

Mémoire

Auteur : Troniseck, Marie

Promoteur(s) : Parmentier, Eric; 24618

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en océanographie, à finalité approfondie

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/21039>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Influence de l'activité humaine sur le paysage sonore des récifs de la baie de La Paz, Basse Californie du Sud, Mexique.



Mémoire présenté par Marie Troniseck

En vue de l'obtention du grade de Master en océanographie, à finalité approfondie

Faculté des sciences

Année académique 2023-2024

Promoteurs : Pr. D. Olivier et Pr. E. Parmentier

Encadrants : Dr. X. Raick et Mr. F. Rabasco



« Conformément aux règles imposées à la rédaction, ce mémoire ne doit pas dépasser 50 pages, rédigées en Times 12 ou équivalent. »

Remerciements

Je remercie dans un premier temps le Pr. Parmentier, pour son accueil au sein du laboratoire de morphologie fonctionnelle et évolutive, sa confiance et son encadrement en tant que promoteur dans la réalisation de ce projet de mémoire.

Je tiens ensuite à remercier chaleureusement le Pr. Olivier pour m'avoir donné l'opportunité de réaliser mon travail de fin d'étude à La Paz en Basse Californie du Sud, Mexique, et pour son accueil au sein du laboratoire des systèmes récifaux de l'UABCS. Merci pour son implication tout au long de la réalisation du mémoire, sa pédagogie et ses nombreux conseils. Je lui suis également reconnaissante pour les possibilités d'avoir pu effectuer des missions de terrain, enrichissant mon expérience professionnelle et personnelle. Sa présence et son soutien nous ont permis, à Héloïse et moi, de se sentir entourées et en sécurité dans un pays inconnu et loin de nos proches.

Mes remerciements vont aussi à Xavier Raick pour m'avoir encadrée et guidée durant la totalité du projet et pour ses précieux conseils et son expertise qui ont été d'une grande aide dans la réalisation de l'étude.

Merci également à Florian Rabasco pour son aide sur différentes parties de ce mémoire et comme binôme de plongée durant les missions de terrains et pour ses nombreux conseils en gastronomie mexicaine.

Je tiens par ailleurs à remercier la bourse Erasmus pour l'aide financière quant à la réalisation de ce mémoire à l'international.

Je souhaite exprimer ma gratitude envers mes ami.e.s pour avoir été présent.e.s à distance pendant ces 6 mois et pour m'avoir encouragée dans l'accomplissement de ce mémoire. Je remercie les camarades de la salle des mémorants de l'ULiège de m'avoir accueillie durant cette dernière ligne droite et spécialement les filles du « Belgica » pour ces deux années remplies de merveilleux moments et de fous rires. Je remercie particulièrement Héloïse, avec qui j'ai vécu cette aventure de la meilleure des manières. Les nombreuses expériences réalisées ensemble resteront gravées dans mon esprit. Merci d'avoir été mon binôme de plongée durant ces six mois et pour ces magnifiques photos de nudibranches.

Enfin, je suis profondément reconnaissante envers mes parents qui m'ont permis de poursuivre mes études dans le domaine de mon choix. Je les remercie infiniment pour leur implication dans les divers projets que j'accomplis, présents comme futurs. C'est grâce à leur soutien inconditionnel et à leurs encouragements que j'en suis arrivée là aujourd'hui et que j'ai la possibilité de faire de ma passion mon futur métier.

Résumé

Depuis la période industrielle, le trafic maritime et la population humaine le long des côtes n'a cessé d'augmenter, causant divers dommages. La pollution sonore qui résulte des activités anthropiques a depuis longtemps été considérée comme un facteur de stress pour la vie marine.

Lors de cette étude, nous avons donc essayé de comprendre comment cette pollution acoustique pouvait impacter le paysage sonore et la biodiversité de poissons de trois sites dans la Baie de La Paz, au Mexique. Sur base d'enregistrements sonores, le niveau de pression acoustique (« Sound Pressure Level », SPLrms) du paysage sonore des trois sites a été calculé et les activités anthropiques qui s'y déroulaient ont été caractérisées. De plus, l'activité acoustique des poissons a été analysée lors de l'écoute des enregistrements sonores en identifiant et en comptant les différents types de sons de poissons entendus. En parallèle, des monitorings visuels de poissons ont été réalisés pour les trois sites grâce auxquels deux indices écologiques, la richesse spécifique et la densité de poissons, ont été évalués.

Les premiers résultats ont permis de confirmer la contribution des activités anthropiques aux changements du paysage sonore. En effet, le site dont le SPLrms était le plus bruyant est celui caractérisé par une activité anthropique fréquente, en particulier par les passages de bateaux. La comparaison de la quantité de sons produits par les poissons a démontré une diminution de celle-ci lorsque le site est fréquemment exposé aux activités anthropiques. La différence d'abondance de sons de poissons entre les sites est principalement due à un type de son dominant aux trois sites. Il s'agit des Fast Pulse Train (FPT), un son caractéristique des *Stegastes rectifraenum*, une espèce de Pomacentridae, dont l'abondance est trois fois plus faible au site pollué qu'aux deux autres sites. La comparaison des densités de *S. rectifraenum* entre les sites a permis de démontrer que cette différence de FPT n'était pas liée à la densité de l'espèce. La plus faible abondance de FPT au site le plus exposé à la pollution sonore serait due aux changements de comportements des *S. rectifraenum* causés par l'exposition aux bruits anthropiques. Lors d'exposition à des bruits de bateaux, des espèces de Pomacentridae ont montré des diminutions de certains comportements durant lesquels les individus produisent généralement des sons. Ainsi, une diminution de ceux-ci entraînerait une diminution de l'activité acoustique des individus. Des études approfondies sont néanmoins nécessaires pour évaluer les effets de la pollution sonore sur le comportement des *S. rectifraenum*, mais également d'autres espèces de poissons.

Abstract

Since the industrial era, maritime traffic and the human population along our coasts have steadily increased, causing a variety of damages. Noise pollution resulting from anthropogenic activities has long been considered a stress factor for marine life.

In this study, we set out to understand how noise pollution might affect the soundscape and fish biodiversity at three sites in La Paz Bay, Mexico. Based on sound recordings, the Sound Pressure Level (SPLrms) of the soundscape at the three sites was calculated, and the anthropogenic activities taking place were characterized. In addition, fish activity was analysed while listening to the sound recordings, by identifying and counting the several types of fish sounds heard. At the same time, visual fish monitoring was conducted at all three sites to assess two ecological indices, the species richness and the fish density.

Initial results confirmed the contribution of anthropogenic activities to changes in the soundscape. Indeed, the site with the loudest SPLrms was the one characterized by frequent anthropogenic activity, in particular boat passages. A comparison of the amount of sound produced by the fish showed a decrease when the site was frequently exposed to anthropogenic activities. The difference in the abundance of fish sounds between sites is mainly due to one type of sound dominating the three sites. This is the Fast Pulse Train (FPT), a sound characteristic of *Stegastes rectifraenum*, a species of Pomacentridae, whose abundance is three times lower at the polluted site than at the other two. Comparison of *S. rectifraenum* densities between sites showed that this difference in FPT was not related to species density. The lower FPT abundance at the site most exposed to noise pollution could be linked to changes in *S. rectifraenum* behaviour caused by exposure to anthropogenic noise. When exposed to boat noise, Pomacentridae species have shown decreases in certain behaviours for which individuals produce sounds. Thus, a reduction in these behaviours would lead to a decrease in the acoustic activity of the species. In-depth studies are nevertheless needed to assess the effects of noise pollution on the behaviour of *S. rectifraenum*, but also of other fish species.

Table des abréviations

ACP	Analyse en Composante Principale
AS	Arched sound (sons arqués)
CS	Complex Sound (sons complexes)
DS	Down sweep Sound
FM	Frequency Modulated (fréquence modulée)
FPT	Fast Pulse Train
PERMANOVA	Permutational multivariate analysis of variance (analyse multivariée des variances par permutation)
PS	Pulse Series
SPLrms	Sound Pressure Level (Moyenne quadratique du niveau de pression acoustique)
US	Up sweep Sound

Table des matières

Introduction	1
1. Le paysage sonore sous-marin	1
2. La physique acoustique	2
3. Le son chez les poissons.....	2
4. Le monitoring acoustique passif.....	3
5. Les effets de la pollution sonore	4
6. Les adaptations aux perturbations.....	5
7. Description de la zone d'étude	6
8. Objectifs	8
Matériels et méthodes.....	9
1. Description des sites	9
2. Collecte des données.....	10
a. Monitoring acoustique passif	10
b. Monitoring des communautés de poissons	10
3. Analyses des données	11
a. Caractérisation du paysage sonore	11
b. Caractérisation de l'activité acoustique des poissons.....	12
4. Analyses statistiques.....	15
a. Paysage sonore.....	16
b. Activité acoustique des poissons.....	16
c. Biodiversité de poissons	18
Résultats.....	20
1. Paysage sonore	20
a. Caractérisation de l'activité anthropique.....	20
b. Niveau de pression acoustique (SPLrms) du paysage sonore	20
2. Activité acoustique des poissons	23
a. Analyse des sons dominants.....	26
b. SPLrms des FPT.....	26
3. Biodiversité de poissons sur base des données visuelles	27
a. Densité de <i>Stegastes rectifraenum</i>	30
Discussion	31
1. Paysage sonore	31
2. Activité acoustique et composition de poissons	32
Conclusion.....	36
Bibliographie	37

Introduction

1. Le paysage sonore sous-marin

En 1987, Bernard L. Krause définit le paysage sonore comme étant un bio-spectre acoustique unique, fournissant des informations sur la dynamique des écosystèmes à un endroit et un moment donné (Krause, 1987). Il comprend les sons abiotiques et les sons biotiques. Les sons abiotiques constituent la géophonie, représentée par les sons des vagues, du vent, des bulles d'air, des précipitations et des turbulences tandis que la biophonie caractérise l'ensemble des sons émis par la faune (Wenz, 1962).

Avant l'ère industrielle, la contribution des sources sonores humaines était faible, et le paysage sonore sous-marin se composait uniquement des sons naturels abiotiques et biotiques (Duarte *et al.*, 2021). Depuis cette période, l'augmentation du trafic maritime et de la population humaine le long des côtes ont modifié, de manière croissante, le paysage sonore (Duarte *et al.*, 2021 ; Hildebrand, 2009 ; McCormick *et al.*, 2018 ; Slabbekoorn, 2019). Il a ainsi été estimé que le nombre de navires commerciaux a doublé entre les années 1965 et 2003, et que celui-ci aura triplé d'ici 2025 (Hawkins *et al.*, 2015). L'ensemble des sources sonores provenant d'activités humaines est dénommé anthropophonie et représente une composante majeure du paysage sonore sous-marin (Duarte *et al.*, 2021).

Il existe deux catégories de sons anthropiques : les sons impulsifs et les sons continus. Les sons impulsifs sont de courte durée, comme les sons provenant des études sismiques, des explosions entraînant des secousses sous-marines, ou encore des sonars militaires et civils (Duarte *et al.*, 2021 ; NRC, 1994 ; Popper & Hawkins, 2019). Tandis que les sons de longues durées, provenant par exemple des parcs éoliens et de la navigation (Duarte *et al.*, 2021 ; NMFS, 2018), sont davantage présents et susceptibles d'affecter des vastes zones géographiques (Popper & Hawkins, 2019 ; Slabbekoorn, 2019).

Les sons produits par les navires constituent une part importante de l'anthropophonie et se distinguent entre les bruits du trafic maritime et des navires (Duarte *et al.*, 2021 ; Wenz, 1962). Le bruit du trafic maritime se réfère à l'ensemble de l'activité acoustique due aux bateaux, celle-ci étant perceptible à grande échelle. Les bruits des navires sont quant à eux produits par un, ou plusieurs, bateaux se trouvant à proximité du point d'enregistrement (Hildebrand, 2009 ; Wenz,

1962). La majorité des navires émet des sons de basses fréquences pouvant se propager sur des centaines de kilomètres aux environs, contrairement aux sons de hautes fréquences qui subissent une atténuation plus rapide en s'éloignant du point d'émission (Hildebrand, 2009 ; Southall, 2005).

2. La physique acoustique

Le son est défini comme étant « une perturbation mécanique qui déplace les molécules dans n'importe quel milieu » (Speaks, 1992). Il peut être caractérisé par deux éléments ; le mouvement particulaire, une grandeur vectorielle qui décrit le mouvement des particules par l'onde sonore, et la pression acoustique, une grandeur scalaire qui traduit la pression exercée par les particules lors de déplacement (Webb *et al.*, 2008). La quantité d'énergie acoustique d'un son est mesurée par le niveau de pression acoustique (« Sound Pressure Level », SPL), couramment exprimé en décibel (dB) (Richardson *et al.*, 1995). Il s'agit d'une mesure logarithmique du rapport entre la pression sonore mesurée et une pression de référence (Pierce, 1989). Dans le milieu terrestre, la référence standard est de 20 μPa tandis qu'elle est de 1 μPa en milieu aquatique. Le SPL s'exprime donc en dB re 20 μPa en milieu terrestre, tandis qu'en milieu aquatique, il s'exprime en dB re 1 μPa (Richardson *et al.*, 1995).

La propagation d'une onde sonore varie en fonction du milieu. L'eau étant 1 000 fois plus dense que l'air, le son y circule jusqu'à cinq fois plus vite (Laplace, 1816). La vitesse du son varie également en fonction d'autres facteurs tels que la température, la salinité et la profondeur (Beranek, 1950). En effet, le son étant absorbé par l'eau de mer, la profondeur a un effet important sur l'intensité de celui-ci (Medwin & Clay, 1998). Dans les eaux peu profondes, la transmission des sons est également influencée par la rugosité de la surface dépendant du vent ainsi que par la topologie et la composition du substrat (Jensen & Kuperman, 1983).

3. Le son chez les poissons

Les poissons utilisent la communication acoustique pour diverses raisons et à différents stades de leur vie. Les deux principaux contextes sont les comportements de reproduction et les comportements agonistiques. Lors de la reproduction, les individus de certaines espèces produisent des sons fournissant premièrement des informations qui permettent leur identification spécifique, mais également des informations sur leur masse corporelle ou sur leur forme physique afin d'attirer des partenaires (Amorim, 2006 ; Casaretto *et al.*, 2015). Les sons

agonistiques sont eux principalement utilisés lors de contexte d'alarme ou de défense (Tavolga, 1971).

La capacité à générer un son a été identifiée chez de nombreuses espèces de poissons, de familles phylogénétiquement éloignées (Ladich & Bass, 1998). Il s'agirait donc d'une évolution qui a eu lieu indépendamment à plusieurs reprises (Rice *et al.*, 2022). Sur les 33 000 espèces de poissons répertoriées, 900 ont été effectivement enregistrées, mais ce nombre est connu pour être sous-estimé car différents mécanismes ont été décrits alors que les propriétaires n'ont pas (encore) été enregistrés (Looby *et al.*, 2022). Les téléostéens émettent des sons de basses fréquences, généralement inférieures à 2 kHz (Cato, 1978). Ils produisent des sons de diverses manières, y compris par stridulation (Burkenroad, 1931), c'est-à-dire le frottement de deux structures dures l'une contre l'autre, ainsi que grâce à des muscles spécialisés, nommés soniques, présents au niveau de la vessie natatoire (Tavolga, 1962).

Bien que de nombreuses espèces de téléostéens n'émettent pas de sons volontaires dans des contextes sociaux, toutes sont capables d'entendre des sons entre 100Hz et 2kHz (Jacobs & Tavolga, 1967), voire jusqu'à 4kHz pour certaines d'entre elles (Ladich & Fay, 2013). L'oreille interne des poissons est composée de trois canaux semi-circulaires et de trois organes otolithiques jouant un rôle dans la perception du son (Denton & Gray, 1979). Les otolithes étant plus denses que le corps du poisson, un mouvement relatif entre l'otolithe et la macula de l'oreille interne se crée lors du passage de l'onde sonore, mettant en mouvement les cellules ciliées sensorielles et transmettant ainsi le son (De Vries, 1950 ; Van Bergerijk, 1964). Cette voie d'audition, appelée voie directe (Au & Hastings, 2008), est l'un des nombreux mécanismes utilisés par les poissons pour percevoir le son. Selon la voie utilisée, les poissons sont sensibles soit au mouvement moléculaire (Chapman & Sand, 1974), soit à la pression acoustique (Webb *et al.*, 2008), soit aux deux (Myrberg & Spires, 1980).

4. Le monitoring acoustique passif

Le monitoring acoustique passif, introduit dans les années 70 (Fish & Mowbray, 1970), utilise les sons du paysage sonore afin d'obtenir des informations sur les écosystèmes et divers organismes. Il permet entre autres de monitorer la biodiversité marine (Mooney *et al.*, 2020) mais également les sources de bruits anthropiques (Rountree *et al.*, 2006). Cette méthode non invasive apporte des opportunités de réplica, de sélection des sites, de stockage de données et

de monitoring à long terme et à distance (Mooney *et al.*, 2020 ; Rountree *et al.*, 2006). Elle se veut rentable et peut être utilisée dans diverses situations (Elise *et al.*, 2022).

5. Les effets de la pollution sonore

Les effets de la pollution sonore sont divers et peuvent impacter une large gamme d'organismes marins, y compris les poissons. Premièrement, des conséquences physiques, tant physiologiques que morphologiques sont possibles lorsque les poissons sont soumis à une pollution acoustique (Lessa *et al.*, 2023). Le stress provoqué par le bruit anthropique peut induire une augmentation du niveau de cortisol dans le corps, affectant le système immunitaire et rendant les poissons plus sensibles aux maladies (Fast *et al.*, 2008 ; Staaterman *et al.*, 2020). Une autre réponse physiologique implique des réponses au niveau du cœur, comme par exemple l'augmentation de la fréquence cardiaque, qui peuvent intervenir dès les stades embryonnaires (Jain-Schlaepfer *et al.*, 2018). Concernant les dommages morphologiques, ceux-ci se traduisent principalement par une diminution de l'acuité acoustique (Holles *et al.*, 2013). Lors d'une surexposition acoustique, les seuils auditifs, c'est-à-dire le niveau sonore minimal qu'un poisson peut percevoir, sont plus élevés, la densité des cellules ciliées sensorielles diminue et la mort cellulaire programmée augmentent (Badlowski & Boyle, 2024 ; Wysocki & Ladich, 2005). Néanmoins, aucune perte d'audition permanente n'a été documentée (Popper & Hawkins, 2019) car les cellules ciliées sensorielles endommagées peuvent être remplacées ou réparées (Smith *et al.*, 2006).

Le bruit produit par le trafic maritime occupe principalement des bandes de fréquence de 10Hz à 1kHz (Wenz, 1962), interférant ainsi avec le paysage sonore et masquant les fréquences d'audition des poissons (Jacobs & Tavolga, 1967). Ce phénomène, appelé masquage (Fay & Simons, 1999), est à l'origine de changements de comportement des poissons qui n'arrivent plus à détecter les sons naturels du paysage sonore et perdent leur capacité à communiquer entre individus (McCormick *et al.*, 2018). Le bruit anthropique compromet la capacité des poissons à évaluer les risques, se traduisant par des réactions moins fréquentes et moins rapides lors d'attaques prédatrices, impliquant ainsi une hausse de la mortalité (Simpson *et al.*, 2016b ; McCormick *et al.*, 2018). Le bruit des bateaux engendre également une diminution de l'efficacité de recherche alimentaire. En effet, l'attention des poissons étant détournée vers d'autres stimuli, leur capacité de discrimination d'éléments consommables ou non est fortement affectée (Purser & Radford, 2011). Enfin, le bruit anthropique a pour conséquence d'augmenter

les comportements de défenses chez les poissons couveurs, réduisant le temps consacré aux soins parentaux et ainsi la survie des couvées (Nedelec *et al.*, 2017). La présence de bateaux peut également perturber le processus d'installation des jeunes poissons sur les récifs (Simpson *et al.*, 2016a). Ces nuisances qui surviennent lors des premiers stades de vie peuvent avoir des effets particulièrement néfastes sur la dynamique des populations et donc sur la santé des écosystèmes (Lessa *et al.*, 2023).

Jusqu'à présent, très peu de programmes de monitoring acoustique à long terme ont été réalisés pour évaluer les effets de la pollution sonore sur la faune marine. Cependant, lors de la pandémie de COVID-19, l'interruption des activités humaines a permis à diverses études d'évaluer l'impact des nuisances sonores anthropiques sur la vie sauvage. Une étude de 2021 réalisée en Guadeloupe a par exemple montré une diminution du nombre de sons produits par les poissons durant la période de confinement (Bertucci *et al.*, 2021). Dans plusieurs régions du monde, telles qu'en Polynésie française (Lecchini *et al.*, 2021), en Inde (Patterson Edward *et al.*, 2021), à Hawaï (Weng *et al.*, 2023) ou en Basse Californie du Sud (Olán-González *et al.*, 2023), la densité de poissons, mais aussi la biomasse et la richesse, ont augmenté lors de l'anthropause (Rutz *et al.*, 2020) due au confinement de la population humaine. Néanmoins, une fois les activités touristiques rétablies, ces indices écologiques ont retrouvé des valeurs de pré-confinement (Lecchini *et al.*, 2021 ; Olán-González *et al.*, 2023 ; Weng *et al.*, 2023). Ces résultats soutiennent que les nuisances sonores, entre autres, affecteraient l'activité acoustique et le comportement des poissons et suscitent un gain d'intérêt sur la mise en place de programme de monitoring acoustique.

6. Les adaptations aux perturbations

Une manière efficace et simple d'éviter le bruit anthropique est de s'en éloigner. Cependant, ceci n'est pas toujours possible, par exemple lorsque la zone entière est affectée (Wright *et al.*, 2007) ou pour les espèces sédentaires (Radford *et al.*, 2014).

Néanmoins, d'autres adaptations ont été observées dans différents contextes. Les mâles des poissons crapauds augmentent leur fréquence d'appel à marée basse, lorsque les sons de basse fréquence sont rapidement atténués, afin d'améliorer la transmission de leur appel vers les femelles (Amorim *et al.*, 2011). En parallèle, ils augmentent le taux d'appel en présence de rivaux (Fine et Thorson 2008), et ont la capacité de diminuer leur fréquence d'appel lorsqu'un

prédateur est à proximité (Remage-Healey *et al.*, 2006). Une autre espèce de poisson (*Cyprinella venusta*) a montré une capacité à augmenter l'amplitude de leur vocalisation en réponse à un niveau élevé de bruit ambiant (Holt & Johnston, 2014), un phénomène appelé effet Lombard (Lombard, 1911). Une telle plasticité comportementale serait ainsi possible en réponse à des bruits anthropiques (Radford *et al.*, 2014).

Plusieurs espèces de poissons dépendent des modes de signalisation lors des comportements de reproduction, par exemple les cichlidés utilisent des signaux acoustiques, chimiques et visuels lors de la sélection de partenaire (Plenderleith *et al.*, 2005 ; Amorim *et al.*, 2008). Les épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) dépendent également de signaux olfactifs et visuels dans le choix de leur partenaire mais sont capables de modifier leur importance relative selon la turbidité de l'eau (Heuschele *et al.*, 2009). Cette capacité de modulation de signalisation serait donc probable lorsque les bruits anthropiques, tel que le trafic maritime, masquent ces signaux, du moins chez certaines espèces (Radford *et al.*, 2014).

7. Description de la zone d'étude

Le Golfe de Californie, aussi appelé mer de Cortez, est une mer semi-fermée au Mexique, mesurant 1 000 km de long, et 150 km de large. C'est une région considérée comme un hotspot de biodiversité par la présence de diverses espèces d'animaux marins et de plantes aquatiques (Brusca, 2010 ; Roberts *et al.*, 2002). On y retrouve environ 80 îles et 800 îlots, autour desquels les zones marines sont des refuges pour la biodiversité, abritant plus de 800 espèces de poissons, dont 10% sont endémiques de la région (Case *et al.*, 2002 ; Hastings *et al.*, 2010). Le Golfe de Californie est également une région importante pour l'industrie de la pêche, représentant 70% des revenus des captures du Mexique (Carvajal *et al.*, 2004).

Le Parc National de l'archipel d'Espiritu Santo, situé dans la baie de La Paz, à moins de 30 km de la ville de La Paz, est une zone d'intérêt par la beauté de ses paysages et la diversité de sa flore et de sa faune qui attire annuellement plus de 500 000 touristes à La Paz (SETUE, 2023). Environ 50 espèces d'oiseaux marins et 15 espèces de mammifères marins y sont présentes, dont la plus importante colonie de reproduction d'otaries de Californie (*Zalophus californianus*) (CONANP-SEMARNAT, 2015 ; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2021). Afin de préserver cette biodiversité, une aire marine protégée (AMP) de 486 km² a été créée autour du parc national en 2007 (CONANP-SEMARNAT, 2014) et inscrite sur la liste verte des zones

protégées de l'International Union for Conservation of Nature (IUCN) en 2018 (IUCN, 2018). Cette AMP fait partie des onze aires marines protégées du Golfe de Californie implémentées par le gouvernement mexicain. Ces AMP ont pour objectifs de préserver la biodiversité de la région en contrôlant l'extraction des ressources naturelles (CONANP, 2007). Elles représentent un outil couramment utilisé et prometteur pour réduire les pressions anthropiques sur les écosystèmes (Lester & Halpern, 2008). Il existe différentes catégories d'AMP ; les réserves marines où il y a une interdiction totale de la pêche, appelées « no-take » zone, et les aires marines protégées à usages multiples (AMPUM), telle l'AMP d'Espiritu Santo. Ces dernières sont réglementées à différents degrés avec des zones où la pêche est interdite, et d'autres où elle est simplement restreinte sur différents niveaux, comme sur les espèces qui peuvent y être pêchées ou les types d'engins utilisés (Agardy *et al.*, 2003 ; Lester & Halpern, 2008 ; Sala & Giakoumi, 2018). La majorité des AMP du Golfe de Californie sont en réalité des AMPUM, avec seulement quelques petites zones d'interdiction de pêche (Rife *et al.*, 2013).

L'implantation d'AMP dans le Golfe de Californie a suivi la prise de conscience du gouvernement mexicain dans les années 80 sur l'augmentation croissante de la population humaine et de la dégradation côtière (CONANP, 2007). La population humaine de la ville de La Paz, capitale de l'état de Basse Californie du Sud, est en constante augmentation, causant des dégradations côtières et marines plus fréquentes (Calderon-Aguilera *et al.*, 2012 ; Sagarin *et al.*, 2008). Elle a en effet vu sa population quintupler lors des 50 dernières années, passant de 51 521 habitants en 1970 à 292 241 habitants en 2020 (National Institute of Statistics and Geography (INEGI), 2020). Cet accroissement s'est accompagné d'une augmentation des activités anthropiques diverses à l'origine de la pollution sonore dans la baie de La Paz. Le passage de navires imposants, tels que les paquebots ou les ferries reliant la péninsule au continent mexicain, contribue au trafic maritime. En plus de cela, les pêcheurs locaux ainsi que l'écotourisme engendrent un trafic de navires quotidien de plus en plus important.

Le site de San Rafaelito, situé à proximité de la ville de La Paz, est connu pour abriter une petite colonie de lions de mer (*Zalophus californianus*) attirant des activités d'observation de ces animaux depuis les bateaux, en snorkeling et en plongée sous-marine. Ceci implique un grand nombre de passages de petits bateaux à moteur. Le paysage acoustique doit également être impacté par le bruit du trafic maritime, d'une part à cause de l'omniprésence de paquebots dans la baie de La Paz et d'autre part, par la proximité du port de Pichilingue. Finalement, à proximité de San Rafaelito, se trouve une activité d'aquaculture pouvant être à l'origine de bruit

anthropique. À priori, la pollution sonore de ce site est donc considérée comme élevée. Le site de La Ballena n'est pas connu pour être un spot privilégié par les touristes, cependant une activité de pêche artisanale y est autorisée (CONANP-BALANDRA, 2015). De plus, ce site se trouve sur la trajectoire des nombreux bateaux se rendant au nord de l'île d'Espiritu Santo pour y visiter la principale colonie d'otaries de la région. Dès lors, la pollution sonore y est considérée, à priori, comme modérée. Finalement, El Pailebote est une zone où la pêche artisanale et sportive sont autorisées mais n'est pas un site prisé par les touristes (CONANP-SERMANAT, 2014). Ce site ne se trouve pas sur une voie maritime fortement fréquentée car il se situe le long de la côte orientale d'Espiritu Santo, plus exposée aux rafales de vents et à la houle venant du large, et donc moins fréquemment utilisée par les bateaux touristiques pour se rendre au nord de l'île. La pollution sonore y serait donc relativement faible.

Au vu de la fréquentation touristique et de la pollution acoustique croissantes dans la baie de La Paz, il est nécessaire de mettre en place des études afin d'évaluer les impacts que celles-ci pourraient engendrer sur la biodiversité. Il existe, depuis 2005, un programme de suivi des communautés de poissons de l'AMP d'Espiritu Santo par l'association Niparaja. Ce programme a pour objectif d'évaluer l'efficacité de cette AMP et de promouvoir sa gestion (Marine Conservation – Niparajá). Cependant, aucun monitoring acoustique n'a été réalisé dans la région.

8. Objectifs

Cette étude a pour objectif de caractériser l'impact d'activités humaines sur le paysage sonore des récifs dans la baie de La Paz, en Basse Californie du Sud, Mexique. Pour cela, le paysage sonore de trois sites présentant des niveaux d'activités humaines différents est caractérisé. Mon hypothèse est que la pollution sonore serait élevée lorsque le site est fortement fréquenté par les activités humaines et pourrait impacter la composition des poissons de ces récifs, ainsi que leur activité acoustique.

Matériels et méthodes

1. Description des sites

Trois récifs rocheux au sein de la baie de La Paz et présentant divers degrés d'activités humaines ont été étudiés (Figure 1). Les sites de La Ballena ($24^{\circ}28'52''\text{N}$, $110^{\circ}20'45''\text{O}$) et El Pailebote ($24^{\circ}30'18''\text{N}$, $110^{\circ}18'23''\text{O}$) sont situés dans le parc marin d'Espiritu Santo, tandis que San Rafaelito ($24^{\circ}17'52''\text{N}$, $110^{\circ}20'45''\text{O}$) appartient à la zone naturelle protégée de Balandra. Espiritu Santo et Balandra sont des aires marines protégées à usages multiples, où la pêche traditionnelle et sportive y sont permises dans certaines zones, comme les sites de La Ballena et El Pailebote, et interdites dans d'autres, comme le site de San Rafaelito (CONANP-SERMANAT, 2014 ; CONANP-BALANDRA, 2015).



Figure 1 Carte de la baie de La Paz et des sites d'étude. A : La Ballena, B : El Pailebote, C : San Rafaelito (modifié de Suarez-Castillo *et al.*, 2013).

2. Collecte des données

a. Monitoring acoustique passif

Le paysage sonore des trois sites a été caractérisé grâce à des enregistrements sonores réalisés avec des enregistreurs SNAP produit par la firme Loggerhead Instruments (Sarasota, FL, USA) et connecté à un hydrophone HTI96 (High Tech Inc., Long Beach, MS, USA). Les enregistrements ont pris place durant le mois de décembre pour San Rafaelito et La Ballena, et durant le mois de mars pour Pailebote. Le dispositif a été placé horizontalement sur un substrat rocheux à une profondeur de 8m à San Rafaelito, 4m à La Ballena et 17m à El Pailebote. Il a été programmé pour enregistrer une minute toutes les dix minutes pendant deux semaines au format WAV, avec une fréquence d'échantillonnage de 44,1 kHz, une résolution de 16-bit, une réponse en fréquence plate de 2 Hz à 30 kHz et une sensibilité de 170 dB re 1 V pour une pression sonore de 1 μ Pa.

b. Monitoring des communautés de poissons

Afin d'obtenir des données sur la biodiversité, telles que la densité de poissons (nombre d'individus par 100 m²) et la richesse spécifique (nombre d'espèces différentes par transect), des monitorings des communautés de poissons ont été réalisés. Les données des sites situés dans la zone naturelle protégée d'Espiritu Santo (La Ballena et El Pailebote) proviennent d'une base de données existante réalisée par l'association Niparaja (Marine Conservation – Niparajá). Les données n'étant pas disponible pour San Rafaelito, le monitoring a été réalisé durant ce mémoire. Le site a été visité huit fois durant les mois de mars et mai 2024. Durant cette période, seize plongées ont été effectuées fin de matinée lors desquelles un total de 64 transects de 30 mètres sur 2 a été réalisé. Lors de chaque visite, deux binômes de plongeurs, l'un à faible profondeur (environ 7m), l'autre plus profond (environ 15m) ont identifié et compté les poissons. Afin d'estimer le nombre de poissons présents dans un banc, le nombre d'individus compris dans une fenêtre virtuelle a été compté, puis extrapolé aux dimensions du transect. Les individus d'une taille inférieure à 5 cm, ainsi que les espèces nocturnes et cryptiques, n'ont pas été comptabilisés dans le monitoring car la méthode de comptage n'est pas adaptée pour estimer correctement leur densité.



Figure 2 Réalisation d'un transect lors de l'identification et du comptage des poissons à San Rafaelito.

3. Analyses des données

a. Caractérisation du paysage sonore

Le paysage sonore a été analysé sur base de spectrogrammes (FFT = 2 048, fenêtre de type Hann, Overlap de 50%) grâce au logiciel RavenLite Sound Analysis Software 2 (Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA). Les fichiers enregistrés durant les deux semaines ont été examinés manuellement et la présence des sons suivants, pouvant causer une potentielle pollution sonore, a été identifiée dans chaque fichier de 1 min : (1) les sons émis par les plongeurs et (2) les sons émis par les bateaux proches. Les sons des mammifères marins ont été également comptabilisés, cependant les observations étant peu nombreuses (66 au total des trois sites), ceux-ci n'ont pas été analysés plus profondément par après. La présence de bateaux regroupait (1) les arrêts et les démarrages, afin de déterminer si des activités touristiques ou de pêche avaient lieu sur les sites ou s'il y avait juste du passage, (2) le passage des bateaux, lui-même divisé en trois catégories. La catégorie 0 comprend les minutes lors desquelles aucune activité n'a été détectée ni à l'oreille, ni sur le spectrogramme. La catégorie 1 montre un passage de bateau modéré, c'est-à-dire ne causant pas un masquage des sons naturels, et la catégorie 2 indique un passage intense, c'est-à-dire où le passage du bateau cause un masquage complet de l'ensemble des sons naturels qui ne sont dès lors ni audibles ni visibles sur le spectrogramme (Figure 3).

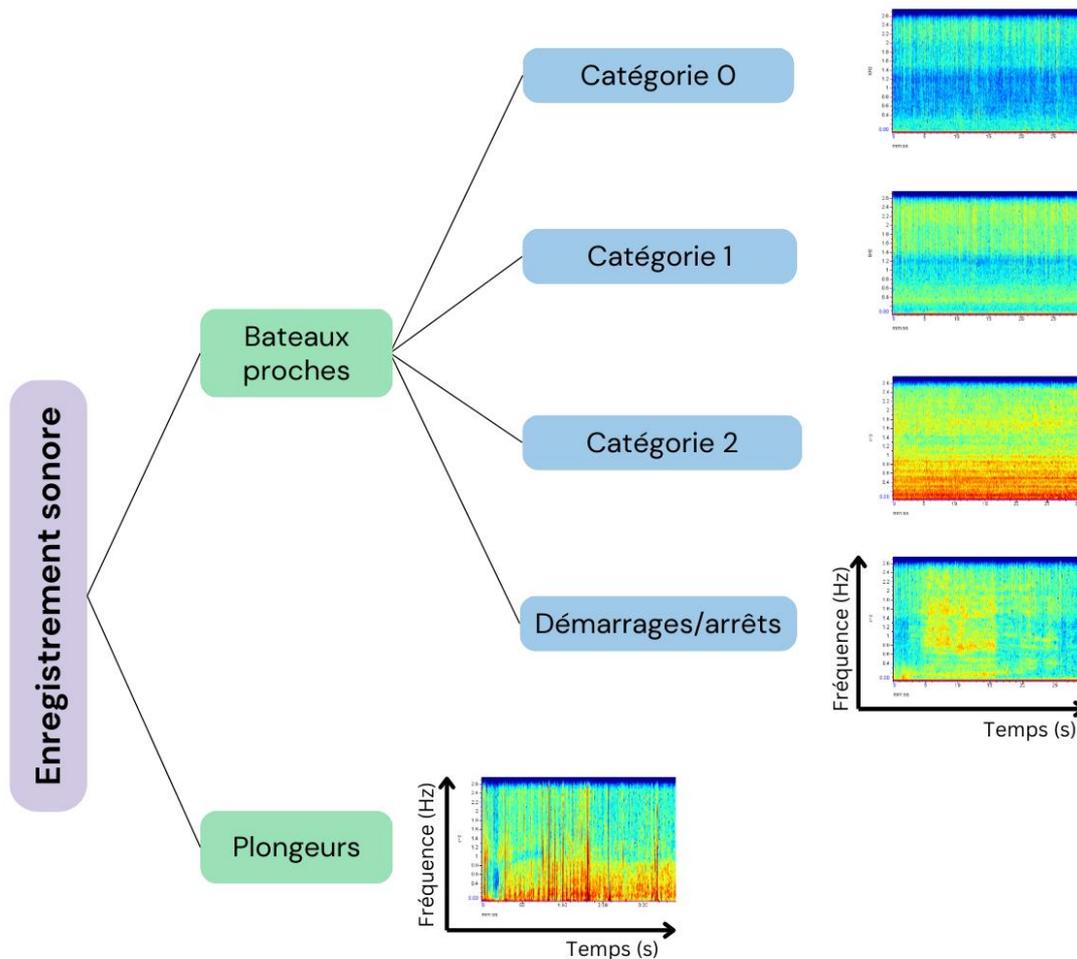


Figure 3 Image conceptuelle résumant les différentes catégories de sons classifiés depuis les enregistrements sonores avec exemples de spectrogramme (FFT = 2 048, fenêtre = Hann, overlap = 50%).

Les enregistrements sonores ont été sous-échantillonnés à 4kHz grâce au logiciel RStudio v4.3.3 (R Core Team 2023) afin d'ensuite calculer le niveau de pression acoustique (SPL, de l'anglais Sound Pressure Level). Plus précisément, c'est la moyenne quadratique du SPL (SPLrms) qui a été calculée sur la bande 50 Hz à 2 kHz via ce même logiciel (fonction « rms » du package Sound).

b. Caractérisation de l'activité acoustique des poissons

Afin de caractériser l'activité acoustique des poissons, les sons produits par ceux-ci ont été comptés et identifiés à partir des fichiers sous échantillonnés sur base de la bibliothèque des sons de poissons pour la baie de La Paz réalisée par le Dr. Xavier Raick et Mr. Florian Rabasco, elle-même adaptée d'une clé dichotomique préexistante (Raick *et al.*, 2023, Figure 4). Les sons de poissons peuvent être divisés en deux grandes catégories. Premièrement les fréquences

modulées (FM) comprenant les up sweep (US), dont la fréquence dominante augmente au cours du temps, les down sweep (DS), dont la fréquence dominante diminue au cours du temps, et les sons complexes (CS), c'est-à-dire présentant à la fois un caractère up sweep et down sweep. La seconde grande catégorie de sons représente les séries de pulsations au sens large (PS *sensu lato*) comprenant elles-mêmes les séries de pulsations au sens stricte (PS *sensu stricto*) ainsi que des sons, dits sons arqués (AS), qui comprennent notamment des séries de pulsations dont la période de pulsation est trop petite que pour être perçue par l'oreille humaine. Les PS au sens stricte peuvent être ensuite catégorisés en fonction de leur période de pulsation distinguant notamment les Fast Pulse Train (FPT), caractéristiques, entre autres, des Pomacentridae (Mann & Lobel, 1995 ; Olivier *et al.*, 2014 ; Parmentier *et al.*, 2010). Lors de l'écoute des enregistrements, les sons étaient regroupés en ensembles nommés « types de sons » qui comprenaient, à priori, un seul son unique. Il faut cependant noter qu'il est possible que des analyses plus poussées démontrent des sons distincts au sein d'une même catégorie, notamment émis par des espèces phylogénétiquement très proches l'une de l'autre. La bibliothèque finale comprenait 17 types de sons. Le comptage et l'identification des sons produits par les poissons ont été réalisés uniquement durant la journée, lorsque les activités touristiques ont lieu afin de pouvoir déterminer l'impact de la pollution sonore sur l'activité acoustique des poissons et de comparer celle-ci entre les différents sites. Seul un certain nombre de minutes par heure, durant lesquels aucun passage de bateau n'est détecté, a pu être analysé. Ce nombre a été déterminé sur base du site le plus pollué (San Rafaelito) afin qu'il soit similaire à chaque site. Dix minutes par heure sont ainsi analysables, de 7 h à 16 h, pour un total de 100 minutes par site, excepté pour La Ballena qui ne possédait que six minutes analysables à 12 h et donc un total de 96 minutes a été analysé.

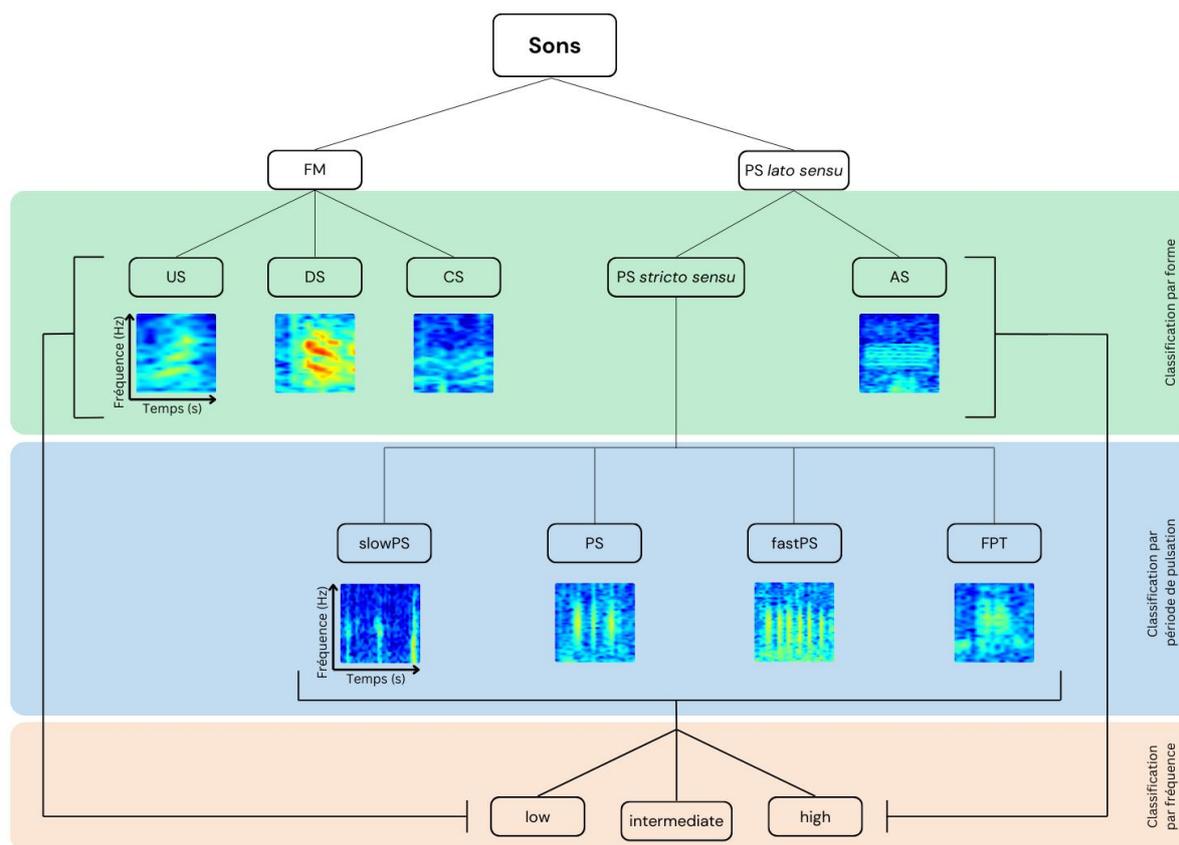


Figure 4 Image conceptuelle résumant les différents types de sons produits par les poissons avec exemples de spectrogramme (FFT = 256, fenêtre = Hann, overlap = 50%). FM = fréquence modulée, US = up sweep, DS = down sweep, CS = sons complexes, PS = pulsations, AS = sons arqués.

La comparaison de la richesse sonore (nombre de types de sons différents) et de la quantité totale de sons produits par les poissons entre les sites a permis d'identifier le son Fast Pulse Train (FPT) comme type de son dominant aux trois sites. L'abondance de FPT a ainsi été comparée selon le site. Ensuite, afin de démontrer si un effet de masquage des sons naturels avait lieu aux trois sites, le niveau de pression acoustique (SPLrms) des FPT a été comparé. En effet, en absence de bruits pouvant couvrir les sons naturels, l'enregistreur aurait la capacité d'enregistrer des sons proches mais également lointain, contrairement à ceux disposés aux sites où le bruit ambiant, pouvant provenir de pollution sonore lointaine non détectée à l'écoute, limiterait la portée d'enregistrement de l'hydrophone. Pour se faire, une minute par heure, de 7 h à 16 h, a été sélectionnée aléatoirement parmi les minutes non polluées des fichiers sous-échantillonnés à 4kHz, soit un total de 10 minutes par site. Les FPT produits dans chacune des minutes ont été sélectionnés avec précision (Figure 5) dans le logiciel RavenLite en incluant deux secondes avant et après le son pour éviter un quelconque lissage de celui-ci aux extrémités.

Chaque sélection a ensuite été exportée comme unique fichier, dont le SPL a été calculé sur le logiciel RStudio après avoir supprimé les quatre secondes rajoutées précédemment.

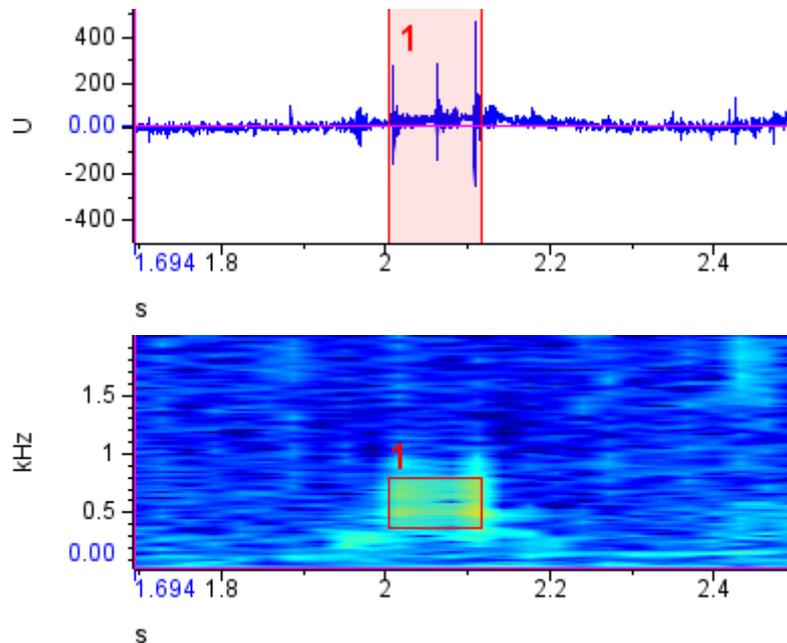


Figure 5 Sélection de FPT (sans les quatre secondes supplémentaires) avec exemple d'oscillogramme et de spectrogramme (FFT = 256, fenêtre = Hann, overlap = 50%).

4. Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées au moyen du logiciel Rstudio v4.3.3 (R Core Team 2023). Les modèles statistiques réalisés sur les différentes variables ont été validés grâce à une vérification visuelle de la normalité et de l'homoscédasticité des résidus, ainsi que par le calcul de l'autocorrélation de ceux-ci. Aucune violation de ces conditions paramétriques n'a été détectée dans les différents modèles. Les prédictions des modèles considérant un intervalle de confiance de 95% ont permis d'interpréter la significativité des résultats. Des valeurs de F données par les résultats des ANOVA et des PERMANOVA supérieures à 3 sont considérées comme significatives. Dans le cadre de cette étude, les valeurs F sont utilisées afin d'évaluer la significativité des résultats car l'utilisation de modèles linéaires mixtes ne permet pas d'obtenir des p-valeurs étant donné qu'il n'y a actuellement pas de consensus sur la manière de la calculer.

a. Paysage sonore

La comparaison du SPLrms entre les sites a été faite à l'aide d'un modèle linéaire mixte (LMMs) avec la fonction « lmer » du package lme4 (Equation 1). Les LMMs contiennent deux types de variables : les variables fixes, dans ce cas-ci le site (El Pailebote, La Ballena, San Rafaelito), et les variables aléatoires. Les données temporelles peuvent avoir un effet sur la distribution des données et provoquer l'autocorrélation des résidus. C'est pour cela que l'interaction entre le site et la période (jour, nuit) a été considérée comme variable fixe. De plus, plusieurs variables ont été considérées comme aléatoires, il s'agit de la date, de l'interaction entre la date et la période, et enfin de l'interaction entre la date, la période et l'heure. Cela signifie au modèle que des données collectées durant la même journée, d'une même période, et de la même heure seront corrélées. Cela doit être pris en compte afin d'obtenir une estimation correcte de l'erreur.

$$\begin{aligned} SPLrms_{ijk} &= \beta_1 + \beta_2 \times Site + \beta_3 \times Période + \beta_4 \times Site : Période + a_i + a_{ij} + a_{ijk} + \varepsilon \\ a_i &\sim N(0, \sigma^2_{Jour}) \\ a_{ij} &\sim N(0, \sigma^2_{Période}) \\ a_{ijk} &\sim N(0, \sigma^2_{Heure}) \\ \varepsilon &\sim N(0, \sigma^2) \end{aligned}$$

Equation 1 Modèle linéaire mixte du SPLrms selon les sites, où $\beta_1, \beta_2, \beta_3$ et β_4 sont les paramètres du modèle, a représente les variables aléatoires, i le jour, j la période, k l'heure, ε l'erreur et N la distribution normale centrée en 0 et de variance σ^2 .

b. Activité acoustique des poissons

Afin d'avoir davantage de visibilité dans l'étude de l'activité acoustique des poissons, les analyses suivantes ont été réalisées par heure, chacune comprenant dix minutes d'enregistrement sonore. L'autocorrélation des résidus des modèles réalisés pour les différentes variables est modérée (maximum 0,3) et ne devrait donc pas affecter l'interprétation des résultats.

L'abondance de sons (nombre de sons par heure) et la richesse sonore (nombre de types de sons différents par heure) a été comparée entre les sites grâce à un modèle linéaire (fonction « lm » du package stats) comprenant le facteur site selon l'équation 2. Une transformation

logarithmique a été appliquée sur l'abondance de sons afin de respecter les conditions de normalités.

$$\begin{aligned} \text{Variables} &= \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \varepsilon \\ \varepsilon &\sim N(0, \sigma^2) \end{aligned}$$

Equation 2 Modèle linéaire de l'abondance et de la richesse des sons de poissons selon les sites, où β_1 et β_2 sont les paramètres du modèle, ε représente l'erreur et N la distribution normale centrée en 0 et de variance σ^2 .

L'exploration des compositions de types de sons produits par les poissons a été réalisée grâce à une analyse en composante principale (ACP) sur l'abondance de sons. Une double racine carrée a été appliquée sur l'abondance relative (proportion) des types de sons pour éviter que les types dominants ne prennent trop d'importance (double transformation d'Hellinger). Une analyse multivariée des variances par permutation (PERMANOVA, fonction « adonis » du package vegan) a ensuite été réalisée pour comparer significativement les compositions des types de sons selon les sites.

Les premiers résultats ont permis de mettre en évidence une dominance de deux types de sons, les Fast Pulse Train (FPT) et les down sweep en basse fréquence (lowDS). L'abondance de FPT, sur laquelle a été appliquée une transformation logarithmique, a été comparée grâce à un modèle linéaire (fonction « lm » du package stats), comprenant le facteur site selon l'équation 3.

$$\begin{aligned} \text{FPT} &= \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \varepsilon \\ \varepsilon &\sim N(0, \sigma^2) \end{aligned}$$

Equation 3 Modèle linéaire de l'abondance des sons de type FPT selon les sites, où β_1 et β_2 sont les paramètres du modèle, ε représente l'erreur et N la distribution normale centrée en 0 et de variance σ^2 .

Les sons de type lowDS étant moins nombreux que les FPT, la base de données de ce son comprend beaucoup de 0 ne correspondant pas à une distribution gaussienne. L'abondance de lowDS a donc été comparée à l'aide d'un modèle linéaire avec une distribution négative binomiale utilisant la fonction « glm.nb » du package MASS. Dans le cas des modèles négatifs binomiaux, la dispersion des résidus doit être vérifiée et être au plus proche de 1, entre 0,8 et 1,5. Une dispersion inférieure à 1, appelée sous-dispersion, signifie une surestimation de l'erreur. Contrairement à une sur-dispersion, supérieure à 1, qui indique une sous-estimation de

l'erreur. Les deux cas de figure, sous-estimation ou surestimation, impliqueraient d'avoir une mauvaise interprétation du modèle. Le modèle négatif binomial du type de son lowDS considère le facteur site selon l'équation 4.

$$Y = \beta_1 + \beta_2 x \text{ Site}$$

$$Y \sim NB(\mu, k)$$

$$\exp(Y) = \mu \text{ et } \text{var}(Y) = \mu + \frac{\mu^2}{k}$$

Equation 4 Modèle négatif binomial de l'abondance des sons de type lowDS selon les sites, où β_1 et β_2 sont les paramètres du modèle et μ et k sont les paramètres de la distribution négative binomiale (NB).

La comparaison du niveau de pression acoustique (SPL) des sons de type FPT a été réalisée à l'aide d'un modèle linéaire mixte (fonction « lmer » du package lme4) considérant le facteur site comme variable fixe et l'heure en variable aléatoire (Equation 5).

$$SPLrms \text{ FPT} = \beta_1 + \beta_2 x \text{ Site} + a_i + \varepsilon$$

$$a_i \sim N(0, \sigma^2_{\text{Heure}})$$

$$\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$$

Equation 5 Modèle linéaire mixte du SPLrms des sons FPT selon les sites, où β_1 et β_2 sont les paramètres du modèle, a_i représente la variable aléatoire, i l'heure, ε l'erreur et N la distribution normale centrée en 0 et de variance σ^2 .

c. Biodiversité de poissons

Les bases de données de La Ballena et de El Pailebote, provenant de l'association Niparaja, ne représentent que les années 2009 à 2022, le monitoring de 2023 n'ayant pas été fait, et celui de 2024 ayant lieu en fin d'année. Afin d'obtenir un nombre de transect similaire entre les sites (entre 29 et 32 transects par site et profondeur), seules les six dernières années, 2017 à 2022, des données de Niparaja ont été rassemblées avec celles de San Rafaelito. Une transformation logarithmique a été appliquée sur la densité de poissons afin de respecter les conditions de normalité. Un modèle linéaire a été réalisé sur la densité et la richesse spécifique de ces six années afin d'observer si les années ont un effet sur la variance. Celui-ci ne montrant pas de différence significative des variables entre les années, la comparaison des deux indices écologiques (densité et richesse spécifique) entre les sites a été réalisée à l'aide d'un modèle

linéaire (fonction « lm » du package stats) comprenant les facteurs site, profondeur (> 10m et < 10m), et leur interaction, selon l'équation 6 :

$$\text{Indice écologique} = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \beta_3 \times \text{Profondeur} + \beta_4 \times \text{Site} : \text{Profondeur} + \varepsilon$$

$$\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$$

Equation 6 Modèle linéaire des indices écologiques (densité et richesse) selon les sites, où β_1 , β_2 , β_3 et β_4 sont les paramètres du modèle, ε représente l'erreur et N la distribution normale centrée en 0 et de variance σ^2 .

L'exploration des compositions d'espèces de poissons des trois sites a été réalisée grâce à une analyse en composante principale (ACP) sur l'abondance de poissons (nombre d'individus /100m²). Afin de réduire l'importance des espèces dominantes, une double racine carrée a été appliquée sur l'abondance relative (proportion) des espèces de poissons (double transformation d'Hellinger). La composition d'espèces de ces trois sites a ensuite été comparée à l'aide d'une analyse multivariée des variances par permutation (PERMANOVA, fonction « adonis » du package vegan).

Les premiers résultats montrent que les sons de type FPT, caractéristiques des Pomacentridae, sont dominants aux trois sites, mais leur abondance absolue est différente. Afin de déterminer si cette différence est liée à la densité de *Stegastes rectifraenum*, celle-ci a été comparée entre les sites à l'aide d'un modèle linéaire (fonction « lm » du package stats). Les données de densité ont été transformées avec un logarithme afin de respecter les conditions de normalité. Le modèle considère le facteur site et profondeur, ainsi que leur interaction selon l'équation 7.

$$\text{Densité Stegastes} = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \beta_3 \times \text{Profondeur} + \beta_4 \times \text{Site} : \text{Profondeur} + \varepsilon$$

$$\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$$

Equation 7 Modèle linéaire de la densité de *Stegastes rectifraenum* selon les sites, où β_1 , β_2 , β_3 et β_4 sont les paramètres du modèle, ε représente l'erreur et N la distribution normale centrée en 0 et de variance σ^2 .

Résultats

1. Paysage sonore

a. Caractérisation de l'activité anthropique

San Rafaelito est le site présentant l'activité anthropique la plus intense avec 1 425 passages de bateaux sur les 2 016 minutes d'enregistrement contre 950 à La Ballena et seulement 203 à El Pailebote (Figure 6A). À San Rafaelito, 36% des passages de bateaux sont de catégories 2, celle-ci représentant un passage intense causant un masquage complet des sons naturels. Tandis qu'à La Ballena et El Pailebote, seulement 15% des passages de bateaux sont de catégorie 2 (Figure 6B). Les arrêts et démarrages des bateaux indiquent qu'une activité a été réalisée sur le site. Ils sont fréquents à San Rafaelito avec 55 occurrences, mais quasi inexistant dans les deux autres sites (Figure 6C). De plus, 43 périodes comprenant de l'activité de plongée sous-marine ont été détectées à San Rafaelito, contre seulement quatre à El Pailebote, et aucune à La Ballena.

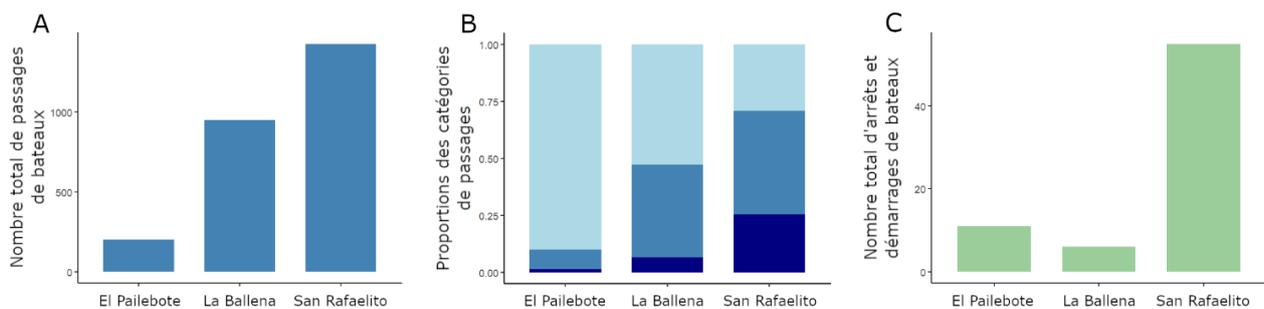


Figure 6 Passages et arrêts de bateaux dans les trois sites d'étude. (A) Nombre de passages de bateaux. (B) Proportion des différentes catégories de passage de bateaux ; absence de bateau (bleu clair), passage lointain (bleu acier), défini comme un passage de bateau ne masquant pas ou pas complètement les sons naturels, passage proche (bleu foncé), défini comme un passage de bateau masquant complètement les sons naturels. (C) Nombre d'arrêts et démarrages de bateaux.

b. Niveau de pression acoustique (SPLrms) du paysage sonore

Les paysages acoustiques des trois sites présentent des SPLrms distincts (Figure 7). Lorsque la totalité des minutes est considérée (Figure 7A), le paysage sonore de El Pailebote présente les valeurs moyennes les plus faibles, comprises entre 112 et 118 dB re 1 μ Pa. Sur la totalité de la journée, les valeurs moyennes de SPLrms de La Ballena sont comprises dans des gammes de valeurs légèrement supérieures à celles de El Pailebote, allant de 114 à 120 dB re 1 μ Pa. Avec des valeurs moyennes entre 118 et 125 dB re 1 μ Pa, San Rafaelito est quant à lui caractérisé par un niveau de SPLrms supérieur à celui des deux premiers sites. À La Ballena, le paysage sonore est plus bruyant de jour que de nuit, avec un pic en fin d'après-midi, tandis qu'aux deux autres sites, le SPLrms augmente au crépuscule (entre 17 h et 22 h) et en première partie de nuit (Figure

7A). Afin de déterminer l'apport des activités anthropiques dans la constitution du paysage sonore, les bandes sons dépourvues de passage de bateau et de plongeurs ont été analysées (Figure 7B). À El Pailebote, les activités anthropiques contribuent faiblement aux paysages acoustiques car il reste similaire à celui où l'ensemble des minutes était considéré. Néanmoins, la présence de bateaux participe à l'augmentation du niveau sonore des deux autres sites, ainsi que la présence de plongeurs à San Rafaelito. En effet, lorsqu'aucune activité anthropique n'est détectée, le SPLrms diurne à La Ballena diminue pour retrouver des valeurs similaires au niveau nocturne, entre 113 et 116 dB re 1 μ Pa. Le niveau sonore de San Rafaelito est également légèrement plus faible, mais reste plus élevé que celui des deux autres sites avec des valeurs moyennes comprises entre 116 et 120 dB re 1 μ Pa. La présence continue de passages de bateaux entre 18 h et 22 h n'a cependant pas permis d'obtenir des données pour cette tranche horaire à San Rafaelito (Figure 7B).

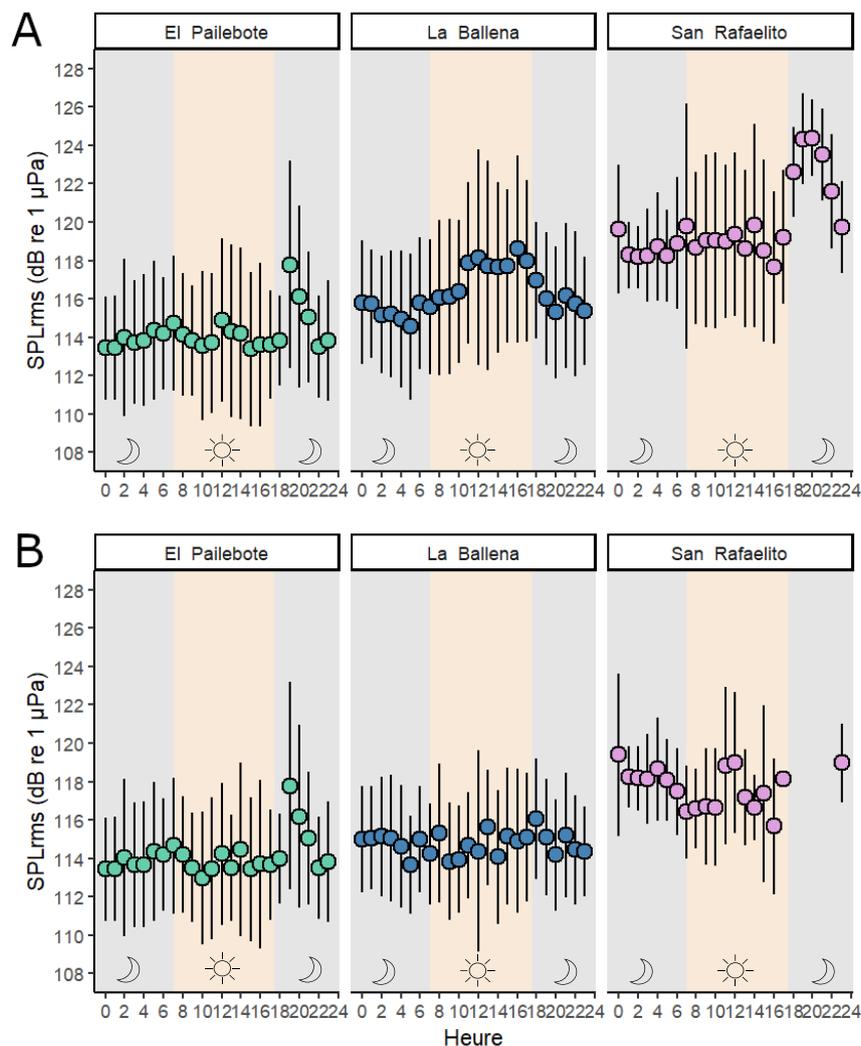


Figure 7 Moyennes et déviations standards du SPLrms lors d'un cycle de 24 h (valeurs calculées sur deux semaines d'enregistrements). (A) Totalité des minutes. (B) Minutes sans passage de bateaux ni plongeur détecté.

Les heures du jour sont représentées en jaune et celles de la nuit en gris.

Lorsque le SPLrms est comparé entre les trois sites, grâce à des modèles linéaires mixtes, une différence significative est trouvée (Tableau 1). Le même résultat est observé lorsque les bandes sons avec des sons de bateaux ou de plongeurs ne sont pas considérées dans l'analyse (Tableau 1). San Rafaelito montre des valeurs de SPLrms significativement supérieures aux autres sites. En effet, la valeur moyenne de San Rafaelito prédite par le modèle n'est pas incluse dans l'intervalle de confiance à 95% (IC 95%) des deux autres sites (Figure 8). Ceci est vrai de jour comme de nuit, mais également avec ou sans détections d'activité nautique et de plongées sous-marine. Lorsque l'ensemble des minutes est considéré, les valeurs de SPLrms de La Ballena sont significativement supérieures à celles de El Pailebote et significativement inférieures à celles de San Rafaelito, de jour comme de nuit (Figure 8A). Les SPLrms diffèrent entre le jour et la nuit mais ne vont pas dans le même sens pour chaque site (interaction entre période et site significative, Tableau 1). En effet, le SPLrms augmente de nuit à El Pailebote et à San Rafaelito, principalement dû à une augmentation en début de nuit, mais diminue à La Ballena (Figure 8A). Tout comme l'analyse précédente, le SPLrms des minutes dépourvues d'activité anthropiques a été analysé afin de montrer si elles ont une influence sur celui-ci (Figure 8B). Le SPLrms de la Ballena reste significativement inférieur à celui de San Rafaelito, de jour comme de nuit. Durant la journée, il reste aussi significativement supérieur à celui de El Pailebote, tandis que la nuit, la différence de SPLrms entre La Ballena et El Pailebote n'est pas significative mais une légère tendance est observée (valeur moyenne prédite légèrement incluse dans l'IC 95% de El Pailebote, Figure 8B). Comparé aux analyses réalisées sur les minutes comprenant de l'activité anthropique, la différence de SPLrms entre le jour et la nuit est moins marquée à San Rafaelito et à La Ballena tandis qu'elle reste similaire à El Pailebote.

Tableau 1 Résultats des modèles linéaires mixtes comparant les valeurs du SPLrms entre les sites, la période (jour et nuit) et leur interaction. La catégorie 0 indique l'absence de passage d'embarcations ou d'activités de plongée sous-marine. Des valeurs de F supérieures à 3 sont considérées comme significatives.

		Degré de liberté	Valeur F
Toutes catégories	Site	2	172.16
	Période	1	0.83
	Site : Période	2	52.61
Catégorie 0	Site	2	72.32
	Période	1	11.88
	Site : Période	2	3.60

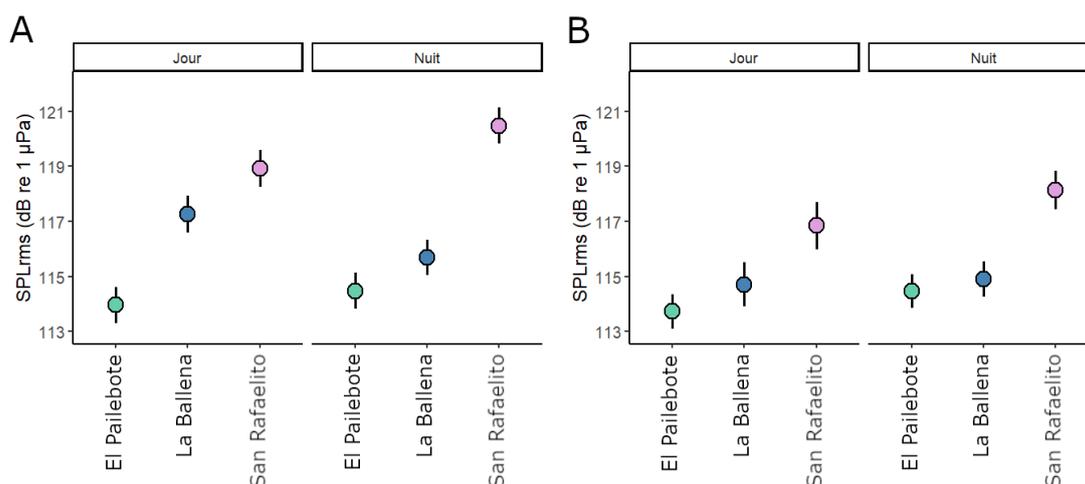


Figure 8 Valeurs prédites par le modèle avec un intervalle de confiance de 95% du SPLrms selon le site et la période de la journée. (A) Totalité des minutes. (B) Minutes sans passage de bateaux ni plongeur détecté.

2. Activité acoustique des poissons

L'analyse des bandes sons sans activité anthropique détectée durant la journée (entre 7 h et 16 h), a permis d'obtenir des informations sur l'activité acoustique des poissons. La comparaison de la richesse sonore (calculée sur base des types de sons) et de l'abondance (nombre de sons par heure) entre les sites a été réalisée grâce à des modèles linéaires. Ceux-ci ont permis de montrer des différences significatives entre les sites pour les deux variables (richesse : ddl = 2, $F = 3.67$; abondance : ddl = 2, $F = 6.775$). El Pailebote présente une richesse sonore significativement plus élevée que les deux autres sites. Aucune différence significative de richesse sonore n'est observée entre La Ballena et San Rafaelito. Cependant elle a tendance à être plus élevée à San Rafaelito qu'à La Ballena. La quantité de sons produits par les poissons est significativement plus élevée à El Pailebote qu'aux deux autres sites et significativement plus élevée à La Ballena qu'à San Rafaelito (Figure 9B).

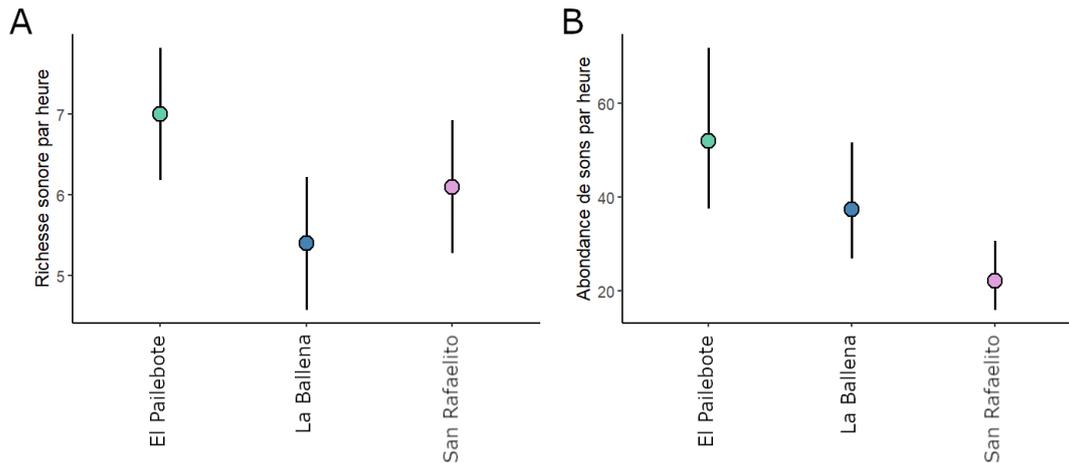


Figure 9 Valeurs prédites par le modèle avec un intervalle de confiance de 95% de (A) la richesse sonore (nombre de types de sons différents) et de (B) l'abondance de sons produits par les poissons entre les trois sites étudiés.

64% et 80% des sons produits à El Pailebote et La Ballena, respectivement, sont représentés par un son nommé FPT qui fait partie du type Fast Pulse Train¹ (FPT) (Figure 10). Une plus grande hétérogénéité est observée à San Rafaelito, cependant le FPT est également le type de son dominant, représentant 36% des sons (Figure 10). Le second type de son la plus rencontrée est un down sweep à basse fréquence (lowDS) représentant 14% des sons de poissons à El Pailebote, 7% à La Ballena et 30% à San Rafaelito. Différents types de séries de pulsations ont été comptabilisés aux trois sites mais en faible quantité. Les types de séries de pulsations classiques (PS) et les pulsations rapides (fastPS), avec une période de pulsation plus petite, représentent ensemble environ 5% de la totalité des sons rencontrés à chacun des sites. Les sons up sweep de basse fréquence (lowUS) font partie des six types de sons majoritairement entendus à San Rafaelito, mais n'ont été observés qu'en faible quantité aux deux autres sites, tout comme les FPT de basse fréquence (lowFPT) (Figure 10).

¹ Il convient ici de noter la différence entre le type de son « FPT » et la catégorie « FPT ». En effet, même si un seul type de son de cette catégorie est identifié dans ce mémoire, d'autres pourraient avoir été enregistrés, ils seraient alors notés « FPT1 », « FPT2 », etc. Le même raisonnement s'applique pour le son ici nommé « PS ».

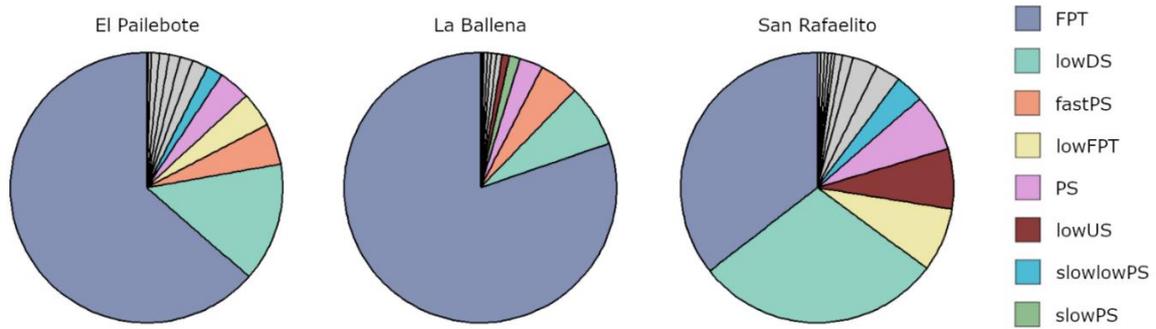


Figure 10 Contribution relative des différents types de sons produits par les poissons au sein des trois sites étudiés. Seuls les 8 types de sons les plus abondants pour chaque site sont représentés en couleur, le restant est représenté en gris.

L'ACP montre une divergence dans la composition des sons de poissons entre les sites (Figure 11). El Pailebote et La Ballena sont principalement dominés par des sons de type FPT et fastPS, alors qu'une majeure contribution des sons lowDS, lowFPT et lowUS distingue la composition de San Rafaelito (Figure 11). Cette ségrégation est confirmée par une PERMANOVA ($F = 13.055$). Les trois types de sons restants, les down sweep (DS), les séries de pulsations (PS) et les séries de pulsations lentes de basse fréquence (lowslowPS), semblent être représentés de manière similaire entre les trois sites (Figure 11).

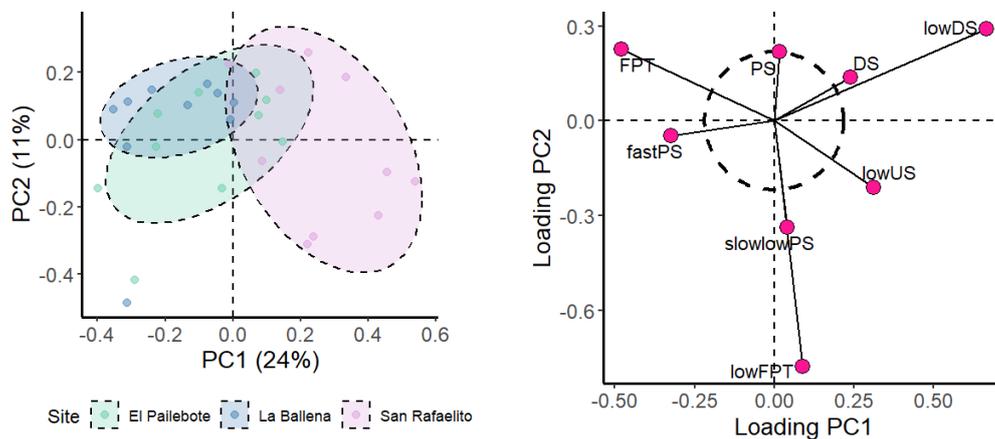


Figure 11 Analyse en composante principale (ACP) de la composition des types de sons de poissons au sein des trois sites étudiés. À gauche sont représentés les scores de l'ACP, et à droite les poids des composantes. Seuls les types de sons contribuant davantage à la variance que la moyenne (c'est-à-dire à l'extérieur du cercle pointillé) sont indiqués. Les ellipses recouvrent 75% des données.

a. Analyse des sons dominants

Suite aux premiers résultats, deux types de sons dominants ont été détectés aux trois sites ; les FPT et les lowDS. Des modèles, linéaire pour les FPT et négatif binomial pour les lowDS, ont permis de mettre en évidence un effet significatif des sites sur l'abondance de sons de type FPT ($ddl= 2, F = 15.76$), alors que l'effet semble moindre concernant le lowDS (la moyenne prédite pour La Ballena est comprise dans l'IC 95% des deux autres groupes et la valeur de F est relativement faible ($ddl= 2, F = 3.45$)). Les sons de type FPT sont plus abondants à El Pailebote et à La Ballena, avec environ 30 occurrences par tranche d'heure dans lesquelles 10 minutes ont été analysées, contre moins de 10 à San Rafaelito (Figure 13A). Le nombre de lowDS détecté à La Ballena n'est pas significativement différent de celui à El Pailebote et à San Rafaelito, néanmoins, il a tendance à être plus faible qu'aux deux autres sites (Figure 13B).

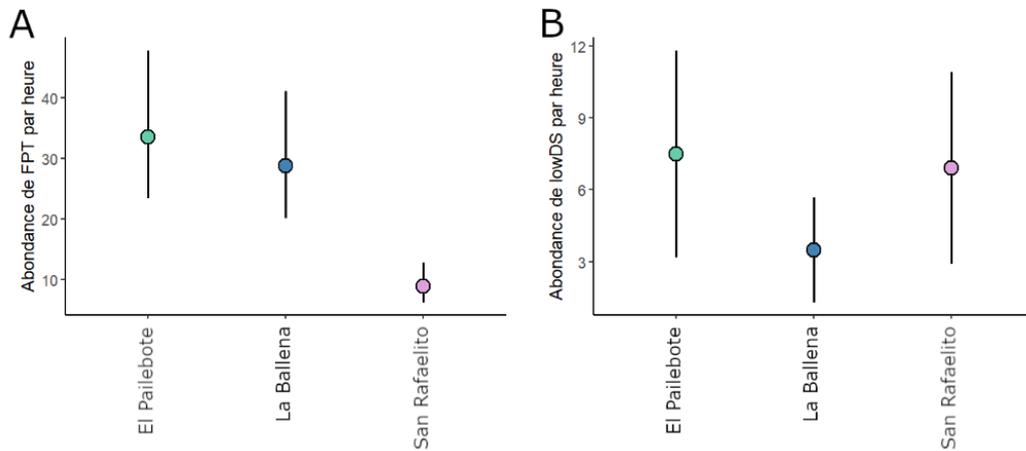


Figure 13 Valeurs prédites par le modèle avec un intervalle de confiance de 95% du nombre de sons de type (A) FPT et (B) lowDS produits par heure selon le site.

b. SPLrms des FPT

Il est possible que, aux sites où les activités anthropiques sont fréquentes, les niveaux sonores des sons produits par les poissons soient masqués même lorsqu'aucun bateau n'est détecté. Ceci a été testé sur les FPT, le type de sons dominant aux trois sites, pour lesquels le SPLrms a été calculé sur les minutes où aucune activité nautique ou de plongée sous-marine n'a été détectée. Le modèle linéaire mixte a montré que le site a un effet significatif sur le niveau sonore des FPT ($ddl = 2, F = 28.637$). Le SPLrms des FPT à El Pailebote est significativement plus faible de celui des deux autres sites avec une valeur moyenne prédite par le modèle de 114.08 ± 0.69 dB re $1 \mu\text{Pa}$ (moyenne \pm écart-type) à El Pailebote, contre environ 117.56 ± 0.49 dB re $1 \mu\text{Pa}$ à La Ballena et 117.49 ± 0.65 à San Rafaelito (Figure 14).

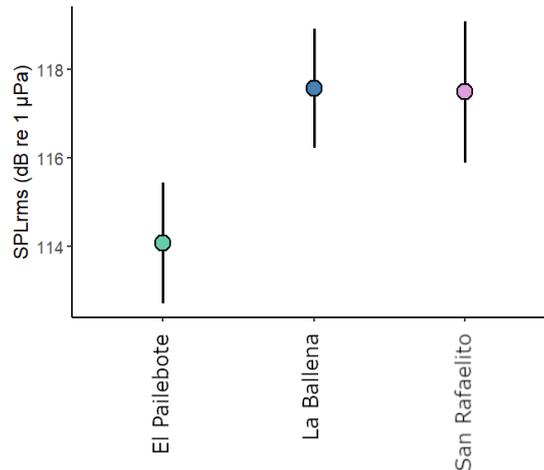


Figure 14 Valeurs prédites par le modèle avec un intervalle de confiance de 95% du SPLrms des sons de type FPT au sein des trois sites étudiés.

3. Biodiversité de poissons sur base des données visuelles

Des différences dans la richesse, abondance et composition des types de sons ayant été détectées entre les trois sites, une étude similaire a été réalisée concernant le monitoring visuel des espèces présentes. Les hydrophones ayant un rayon d'enregistrement de plusieurs dizaines de mètres, les transects réalisés à des profondeurs de ~5 et ~15m ont été considérées afin de caractériser l'assemblage des poissons de récifs de chaque site.

Le site et la profondeur n'ont pas d'effet significatif sur la richesse spécifique (Tableau 2). Seul El Pailebote à faible profondeur (< 10 m) présente une richesse spécifique significativement supérieure à celle des autres groupes (Figure 15A). San Rafaelito, le site le plus exposé à la pollution sonore, présente des densités de poissons plus faibles qu'aux deux autres sites, tant en zone peu profonde que profonde (Tableau 2, figure 15B).

Tableau 2 Résultats des modèles linéaires comparant les valeurs de richesse spécifique et de densité de poissons entre les sites, la profondeur (< 10 m et > 10 m) et leur interaction.

		Degré de liberté	Variabilité	Valeur F
Richesse spécifique	Profondeur	1	13.01	1.04
	Site	2	50.08	2.00
	Profondeur : Site	2	35.60	1.42
	Résidus	171	2139.86	
Densité	Profondeur	1	2.96	6.21
	Site	2	9.14	9.61
	Profondeur : Site	2	1.81	1.90
	Résidus	171	81.35	

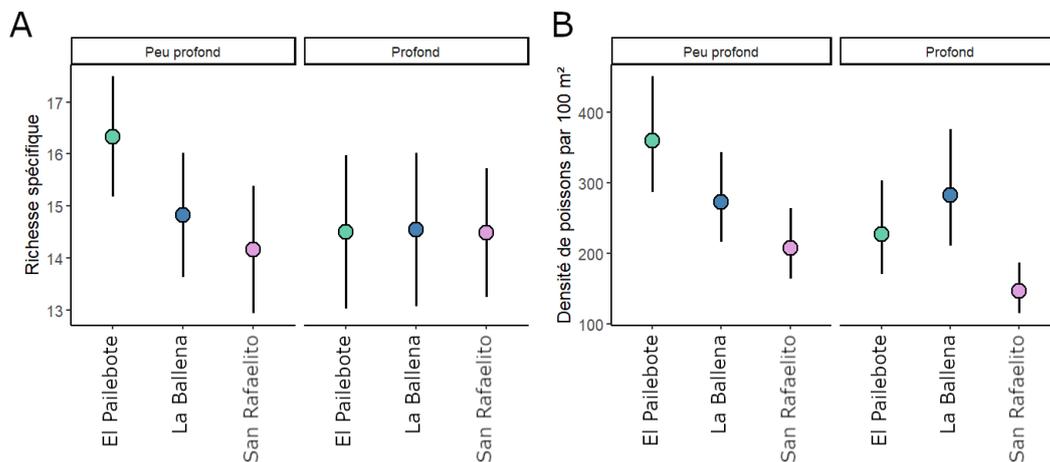


Figure 15 Valeurs prédites par le modèle avec un intervalle de confiance de 95% des indices écologiques selon le site et la profondeur. (A) Richesse spécifique (nombre d'espèces par transect). (B) Densité de poissons par 100m².

L'ACP montre une différence de composition d'espèces entre les trois sites, tant en faible qu'en grande profondeur (Figure 16). Cette divergence est supportée par une PERMANOVA (peu profond : $F = 9.636$, p -valeur = 0.001 ; profond : $F = 11.828$, p -valeur = 0.001). En faible profondeur, la composition d'espèces de El Pailebote semble se distinguer des deux autres sites par la présence de *A. atrilobata* et de *L. viridis* (Figure 16A). À une profondeur supérieure à 10 m, la composition semble être distincte entre les trois sites (Figure 16B). Trois espèces expliquent principalement la divergence de La Ballena en profondeur ; *M. dentatus*, *H. maculicauda* et *A. troschellii*. À El Pailebote, l'espèce de demoiselle *A. atrilobata* est également

présente en profondeur, ainsi que *T. lucasanum* qui, en faible profondeur, composait principalement les deux autres sites. San Rafaelito diffère des deux autres sites par la présence de quatre espèces ; *C. limbaughi*, *B. polylepis*, *S. psittacinus* et *H. dispilus* (Figure 16B). Les deux catégories de profondeur diffèrent l'une de l'autre par l'abondance de six espèces ; *S. rectifraenum*, *P. colonus* et *L. viridis* en faible profondeur, et *S. psittacinus*, *M. dentatus* et *B. polylepis* dans les zones plus profondes (Figure 16).

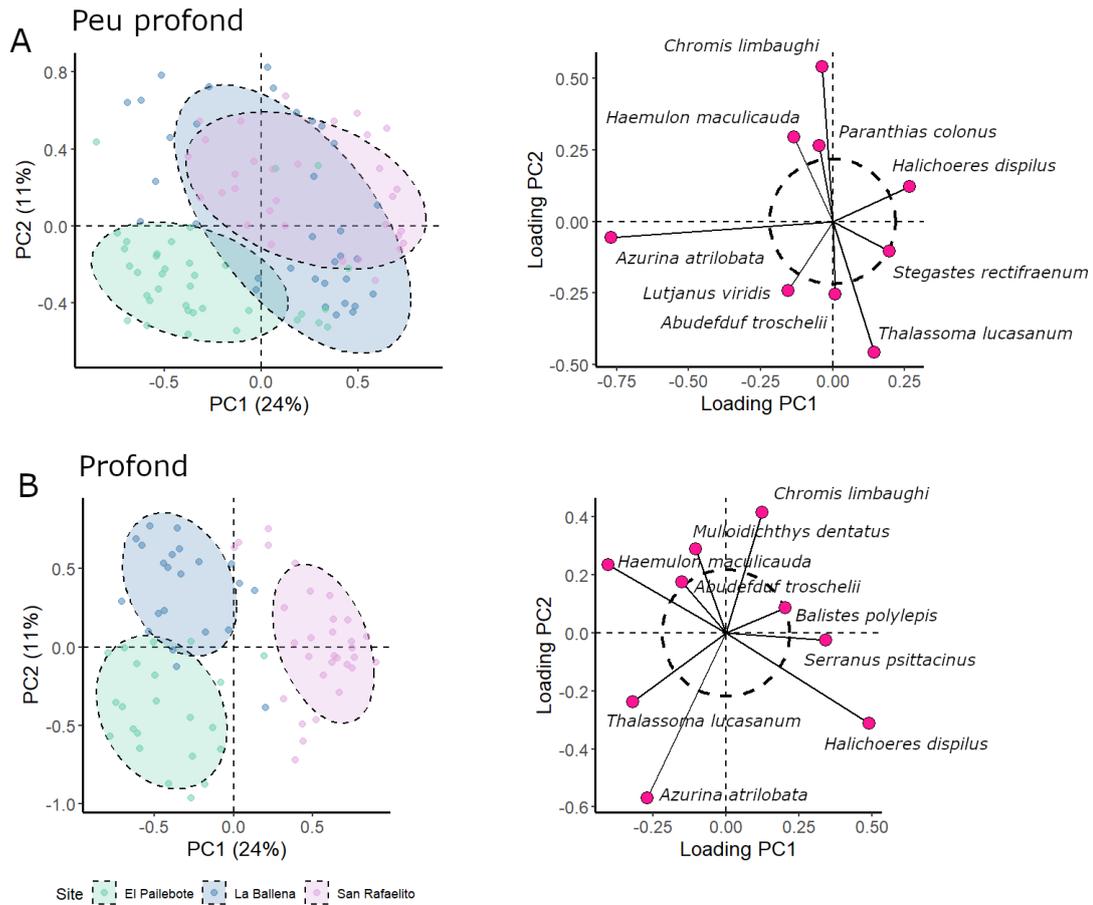


Figure 16 Analyse en composante principale (ACP) de la composition d'espèces selon le site en (A) peu profond et (B) profond. À gauche sont représentés les scores de l'ACP, et à droite les poids des composantes. Seules les espèces contribuant davantage à la variance que la moyenne (c'est-à-dire à l'extérieur du cercle pointillé) sont indiquées. Les ellipses recouvrent 75% des données.

a. Densité de *Stegastes rectifraenum*

Les résultats précédents montrent que les sons de type FPT sont dominants aux trois sites, mais leur abondance est différente. Ces types de sons sont caractéristiques de l'espèce *Stegastes rectifraenum* (Olivier *et al.*, 2014). Afin de déterminer si la différence d'abondance de FPT est liée à la densité de *S. rectifraenum*, celle-ci a été comparée entre les sites. Cette espèce est caractéristique des faibles profondeurs (> 10 m), se retrouvant en faible densité dans les zones profondes des trois sites (Tableau 3, Figure 17). La densité de *S. rectifraenum* à La Ballena est presque deux fois plus élevée qu'à El Pailebote, et aucune différence n'est observée entre San Rafaelito et El Pailebote (Tableau 3, Figure 17).

Tableau 3 Résultats du modèle linéaire comparant les valeurs de densité de *Stegastes rectifraenum* entre les sites, la profondeur (< 10 m et > 10 m) et leur interaction.

	Degré de liberté	Variabilité	Valeur F
Profondeur	1	143.31	107.47
Site	2	10.47	3.93
Profondeur : Site	2	1.18	0.44
Résidus	171	228.03	

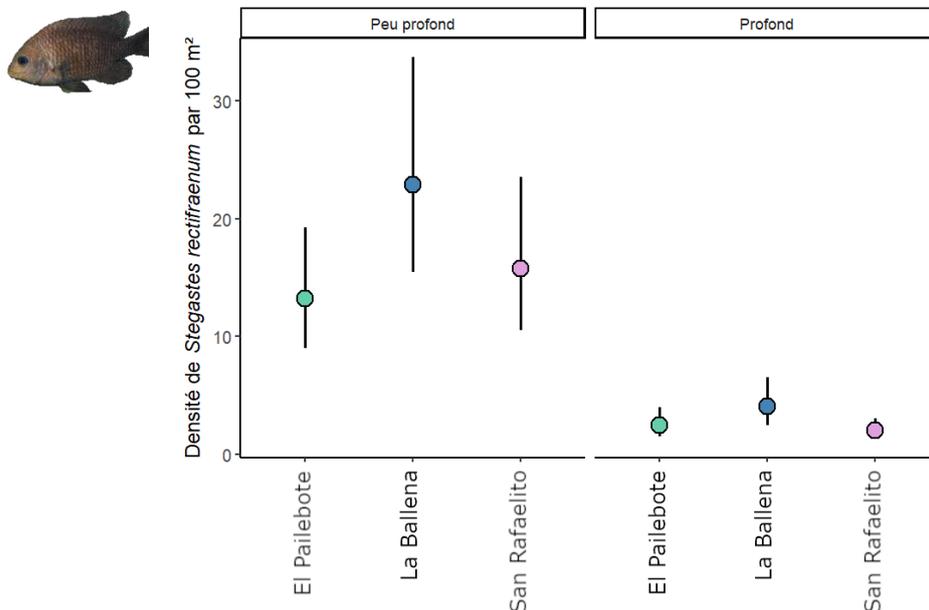


Figure 17 Valeurs prédites par le modèle avec un intervalle de confiance de 95% de la densité de *Stegastes rectifraenum* par 100 m² selon le site et la profondeur.

Discussion

1. Paysage sonore

Les degrés d'activités anthropiques différents aux trois sites d'étude sont à l'origine des niveaux de SPLrms observés. En effet, le site caractérisé par les niveaux de SPLrms les plus élevés, San Rafaelito, est celui présentant le plus d'activités nautiques et de plongées sous-marine, confirmant ainsi la contribution de celles-ci aux changements du paysage sonore. Ce même site reste le plus bruyant parmi les trois sites étudiés, même lorsqu'aucune activité anthropique proche n'est détectée. Ceci est probablement dû à une pollution acoustique non individualisable sur les spectrogrammes, tels des passages de bateaux plus lointain et l'activité du port de Pichilingue et d'aquaculture à proximité de San Rafaelito. La contribution du trafic maritime lointain aux différences de SPLrms entre les sites serait néanmoins faible étant donné la proximité géographique des trois sites. Une pollution acoustique modérée a également été observée à La Ballena où les niveaux sonores augmentent la journée lorsque les activités anthropiques sont plus intenses.

El Pailebote, le site le moins impacté par le passage de bateaux, est caractérisé par un pic de SPLrms au crépuscule d'environ 6 dB plus élevé que le reste de la journée. L'absence de détection de bruits anthropiques indique que cette augmentation du SPLrms est principalement due à une biophonie plus importante à cette période de la journée. Ce qui n'est pas le cas à San Rafaelito, où la totalité des minutes entre 18 h et 22 h sont polluées par des activités humaines.

Une exposition de 24 heures à des niveaux sonores dépassant les 130 dB re 1 μ Pa provoqueraient une augmentation temporaire des seuils auditifs des poissons, impliquant une capacité réduite à percevoir des sons de même intensité sonore qu'auparavant (Breitzler *et al.*, 2020). L'altération de la fonction auditive des poissons serait causée, entre-autre, par une diminution de la densité des cellules ciliées sensorielles impliquées dans la perception des sons (Badlowski & Boyle, 2024). De tels niveaux sonores étaient cependant rares lors de cette étude, avec seulement 38 minutes dépassent les 130 dB re 1 μ Pa à San Rafaelito, contre 18 à La Ballena et seulement cinq à El Pailebote. Néanmoins, des niveaux sonores plus bas, entre 120 et 130 dB re 1 μ Pa, ont été fréquemment observés à San Rafaelito. Une exposition prolongée (trois jours) à des bruits d'intensités comparables à ceux de San Rafaelito engendreraient des conséquences similaires à celles d'une exposition à des niveaux sonores plus hauts mais de plus courte durée. En effet, après une exposition prolongée à des bruits de bateaux compris entre

120 et 130 dB re 1 μ Pa, la mort cellulaire programmée des cellules ciliées sensorielles a augmenté de manière significative, réduisant la densité des cellules ciliées et augmentant ainsi les seuils auditifs des poissons (Badlowski & Boyle, 2024). Cette même étude a par ailleurs démontré que des expositions sporadiques de courte durée impacteraient peu la capacité auditive des poissons (Badlowski & Boyle, 2024). En effet, après un stress acoustique, les cellules ciliées ont la capacité de se régénérer mais cela dépend de l'intensité du bruit ainsi que de la durée de l'exposition (Smith *et al.*, 2006 ; Liu *et al.*, 2013). Les résultats de ces études sont cependant à prendre avec précaution car elles ont été réalisées dans des conditions de laboratoire. Or ces conditions sont souvent différentes et plus intenses qu'en milieu naturel, en partie dû au bruit de fond de la pièce et des machines (Lara & Vasconcelos, 2019), mais également à la réverbération et à la résonance des ondes sonores sur les parois du réservoir (Akamatsu *et al.*, 2002).

2. Activité acoustique et composition de poissons

Parmi les trois sites étudiés, San Rafaelito, le plus exposé à la pollution sonore, présente une quantité de sons produits par les poissons presque trois fois plus faible qu'à El Pailebote, le site le moins pollué, et deux fois plus faible qu'à La Ballena, le site modérément pollué. Cette différence est principalement due à un type de son largement dominant dans les trois sites. Il s'agit du Fast Pulse Train (FPT), correspondant au son de l'espèce de poisson demoiselle *Stegastes rectifraenum* (Olivier *et al.*, 2014). Le deuxième son le plus abondant (le « lowDS », ne pouvant être relié à une espèce en particulier) ne présentait pas de différence entre El Pailebote et San Rafaelito. Il convient de noter que les profondeurs différentes auxquelles les hydrophones ont été placés ne semblent pas impacter les résultats de richesse sonore et d'abondance de sons des poissons entre El Pailebote et les deux autres sites. En effet, l'ACP permet d'observer des compositions de types de sons similaires, du moins en journée, entre El Pailebote, où l'hydrophone était disposé à 17 m, et La Ballena, où il était disposé à 4 m.

Les densités des *S. rectifraenum*, le long des transects réalisés sur les trois sites, ne semblent pas expliquer les différences observées dans l'abondance des FPT. En effet, le site le plus calme est caractérisé par une abondance de FPT trois fois plus élevée qu'au site où l'activité anthropique est fréquente, or la densité de *S. rectifraenum* est similaire. La Ballena présente également une abondance trois fois plus importante de FPT qu'à San Rafaelito tandis que la densité de *S. rectifraenum* n'est plus élevée que d'une fois et demie.

Cependant, il convient de noter que les transects réalisés ne se concentraient pas sur les quelques mètres autour de l'hydrophone, une plus grande abondance de *S. rectifraenum* à proximité de l'hydrophone à La Ballena en comparaison à San Rafaelito ne peut donc être exclue. Néanmoins, l'hydrophone de El Pailebote étant disposé à 17 m de profondeur en raison de la nature du site, les enregistrements faits par celui-ci ne peuvent pas être influencés par une proximité des *S. rectifraenum*. En effet, cette espèce caractérise les zones peu profondes impliquant que l'hydrophone de El Pailebote a enregistré les sons de FPT émis quelques mètres plus haut sur le récif. La distance entre l'hydrophone de El Pailebote et l'émission des sons de FPT est à l'origine des valeurs de SPLrms des FPT significativement plus faibles qu'aux deux autres sites. La capacité de l'hydrophone de El Pailebote à capter des sons éloignés est possible grâce à la faible intensité de pollution acoustique qui ne couvre pas les sons naturels et probablement à l'activité acoustique plus faible à proximité de l'hydrophone dû à la faible densité de *S. rectifraenum* à cette profondeur. Il faut néanmoins tenir compte de l'absence de détection d'activités anthropiques dans les enregistrements analysés pour quantifier le nombre de FPT. Un phénomène de masquage serait ainsi causé par une biophonie plus importante à proximité, ou par les passages des bateaux et les activités humaines lointaines dont le bruit n'a pas été détecté à l'oreille ou sur les spectrogrammes. Un niveau de masquage différent entre San Rafaelito et La Ballena est peu probable. En effet, si le masquage était moindre à La Ballena, l'hydrophone aurait enregistré des sons FPT avec des valeurs hautes et basses de SPLrms, associés à des *S. rectifraenum* proches et plus éloignés de l'hydrophone. Or tous les SPLrms des FPT sont hauts par rapport à El Pailebote et similaires à ceux de San Rafaelito. Il est donc peu probable qu'un masquage plus faible à La Ballena, explique la différence d'abondance de FPT entre ce site et San Rafaelito. Ceci indique que les hydrophones de La Ballena et San Rafaelito captent principalement les sons produits à proximité mais pas ceux plus éloignés.

La densité de *S. rectifraenum* ne semblant pas expliquer les différentes abondances de FPT entre les sites, ceci pourrait indiquer un changement de comportement et une activité acoustique moindre de cette espèce à San Rafaelito. Les poissons demoiselles (Pomacentridae) produisent des sons dans divers contextes tels que les parades nuptiales, la reproduction, les comportements agonistiques et l'entretien du nid (Mann & Lobel, 1998 ; Parmentier *et al.*, 2010). L'arrêt temporaire des activités, des réactions d'alarmes et de fuites sont généralement des réponses comportementales des poissons face à la pollution sonore (Boussard, 1981). Une

espèce de Pomacentridae, *Pomacentrus wardi*, a par exemple montré une diminution de moitié des comportements d'audace et de leur distance d'éloignement par rapport au refuge en présence de bateaux hors-bord à deux temps, contrairement aux bateaux hors-bord à quatre temps qui n'avaient pas d'impact significatif sur les activités des individus (McCormick *et al.*, 2018). Des individus présentant des comportements moins audacieux auraient tendance à moins s'engager dans des contextes de défense de territoire pour lesquels les Pomacentridae produisent du son (Mann & Lobel, 1998 ; Parmentier *et al.*, 2010), entraînant ainsi une réduction de la production sonore des *Stegastes rectifraenum* en présence de bruits anthropiques. Les Pomacentridae auraient donc davantage tendance à rester plus près de leur refuge, voire à s'y cacher, lorsqu'ils sont exposés à des bruits de bateaux plutôt qu'à fuir la zone polluée (Leduc *et al.*, 2021 ; Minier *et al.*, 2024). Un même comportement a été observé lorsque des espèces de Pomacentridae étaient perturbées par la présence d'un plongeur (Benevides *et al.*, 2019 ; Giglio *et al.*, 2022). Ce comportement pourrait réduire le temps consacré à d'autres comportements essentiels à la survie des individus. L'entretien du nid, par exemple, est associé à des comportements agonistiques lorsque le mâle courtisant chasse les autres individus, produisant ainsi des sons de défense de territoire (Mann & Lobel, 1998 ; Parmentier *et al.*, 2010). Une étude a montré que durant une exposition à un bruit de bateau, les *Chromis chromis* consacraient moins de temps à l'entretien du nid (Picciulin *et al.*, 2010), réduisant les comportements agonistiques associés et ainsi la production de son. Cependant, deux autres espèces de Pomacentridae, *Amphiprion chrysopterus* et *Acanthochromis polyacanthus*, ont montré une augmentation de l'agression et des comportements de défense (Mills *et al.*, 2020 ; Nedelec *et al.*, 2017). Cependant, de telles observations indiqueraient une augmentation de la production sonore, or ceci ne va pas dans le même sens que les résultats obtenus lors de ce mémoire. Des études supplémentaires sont ainsi nécessaires afin de confirmer cette hypothèse.

En plus des effets sur des comportements associés à la production sonore, la pollution acoustique aurait également des impacts sur d'autres comportements essentiels à la survie des individus mais qui ne sont pas liés à leur activité acoustique. Les opportunités et tentatives d'alimentation diminueraient significativement en présence de bruits de bateaux ainsi qu'en présence de plongeurs (Benevides *et al.*, 2019 ; Bracciali *et al.*, 2012 ; Leduc *et al.*, 2021 ; Minier *et al.*, 2024). De plus, le bruit causé par le passage de bateaux aurait pour effet d'altérer l'évaluation des risques des poissons, les rendant plus vulnérables à la prédation (McCormick *et al.*, 2018 ; Simpson *et al.*, 2016b). En effet, les bruits d'origine anthropique engendreraient

des temps de réponses à des stimuli plus lents (Bretzleir *et al.*, 2020) et réduiraient de moitié les distances de fuite face à un prédateur (Leduc *et al.*, 2021).

Ainsi, les passages de bateaux couplés aux activités de plongées sous-marines à San Rafaelito pourraient expliquer la production de sons par les *S. rectifraenum* plus faible et impacter divers comportements, associés à la production sonore ou non. Des études approfondies sont néanmoins nécessaires pour évaluer les risques qu'auraient les perturbations anthropiques sur les Pomacentridae, en particulier sur les *S. rectifraenum*, une espèce abondante des zones peu profondes dans le Golfe de Californie. Il est ainsi essentiel d'étudier et de mieux comprendre les effets des activités humaines sur les comportements importants à la survie des espèces afin d'essayer de limiter les conséquences sur la biodiversité marine.

Conclusion

Lors de cette étude, nous avons essayé de comprendre comment la pollution acoustique pouvait impacter le paysage sonore et la biodiversité de poissons. Les trois sites d'études ont montré une pollution acoustique distincte, corrélée à l'intensité des activités anthropiques qui s'y déroulent. Il est possible de conclure que les bruits engendrés par les activités humaines contribuent aux changements du paysage sonore sous-marin. Le site où se déroulent des activités anthropiques diverses et fréquentes présente une activité acoustique des *Stegastes rectifraenum*, une espèce de Pomacentridae, plus faible qu'aux deux autres sites. Cette étude a, cependant, permis de démontrer qu'une diminution de l'activité acoustique n'est pas forcément expliquée par une diminution de la densité de l'espèce à l'origine de la production du son. Il est plus probable que les changements de comportement des poissons exposés à la pollution sonore soient à l'origine des variations de l'activité acoustique. Néanmoins, il n'a pas été démontré quelles activités comportementales étaient affectées. Des études comportementales sur les Pomacentridae, en particulier les *Stegastes* présentes en abondance dans cette zone d'étude, permettraient d'évaluer les effets de la pollution sonore sur le comportement des poissons et comment ceux-ci influencent leur activité acoustique. Il convient de rester prudent quant aux résultats de cette étude. En effet, les enregistrements ayant été réalisés à des périodes différentes, cela peut engendrer un biais dans les résultats. Une amélioration pour les études suivantes consisterait à réaliser les monitorings acoustiques en lien étroit avec les transects visuels, c'est-à-dire à la même période et dans une zone définie. Obtenir des conclusions sur les effets de la pollution sonore sur la vie marine demande des études à long terme et sur de larges échelles géographiques. Le monitoring acoustique s'avère être une méthode efficace pour évaluer les effets de cette problématique qui devient de plus en plus préoccupante. Mettre l'accent sur les conséquences de nos activités permettrait de sensibiliser le grand public et de mettre en place davantage de régulations pour limiter les impacts sur la biodiversité marine.

Bibliographie

- Agardy, T., Bridgewater, P., Crosby, M. P., Day, J., Dayton, P. K., Kenchington, R., Laffoley, D., McConney, P., Murray, P. A., Parks, J. E., & Peau, L. (2003). Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(4), 353-367. <https://doi.org/10.1002/aqc.583>
- Akamatsu, T., Okumura, T., Novarini, N., & Yan, H. Y. (2002). Empirical refinements applicable to the recording of fish sounds in small tanks. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 112(6), 3073-3082.
- Amorim, M. C. (2006). Diversity of sound production in fish. *Communication in Fishes*, 1, 71-105.
- Amorim, M. C. P., Simões, J. M., Fonseca, P. J., & Turner, G. F. (2008). Species differences in courtship acoustic signals among five Lake Malawi cichlid species (*Pseudotropheus spp.*). *Journal of Fish Biology*, 72(6), 1355-1368. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.01802.x>
- Amorim, M. C. P., Simões, J. M., Almada, V. C., & Fonseca, P. J. (2011). Stereotypy and variation of the mating call in the Lusitanian toadfish, *Halobatrachus didactylus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(4), 707-716. <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1072-3>
- Au, W. W. L., & Hastings, M. C. (2008). *Principles of Marine Bioacoustics*. Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-78365-9>
- Badlowski, G. A., & Boyle, K. S. (2024). Repeated boat noise exposure damages inner ear sensory hair cells and decreases hearing sensitivity in Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*). *Journal of Experimental Biology*, 227(2), jeb245093. <https://doi.org/10.1242/jeb.245093>
- Benevides, L. J., Cardozo-Ferreira, G. C., Ferreira, C. E. L., Pereira, P. H. C., Pinto, T. K., & Sampaio, C. L. S. (2019). Fear-induced behavioural modifications in damselfishes can be diver-triggered. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 514, 34-40.
- Beranek, L. L. (1950). *Acoustic measurements*. John Wiley.
- Bertucci, F., Lecchini, D., Greeven, C., Brooker, R. M., Minier, L., Cordonnier, S., René-Trouillefou, M., & Parmentier, E. (2021). Changes to an urban marina soundscape associated with COVID-19 lockdown in Guadeloupe. *Environmental Pollution*, 289, 117898. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117898>
- Boussard, A. (1981). The reactions of roach (*Rutilus rutilus*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) to noises produced by high speed boating. In *Proceedings of 2nd British Freshwater Fisheries Conference* (pp. 188-200). University of Liverpool Liverpool.

- Bracciali, C., Campobello, D., Giacoma, C., & Sara, G. (2012). Effects of nautical traffic and noise on foraging patterns of mediterranean damselfish (*Chromis chromis*). *PLoS ONE*, 7(7).
- Breitzler, L., Lau, I. H., Fonseca, P. J., & Vasconcelos, R. O. (2020). Noise-induced hearing loss in zebrafish : investigating structural and functional inner ear damage and recovery. *Hearing Research*, 391, 107952. <https://doi.org/10.1016/j.heares.2020.107952>
- Brusca, R. C. (Ed.). (2010). *The Gulf of California: biodiversity and conservation*. University of Arizona Press.
- Burkenroad, M. D. (1931). Notes on the Sound-Producing Marine Fishes of Louisiana. *Copeia*, 1931(1), 20. [doi:10.2307/1436789](https://doi.org/10.2307/1436789)
- Calderon-Aguilera, L. E., Rivera-Monroy, V. H., Porter-Bolland, L., Martínez-Yrizar, A., Ladah, L. B., Martínez-Ramos, M., Alcocer, J., Santiago-Pérez, A. L., Hernandez-Arana, H. A., Reyes-Gómez, V. M., Pérez-Salicrup, D. R., Díaz-Nuñez, V., Sosa-Ramírez, J., Herrera-Silveira, J., & Búrquez, A. (2012). An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: Current trends and research gaps. *Biodiversity and Conservation*, 21(3), 589-617. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0218-6>
- Casaretto, L., Picciulin, M., & Hawkins, A. D. (2015). Seasonal patterns and individual differences in the calls of male haddock *Melanogrammus aeglefinus*. *Journal of Fish Biology*, 87(3), 579-603. <https://doi.org/10.1111/jfb.12740>
- Case, T. J., Cody, M. L., & Ezcurra, E. (2002). *A new island biogeography of the Sea of Cortés*. Oxford University Press.
- Cato, D. H. (1978). Marine biological choruses observed in tropical waters near Australia. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 64(3), 736-743. <https://doi.org/10.1121/1.382038>
- Chapman, C. J., & Sand, O. (1974). Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* (L.) and *Limanda limanda* (L.) (family pleuronectidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 47(1), 371-385. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(74\)90082-6](https://doi.org/10.1016/0300-9629(74)90082-6)
- Carvajal, M.A., Ezcurra, E. & Robles, A. (2004) *The Gulf of California: natural resource concerns and the pursuit of a vision*. Pages 105-124 in K. Glover & S. Earle, editors. *Defying ocean's end. An agenda for action*. Island Press, Washington, D.C.
- CONANP (2007). *Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales & CONANP, Mexico.
- CONANP-BALANDRA (2015). *Programa de Manejo, Area de Protection de Flora y Fauna Balandra*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales & CONANP, Mexico.

- CONANP-SEMARNAT (2014). Programa de manejo del Parque Nacional exclusivamente la zona marina del Archipiélago de Espíritu Santo. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales & CONANP, Mexico.
- CONANP-SEMARNAT (2015). Parque Nacional Exclusivamente la Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales & CONANP, Mexico.
- Denton, E. J., & Gray, J. A. B. (1979). The analysis of sound by the sprat ear. *Nature*, 282(5737), 406-407.
- De Vries, Hl. (1950). The mechanics of the labyrinth otoliths. *Acta Oto-Laryngologica*, 38(3), 262-273. <https://doi.org/10.3109/00016485009118384>
- Duarte, C. M., Chapuis, L., Collin, S. P., Costa, D. P., Devassy, R. P., Eguiluz, V. M., Erbe, C., Gordon, T. A. C., Halpern, B. S., Harding, H. R., Havlik, M. N., Meekan, M., Merchant, N. D., Miksis-Olds, J. L., Parsons, M., Predragovic, M., Radford, A. N., Radford, C. A., Simpson, S. D., Slabbekoorn, H., Staaterman, E., Van opzeeland I. C., Winderen, J., Zhan, X., & Juanes, F. (2021). The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371(6529), eaba4658. <https://doi.org/10.1126/science.aba4658>
- Elise, S., Guilhaumon, F., Mou-Tham, G., Urbina-Barreto, I., Vigliola, L., Kulbicki, M., & Bruggemann, J. H. (2022). Combining passive acoustics and environmental data for scaling up ecosystem monitoring : A Test on Coral Reef Fishes. *Remote Sensing*, 14(10), 2394. <https://doi.org/10.3390/rs14102394>
- Elorriaga-Verplancken, F. R., Paniagua-Mendoza, A., Hernández-Camacho, C. J., Webber, M. A., Cruz-Vallejo, R., Nevels, C. R., & González-López, I. (2021). A new Guadalupe fur seal colony in the Gulf of California? Ecological and Conservation Implications. *Aquatic Mammals*, 47(1), 1-9. <https://doi.org/10.1578/AM.47.1.2021.1>
- Fast, M. D., Hosoya, S., Johnson, S. C., & Afonso, L. O. B. (2008). Cortisol response and immune-related effects of Atlantic salmon (*Salmo salar* Linnaeus) subjected to short- and long-term stress. *Fish & Shellfish Immunology*, 24(2), 194-204. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2007.10.009>
- Fay, R. R., & Simmons, A. M. (1999). The sense of hearing in fishes and amphibians. In R. R. Fay & A. N. Popper (Éds.), *Comparative Hearing : Fish and Amphibians* (Vol. 11, p. 269-318). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0533-3_7
- Fine, M. L., & Thorson, R. F. (2008). Use of passive acoustics for assessing behavioral interactions in individual toadfish. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137(2), 627-637. <https://doi.org/10.1577/T04-134.1>
- Fish, M. P., & Mowbray, W. H. (1970). Sounds of western North Atlantic fishes: a reference file of biological underwater sounds.

- Giglio, V. J., Blumstein, D. T., Motta, F. S., & Pereira-Filho, G. H. (2022). Diver presence increases egg predation on a nesting damselfish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 549, 151694.
- Hastings, P. A., L. T. Findley & A. M. van der Heiden. (2010). Fishes of the Gulf of California. pp. 96-118, In Brusca, R. (ed). *The Gulf of California. Biodiversity and Conservation*. Univ. Arizona Press, Tucson
- Hawkins, A. D., Pembroke, A. E., & Popper, A. N. (2015). Information gaps in understanding the effects of noise on fishes and invertebrates. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25(1), 39-64. <https://doi.org/10.1007/s11160-014-9369-3>
- Heuschele, J., Mannerla, M., Gienapp, P., & Candolin, U. (2009). Environment-dependent use of mate choice cues in sticklebacks. *Behavioral Ecology*, 20(6), 1223-1227. <https://doi.org/10.1093/beheco/arp123>
- Hildebrand, J. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 5-20. <https://doi.org/10.3354/meps08353>
- Holles, S., Simpson, S., Radford, A., Berten, L., & Lecchini, D. (2013). Boat noise disrupts orientation behaviour in a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, 485, 295-300. <https://doi.org/10.3354/meps10346>
- Holt, D. E., & Johnston, C. E. (2014). Evidence of the Lombard effect in fishes. *Behavioral Ecology*, 25(4), 819-826. <https://doi.org/10.1093/beheco/aru028>
- IUCN. (2018). Consulté 7 mai 2024, à l'adresse <https://www.iucn.org/our-work/protected-areas-and-land-use>
- Jacobs, D. W., & Tavolga, W. N. (1967). Acoustic intensity limens in the goldfish. *Animal Behaviour*, 15(2-3), 324-335. [https://doi.org/10.1016/0003-3472\(67\)90019-X](https://doi.org/10.1016/0003-3472(67)90019-X)
- Jain-Schlaepfer, S., Fakan, E., Rummer, J. L., Simpson, S. D., & McCormick, M. I. (2018). Impact of motorboats on fish embryos depends on engine type. *Conservation Physiology*, 6(1). <https://doi.org/10.1093/conphys/coy014>
- Jensen, F. B., & Kuperman, W. A. (1983). Optimum frequency of propagation in shallow water environments. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 73(3), 813-819.
- Krause, B. Bioacoustics: habitat ambience & ecological balance. *Whole Earth Rev.* 1987, 57, 14–16.
- Ladich, F., & H. Bass, A. (1998). Sonic / vocal motor pathways in catfishes : comparisons with other teleosts. *Brain, Behavior and Evolution*, 51(6), 315-330. <https://doi.org/10.1159/000006545>
- Ladich, F., & Fay, R. R. (2013). Auditory evoked potential audiometry in fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23(3), 317-364. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9297-z>
- Laplace, P. S. (1816). On the speed of sound in the air and water. *Ann. de Chim. et de Phys*, 3, 238-241.

- Lara, R. A., & Vasconcelos, R. O. (2019). Characterization of the natural soundscape of zebrafish and comparison with the captive noise conditions. *Eeбраfish*, 16(2), 152-164. <https://doi.org/10.1089/zeb.2018.1654>
- Lecchini, D., Brooker, R. M., Waqalevu, V., Gairin, E., Minier, L., Berthe, C., Besineau, R., Blay, G., Maueau, T., Sturny, V., Bambridge, T., Sang, G. T., & Bertucci, F. (2021). Effects of COVID-19 pandemic restrictions on coral reef fishes at eco-tourism sites in Bora-Bora, French Polynesia. *Marine Environmental Research*, 170, 105451. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105451>
- Leduc, A. O. H. C., Nunes, J. A. C. C., De Araújo, C. B., Quadros, A. L. S., Barros, F., Oliveira, H. H. Q., Simões, C. R. M. A., Winandy, G. S. M., & Slabbekoorn, H. (2021). Land-based noise pollution impairs reef fish behavior: a case study with a Brazilian carnival. *Biological Conservation*, 253, 108910. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108910>
- Lessa, A. A., Barroso, V. R., Xavier, F. C., & Ferreira, C. E. L. (2023). Impacts of anthropogenic sounds on reef fish. In A. N. Popper, J. Sisneros, A. D. Hawkins, & F. Thomsen (Éds.), *The Effects of Noise on Aquatic Life* (p. 1-9). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_1_1
- Lester, S., & Halpern, B. (2008). Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series*, 367, 49-56. <https://doi.org/10.3354/meps07599>
- Liu, M., Wei, Q. W., Du, H., Fu, Z. Y., & Chen, Q. C. (2013). Ship noise-induced temporary hearing threshold shift in the Chinese sucker *Myxocyprinus asiaticus* (Bleeker, 1864). *Journal of Applied Ichthyology*, 29(6), 1416-1422. <https://doi.org/10.1111/jai.12345>
- Lombard, E. (1911). Le signe de televation de la voix. *Annu. maladies oreille larynx nez pharynx*, 27, 101-119.
- Looby, A., Cox, K., Bravo, S., Rountree, R., Juanes, F., Reynolds, L. K., & Martin, C. W. (2022). A quantitative inventory of global soniferous fish diversity. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 32(2), 581-595. <https://doi.org/10.1007/s11160-022-09702-1>
- Mann, D. A., & Lobel, P. S. (1995). Passive acoustic detection of sounds produced by the damselfish, *Dascyllus albisella* (Pomacentridae). *Bioacoustics*, 6(3), 199-213. <https://doi.org/10.1080/09524622.1995.9753290>
- Mann, D. A., & Lobel, P. S. (1998). Acoustic behavior of the damselfish *Dascyllus albisella*: behavioral and geographic variation. *Environmental Biology of Fishes*, 51(4), 421-428. <https://doi.org/10.1023/A:1007410429942>

- Marine Conservation – Niparajá. Consulté 11 mai 2024, à l'adresse <https://niparaja.org/conservacion-marina/>
- McCormick, M. I., Allan, B. J. M., Harding, H., & Simpson, S. D. (2018). Boat noise impacts risk assessment in a coral reef fish but effects depend on engine type. *Scientific Reports*, 8(1), 3847. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22104-3>
- Medwin, H., & Clay, C. S. (1998). The realm of acoustical oceanography; Theory and applications of ocean acoustics. *Fundamentals of Acoustical Oceanography*, 1–VI. [doi:10.1016/b978-012487570-8/50003-9](https://doi.org/10.1016/b978-012487570-8/50003-9)
- Mills, S. C., Beldade, R., Henry, L., Laverty, D., Nedelec, S. L., Simpson, S. D., & Radford, A. N. (2020). Hormonal and behavioural effects of motorboat noise on wild coral reef fish. *Environmental Pollution*, 262, 114250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114250>
- Minier, L., Bertucci, F., Gay, T., Chamot, Z., Turco, T., Schligler, J., Mills, S.C., Vidal, M., Parmentier, E., Sturny, V., Mathevon, N., Beauchaud, M., Lecchini, D., Médoc, V. (2024). Behavioural response to boat noise weakens the strength of a trophic link in coral reefs. *Environmental Pollution*, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124770>
- Mooney, T. A., Di Iorio, L., Lammers, M., Lin, T.-H., Nedelec, S. L., Parsons, M., Radford, C., Urban, E., & Stanley, J. (2020). Listening forward : approaching marine biodiversity assessments using acoustic methods. *Royal Society Open Science*, 7(8), 201287. <https://doi.org/10.1098/rsos.201287>
- Myrberg, A. A., & Spires, J. Y. (1980). Hearing in damselfishes : an analysis of signal detection among closely related species. *Journal of Comparative Physiology*, 140(2), 135-144. <https://doi.org/10.1007/BF00606305>
- National Institute of Statistics and Geography (INEGI). Consulté 27 mars 2024, à l'adresse <https://en.www.inegi.org.mx/default.html>
- Nedelec, S. L., Radford, A. N., Pearl, L., Nedelec, B., McCormick, M. I., Meekan, M. G., & Simpson, S. D. (2017). Motorboat noise impacts parental behaviour and offspring survival in a reef fish. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1856), 20170143. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0143>
- NMFS. (2018). Technical guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing : underwater thresholds for onset of permanent and temporary threshold shifts. p. 167. Washington, DC: US Department of Commerce
- NRC. (1994). Low-frequency sound and marine mammals: current knowledge and research need. Washington, DC: National Research Council National Academy Press.

- Olán-González, M., Reyes-Bonilla, H., Arreola-Alarcón, I. M., Uribe, R. V., & Olivier, D. (2023). Ecotourism impacts on reef fishes in a marine reserve during the COVID -19 era. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 21(7), 317-323. <https://doi.org/10.1002/fee.2657>
- Olivier, D., Frédérick, B., Spanopoulos-Zarco, M., Balart, E. F., & Parmentier, E. (2014). The ceratomanibular ligament : a key functional trait for grazing in damselfishes (Pomacentridae). *Frontiers in Zoology*, 11, 1-14.
- Parmentier, E., Kéver, L., Casadevall, M., & Lecchini, D. (2010). Diversity and complexity in the acoustic behaviour of *Dacyllus flavicaudus* (Pomacentridae). *Marine Biology*, 157(10), 2317-2327. <https://doi.org/10.1007/s00227-010-1498-1>
- Patterson Edward, J. K., Jayanthi, M., Malleshappa, H., Immaculate Jeyasanta, K., Laju, R. L., Patterson, J., Diraviya Raj, K., Mathews, G., Marimuthu, A. S., & Grimsditch, G. (2021). COVID-19 lockdown improved the health of coastal environment and enhanced the population of reef-fish. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112124. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112124>
- Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Farina, A., & Ferrero, E. A. (2010). In situ behavioural responses to boat noise exposure of *Gobius cruentatus* (Gmelin, 1789; fam. Gobiidae) and *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758; fam. Pomacentridae) living in a Marine Protected Area. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386(1-2), 125-132. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.02.012>
- Pierce AD. *Acoustics: an introduction to its physical principles and applications*. Acoustical Society of America; 1989.
- Pijanowski, B. C., Villanueva-Rivera, L. J., Dumyahn, S. L., Farina, A., Krause, B. L., Napoletano, B. M., Gage, S. H., & Pieretti, N. (2011). Soundscape ecology : the science of sound in the landscape. *BioScience*, 61(3), 203-216. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.6>
- Plenderleith, M., Oosterhout, C. V., Robinson, R. L., & Turner, G. F. (2005). Female preference for conspecific males based on olfactory cues in a Lake Malawi cichlid fish. *Biology Letters*, 1(4), 411-414. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0355>
- Popper, A. N., & Hawkins, A. D. (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*, 94(5), 692-713. <https://doi.org/10.1111/jfb.13948>
- Purser, J., & Radford, A. N. (2011). Acoustic noise induces attention shifts and reduces foraging performance in three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *PLoS ONE*, 6(2), e17478. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017478>
- Radford, A. N., Kerridge, E., & Simpson, S. D. (2014). Acoustic communication in a noisy world : can fish compete with anthropogenic noise? *Behavioral Ecology*, 25(5), 1022-1030. <https://doi.org/10.1093/beheco/aru029>

- Raick, X., Di Iorio, L., Lecchini, D., Gervaise, C., Hédouin, L., Under The Pole Consortium, Pérez-Rosales, G., Rouzé, H., Bertucci, F., & Parmentier, E. (2023). Fish sounds of photic and mesophotic coral reefs : variation with depth and type of island. *Coral Reefs*, 42(2), 285-297. <https://doi.org/10.1007/s00338-022-02343-7>
- Remage-Healey, L., Nowacek, D. P., & Bass, A. H. (2006). Dolphin foraging sounds suppress calling and elevate stress hormone levels in a prey species, the Gulf toadfish. *Journal of Experimental Biology*, 209(22), 4444-4451. <https://doi.org/10.1242/jeb.02525>
- Rice, A. N., Farina, S. C., Makowski, A. J., Kaatz, I. M., Lobel, P. S., Bemis, W. E., & Bass, A. H. (2022). Evolutionary patterns in sound production across fishes. *Ichthyology & Herpetology*, 110(1). <https://doi.org/10.1643/i2020172>
- Richardson, W. J., Greene Jr., C. R., Malme, C. I., Thomson, D. H. (1995). *Marine mammals and noise*. Academic Press
- Rife, A. N., Aburto-Oropeza, O., Hastings, P. A., Erisman, B., Ballantyne, F., Wielgus, J., Sala, E., & Gerber, L. (2013). Long-term effectiveness of a multi-use marine protected area on reef fish assemblages and fisheries landings. *Journal of Environmental Management*, 117, 276-283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.029>
- Roberts, C. M., McClean, C. J., Veron, J. E. N., Hawkins, J. P., Allen, G. R., McAllister, D. E., Mittermeier, C. G., Schueler, F. W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C., & Werner, T. B. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295(5558), 1280-1284. <https://doi.org/10.1126/science.1067728>
- Rountree, R. A., Gilmore, R. G., Goudey, C. A., Hawkins, A. D., Luczkovich, J. J., & Mann, D. A. (2006). Listening to fish : applications of passive acoustics to fisheries science. *Fisheries*, 31(9), 433-446. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2006\)31\[433:LTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2006)31[433:LTF]2.0.CO;2)
- Rutz, C., Loretto, M.-C., Bates, A. E., Davidson, S. C., Duarte, C. M., Jetz, W., Johnson, M., Kato, A., Kays, R., Mueller, T., Primack, R. B., Ropert-Coudert, Y., Tucker, M. A., Wikelski, M., & Cagnacci, F. (2020). COVID-19 lockdown allows researchers to quantify the effects of human activity on wildlife. *Nature Ecology & Evolution*, 4(9), 1156-1159. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1237-z>
- Sagarin, R. D., Gilly, W. F., Baxter, C. H., Burnett, N., & Christensen, J. (2008). Remembering the Gulf : changes to the marine communities of the Sea of Cortez since the Steinbeck and Ricketts expedition of 1940. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 372-379. <https://doi.org/10.1890/070067>
- Sala, E., & Giakoumi, S. (2018). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3), 1166-1168. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>

- SETUE, Gobierno del estado de Baja California Sur, Secretaria de turismo y economia, direccion de informatica y estadistica (2023). La Paz, Infomacion Estratégica.
- Simpson, S. D., Radford, A. N., Holles, S., Ferarri, M. C. O., Chivers, D. P., McCormick, M. I., & Meekan, M. G. (2016a). Small-boat noise impacts natural settlement behavior of coral reef fish larvae. In A. N. Popper & A. Hawkins (Éds.), *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Vol. 875, p. 1041-1048). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_129
- Simpson, S. D., Radford, A. N., Nedelec, S. L., Ferrari, M. C. O., Chivers, D. P., McCormick, M. I., & Meekan, M. G. (2016b). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature Communications*, 7(1), 10544. <https://doi.org/10.1038/ncomms10544>
- Slabbekoorn, H. (2019). Noise pollution. *Current Biology*, 29(19), R957-R960. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.07.018>
- Smith, M. E., Coffin, A. B., Miller, D. L., & Popper, A. N. (2006). Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure. *Journal of Experimental Biology*, 209(21), 4193-4202. <https://doi.org/10.1242/jeb.02490>
- Southall, B. L. (2005). Shipping noise and marine mammals: A forum for science, management, and technology. In *Final Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) International Symposium*.
- Speaks CE (1992) *Introduction to sound : acoustics for the hearing and speech sciences*. San Diego: Singular Publishing Group Inc.
- Staaterman, E., Gallagher, A., Holder, P., Reid, C., Altieri, A., Ogburn, M., Rummer, J., & Cooke, S. (2020). Exposure to boat noise in the field yields minimal stress response in wild reef fish. *Aquatic Biology*, 29, 93-103. <https://doi.org/10.3354/ab00728>
- Suarez-Castillo, A. N., Riosmena-Rodriguez, R., Hernandez-Carmona, G., Méndez-Trejo, M. D. C., López-Vivas, J. M., Sánchez-Ortiz, C., Lara-Uc, M. M., & Torre-Cosio, J. (2013). Biodiversity associated to Sargassum forest at the Gulf of California. *Invertebrates: Classification, Evolution and Biodiversity*, 205-223.
- Tavolga, W. N. (1962). Mechanisms of sound production in the ariid catfishes *Galeichthys* and *Bagre*. *Bulletin of the AMNH*; v. 124, article 1.
- Tavolga, W. N. (1971). Acoustic orientation in the sea catfish, *Galeichthys felis*. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 188(1), 80-97. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.1971.tb13091.x>
- Van Bergerijk, W. A. (1964). Directional and nondirectional hearing in fish. *Marine Bio-acoustics*, 1, 281-299.

- Webb, J. F., Fay, R. R., & Popper, A. N. (Éds.). (2008). *Fish Bioacoustics*. Springer.
- Weng, K. C., Friedlander, A. M., Gajdzik, L., Goodell, W., & Sparks, R. T. (2023). Decreased tourism during the COVID-19 pandemic positively affects reef fish in a high use marine protected area. *Plos one*, 18(4), e0283683.
- Wenz, G. M. (1962). Acoustic ambient noise in the ocean : spectra and sources. *The journal of the acoustical society of America*, 34(12), 1936-1956.
- Wright, A. J., Soto, N. A., Baldwin, A. L., Bateson, M., Beale, C. M., Clark, C., Deak, T., Edwards, E. F., Fernández, A., Godinho, A., Hatch, L. T., Kakuschke, A., Lusseau, D., Martineau, D., Romero, M. L., Weilgart, L. S., Wintle, B. A., Notarbartolo-di-Sciara, G., & Martin, V. (2007). Anthropogenic noise as a stressor in animals : a multidisciplinary perspective. *International Journal of Comparative Psychology*, 20(2). <https://doi.org/10.46867/IJCP.2007.20.02.02>
- Wysocki, L. E., & Ladich, F. (2005). Hearing in fishes under noise conditions. *Journal of the Association for Research in Otolaryngology*, 6(1), 28-36. <https://doi.org/10.1007/s10162-004-4043-4>