE : Fédération des Associations de Protection de l'Environnement – Te Ora Naho

GAMM : Generalized Additive Mixed Models

IUCN : International Union for Conservation of Nature

LFDCS : Low-frequency detection and classification system

MMO : Marine Mammal Observer

NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration

REPCET : Real time Plotting of Cetaceans

TSS : Traffic Separation Scheme

VHF : Very High Frequency

ZEE : Zone Économique Exclusive