

## Mémoire

**Auteur :** Maniquet, Héroïse

**Promoteur(s) :** 24618; Frederich, Bruno

**Faculté :** Faculté des Sciences

**Diplôme :** Master en océanographie, à finalité approfondie

**Année académique :** 2023-2024

**URI/URL :** <http://hdl.handle.net/2268.2/20898>

---

### *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.*

---

Université de Liège  
Faculté des Sciences  
Département Astrophysique,  
Géographique et Océanographie



Diversité de la communauté de poissons de récifs au sein et en-dehors  
d'une zone de pêche définie dans l'aire marine protégée de la baie de  
Balandra (La Paz, Mexico)



Héloïse Maniquet

Année académique 2023-2024

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

Héloïse Maniquet  
Promoteur ULiège : Bruno Frédéric  
Promoteur UABCS : Damien Olivier

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

## **Remerciements :**

Je remercie grandement mon promoteur Bruno Frederich de m'avoir proposé cette opportunité de mémoire à l'étranger ainsi que de m'avoir suivie dans la rédaction de celui-ci.

Je tiens à remercier particulièrement mon co-promoteur Damien Olivier pour toute l'aide apportée lors de ces 6 mois. Je le remercie pour l'encadrement apporté, les multiples plongées réalisées dans le cadre de la recherche, les nombreuses réponses à mes questions ainsi que son aide au quotidien pour m'intégrer dans un pays nouveau pour moi.

Je remercie également Florian Rabasco pour sa participation lors des différents monitorings mis en place dans le cadre de ce mémoire ainsi que pour ses conseils concernant la vie locale.

Je suis très reconnaissante envers le programme Erasmus pour m'avoir permis de réaliser ce mémoire à l'étranger avec l'aide d'une bourse Erasmus OUT.

J'exprime ma gratitude envers l'Université de Liège ainsi que l'Université autonome de Basse Californie du Sud de m'avoir accueillie dans le cadre de ce mémoire.

Enfin, je remercie mes parents et mes amis de m'avoir toujours soutenue et d'avoir toujours cru en moi.

## Résumé :

La mise en place d'aires marines protégées (MPA) est l'outil le plus utilisé actuellement afin de protéger la biodiversité marine. Cependant, un grand nombre de celles-ci ne présentent pas de contrôles actifs, laissant place à la pêche illégale et n'atteignent dès lors pas leurs objectifs. Cette pêche peut impacter l'écosystème en visant de manière préférentielle certaines espèces de poissons tels que les poissons perroquets et les grands prédateurs, pouvant entraîner un effet en cascade sur le reste de l'écosystème. Face à cela, la vigilance citoyenne mise en place grâce aux activités éco-touristiques peut permettre un contrôle presque permanent et ainsi augmenter l'efficacité des MPA. Dans la Baie de la Paz, la MPA à usages multiples de Balandra présente une zone de non-pêche accueillant de nombreuses activités écotouristiques, San Rafaelito, ainsi qu'une zone où la pêche artisanale et sportive est permise, La Gaviota. L'objectif de ce mémoire est d'étudier l'effet de l'absence de pêche contrôlée grâce à l'écotourisme sur les communautés de poissons récifaux. La richesse spécifique, la biomasse totale ainsi que la biomasse et la densité d'espèces cibles (*Scaridae*, *Mycteroperca rosacea*, *Serranidae* benthiques et *Lutjanidae*) ont été comparées à cet effet entre San Rafaelito et La Gaviota. Celles-ci ont ensuite été comparées à plus grande échelle aux sites de la MPA d'Espiritu Santo. Enfin, les compositions des assemblages de poissons ont été étudiées sur les deux sites. La biomasse ainsi que la densité d'individus de grande taille des espèces cibles étaient significativement plus élevées à San Rafaelito qu'à La Gaviota. De plus, San Rafaelito abrite une densité de *Mycteroperca rosacea* significativement plus élevée que l'ensemble des no-take zones de la région. La Gaviota présentait une proportion plus faible d'herbivores et de piscivores que la zone protégée de San Rafaelito. Ces différences amènent une dissemblance des assemblages de poissons récifaux entre les deux sites d'études. La diminution de la biomasse des espèces cibles au niveau de La Gaviota pourrait impacter le restant de l'écosystème. En effet les rôles clés joués par les *Scaridae* ainsi que les prédateurs (*Serranidae* et *Lutjanidae*) pourraient être réduits sur ce site. Ainsi, l'herbivorie et la bio-érosion pourraient être réduites de la même manière que le contrôle top-down mis en place par les prédateurs. Cela pourrait en partie expliquer les différences de compositions que nous avons observées entre ces deux sites. La diminution des individus de grande taille au niveau de La Gaviota pourrait par ailleurs impacter la reproduction de certaines espèces. Ainsi, les impacts de la pêche artisanale et sportive ont pu être mis en évidence sur le site de La Gaviota, démontrant l'efficacité de la zone de non-pêche de San Rafaelito.

## **Abstract :**

The establishment of marine protected areas (MPAs) is currently the most widely used tool for protecting marine biodiversity. However, many of these areas have no active controls, leaving place for illegal fishing and thus failing to achieve their objectives. This fishing can impact the ecosystem by preferentially targeting some species of fish such as parrotfish and large predators, which can have a cascading effect on the rest of the ecosystem. Faced with this situation, the vigilance of the population, thanks to ecotourism activities, can enable almost permanent monitoring and thus increase the effectiveness of the MPAs. In the Bay of La Paz, the multi-use MPA of Balandra has a no-fishing zone, San Rafaelito, where numerous ecotourism activities take place, and a zone where artisanal and sport fishing is permitted, La Gaviota. The aim of this thesis is to study the effect of the absence of controlled fishing through ecotourism on reef fish communities. Specific richness, total biomass and the biomass and density of target species (Scaridae, *Mycteroperca rosacea*, benthic Serranidae and Lutjanidae) were compared between San Rafaelito and La Gaviota. Then, these were compared on a larger scale with sites of Espiritu Santo MPA. Finally, the compositions of the fish assemblages were studied at both sites. The biomass and density of large individuals of target species were significantly higher at San Rafaelito than at La Gaviota. In addition, San Rafaelito had a significantly higher density of *Mycteroperca rosacea* than all the no-take zones in the region. La Gaviota had a lower proportion of herbivores and piscivores than the San Rafaelito protected area. These differences lead to a difference in reef fish assemblages between the two study sites. The reduction in the biomass of target species at La Gaviota could have an impact on the rest of the ecosystem. The key roles played by Scaridae and predators (Serranidae and Lutjanidae) could be reduced at this site. Herbivory and bioerosion could be reduced in the same way as top-down control by predators. This could partially explain the differences in composition that we observed between these two sites. The reduction in the number of large individuals in La Gaviota could also have an impact on the reproduction of certain species. In this way, the impacts of artisanal fisheries and sport fishing were highlighted at La Gaviota, demonstrating the effectiveness of San Rafaelito no-fishing zone.

## Liste des abréviations :

AIC	Critère Akaike
CONANP	Commission nationale des zones naturelles protégées
GC	Golfe de Californie
GLM NB	Modèles linéaires généralisés avec une distribution négative binomiale
MPA	Aire marine protégée
PCA	Analyse en composantes principales
PERMANOVA	Analyse multivariée des variances par permutations
ZINB	Modèles « zero-inflated » combinant une distribution négative binomiale avec une distribution de Bernoulli

## **Table des matières :**

<b>1. Introduction</b>	<b>1</b>
1.1 Contexte général	1
1.2 Les aires marines protégées	1
1.3 Le Golfe de Californie	2
1.4 Les aires marines protégées au sein du Mexique et du Golfe de Californie	3
1.5 La baie de la Paz	6
1.6 Techniques de monitoring	10
1.7 La pêche artisanale et sportive	10
1.8 Objectifs et hypothèses	11
<b>2. Matériels et méthodes</b>	<b>12</b>
2.1 Caractérisation du substrat	12
2.2 Collecte des données	12
2.3 Analyses des données	14
2.3.1 Comparaison entre San Rafaelito et La Gaviota	15
2.3.2 Comparaison des deux sites étudiés avec Espiritu Santo	17
<b>3. Résultats</b>	<b>20</b>
3.1 Caractérisation de l'habitat	20
3.2 Comparaison entre San Rafaelito et La Gaviota	21
3.2.1 Richesse spécifique et biomasse	21
3.2.2 Composition des assemblages de poissons	22
3.2.3 Groupes d'espèces visées par la pêche sportive	25
3.3 Comparaison des sites étudiés avec Espiritu Santo	27
3.3.1 Richesse spécifique et biomasse	27
3.3.2 Groupes d'espèces visées par la pêche sportive	28
<b>4. Discussion</b>	<b>31</b>
4.1 Comparaisons régionales des indices écologiques	31
4.2 Effet de la protection et de la pêche sur la diversité de poissons	32
4.3 Effets hypothétiques sur les récifs de la baie de la Paz	35
<b>5. Conclusions et perspectives</b>	<b>38</b>
<b>6. Bibliographie</b>	<b>39</b>
<b>7. Annexes</b>	<b>49</b>

# **1.Introduction :**

## **1.1 Contexte général :**

Le déclin de la biodiversité et la dégradation des écosystèmes sont des préoccupations majeures des politiques environnementales (The IUCN Red List of Threatened Species, 2023). Les écosystèmes marins sont notamment impactés par la surpêche, la dégradation de l'habitat ainsi que la pollution (Halpern *et al.*, 2015). Ainsi, les populations de grands prédateurs océaniques comme les thons auraient diminué de 90%, la majorité des pêcheries (60%) sont exploitées à leur limite et 34% de celles-ci surexploitent les ressources (Hubbard, 2023). Cette surexploitation réduit les capacités de résilience des écosystèmes et pourrait aboutir à la perte de certaines fonctions et services majeurs comme le stockage de carbone ou encore les flux de matière entre les différents réservoirs (Hooper *et al.*, 2005).

Dans ce contexte, la mise en place d'aires marines protégées (MPA) est l'outil le plus utilisé par les gouvernements afin de protéger la biodiversité marine. Celles-ci permettent un maintien de la biodiversité et ainsi une stabilité des écosystèmes (Micheli *et al.*, 2014 ; Pettersen *et al.*, 2022). Cependant, un grand nombre de ces MPA ne sont pas gérées activement et sont dites « de papier », n'atteignant dès lors pas leurs objectifs. Les solutions face à ce problème peuvent être la mise en place de contrôles par le gouvernement ainsi que la vigilance citoyenne (Rife *et al.*, 2013). Ainsi, certains organismes éco-touristiques permettent d'une part de soutenir financièrement la mise en place et le maintien des aires marines protégées et d'autre part de réduire les activités de pêche en raison de la présence de touristes (Rahman *et al.*, 2022).

L'étude de la biodiversité marine dans ces MPA gérées de manière citoyenne est dès lors importante afin de pouvoir connaître l'efficacité de celles-ci.

## **1.2 Les aires marines protégées :**

La mise en place d'aires marines protégées (MPAs) est de plus en plus récurrente. Lors de la COP15 en 2022, les différents signataires se sont donnés comme objectif de protéger 30% des zones marines grâce à des réseaux de MPAs ciblant des zones écologiquement importantes (COP15, 2022). A l'échelle mondiale pourtant, les MPAs ne représentent que 5,5% de la superficie des océans (MPA Guide Marine Protection, 2023).

Les MPAs permettent le retour d'espèces de grande taille, notamment des prédateurs, et maintiennent la biodiversité au sein de l'écosystème, augmentant sa résilience face à des perturbations locales et globales (Micheli *et al.*, 2014 ; Pettersen *et al.*, 2022). Ainsi, les MPAs

peuvent préserver la stabilité des communautés de poissons récifaux lors d'épisodes de réchauffement des eaux, jouant un effet tampon face à ces perturbations (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2024). Les MPAs augmentent également les prises de pêche à proximité, offrant dès lors des bénéfices aux populations humaines côtières (Jacquemont *et al.*, 2022 ; Wielgus *et al.*, 2008).

Lors de la mise en place de ces MPAs, plusieurs paramètres doivent être pris en compte. En effet, un compromis doit être trouvé entre les zones protégées, permettant la reconstitution et le maintien de la biodiversité, et les zones accessibles aux pêcheurs afin que ceux-ci ne soient pas économiquement impactés. Ces compromis peuvent mener à différents types de MPA allant d'une interdiction totale de prélèvement dans le cas de « no-take » zones, aux MPAs partiellement protégées à usages multiples.

En terme de biomasse de poissons, on observe les meilleurs résultats au sein des no-take zones suffisamment vastes, mises en place depuis plusieurs années et respectées (Edgar *et al.*, 2014). Quant aux MPAs partiellement protégées, les résultats sont généralement moindres que dans les no-take zones. Par exemple, au niveau de la Grande Barrière de Corail en Australie, les aires partiellement protégées présentent une abondance en espèces de poissons commerciales de 1.4 à 2.2 fois moindre que les no-take zones (Hall *et al.*, 2021). Cependant, les aires partiellement protégées peuvent avoir aussi des avantages écologiques lorsque les règles de pêche y sont strictes. Dans ce cas, la biomasse et l'abondance de poissons peuvent y être 3 fois plus élevées que dans les zones de pêche. Leurs avantages peuvent encore être supérieurs lorsque celles-ci sont placées à proximité de no-take zones (Thiault *et al.*, 2019 ; Zupan *et al.*, 2018).

La mise en place des MPAs peut cibler des lieux particuliers présentant une richesse ou un taux d'endémisme élevés (hotspot de biodiversité). L'installation de MPAs sur ces zones pourrait en effet permettre de protéger un grand nombre d'espèces (Roberts *et al.*, 2002). Dans la réalité, ce principe n'est malheureusement pas toujours appliqué et les MPAs sont mises en place selon certains critères locaux pas toujours évidents (Morzaria-Luna *et al.*, 2018).

### **1.3 Le Golfe de Californie :**

Le Golfe de Californie (GC) ou Mer de Cortez est une mer marginale semi-fermée du Mexique se trouvant dans le Pacifique oriental. Cette mer d'environ 1000 km de long pour 150 km de large regroupe plus de 80 îles et 800 îlots, et est inscrite au patrimoine mondial de

l'UNESCO (Case & Cody, 1983). Le Golfe de Californie couvre plus de 267 000 km<sup>2</sup> et présente différents habitats tels que des mangroves, des fonds sableux, des récifs rocheux, des sédiments mous, des herbiers ainsi que des récifs coralliens (Sala *et al.*, 2002).

Le GC abrite une grande biodiversité d'organismes marins, comprenant plus de 800 espèces de poissons ainsi que 43 espèces de mammifères marins (Arellano-Peralta & Medrano-González, 2015). Le taux d'endémisme y est élevé : 10% des poissons osseux sont ainsi endémiques du Golfe (Brusca, 2010). Les poissons y présentent une diversité fonctionnelle élevée, soutenant de nombreux rôles écologiques au sein des écosystèmes (Olán-González *et al.*, 2020). Le GC présente une productivité primaire élevée maintenue par des processus océanographiques tels que le mélange des eaux, les courants, la circulation thermodynamique, ainsi que la remontée d'eaux côtières (Brusca *et al.*, 2017). La circulation thermohaline y est due à la présence d'eaux chaudes tropicales en surface et d'eaux profondes froides subtropicales (Castro *et al.*, 2006).

#### **1.4 Les aires marines protégées au sein du Mexique et du Golfe de Californie**

Le Mexique présente 34 aires marines protégées couvrant 48 475 km<sup>2</sup>, soit 1,54% de sa superficie maritime. Au sein de ces MPAs, seules 13 d'entre elles sont des no-take zones et préservent ainsi 0,11% du domaine maritime du Mexique (Jessen *et al.*, 2017).

Le GC comprend 10 aires marines protégées à usages multiples, couvrant 23 304 km<sup>2</sup>, soit 9% de la superficie du golfe. Ces MPAs comprennent en leur sein des no-take zones représentant un faible pourcentage de la superficie totale des MPAs (Tableau 1). La première MPA à avoir été mise en place est celle de Cabo San Lucas en 1973 (Rife, *et al.*, 2013) et la dernière est la « Zone de conservation écologique et d'intérêt communautaire de Balandra » qui a été incluse dans les aires protégées du GC par le Comité du patrimoine mondial en 2011 (UNESCO, 2011). Le plan de gestion de cette zone a été mis en place en 2015 (CONANP-BALANDRA, 2015).

Tableau 1 : Liste des MPAs du Golfe de Californie ainsi que leurs aires (km<sup>2</sup>), l'aire de no-take zone au sein de celles-ci (km<sup>2</sup>) et leur année de création (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2024 ; Rife, *et al.*, 2013)

<b>MPAs</b>	<b>Aire (km<sup>2</sup>)</b>	<b>No-take zone (km<sup>2</sup>)</b>	<b>% no-take zone</b>	<b>Année</b>
Balandra Zone of Ecological Conservation and Community Interest	25,1267	3,09	12,3%	2015
Cabo Pulmo National Park	71,11	25	35,2%	1995
Cabo San Lucas Protected Area for Flora and Fauna	39,96	0	0%	1973
Espiritu Santo Archipelago National Park	587	6,7	1,1%	2007
Isla Marias Biosphere Reserve	6412,84	148,4	2,3%	2000
Isla Marietas National Park	13,83	0,8	5,8%	2005
Isla San Pedro Martir Biosphere Reserve	301,65	11,1	3,8%	2002
Loreto Bay National Park	2065,8	62,193	3%	1996
Los Angeles Bay, Canal de Ballenas y de Salsipuedes Biosphere Reserve	3879,56	2,1	0,05%	2007
San Lorenzo Archipelago National Park	584,428	88	15%	2005
Upper Gulf of California and Colorado River Delta	9347,56	1647,7975	17,5%	1993

La majorité de ces MPAs ont été créées à la suite du déclin des populations de poissons dû à la surpêche apparue dans les années 70-80 (Sala *et al.*, 2004 ; Ulate *et al.*, 2018). En effet, le GC est une zone importante de pêche pour le Mexique, représentant 70% des revenus de la pêche nationale (Carvajal *et al.*, 2004). En 2012, il a ainsi été estimé que plus de 40% des ressources de pêche seraient exploitées au maximum, tandis que 33% d'entre elles seraient surexploitées (DOF, 2012). 8% de ces ressources se sont par ailleurs déjà effondrées (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2017 ; DOF, 2012). Cette surpêche a amené un changement dans les niveaux trophiques pêchés. La pêche est passée de la capture de grandes espèces à des prises de plus

petites espèces de niveaux trophiques inférieurs. La longueur individuelle maximale des captures de pêche a diminué de 45 cm en 20 ans (Sala *et al.*, 2004).

Ces MPAs sont gérées par la Commission nationale des zones naturelles protégées (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, "CONANP") et sont divisées en 4 catégories (Tableau 2). Les MPAs mixtes désignent les zones à usages multiples dans lesquelles certaines limites sont imposées pour la pêche (effort de pêche ou engins de pêche) et sont gérées par le gouvernement fédéral. Les « core zones » sont des no-take zones se trouvant à l'intérieur de MPAs mixtes et sont aussi gérées par le gouvernement fédéral. Une seule MPA est gérée collectivement (community co-managed MPA) par le gouvernement fédéral ainsi que par les communautés locales : la réserve de Cabo Pulmo. La pêche commerciale et sportive y est interdite en raison de la présence des activités éco-touristiques sur le site. Enfin, on retrouve des MPAs militaires au niveau de la réserve de Islas Marias qui étaient utilisées comme colonies pénitentiaires (Ulate *et al.*, 2018).

Tableau 2 : Catégorie de MPA dans le Golfe de Californie (Ulate *et al.*, 2018)

Catégorie de MPA	Définitions
MPA mixte	MPA présentant des limitations pour la pêche, zone à usages multiples
Core zone	MPA avec interdiction de pêche, équivalent des no-take zone
Community co-managed MPA	MPA avec interdiction de pêche commerciale et sportive, zone à usages multiples
MPA militaire	MPA avec interdiction de pêche, équivalent des no-take zone

L'étude de Ulate *et al.* (2018) (Ulate *et al.*, 2018) a mis en avant l'efficacité des MPAs gérées collectivement et des MPAs militaires par rapport aux autres types de MPA qui n'avaient pas d'impact significatif sur la biodiversité de poissons. Le parc national de Cabo Pulmo a ainsi vu une augmentation de plus de 400% de sa biomasse en poissons récifaux et une augmentation de 166% de sa richesse spécifique en seulement 10 ans, et est devenu la MPA la plus efficace du Golfe (Aburto-Oropeza *et al.*, 2011). Ce résultat est le fruit des mesures de protection, de la surveillance du site, ainsi que de facteurs écologiques comme la forte productivité présente dans

cette région (Aburto-Oropeza *et al.*, 2011). L'impact de l'écotourisme offrant une alternative économique n'est probablement pas étranger à ce succès.

La CONANP ne peut cependant pas appliquer les réglementations dans les MPAs. C'est en effet le rôle de la Commission nationale de l'aquaculture et de la pêche (CONAPESCA) ainsi que de l'Agence fédérale pour la protection de l'environnement (PROFEPA), compliquant une gestion efficace des MPAs. Ces deux organisations manquent de personnel et de ressources pour mettre en place des contrôles, laissant la porte ouverte à la pêche illégale dans le GC (Rife *et al.*, 2013).

### 1.5 La baie de la Paz :

La baie de la Paz est l'une des nombreuses baies présentes au sein du golfe de Californie. Celle-ci mesure environ 80 km de long pour 35 km de large, avec une superficie de 1 200 km<sup>2</sup>. Elle est située entre 24°07' et 24°21' N et 110°17' et 110°40' W (Figure 1). La baie de la Paz est reliée au Golfe de Californie par Boca Grande au nord et par le canal de San Lorenzo au sud et délimitée par El Mogote, le canal de San Lorenzo, l'île d'Espiritu Santo ainsi que la pointe de Pichilingue. La baie est relativement peu profonde (10m à 450m).

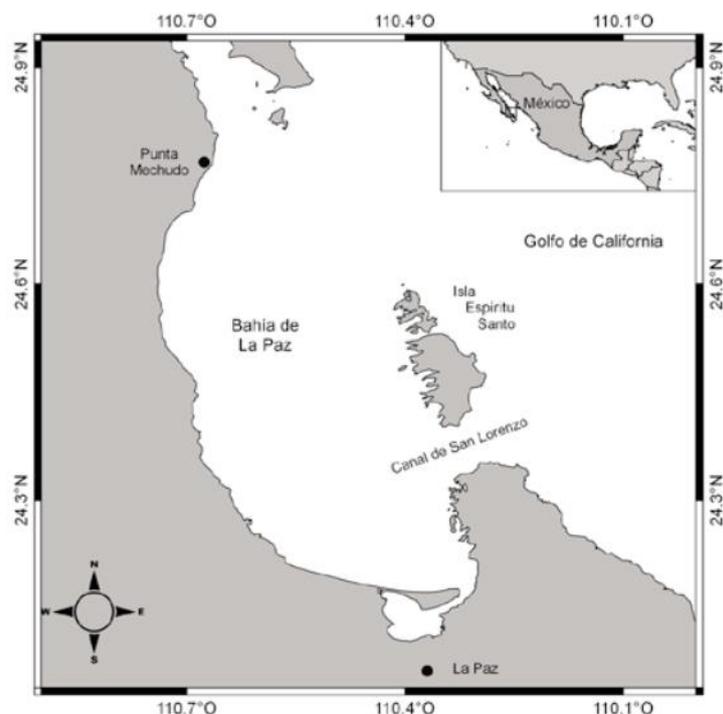


Figure 1 : Carte de la baie de la Paz (González-Acosta *et al.*, 2018)

La baie, à l'instar de l'ensemble du golfe de Californie, présente une grande biodiversité marine. La baie comptabilise 520 espèces de poissons dont 467 d'entre elles font partie de la classe des Actinoptérygiens, réparties en 278 genres. 6 de ces espèces bénéficient d'une protection spéciale en vertu d'une norme mexicaine et 24 espèces sont endémiques de la baie (González-Acosta *et al.*, 2018). Ainsi, 19,3% de l'ichtyofaune marine du Mexique et 58,3% de la diversité du Golfe de Californie sont représentés dans cette baie (Urcádiz-Cázares *et al.*, 2021).

De nombreuses activités de pêche y sont présentes. En plus d'une pêche commerciale, la pêche artisanale (au filet maillant, à la ligne ou encore par des systèmes de piégeage de fond) et la pêche sportive y sont largement répandues (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2004 ; González-Acosta *et al.*, 2018). La pêche artisanale y vise préférentiellement certaines familles de poissons tels que les Lutjanidae (*Lutjanus peru*, *Hoplopagrus guentherii*, *Lutjanus argentiventris*), les Serranidae (*Mycteroperca rosacea* et *Paranthias colonus*) et Carangidae (*Seriola lalandi*) (González-Cuellar, 2019). Entre 1998 et 2005, les Lutjanidae comptaient ainsi pour 62% des captures de pêche artisanale tandis que les Serranidae et les Carangidae comptaient pour 15% et 7,3% respectivement (Vázquez-Hurtado *et al.*, 2010).

La baie de La Paz compte différentes zones de conservation. L'aire marine de l'archipel d'Espiritu Santo est une aire marine à usages multiples où la pêche industrielle est interdite (Figure 2). Au sein des zones d'utilisation traditionnelle de la MPA, la pêche à la canne et à la ligne sont autorisées tandis que les zones durables permettent aussi la pêche au harpon et la présence d'aquaculture (CONANP-SEMARNAT, 2014). Seules les zones de Bahia San Gabriel, Los Islotes et Punta la Bonanza ainsi qu'une sous-zone de récifs artificiels se trouvant à l'ouest de l'île d'Espiritu Santo sont des no-take zones. Les épaves de Fang Ming et C-59 ne sont pas répertoriées en tant que no-take zones, mais présentent aussi une interdiction de pêche (CONANP-SEMARNAT, 2014). Bien qu'aucune baisse de densité significative n'ait été observée de 2005 à 2017, une diminution de la richesse spécifique a été observée dans les eaux de la MPA ainsi qu'une baisse de population pour 12 espèces de poissons (Ramírez-Ortiz *et al.*, 2020).

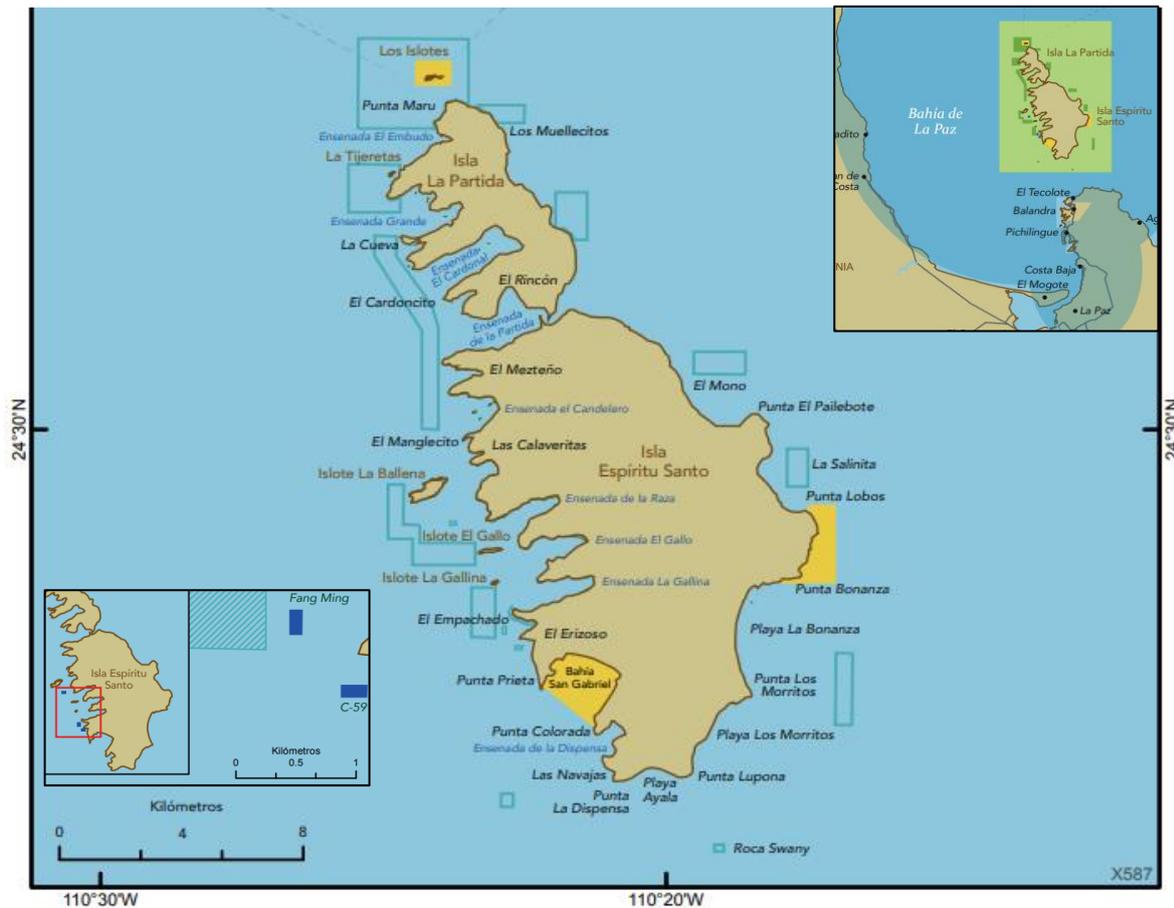


Figure 2 : Carte de la MPA d’Espiritu Santo, no-take zones (en jaune), épaves (en bleu foncé), zones à usages multiples (carré bleu clair) (CONANP-Archipielago de Espiritu Santo, 2015)

La zone naturelle protégée de Balandra est reconnue comme patrimoine mondial par l’UNESCO. Cette zone gérée depuis 2015 est composée de zones centrales et de zones tampons (Figure 3). Au sein des zones tampons, le plan de gestion du site autorise la pêche artisanale tandis que dans les zones centrales, l’extraction et la mise en place d’infrastructures sont interdites (Urcádiz-Cázares *et al.*, 2021). La pêche au filet ainsi qu’au harpon sont ainsi permises au sein des zones tampons (CONANP BALANDRA, 2015).

L’efficacité de cette MPA est actuellement inconnue car celle-ci ne présente aucun monitoring, ce qui diffère de la situation à Espiritu Santo où les activités de pêche ainsi que des données biologiques sont monitorées sur le site depuis 2005 par la société d’histoire naturelle Niparaja (Niparajá, 2024).

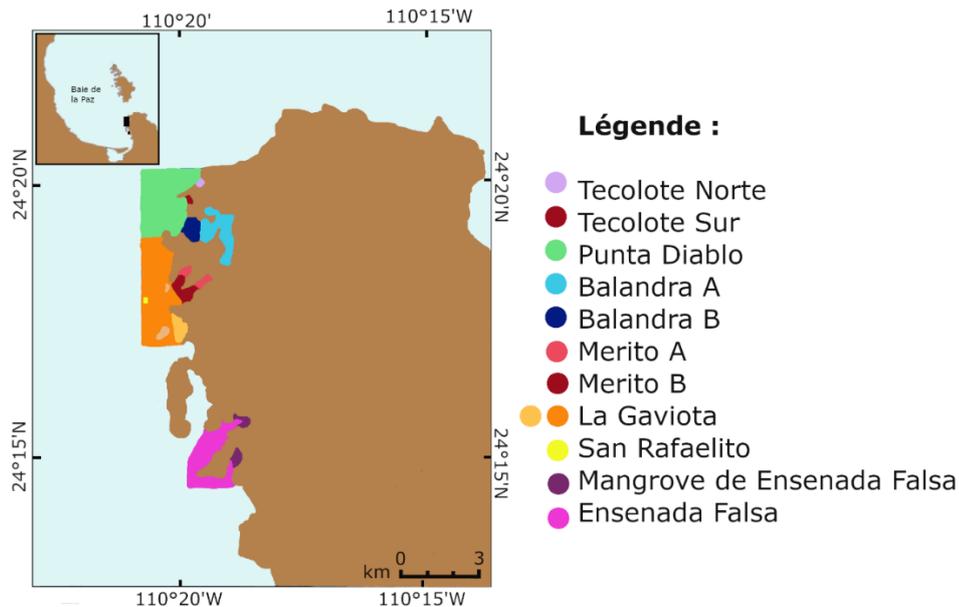


Figure 3 : Carte des différents sites se trouvant dans la zone protégée de Balandra, modifiée avec GIMP (CONANP BALANDRA, 2015)

Dès lors, le monitoring de deux sites de la zone naturelle protégée de Balandra sera fait dans ce mémoire. L'un de ces sites, l'îlot de San Rafaelito, ne présente pas d'activités de pêche grâce à la législation ainsi qu'à la présence de nombreuses activités touristiques et pourrait ainsi être un site sur lequel les réglementations sont efficaces. Le second site, La Gaviota, se trouvant à 1,5 km de San Rafaelito, présente des activités de pêche artisanale et sportive.

La zone de San Rafaelito comprend 1,24 hectare et entoure un rocher servant de zone de repos pour les otaries (*Zalophus californianus*) ainsi que pour plusieurs espèces d'oiseaux marins. A l'intérieur de la zone de San Rafaelito, l'ancrage pour les bateaux de plus de 12 mètres de long est interdit ainsi que l'extraction de la faune et de la flore, bien que ce site ne soit pas répertorié comme « no-take zone » par le gouvernement. Les pêcheries y sont absentes en raison de la législation ainsi que des activités écotouristiques. Les recherches scientifiques, les activités aquatiques telles que la plongée ou le snorkeling ainsi que le passage des bateaux sont permis (CONANP BALANDRA, 2015).

La zone de La Gaviota comprend elle aussi une île servant de lieu de nidification et de repos pour plusieurs espèces d'oiseaux marins et englobe au total 370,01 hectares. Dans les eaux de la zone, la pêche artisanale au filet ainsi qu'au harpon est autorisée. L'aquaculture y est aussi permise ainsi que les recherches scientifiques, le passage et l'ancrage des bateaux (CONANP BALANDRA, 2015).

## **1.6 Techniques de monitoring :**

Le monitoring des poissons est un élément majeur dans la compréhension des écosystèmes ainsi que leurs réponses aux activités humaines et sera utilisé dans ce mémoire au niveau de San Rafaelito et La Gaviota. Celui-ci peut être fait de plusieurs manières allant de techniques traditionnelles utilisant différentes méthodes de pêche (chalutage, piège de fond...) à des techniques plus modernes (vidéo, acoustique, ADN environnemental) (Hammerl *et al.*, 2024).

Les recensements visuels en plongée sont aussi régulièrement utilisés à cet effet. Ceux-ci permettent une estimation rapide de l'abondance et de la biomasse des poissons de récifs. Ces recensements peuvent être réalisés à l'aide de transects qui sont déroulés sous l'eau et suivis par les plongeurs afin de compter les poissons dans une aire définie. Dans le cadre de ce mémoire, ce type de monitoring sera utilisé.

## **1.7 La pêche artisanale et sportive**

La pêche artisanale et sportive étant largement présentes autour de l'île de La Gaviota, connaître leurs impacts sur les assemblages de poissons est une étape essentielle pour le bon fonctionnement de la réserve.

La pêche au filet, qu'elle soit artisanale ou non, peut capturer des organismes qui ne sont pas visés par cette pêche. Ces organismes sont alors appelés by-catch ou prises accessoires et ces prises peuvent causer leur mort. De plus, ces filets de pêche peuvent impacter les fonds en arrachant ou en endommageant des laminaires, des gorgones ou encore des coraux en s'accrochant dans les structures ramifiées de ceux-ci (Shester & Micheli, 2011).

La pêche au harpon est une pratique courante au sein des récifs et permet une pêche très sélective à la fois en termes de taille et d'espèce (Frisch *et al.*, 2012). Cette activité se fait en apnée et est limitée en profondeur, en général, aux alentours de 10 mètres. Cette limitation peut permettre un refuge aux poissons en plus grandes profondeurs (Lindfield *et al.*, 2014). Néanmoins, cette technique de pêche est particulièrement efficace et peut ainsi être délétère pour certaines espèces ou groupes de poissons. Cette technique peut cibler certaines espèces telles que les grands prédateurs ou les poissons perroquets pouvant entraîner un effet en cascade sur le reste du réseau trophique et perturber ainsi le fonctionnement des écosystèmes (Barbosa *et al.*, 2021 ; Frisch *et al.*, 2012 ; Sbragaglia *et al.*, 2023). La pêche au harpon peut ainsi réduire

l'abondance de certaines espèces, réduire la gamme de taille des individus et ainsi impacter la reproduction de l'espèce (Frisch *et al.*, 2012 ; Godoy *et al.*, 2010).

### **1.8 Objectifs et hypothèses :**

L'objectif de ce mémoire est d'étudier l'effet de l'absence d'activité de pêche, contrôlée par les activités d'écotourisme, sur les communautés de poissons de récifs. Pour ce faire, nous comparerons les assemblages de poissons au sein des sites de San Rafaelito (semblable à une no-take zone) et La Gaviota (zone à usages multiples) en termes de biomasse, richesse spécifique ainsi que selon la biomasse et la densité de certaines espèces commerciales.

Mon hypothèse est que les assemblages de poissons diffèrent entre les deux sites, principalement en termes de biomasse des espèces ciblées par la pêche telles que les mérus ou encore les poissons perroquets. Vu son niveau de protection, il est attendu d'observer une biomasse plus élevée et des individus de plus grande taille sur le site de San Rafaelito.

## **2. Matériels et méthodes :**

### **2.1 Caractérisation du substrat :**

La rugosité du substrat ainsi que sa composition ont été déterminées à San Rafaelito et La Gaviota lors de deux plongées.

La rugosité est le rapport entre la distance linéaire (10 m dans notre cas) et la distance mesurée en suivant les différents contours du fond (Luckhurst & Luckhurst, 1978). Pour ce faire, une chaîne de 10 m a été tirée en suivant les aspérités du fond et la longueur que celle-ci couvrait a été notée. Le rapport entre les deux longueurs a ensuite été calculé.

La composition du substrat a été déterminée à l'aide de photographies prises à 1m du fond. Une balance des blancs a été réalisée sur celles-ci à l'aide du logiciel ImageJ afin de pouvoir identifier plus aisément la composition du substrat. Celles-ci ont ensuite été analysées à l'aide du site Coral Net (<https://coralnet.ucsd.edu>). Cents points équidistants ont été générés sur chacune des photographies et à chacun des points a été attribué une des catégories suivantes : roches, graviers (débris de coraux morts et pierres de petites tailles), sable, corail noir (*Anthipathes galapagensis*), corail du genre *Pocillopora*, corail du genre *Pavona* et macro-algues.

### **2.2 Collecte des données**

Les sites de San Rafaelito et La Gaviota ont été visités huit fois durant les périodes mars-avril et mai-juin. A chaque échantillonnage, deux binômes de plongeurs ont recensé les assemblages de poissons, l'un en zone peu profonde (entre 5 et 10 m) et l'autre en zone profonde (~15 m). Lors de chaque plongée, quatre transects de 30x2 m étaient réalisés (Figure 4). Les 4 transects étaient placés les uns à la suite des autres en suivant une isobathe et chacun d'entre eux était parcouru en un temps approximatif de 8 minutes. Un total de 125 transects a ainsi été réalisé sur les deux sites.

Pour chaque transect, les espèces ont été identifiées, les individus comptés et leur taille a été estimée. L'estimation de taille était de  $\pm 5$  cm pour la majorité des catégories de taille et de  $\pm 2,5$  cm pour les petits individus (entre 5 et 10 cm). Les poissons crypto-benthiques (< 5 cm) et nocturnes n'ont pas été considérés, la méthode des transects n'étant pas adaptée pour recenser ces poissons (e.g., Gobiidae, Chaenopsidae, Muraenidae, Apogonidae). Pour les bancs de poissons, le nombre d'individus était compté dans une fenêtre virtuelle, puis extrapolé sur la largeur du transect.

La biomasse des assemblages a été calculée *a posteriori* grâce à la relation poids-taille :  
 $W = a TL^b$

où TL est la longueur totale du poisson (millimètres), W est le poids de l'espèce (grammes) et les paramètres a et b sont des constantes dépendantes de l'espèce. Ces derniers ont été obtenus via FishBase (FishBase, 2024).



Figure 4 : Réalisation d'un transect

A partir de ces données, la richesse spécifique par transect et la biomasse (en grammes pour 100 m<sup>2</sup>) ont été quantifiées sur les deux sites. Étant donné l'objectif de l'étude, la biomasse a été préférentiellement choisie par rapport à la densité, car la pêche vise en particulier les individus de grandes tailles.

En plus de l'étude de l'ensemble de l'assemblage, la biomasse des différents groupes trophiques a été quantifiée. A partir des niveaux trophiques disponibles sur FishBase (FishBase, 2024), 5 groupes trophiques ont été définis : les herbivores-détritivores (niveau trophique de 2-2,5, se nourrissant d'algues et de détritus), les omnivores (niveau trophique de 2,51-3, se nourrissant d'algues et d'invertébrés), les zooplanctivores (niveau trophique de 3,01-3,5, se nourrissant de planctons) et invertivores sessiles (niveau trophique de 3,01-3,5, se nourrissant d'invertébrés sessiles), les invertivores vagiles (niveau trophique de 3,51-4, se nourrissant d'invertébrés mobiles) et enfin les piscivores (niveau trophique >4, se nourrissant de poissons et de céphalopodes).

Finalement, des analyses spécifiques ont été réalisées sur certains groupes de poissons prisés par la pêche au harpon, tels que les mérus (*Epinephelidae*), les vivaneaux (*Lutjanidae*) et les poissons perroquets (*Scaridae*). Au sein des *Epinephelidae*, deux groupes d'espèces ont

été considérés : 1) *Mycteroperca rosacea*, une espèce de mérou de grande taille (jusqu'à un mètre de long) et benthopélagique et 2) *Epinephelus labriformis* et *Cephalopholis panamensis*, deux espèces de mérous benthiques de taille modérée (~ 40 cm). Chez les Lutjanidae, trois espèces d'écologie similaire ont été étudiées : *Lutjanus argentiventris*, *Lutjanus guttatus* et *Lutjanus novemfasciatus*. Enfin, chez les Scaridae, quatre espèces de taille et d'écologie similaire (de taille maximale allant de 60 à 90 cm) ont été étudiées : *Scarus compressus*, *Scarus ghobban*, *Scarus rubroviolaceus* et *Scarus perrico*. Premièrement, la biomasse de ces familles a été comparée entre les sites. Par la suite, la densité par gamme de taille a été comparée pour les *M. rosacea* et l'ensemble des Scaridae. Pour cela, les Scaridae ont été séparés entre individus de moins et de plus de 30 cm, tandis que *M. rosacea* a été séparé entre individus de moins et de plus de 50 cm. Ces gammes de taille ont été choisies afin de séparer en deux classes égales la distribution de taille de ces espèces. Cette comparaison de densité n'a pas été réalisée pour les Lutjanidae car ceux-ci présentent trop peu de données, empêchant une bonne modélisation.

Afin d'avoir une vision plus globale de la diversité et de la biomasse observées sur les deux sites étudiés, une comparaison a été effectuée avec les sites de la MPA d'Espiritu Santo. Les données pour les différents sites d'Espiritu Santo ont été obtenues grâce aux monitorings mis en place par l'association Niparaja entre 2009 et 2022 (Niparajá, 2024). Seules les 6 dernières années (2017-2022) du monitoring ont été prises en compte afin d'avoir une quantité de transect similaire à nos données (entre 22 et 36 transects par site et par profondeur). Des études préliminaires n'ont pas montré de changement dans la richesse spécifique et la biomasse au sein d'Espiritu Santo lors de ces six dernières années.

### **2.3 Analyses des données :**

Pour l'ensemble des modèles, les différentes analyses statistiques ont été réalisées sur Rstudio avec la version R 4.3.1 (R Core Team, 2023). La validation des modèles a été réalisée grâce à une inspection visuelle de la distribution des résidus (normalité et homoscedasticité), le calcul de l'autocorrélation et, pour certains modèles, de la dispersion des résidus. Aucune violation sévère des conditions paramétriques n'a été détectée dans les modèles. L'interprétation de la significativité des résultats a été réalisée à partir des prédictions données par les modèles ainsi que leur intervalle de confiance à 95%.

### 2.3.1 Comparaison entre San Rafaelito et La Gaviota

La richesse spécifique et la biomasse ont été comparées entre les deux sites à l'aide de modèles linéaires avec la fonction `lm` du package *stats* (version 4.3.1). Afin de respecter la condition de normalité, une transformation logarithmique a été appliquée sur la variable biomasse. Dans ces modèles, les facteurs sites, période (1 = mars-avril ou 2 = mai-juin) et profondeur ainsi que leurs interactions ont été considérés comme covariables selon l'équation suivante :

$$\text{Variable} = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \beta_3 \times \text{Profondeur} + \beta_4 \times \text{Période} + \beta_5 \times \text{Site:Profondeur} + \beta_6 \times \text{Site:Période} + \beta_7 \times \text{Période:Profondeur} + \beta_8 \times \text{Site:Période:Profondeur} + \varepsilon$$
$$\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$$

Dans laquelle  $\beta_1 - \beta_8$  sont les paramètres du modèle,  $\varepsilon$  l'erreur,  $N$  la distribution normale de l'erreur avec une moyenne de 0 et de variance  $\sigma$ .

Ensuite, les différences de composition d'espèces de poissons ont été explorées à l'aide d'une analyse en composantes principales (PCA). La PCA a été appliquée sur une double racine carrée des biomasses relatives (proportion) de chaque espèce (double transformation d'Hellinger), permettant de réduire l'importance des espèces les plus dominantes. En effet, les espèces dominantes expliquent une majeure partie de la variance et peuvent ainsi occulter certaines différences dans la composition des assemblages. La PCA a été réalisée à l'aide de la fonction `prcomp` du package *stats*.

Une analyse multivariée des variances par permutations (PERMANOVA) a ensuite été réalisée afin de comparer statistiquement les compositions d'espèces entre les deux sites à l'aide d'une matrice de distance euclidienne. Cette matrice a été réalisée sur une double transformation d'Hellinger. La PERMANOVA a été réalisée à l'aide de la fonction `adonis` du package *vegan* (version 2.6-4) en utilisant 999 permutations.

La biomasse et la densité des Scaridae, *Mycteroperca rosacea*, Serranidae benthiques et Lutjanidae contenant de nombreux zéros, ces données ne suivaient pas une distribution normale. Pour ces analyses, deux types de modèles ont été utilisés : 1) des modèles linéaires généralisés (GLM NB) avec une distribution négative binomiale, et 2) des modèles « zero-inflated » (ZINB) combinant une distribution négative binomiale avec une distribution de Bernoulli (binaire).

Le choix entre les deux modèles a été fait à l'aide de deux paramètres : la dispersion des résidus ainsi que le critère Akaike (AIC). La dispersion des résidus nous permet de savoir si la variance considérée par le modèle est adéquate pour le jeu de données utilisé. Cette dispersion doit être proche de 1 (entre 0,8 et 1,5). Une sous-dispersion (valeur inférieure à 1) ou une sur-dispersion (valeur supérieure à 1) amènent respectivement à une surestimation ou une sous-estimation de l'erreur et ainsi altèrent la détection d'un effet significatif de la variable. Si les deux modèles présentaient des valeurs de dispersion similaires et acceptables, l'AIC a été utilisé pour les départager. Le modèle avec l'AIC le plus bas a été retenu, une différence d'AIC de plus de 2 unités étant considérée comme pertinente. Si les deux modèles ne pouvaient être départagés selon ces critères, le modèle le plus simple (GLM NB) était sélectionné (Tableau 3).

L'équation pour les modèles négatifs binomiaux est la suivante :

$$Y \sim \text{NB}(\mu, k)$$

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

$$Y = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \beta_3 \times \text{Profondeur} + \beta_4 \times \text{Période} + \beta_5 \times \text{Site:Profondeur} + \beta_6 \times \text{Site:Période} + \beta_7 \times \text{Période:Profondeur} + \beta_8 \times \text{Site:Période:Profondeur}$$

Dans laquelle,  $\mu$  et  $k$  sont des paramètres de la distribution négative binomiale et  $\beta_1 - \beta_8$  sont les paramètres du modèle.

L'équation des modèles zéro-inflated avec une distribution négative binomiale est la suivante :

Modèle binaire :

$$W \sim \text{Bernoulli}(\pi)$$

$$\text{Logit}(\pi) = \gamma$$

Modèle NB :

$$Y \sim \text{NB}(\mu \times W, k)$$

$$Y = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \beta_3 \times \text{Profondeur} + \beta_4 \times \text{Période} + \beta_5 \times \text{Site:Profondeur} + \beta_6 \times \text{Site:Période} + \beta_7 \times \text{Période:Profondeur} + \beta_8 \times \text{Site:Période:Profondeur}$$

Dans laquelle,  $\pi$  est la probabilité de 0,  $\beta_1$  est l'intercept du modèle négatif binomial et  $\gamma$  l'intercept du modèle Bernouilli.  $\beta_2 - \beta_8$  sont les paramètres du modèle négatif binomial.

Étant donné que ces modèles zéro-inflated reprennent à la fois un modèle bernoulli et un modèle négatif binomial, il n'est pas possible de ressortir une valeur unique d'erreur et de calculer directement un intervalle de confiance. Il est néanmoins possible de calculer cet intervalle grâce à la méthode du bootstrapping. Cette méthode consiste à rééchantillonner avec remplacement nos données de départ afin d'avoir plusieurs prédictions du modèle. La moyenne ainsi que la déviation standard de ces prédictions peuvent ensuite être calculées pour construire un intervalle de confiance à 95% et interpréter les résultats. La méthode du bootstrapping donne généralement des résultats similaires aux méthodes traditionnelles (James *et al.*, 2021).

Tableau 3 : Modèles sélectionnés pour les espèces préférentiellement pêchées entre San Rafaelito et La Gaviota. Pour chaque modèle (NB et ZINB), les valeurs de dispersion des résidus et l'AIC sont indiqués. Le symbole « / » signifie que le modèle ne fonctionne pas.

<b>Modèle</b>	<b>Dispersion NB</b>	<b>Dispersion ZINB</b>	<b>AIC NB</b>	<b>AIC ZINB</b>	<b>Modèle choisi</b>
<b>Biomasse</b>					
Scaridae	0.45	1.19	1725.62	1669.34	ZINB
<i>M.rosacea</i>	8911	1.07	772414	1516.56	ZINB
Serranidae benthique	/	1.17	/	1360.84	ZINB
Lutjanidae	/	0.87	/	938.17	ZINB
<b>Densité</b>					
Scaridae (<30cm)	0.98	1.23	517.8385	509.5821	ZINB
Scaridae (>30cm)	1.05	1.1	377.2914	368.394	ZINB
<i>M.rosacea</i> (<40cm)	1.18	1.18	440.935	434.0879	ZINB
<i>M.rosacea</i> (>40cm)	0.71	/	232.8811	/	NB

Pour les deux modèles, les fonctions `glm.nb` du package *MASS* (version 7.3-60) et `zeroinfl` du package *pscl* (version 1.5.9) ont été utilisées (Zeileis *et al.*, 2008).

### 2.3.2 Comparaison des deux sites étudiés avec Espiritu Santo

La richesse spécifique et la biomasse ont été comparées entre San Rafaelito, La Gaviota et les sites d'Espiritu Santo à l'aide de la même méthode que lors de la comparaison entre San Rafaelito et la Gaviota.

Comme pour nos comparaisons entre La Gaviota et San Rafaelito, des analyses spécifiques ont aussi été réalisées sur certains groupes de poissons. Pour ce faire, seuls les sites d’Espiritu Santo où la pêche est interdite ont été considérés. Ceux-ci comprennent les sites de Punta Lobos, Los Islotes, Fang Ming et C-59 et ont été définis comme « no-take zones » dans la suite de ce mémoire (CONANP-Archipielago de Espiritu Santo, 2015).

La biomasse et la densité des espèces de poissons préférentiellement pêchées ont ainsi été comparées à l’aide de deux types de modèles : 1) des GLM NB et 2) des ZINB (Tableau 4). De nouveau, ces modèles ont été choisis en raison de la présence d’un grand nombre de 0. La dispersion des résidus et l’AIC ont été utilisés afin de sélectionner les modèles.

L’équation des modèles ZINB est la suivante :

Modèle binaire :

$W \sim \text{Bernoulli}(\pi)$

$\text{Logit}(\pi) = \gamma$

Modèle négatif binomial :

$Y \sim \text{NB}(\mu \times W, k)$

$Y = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \beta_3 \times \text{Profondeur} + \beta_4 \times \text{Site} : \text{Profondeur}$

Dans laquelle,  $\pi$  est la probabilité de 0,  $\beta_1$  est l’intercept du modèle négatif binomial et  $\gamma$  l’intercept du modèle Bernouilli.  $\beta_2$ -  $\beta_4$  sont les paramètres du modèle négatif binomial.

L’équation des modèles NB est la suivante :

Variable  $\sim \text{NB}(\mu, k)$

$E(\text{Variable}) = \mu$  et  $\text{var}(\text{Variable}) = \mu + \mu^2/k$

$\text{Log}(\mu) = \beta_1 + \beta_2 \times \text{Site} + \beta_3 \times \text{Profondeur} + \beta_4 \times \text{Site} : \text{Profondeur}$

Dans laquelle,  $\mu$  et  $k$  sont des paramètres de distribution et  $\beta_1$ - $\beta_4$  sont les paramètres du modèle.

L’estimation des intervalles de confiance pour ces modèles a aussi été réalisée à l’aide de bootstrapping.

Tableau 4 : Modèles sélectionnés pour les espèces préférentiellement pêchées entre San Rafaelito, La Gaviota et les no-take zones d’Espiritu Santo. Pour chaque modèle (NB et ZINB) les valeurs de dispersion des résidus et l’AIC sont indiqués.

<b>Modèle</b>	<b>Dispersion NB</b>	<b>Dispersion ZINB</b>	<b>AIC NB</b>	<b>AIC ZINB</b>	<b>Modèle choisi</b>
<b>Biomasse</b>					
Scaridae	0.62	1.33	4328.85	4175.16	ZINB
<i>M.rosacea</i>	0.55	1.18	3613.36	3484.46	ZINB
Serranidae benthique	0.45	1.31	3238.83	3081.09	ZINB
Lutjanidae	0.51	1.38	3482.86	3357.46	ZINB
<b>Densité</b>					
Scaridae (<30cm)	1.19	1.26	1307.51	1281.93	ZINB
Scaridae (>30cm)	0.87	1.13	912.81	886.86	ZINB
<i>M.rosacea</i> (<40cm)	1	1.03	1127.61	1112.89	ZINB
<i>M.rosacea</i> (>40cm)	0.76	/	418.32	/	NB

### 3. Résultats

#### 3.1 Caractérisation de l'habitat

Le récif de San Rafaelito présentait une plus forte rugosité (complexité structurelle) que le récif de La Gaviota (Figure 5). Cette différence était relativement faible à 5m de profondeur, mais se marquait fortement aux alentours de 15m de profondeur (valeur moyenne 1.5 plus élevée, Figure 5).

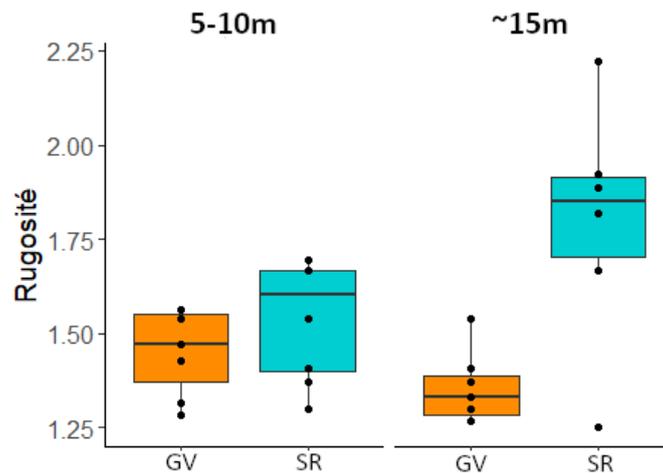


Figure 5 : Rugosité du substrat à La Gaviota (GV, orange) et San Rafaelito (SR, bleu) en faible (5-10m) et grande profondeur (~15m). Boîtes à moustaches représentant la médiane et les quartiles

Les deux sites présentaient un substrat majoritairement rocheux ou couvert de graviers (cette catégorie incluant également les fragments de coraux). Du corail noir (*Anthipathes galapagensis*) a été observé à 15m de profondeur avec une proportion un peu plus élevée sur le site de La Gaviota (Figure 6).

Cependant, il existait des différences notables entre les deux sites. A 5-10m de profondeur, le substrat était composé essentiellement de gravier et de sable à La Gaviota, tandis que le site de San Rafaelito était composé d'une proportion élevée de coraux du genre *Pocillopora* (Figure 6). A 15m de profondeur, le substrat du site de La Gaviota se caractérisait par une grande proportion de sable tandis qu'à San Rafaelito, une petite proportion de coraux de type *Pavona* et de macro-algues a été observée.

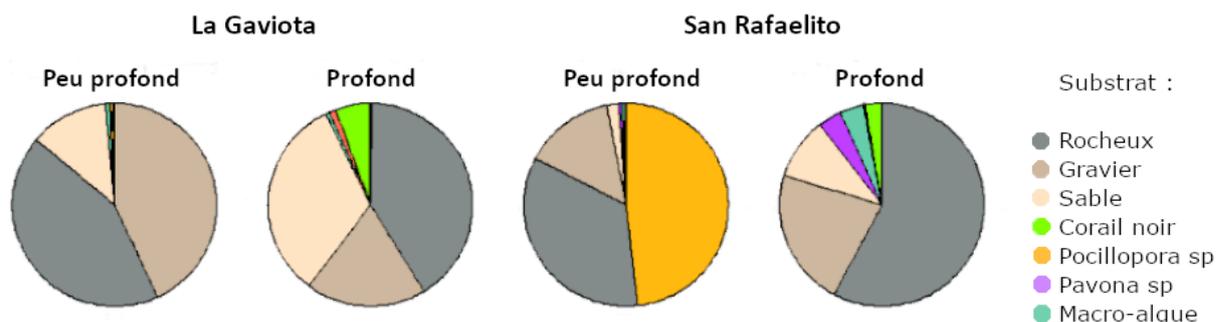


Figure 6 : Caractérisation du substrat à La Gaviota et San Rafaelito

### 3.2 Comparaison entre San Rafaelito et La Gaviota

#### 3.2.1 Richesse spécifique et biomasse

La richesse spécifique était significativement plus élevée au niveau de San Rafaelito qu'à La Gaviota (Tableau 5, Figure 7A). Aucune différence n'a été détectée entre les deux profondeurs et périodes ainsi que leurs interactions (Tableau 5). La différence entre les deux sites était légèrement plus marquée en mai-juin (Période 2), où les moyennes des deux sites n'étaient pas comprises dans l'intervalle de confiance à 95% des prédictions de l'autre site. Durant la période 1 (mars-avril), un léger recouvrement était observé (Figure 7A).

Tableau 5 : Anova de la richesse spécifique en fonction des sites (San Rafaelito ou La Gaviota), de la profondeur (5-10m ou >15m) et de la période (mars-avril ou mai-juin). Les interactions entre les variables sont considérées. Df = degrés de liberté

Sources	Variabilité	Df	Valeur de F	P-valeur
<b>Site</b>	104.94	1	9.57	0.0025
<b>Profondeur</b>	2.8	1	0.26	0.61
<b>Période</b>	1.91	1	0.17	0.68
<b>Site : Profondeur</b>	0.06	1	0.0051	0.94
<b>Site : Période</b>	8.89	1	0.81	0.37
<b>Profondeur : Période</b>	0.63	1	0.057	0.81
<b>Site : Profondeur : Période</b>	0.01	1	0.0012	0.97
<b>Résidus</b>	1282.93	117		

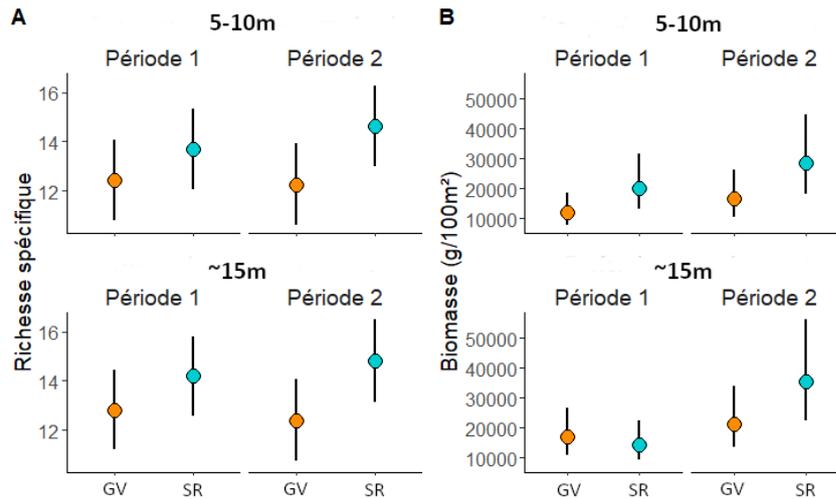


Figure 7 : A) Richesse spécifique (nombre d'espèces par transect) et B) biomasse (g/100m<sup>2</sup>) des assemblages de poissons de récifs à La Gaviota (GV) et San Rafaelito (SR). Les prédictions des modèles linéaires avec leurs intervalles de confiance à 95% sont illustrées.

Le site de San Rafaelito présentait une biomasse légèrement supérieure à celle observée à La Gaviota (Tableau 6). Une différence plus importante a été observée entre les deux périodes, avec une biomasse plus élevée en mai-juin (Période 2), et ce pour les deux sites (Tableau 6, Figure 7B). À 15m de profondeur, la différence de biomasse entre les deux sites était plus marquée en mai-juin que lors de la période mars-avril (Figure 7B).

Tableau 6 : Anova de la biomasse en fonction des sites (San Rafaelito ou La Gaviota), de la profondeur (5-10m ou >15m), de la période (mars-avril ou mai-juin) et de leurs interactions. Df = degré de liberté.

Sources	Variabilité	Df	Valeur de F	P-valeur
<b>Site</b>	3.84	1	4.69	0.032
<b>Profondeur</b>	0.48	1	0.52	0.47
<b>Période</b>	6.24	1	7.62	0.0067
<b>Site : Profondeur</b>	1.11	1	1.36	0.25
<b>Site : Période</b>	0.93	1	1.13	0.29
<b>Profondeur : Période</b>	0.43	1	0.53	0.47
<b>Site : Profondeur : Période</b>	0.84	1	1.022	0.31
<b>Résidus</b>	95.83	117		

### 3.2.2 Composition des assemblages de poissons

Les familles de poissons se retrouvent en proportions différentes sur les sites de La Gaviota et de San Rafaelito. Lors de la première période, la Gaviota accueillait une proportion élevée de Mullidae et Pomacentridae tandis que San Rafaelito accueillait une grande proportion d'Epinephelidae, Haemulidae et Scaridae (Figure 8A). Lors de la seconde période, La Gaviota

présentait une grande proportion de Mullidae tandis qu'à San Rafaelito on retrouvait une grande proportion d'Epinephelidae et de Lutjanidae. Deux familles ne représentaient une grande proportion de la biomasse totale que lors de la deuxième période : il s'agit des Carangidae à La Gaviota et des Lutjanidae à San Rafaelito. A l'inverse, la présence des Labridae était marquée à San Rafaelito uniquement lors de la première période.

La distribution de la biomasse entre les niveaux trophiques était également distincte entre les deux sites (Figure 8B). A La Gaviota, la biomasse était principalement représentée par une majorité de zooplanctivores (majoritairement des Pomacentridae, Figure 8A) et d'invertivores vagiles avec une augmentation des piscivores lors de la deuxième période. San Rafaelito présentait une grande proportion d'herbivores, de zooplanctivores (Pomacentridae et Epinephelidae avec *Paranthias colonus*, Figure 8A) et de piscivores avec également une augmentation des piscivores lors de la deuxième période (Figure 8A).

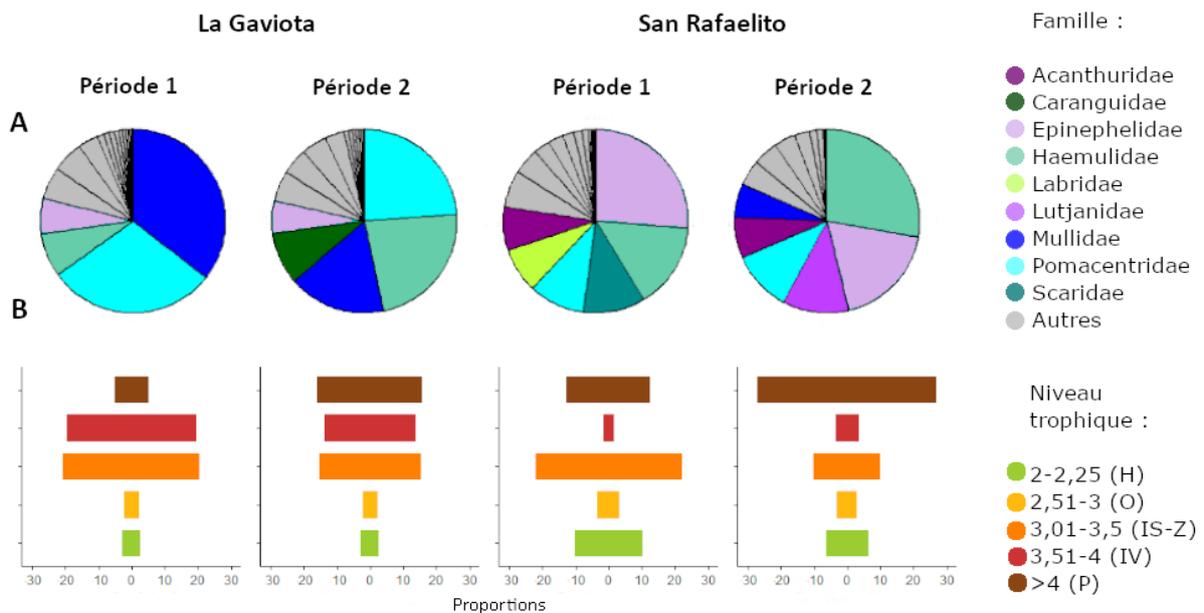


Figure 8 : Description de la composition de la biomasse des assemblages de poissons de récifs à La Gaviota et San Rafaelito. A) Représentation des différentes familles, seules les familles principales sont indiquées. B) Barplots représentant les proportions des différents niveaux trophiques. H : herbivores, O : omnivores, IS : invertivores sessiles, Z : zooplanctivores, IV : invertivores vagiles, P : piscivores

La PCA illustre une différence de composition des assemblages de poissons entre les sites (Figure 9). En effet, les polygones des deux sites se séparent le long de PC2, tant à 5-10m de profondeur qu'à 15m de profondeur (Figure 9). Aux deux profondeurs, les biomasses relatives des Balistidae, Epinephelidae et Acanthuridae étaient plus importantes à San Rafaelito. La PCA montre une différence de composition selon les périodes à San Rafaelito à 15m de

profondeur, avec une séparation des ellipses le long de PC1. Cette différence est expliquée par les biomasses relatives des Haemulidae et Lutjanidae élevées lors de la seconde période (Figure 9B).

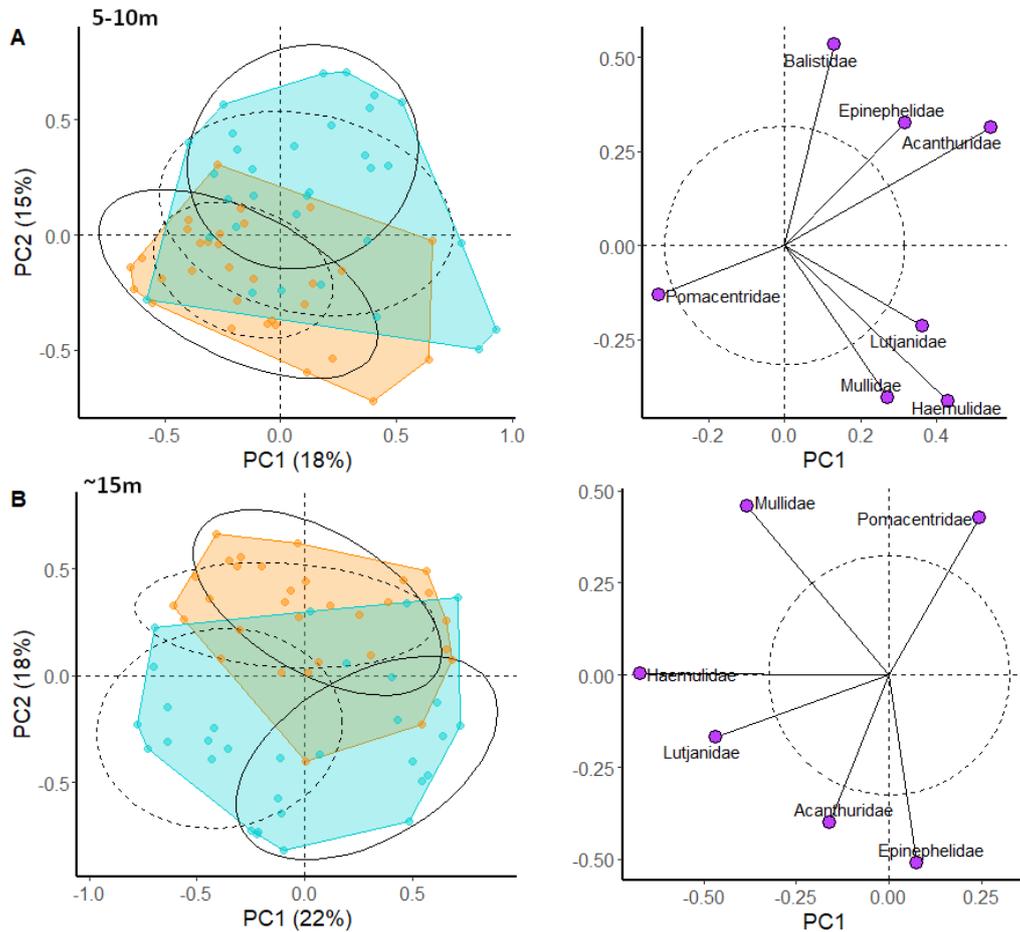


Figure 9 : PCA de la composition des familles à 5-10m de profondeur (A) et à 15m de profondeur (B) à San Rafaelito (polygone bleu) et à La Gaviota (polygone orange) lors de la première période (ellipse pleine) et de la deuxième période (ellipse pointillée). Les ellipses couvrent 75% des points. Les loadings (relations entre les variables de départ et les axes principaux de la PCA) des variables sont indiqués. Le cercle de contribution à l'équilibre (cercle pointillé) est indiqué et permet d'identifier les variables ayant une contribution supérieure à la moyenne.

Ces différences de composition entre les deux sites ont été confirmées par la PERMANOVA (Tableau 7). La PERMANOVA détecte également des différences entre les deux périodes, et ce, aux deux profondeurs, contrairement à ce qui a été observé selon les deux premiers axes de la PCA. L'effet de la période est donc similaire entre les deux sites (interactions non significatives, Tableau 7).

Tableau 7 : Résultats de la PERMANOVA des compositions en familles de San Rafaelito et La Gaviota. Df = le degré de liberté

Profondeur	Source	Df	Variance	Pseudo-F	P-valeur
<b>0-10m</b>	Site	1	3,504	5,0211	0,001
	Période	1	1,589	2,2762	0,012
	Site:Période	1	1,0259	1,4699	0,133
	Résidus	59	0,6979		
	Total	62			
<b>~15m</b>	Site	1	0.76622	8.4224	0,001
	Période	1	0.36010	3.9583	0,005
	Site:Période	1	0.10850	1.1927	0,288
	Résidus	58	0.09097		
	Total	61			

### 3.2.3 Groupes d'espèces visées par la pêche sportive

De manière générale, la biomasse des espèces cibles était plus élevée à San Rafaelito qu'à La Gaviota (Figure 10). La biomasse de Scaridae était significativement plus élevée à San Rafaelito, excepté à 5-10m de profondeur lors de la période mai-juin (Figure 10, Tableau S1). La biomasse de *M. rosacea* était quant à elle significativement plus élevée au niveau de San Rafaelito tant à 5-10 qu'à 15m de profondeur et lors des deux périodes (Figure 10, Tableau S1). Concernant la biomasse de Serranidae benthiques, celle-ci était significativement plus élevée au niveau de San Rafaelito à 5-10m de profondeur en mai-juin, alors que la différence était seulement significative à 15m de profondeur lors de la période mars-avril (Figure 10, Tableau S1). Enfin, la biomasse de Lutjanidae était significativement plus élevée à San Rafaelito, excepté à 5-10m de profondeur pour la période mars-avril (Figure 10, Tableau S1).

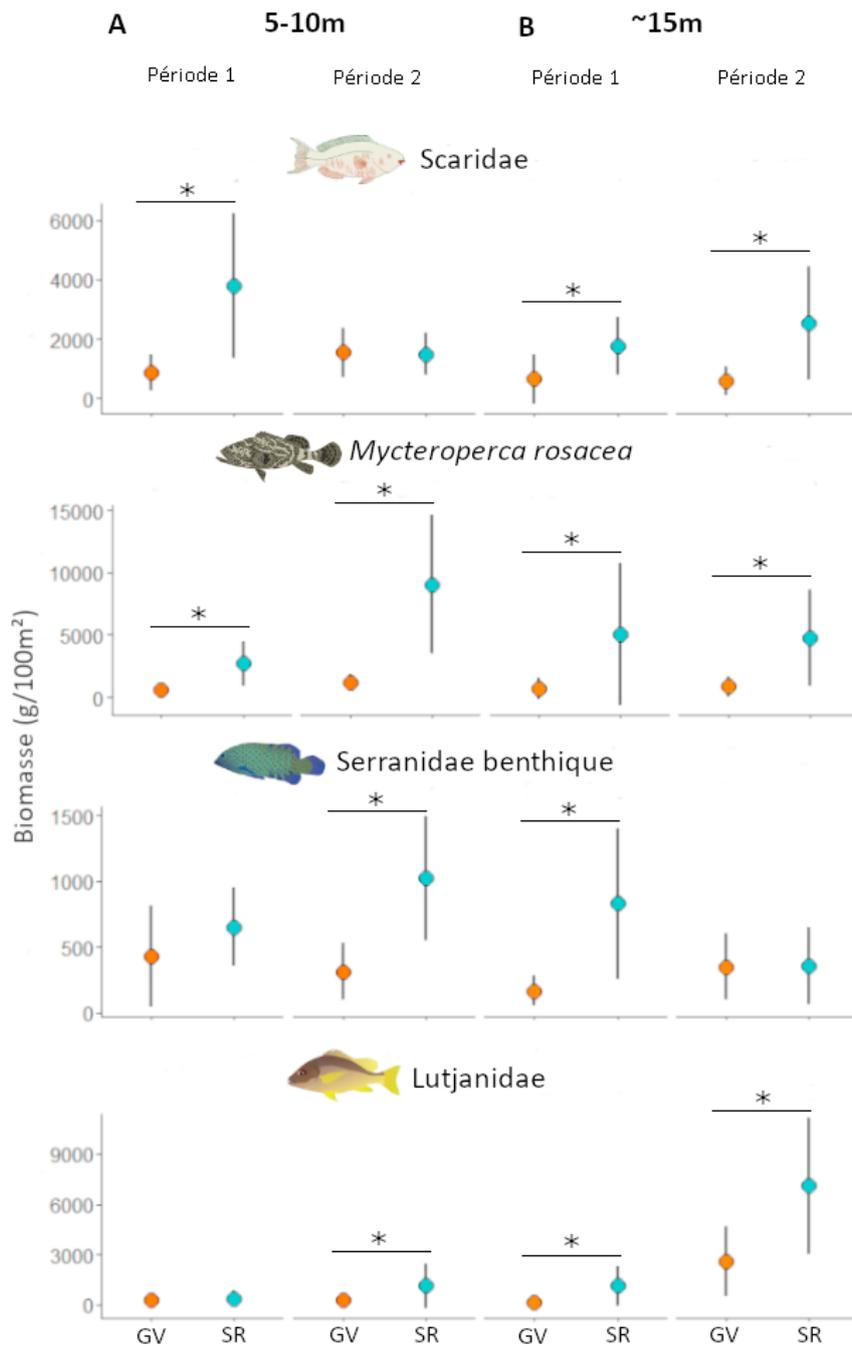


Figure 10 : Biomasse (g/100m<sup>2</sup>) de familles de poissons cibles à La Gaviota (GV, orange) et San Rafaelito (SR, bleu) aux deux profondeurs et périodes. Prédications des modèles « zero-inflated » (ZINB) combinant une distribution négative binomiale avec une distribution de Bernoulli et intervalles de confiance à 95%. Les astérisques représentent les différences significatives.

La densité de Scaridae de moins de 30 cm était significativement plus élevée à La Gaviota, excepté à 5-10m de profondeur lors de la période mai-juin (Figure 11, Tableau S2). La tendance pour les Scaridae de plus de 30 cm était inverse, leur densité étant significativement

plus élevée à San Rafaelito à 5-10m de profondeur lors de la période mars-avril et à 15m de profondeur lors des deux périodes (Figure 11, Tableau S2).

Concernant la densité de *M.rosacea* de moins de 50 cm, celle-ci était significativement plus élevée à San Rafaelito à 15m de profondeur lors de la période mars-avril (Figure 11, Tableau S2). Pour les individus de plus de 50 cm, leur densité était significativement plus élevée à San Rafaelito aux deux profondeurs lors des deux périodes (Figure 11, Tableau S2).

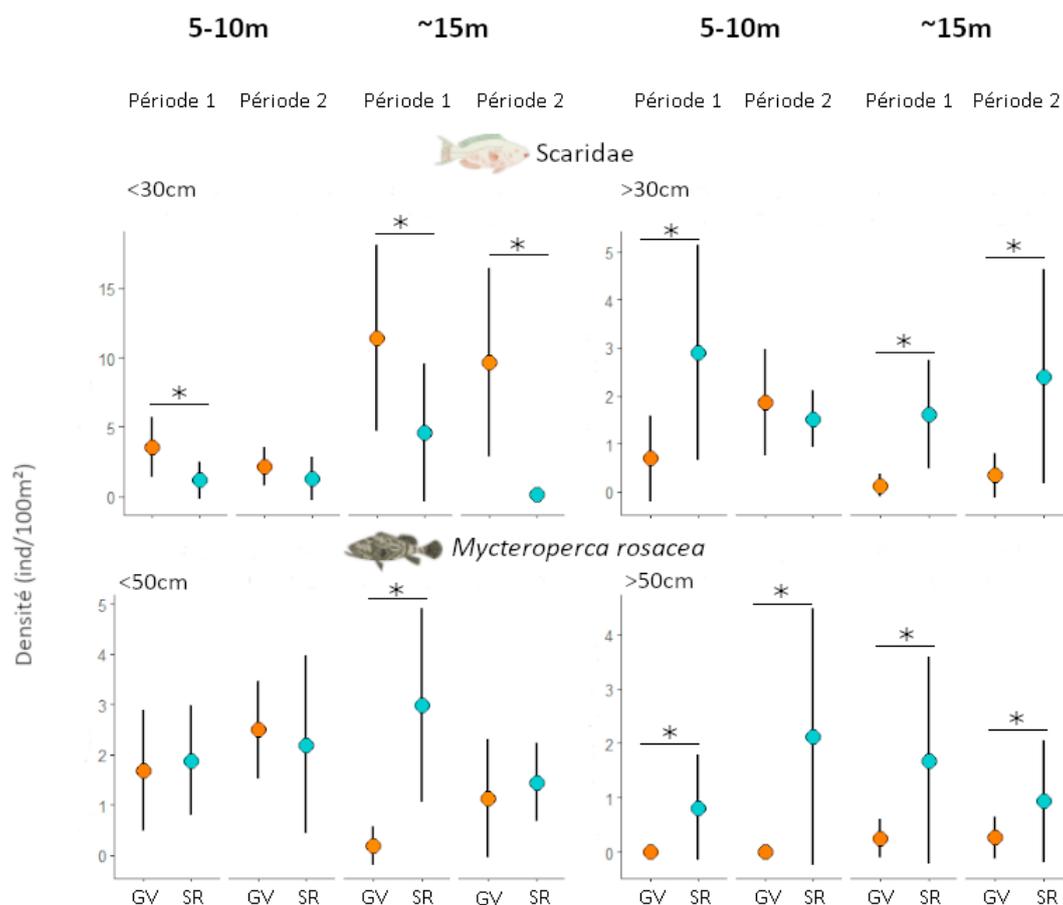


Figure 11 : Densité (ind/100m<sup>2</sup>) des familles de poissons cibles à La Gaviota (GV, orange) et San Rafaelito (SR, bleu) aux deux profondeurs et deux périodes. Prédications des modèles linéaires généralisés avec une distribution négative binomiale (GLM NB) et des modèles « zero-inflated » (ZINB) combinant une distribution négative binomiale avec une distribution de Bernoulli et intervalles de confiance à 95%. Les astérisques représentent les différences significatives.

### 3.3 Comparaison des sites étudiés avec Espiritu Santo :

#### 3.3.1 Richesse spécifique et biomasse

San Rafaelito présentait une richesse spécifique correspondant à la moyenne trouvée au sein des récifs d'Espiritu Santo tandis que celle présente à La Gaviota était plus faible (Figure 12A).

La biomasse en poissons récifaux était significativement plus élevée à San Rafaelito par rapport à la majorité des autres sites. Seul le site C-59 d’Espiritu Santo montrait une biomasse plus élevée (Figure 12B). Le site de La Gaviota abritait une biomasse similaire aux valeurs moyennes de l’île Espiritu Santo à 5-10m de profondeur. Par contre, ce site montrait une biomasse relativement élevée aux alentours de 15m de profondeur (Figure 12B).

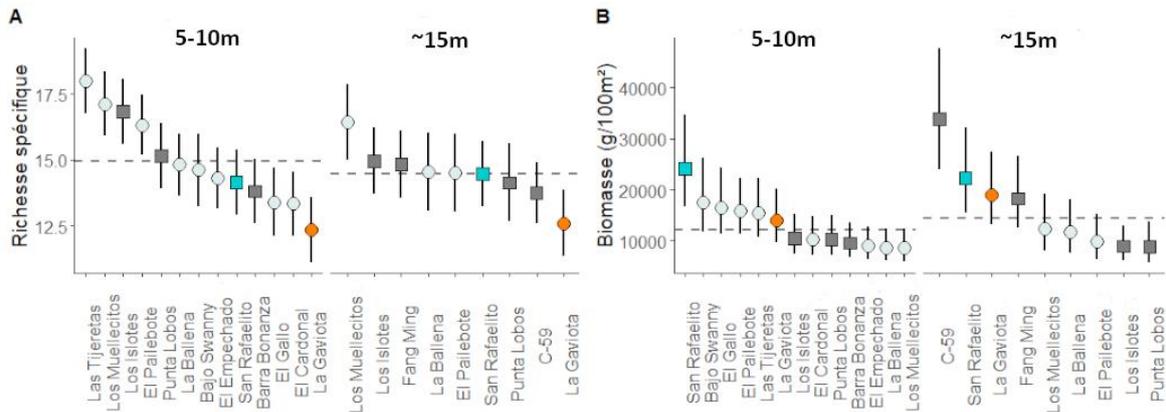


Figure 12 : Prédiction et intervalle de confiance à 95% de A) la richesse spécifique et B) la biomasse des assemblages de poissons de récifs dans la baie de La Paz. Les sites de La Gaviota et de San Rafaelito sont indiqués par les couleurs orange et bleu, respectivement. Les sites de l’île d’Espiritu Santo sont en gris. Les no-take zones sont indiquées par le symbole en forme de carré, les no-take zones d’Espiritu Santo sont également démarquées par la couleur gris foncé.

### 3.3.2 Groupes d’espèces visées par la pêche sportive

La biomasse de la plupart des groupes ciblés par la pêche sportive était significativement plus faible au site de La Gaviota par rapport à la majorité des sites de no-take zones d’Espiritu Santo (Figure 13, Tableau S3). A l’inverse, San Rafaelito présentait des valeurs de biomasse similaires aux no-take zone d’Espiritu Santo pour l’ensemble des groupes cibles, voire supérieures concernant *M. rosacea* à 5-10m de profondeur (Figure 13, Tableau S3).

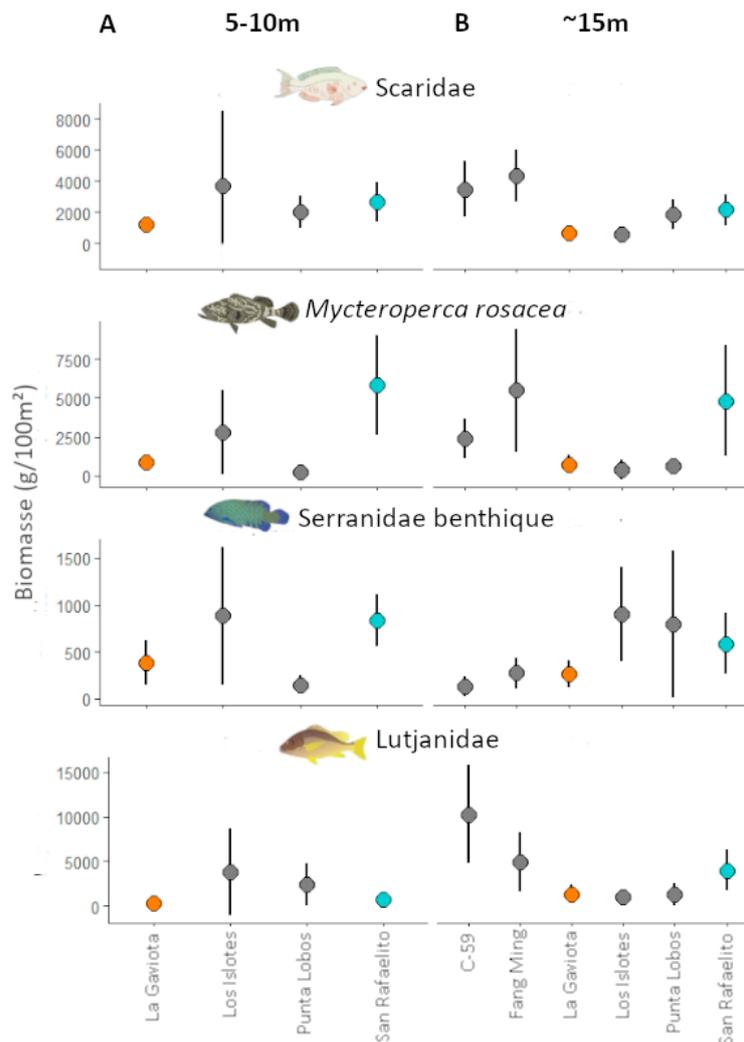


Figure 13 : Biomasse (g/100m<sup>2</sup>) des familles de poissons cibles à La Gaviota (orange), San Rafaelito (bleu) et les no-take zones d'Espiritu Santo (gris) aux deux profondeurs. Prédications des modèles « zero-inflated » (ZINB) combinant une distribution négative binomiale avec une distribution de Bernoulli et intervalles de confiance à 95%.

Concernant les gammes de taille, La Gaviota abritait une densité de Scaridae de moins de 30 cm comparable, voire supérieure, aux no-take zones d'Espiritu Santo. Par contre, les valeurs de San Rafaelito étaient relativement faibles (Figure 14, Tableau S4). L'inverse était cependant observé pour les Scaridae de grande taille (Figure 14, Tableau S4).

La no-take zone de Los Islotes montrait une densité de *M. rosacea* de moins de 50 cm supérieure à l'ensemble des autres sites. Le même constat a pu être fait pour San Rafaelito concernant les *M. rosacea* de grande taille (Figure 14, Tableau S4). Ceci était très marqué à une profondeur de 5-10m tandis qu'à une profondeur de 15m, seule l'épave du Fang Ming présentait une densité de *M. rosacea* de plus de 50 cm similaire à celle de San Rafaelito (Figure 14, Tableau S4).

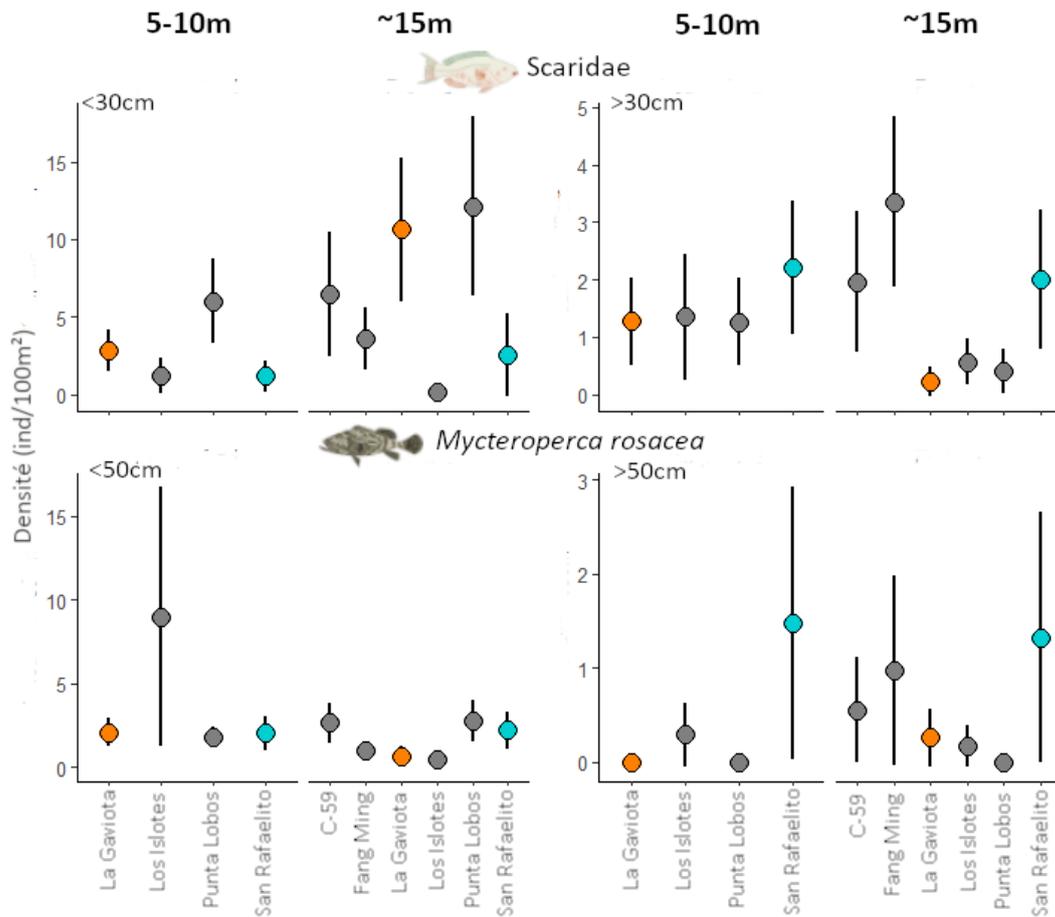


Figure 14 : Densité (individus/100m<sup>2</sup>) des familles de poissons cibles à La Gaviota (orange), San Rafaelito (bleu) et les no-take zones d’Espiritu Santo (gris) aux deux profondeurs. Prédiction des modèles linéaires généralisés avec une distribution négative binomiale (GLM NB) et des modèles « zero-inflated » (ZINB) combinant une distribution négative binomiale avec une distribution de Bernoulli et intervalle de confiance à 95%.

## 4. Discussion

Lors de ce mémoire, une différence des indices écologiques (richesse spécifique, biomasse) entre La Gaviota et San Rafaelito a été mise en évidence, San Rafaelito présentant des valeurs plus élevées que La Gaviota pour ces différents indices. De plus, une différence d'assemblage de poissons récifaux entre les deux sites a été observée avec une plus grande proportion de zooplanctivores et invertivores au niveau de La Gaviota d'une part et une plus grande proportion d'herbivores et piscivores au niveau de San Rafaelito d'autre part. Enfin, les biomasses des espèces cibles (Scaridae, Serranidae benthique, *M. rosacea*, Lutjanidae) ainsi que leur densité d'individus de grande taille étaient plus élevées au niveau de San Rafaelito. Sur base de ces résultats, il est intéressant de les placer à plus large échelle ainsi que de s'attarder sur les raisons de ces différences ainsi que sur l'impact potentiel que cela peut amener sur le récif.

### 4.1 Comparaisons régionales des indices écologiques

Les biomasses observées à La Gaviota (allant de 11 975 [7 686-18 659] g/100m<sup>2</sup> à 21 364 [13 513-33 775] g/100m<sup>2</sup>) se retrouvent dans les gammes de biomasse qui peuvent être observées dans le Golfe de Californie. En effet, le nord du Golfe présente des biomasses pouvant aller de 10 000 à 20 000 g/100m<sup>2</sup>, le centre du Golfe (Iles Mildriff) est entre 7 000 et 22 000 g/100m<sup>2</sup> et enfin le sud du Golfe accueille des biomasses de poissons allant de 12 500 à 25 000 g/100m<sup>2</sup> (Olivier *et al.*, 2018). San Rafaelito présente des valeurs hautes par rapport à ces différentes biomasses (allant de 14 400 [9241-22 435] g/100m<sup>2</sup> à 35 481 [22 443-56092] g/100m<sup>2</sup>), présentant ainsi un récif potentiellement plus sain que ceux du reste du Golfe. Cependant, en comparaison à la réserve de Cabo Pulmo, reconnue comme étant la MPA la plus efficace du Golfe, la biomasse de San Rafaelito est un peu plus faible, Cabo Pulmo ayant une biomasse de 42 000 g/100m<sup>2</sup> (Aburto-Oropeza *et al.*, 2011).

En comparaison avec les Caraïbes mexicaines, San Rafaelito a des biomasses élevées tandis que La Gaviota a des biomasses semblables aux zones protégées de la région. En effet, les Caraïbes mexicaines accueillent une biomasse de 13 900 g/100m<sup>2</sup> ( $\pm 3600$ ) en zones protégées ainsi que 5800 g/100m<sup>2</sup> ( $\pm 800$ ) en zones partiellement protégées (Espinosa-Andrade *et al.*, 2020). Par rapport à la région des Caraïbes (une partie des Antilles et des Caraïbes mexicaines), présentant des valeurs de biomasse de 13 700 g/100m<sup>2</sup> ( $\pm 900$ ) en zones non protégées et 23 700 g/100m<sup>2</sup> ( $\pm 1600$ ) en zones protégées, La Gaviota est davantage semblable

aux zones non protégées tandis que San Rafaelito présente une biomasse pouvant être équivalente ou plus élevée que les zones protégées (Valdivia *et al.*, 2017).

#### **4.2 Effet de la protection et de la pêche sur la diversité de poissons**

La mise en place de MPAs est un outil très utilisé pour protéger la biodiversité marine. Au niveau du site de San Rafaelito, la législation mise en place par la CONANP interdit les activités de pêche (CONANP-BALANDRA, 2015). Cependant, les autorités en charge de l'application de cette législation ont des moyens insuffisants pour en assurer le respect, pouvant ainsi laisser place à de nombreuses activités illégales (Rife *et al.*, 2013). Les activités touristiques telles que le snorkeling et la plongée prenant place autour de l'îlot de San Rafaelito permettent un contrôle citoyen sur ce site, empêchant la présence de la pêche illégale sur celui-ci. Sur le site de La Gaviota, la pêche artisanale ainsi que sportive sont autorisées tandis que la pêche industrielle est interdite comme cela est le cas dans l'intégralité de l'aire marine à usages multiples de Balandra (CONANP-BALANDRA, 2015). Il était ainsi attendu d'observer une plus grande biomasse et densité d'individus de grande taille des espèces cibles au niveau du site de San Rafaelito par rapport à La Gaviota.

De fait, l'effet principal de ces MPAs est l'augmentation de la biomasse, en particulier de la biomasse des espèces ciblées par la pêche (Brun *et al.*, 2024 ; Schmid *et al.*, 2022). Ces espèces cibles, étant visées de manière préférentielle par les pêcheurs, sont celles bénéficiant le plus des protections mises en place. Certaines familles de poissons tels que les Scaridae et les Serranidae peuvent ainsi être observées de manière plus fréquente au sein de zones protégées (Schmid *et al.*, 2022). La pêche au harpon ciblant les individus de grande taille de ces espèces, ceux-ci sont présents en plus grande abondance au niveau des no-take zone par rapport à des zones partiellement protégées ou des zones de pêche (Della Marta *et al.*, 2023 ; Frisch *et al.*, 2012 ; Malcolm *et al.*, 2018). La mise en place de MPAs dans lesquelles la pêche est interdite permet l'obtention de résultats plus probants pour la protection de la biodiversité marine par rapport à des zones à usages multiples dans lesquelles certaines pratiques de pêche sont autorisées (Edgar *et al.*, 2014). Au sein de ces zones, la proportion des groupes trophiques, tels que les herbivores et les carnivores, est plus importante en comparaison avec les zones présentant moins de restrictions (Della Marta *et al.*, 2023 ; Schmid *et al.*, 2022). Cette proportion élevée de carnivores permet l'installation d'un contrôle top-down au sein desquelles les prédateurs régulent l'abondance et la diversité des proies (Baum & Worm, 2009 ; Rojo *et al.*, 2021 ; Sandin *et al.*, 2009). Dans ces écosystèmes, le taux de

renouvellement des proies ainsi que l'efficacité trophique sont élevés (Baum & Worm, 2009 ; Sandin *et al.*, 2009). Ces différents effets sont particulièrement importants lorsque la MPA présente un effort de vigilance suffisant permettant de faire en sorte que les réglementations soient respectées (Edgar *et al.*, 2014).

Sur le site de La Gaviota, là où la pêche artisanale et sportive sont autorisées, les impacts de ces pêches sont observés. Ce site accueille une biomasse et une densité plus faible d'espèces cibles par rapport à San Rafaelito. Or, il apparaît qu'une présence plus faible d'espèces cibles à La Gaviota impacte directement la structure trophique présente sur le site, La Gaviota présentant une proportion plus faible d'herbivores et de piscivores que San Rafaelito. La biomasse et la densité plus faible des espèces cibles pourraient ainsi avoir un effet en cascade sur les communautés de poissons, impactant les différentes fonctions que ces organismes peuvent jouer.

La plus faible biomasse de Scaridae au niveau de La Gaviota pourrait impacter l'herbivorie mais aussi la bio-érosion et la production de sédiments. Les Scaridae jouent un rôle important dans l'écosystème en participant à deux groupes fonctionnels : les « scrapers » (racleurs) et les « excavators » (excavateur) (Bellwood & Choat, 1990). Les « scrapers » ont une force de morsure moindre que les « excavators » et grattent le substrat, retirant les algues et le matériel calcaire se trouvant dessus. Les « excavators » ont une morsure puissante pouvant retirer des parties de substrat corallien, retirant ainsi à la fois les algues et les polypes (Bellwood & Choat, 1990). Ceux-ci contrôlent ainsi la croissance des algues ainsi que la croissance du récif en érodant certaines parties de celui-ci (Bellwood, 1995 ; Bellwood 2012). Ces actions de nutrition peuvent permettre de nettoyer des zones du substrat en y retirant les algues et les coraux morts et ainsi permettre la recolonisation de celui-ci par des organismes benthiques. L'installation des larves de corail sur les substrats calcaires peut ainsi être favorisée (Birrell *et al.*, 2008). De plus, les individus de grande taille, ayant une capacité de morsure plus grande, sont ceux pratiquant le plus la bio-érosion tandis que ceux de plus petite taille sont plutôt limités aux activités d'herbivorie. L'herbivorie pourrait ainsi être maintenue au niveau de La Gaviota par les individus de petite taille mais la bio-érosion y serait réduite (Bellwood *et al.*, 2012).

La réduction de la biomasse de top prédateurs (*M.rosacea* et Lutjanidae) par les pêcheurs au niveau de La Gaviota pourrait avoir un impact sur la régulation des populations de nombreuses proies. Cette faible proportion de piscivores pourrait dès lors permettre aux consommateurs de plus faibles niveaux trophiques (les zooplanctivores et invertivores) d'y

prospérer (Liang & Pauly, 2020). Dans le cas présent, certaines espèces de poissons seraient ainsi favorisées au niveau de la Gaviota telle que *Mulloidichtys dentatus*. Cette espèce a en effet été observée en plus grande abondance sur le site de La Gaviota lors du monitoring (Figure 9). Cette biomasse plus faible des top-prédateurs peut ainsi changer la structure trophique du récif le rendant plus vulnérable aux perturbations tant naturelles qu'anthropiques (Fortuna 2024).

Le site de La Gaviota semble donc présenter les caractéristiques d'une communauté de poissons impactée par la surpêche. Pourtant, ce site se trouve en face d'une no-take zone mise en place afin de protéger certaines espèces de poissons tel que les Lutjanidae (CONANP-BALANDRA, 2015). En effet, face à l'île de La Gaviota, une no-take zone a été créée sur la côte afin de protéger les mangroves, un habitat essentiel pour les juvéniles de nombreuses espèces de poissons récifaux écologiquement et commercialement importantes (CONANP-BALANDRA, 2015). Ainsi, les juvéniles de certaines espèces de Lutjanidae se développent au sein des mangroves avant de migrer vers des récifs adjacents à ceux-ci lorsqu'ils mesurent entre 10 et 20 cm et s'installent ensuite sur des récifs rocheux une fois matures (>25cm) (Aburto-Oropeza *et al.*, 2009). On aurait dès lors pu s'attendre à observer une certaine abondance de ces espèces cibles au niveau de la Gaviota, celles-ci pouvant se développer de manière protégée à proximité. La faible biomasse de celles-ci semble toutefois confirmer que la pêche présente à La Gaviota impacte directement et négativement la biodiversité. Par ailleurs, leur abondance plus élevée à San Rafaelito pourrait indiquer que ce site pourrait être un récif sur lesquelles les Lutjanidae s'installeraient après avoir migré des mangroves.

Les biomasses élevées d'espèces cibles au niveau de San Rafaelito en comparaison aux no-take zones de la MPA la plus proche, Espiritu Santo, montre (1) l'importance de San Rafaelito pour les populations d'espèces cibles ainsi que (2) l'efficacité de la vigilance mise en place. Entre 2005 et 2017, la biomasse de *M.rosacea* a d'ailleurs diminué au sein des récifs de l'archipel d'Espiritu Santo (Ramírez-Ortiz *et al.*, 2020). Les no-take zones d'Espiritu Santo ne bénéficient pas du même niveau de vigilance qu'à San Rafaelito, soit par le manque d'activités écotouristiques, soit par l'éloignement des sites de la côte, rendant une surveillance plus difficile à mettre en place.

Grâce à la combinaison d'une protection légale, de la vigilance citoyenne et de sa localisation, le site de San Rafaelito semble dès lors être un site important pour les différentes populations d'espèces cibles. Ce site accueille des biomasses et densités d'espèces cibles assez similaires au no-take zones des épaves C-59 et Fang Ming, les épaves attirant les

prédateurs, en présentant une abondance de proies élevées sur une surface restreinte (Simon *et al.*, 2011). La biomasse et la densité des *M. rosacea* de grande taille particulièrement élevées à San Rafaelito semble indiquer que ce récif est un site clé pour cette espèce. Cette biomasse et densité étaient élevées lors des deux périodes étudiées, bien qu'habituellement ce soit surtout lors des mois de mai et juin que l'on observe une grande quantité de mérours dans le Golfe de Californie. En effet, cette espèce est connue pour former des agrégations de plusieurs centaines d'individus à cette période de l'année pour se reproduire (Sala *et al.*, 2003). Ces agrégations n'ont pas été observées lors de notre étude, mais le site de San Rafaelito semble attirer les mérours toute l'année. Le site de San Rafaelito pourrait aussi être propice aux Lutjanidae. Une biomasse élevée de ceux-ci a effectivement été observée lors de la période mai-juin, période correspondant à la période de migration de cette famille (Piñón *et al.*, 2009, Sala *et al.*, 2003). Il n'a pas pu être établi si cette plus grande abondance pendant cette période est justifiée par la présence de ressources ou si San Rafaelito pouvait servir de site de reproduction.

Bien que le type de protection ainsi que la vigilance citoyenne jouent un rôle important sur la biodiversité, comme montré au niveau de la réserve de Cabo Pulmo, l'habitat pourrait aussi influencer celle-ci (Aburto-Oropeza *et al.*, 2011). En effet, la rugosité élevée et ainsi la complexité de l'habitat à San Rafaelito peuvent permettre un espace tridimensionnel complexe avec de nombreuses crevasses, anfractuosités et rochers de différente taille permettant d'héberger une plus grande diversité de poissons (Aburto-Oropeza & Balart, 2001 ; Olán-González *et al.*, 2020). Ces poissons pourront y trouver des lieux de protection, de nutrition ou de reproduction (Aburto-Oropeza & Balart, 2001).

#### **4.3 Effets hypothétiques sur les récifs de la baie de La Paz**

La densité d'individus de grande taille de *M. rosacea* au niveau de San Rafaelito pourrait être importante pour la population de l'espèce dans la baie de la Paz. Les individus de grande taille étant ceux ayant un succès reproducteur élevé, ceux-ci sont importants pour la reproduction de l'espèce (Frisch *et al.*, 2012). Cette espèce endémique du Golfe de Californie voit en effet certaines de ses populations à la baisse dans la MPA d'Espiritu Santo, cette MPA permettant certaines activités de pêche sur une grande majorité de sa superficie (Ramírez-Ortiz *et al.*, 2020). La protection de ces grands individus à San Rafaelito représente un potentiel reproducteur pour la région.

Cependant, bien que la protection au niveau de San Rafaelito semble bénéfique pour la biodiversité, ce site ne recouvre qu'une très faible surface (1,24 hectare) de la MPA à usages multiples de Balandra (CONANP-BALANDRA, 2015). Il est dès lors peu probable que celui-ci permette un maintien de la biodiversité à l'échelle de la baie, celle-ci présentant de nombreuses activités de pêche. San Rafaelito, de par sa protection et sa complexité structurelle, pourrait dès lors accueillir des populations de poissons qui résideraient aux alentours de cette zone de protection.

La faible présence d'individus de grande taille au niveau de La Gaviota pourrait avoir un impact majeur sur les populations d'espèces cibles à l'échelle du récif. Cela pourrait en effet impacter directement la reproduction de ces espèces. D'une part en réduisant le succès reproducteur de la population, car celui-ci est lié à la taille des individus et d'autre part en impactant le sexe ratio de la population (Frisch *et al.*, 2012 ; Barbosa *et al.*, 2021). Il a été constaté que la fécondité de certaines familles de poissons telles que les Scaridae et les Serranidae est plus faible au niveau de zones de pêche (Hadj-Hammou *et al.*, 2024).

Certaines espèces sont protogynes ou protandres et changent ainsi de sexe au cours de leur vie. En pêchant les individus de grande taille, les pêcheurs peuvent dès lors cibler involontairement l'un des deux sexes et ainsi impacter le sexe ratio. Cela pourrait être le cas pour les espèces protogynes que nous avons observées lors de notre étude telles que les Scaridae ainsi que *Epinephelus labriformis* et *Cephalopholis panamensis* (FishBase, 2024). La pêche pourrait changer le sexe ratio en faveur des femelles dans ce cas. Cependant, la taille à laquelle les individus changent de sexe peut varier de manière à la fois spatiale et temporelle (Mariani *et al.*, 2013). La taille à laquelle le changement de sexe a lieu pourrait ainsi être réduite et le ratio femelles:mâles serait maintenu. Ce phénomène entrainerait cependant une diminution globale de la taille des individus de la population, ce qui pourrait avoir par la suite un impact sur leur reproduction (Frisch *et al.*, 2012). Dans le cas où ce changement de taille n'aurait pas lieu, la réduction du nombre de mâles, sources de spermatozoïdes à la reproduction, pourrait impacter la diversité génétique de celle-ci. En effet, les deux sexes contribuant de manière similaire aux gènes de la génération suivante, la diminution de mâles pourrait ainsi amener une dérive génétique dans la population. Les probabilités de consanguinité dans la population pourraient dès lors augmenter (Allendorf *et al.*, 2012).

De plus, il est possible que ce sexe ratio soit aussi modifié chez les espèces gonochoriques lorsque la pêche vise les agrégations de celles-ci. Lors de la période de

reproduction de *M.rosacea*, un grand nombre de mâles (entre 5 et 40) se regroupent autour d'une seule femelle (Erisman *et al.*, 2010). Les pêcheurs peuvent ainsi pêcher aisément un grand nombre de mérous dont la majorité sont des mâles, impactant ainsi directement le sexe ratio de la population. Cela a déjà été observé pour l'espèce *M. microlepis* et pourrait être le cas pour *M. rosacea* (McGovern *et al.* 1998). Il a en effet déjà été déterminé que les populations de *M. rosacea* ont un sexe ratio de 3.6:1 (femelles:mâles) au niveau de la baie de la Paz ainsi que de 2:1 à Santa Rosalia plus au nord du Golfe de Californie (Estrada-Godínez *et al.*, 2011 ; Pérez-Olivas *et al.*, 2018).

Malgré la diminution d'individus de grande taille au niveau de La Gaviota, la présence d'individus de petite taille y semble maintenue, ceux-ci n'étant pas ou peu pêchés. Le maintien de ces populations d'individus de plus petite taille sur le site de La Gaviota pourrait s'expliquer par plusieurs hypothèses. Leur reproduction pourrait être maintenue malgré l'absence d'individus de grande taille. La taille à maturité de *M.rosacea* est aux alentours de 24cm, ce qui se retrouve dans la gamme de taille des petits individus dans notre étude (Pérez-Olivas *et al.*, 2018). Ceux-ci pourraient ainsi maintenir leur reproduction. Lors de celle-ci, *M.rosacea* s'accouple en formant des « spawning rushes » dans lesquels on retrouve entre 6 à 40 individus. Ce phénomène est à la fois observé chez les individus de grande et petite taille (Erisman *et al.*, 2007). L'absence d'individus de grande taille pourrait réduire la compétition pour les ressources (territoire et nourriture) au niveau de La Gaviota. Dès lors, les individus de petite taille pourraient plus facilement s'y installer et y prospérer (Mellin *et al.*, 2016 ; Rojo *et al.*, 2021). Une autre hypothèse repose sur le mouvement d'individus entre San Rafaelito et La Gaviota. Nos deux sites d'études ne sont en effet séparés que de 1,5 km. Une étude a démontré qu'une autre espèce de *Mycteroperca* pouvait avoir un territoire de déplacement de 1,44km<sup>2</sup> (Farmer & Ault, 2011). Il serait ainsi possible d'avoir des déplacements entre nos deux sites. De plus, les individus de petite taille de *M. rosacea* sont moins fidèles à leur site et ainsi plus mobiles, il y aurait ainsi plus d'échanges de ces individus entre San Rafaelito et La Gaviota que de mouvement des individus de grande taille (TinHan *et al.*, 2014).

## 5. Conclusions et perspectives

Les analyses de biomasse et de densité des espèces cibles au niveau des sites de La Gaviota et San Rafaelito permettent de mettre en évidence les impacts de la pêche artisanale et sportive. La pêche diminue ainsi à la fois la biomasse des populations d'espèces cibles, mais vise aussi en particulier les individus de grande taille, réduisant ainsi leur densité. La comparaison avec les différents sites d'Espiritu Santo permet d'appuyer cette analyse.

La vigilance citoyenne au niveau de San Rafaelito semble permettre un respect de la réglementation en comparaison aux autres MPA dans lesquelles la pêche illégale est courante. Les biomasses et les densités élevées des poissons ciblés par la pêche sur le site de San Rafaelito par rapport aux no-take zones de la région mettent en avant l'efficacité des contrôles.

La diminution des individus de grande taille ne semble cependant pas compromettre l'installation de populations d'espèces cibles sur le site de La Gaviota. En effet, les espèces cibles continuent d'être observées sur ce site. Néanmoins, une différence de composition des assemblages de poissons a été observée entre nos deux sites d'étude et pourrait provenir de la diminution des top-prédateurs au niveau de la Gaviota. La structure trophique au niveau de La Gaviota est ainsi impactée en présentant une faible proportion d'herbivores ainsi que de piscivores et une proportion élevée des groupes trophiques intermédiaires.

La présence d'un nombre particulièrement élevé de *M. rosacea* au niveau de San Rafaelito semble indiquer que ce site est propice pour cette espèce. De plus amples études sur cette espèce pourraient être mises en place afin de comprendre les éléments permettant l'installation et la prospérité de cette population.

Ainsi, les données acquises lors de ce mémoire mettent en valeur l'importance de connecter les différents sites de la MPA de Balandra. Les sites présentant chacun des règles propres, ceux-ci sont impactés de différentes manières par les activités humaines. La MPA de Balandra dans son ensemble risque ainsi de ne pas apporter une protection suffisante à l'environnement, étant donné l'impact de la pêche sur certains des sites tel que la Gaviota. La mise en place de contrôles afin de vérifier que les règles soient respectées ainsi qu'une réflexion sur la connectivité présente entre les sites sont dès lors importantes.

## Bibliographie :

- Aburto-Oropeza, O., & Balart, E. F. (2001). Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology*, 22 (4): 283-305
- Aburto-Oropeza, O., Dominguez-Guerrero, I., Cota-Nieto, J., & Plomozo-Lugo, T. (2009). Recruitment and ontogenetic habitat shifts of the yellow snapper (*Lutjanus argentiventris*) in the Gulf of California. *Marine Biology*, 156, 2461-2472.  
<https://doi.org/10.1007/s00227-009-1271-5>
- Aburto-Oropeza, O., Erisman, B., Galland, G. R., Mascareñas-Osorio, I., Sala, E., & Ezcurra, E. (2011). Large recovery of fish biomass in a no-take marine reserve. *PLOS ONE*, 6(8), e23601. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023601>
- Allendorf, F. W., Luikart, G. H., & Aitken, S. N. (2012). Conservation and the Genetics of Populations. John Wiley & Sons, Edition 2, 119-121. ISBN 1118408578
- Arellano-Peralta, V. A., & Medrano-González, L. (2015). Ecology, conservation and human history of marine mammals in the Gulf of California and Pacific coast of Baja California, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 104, 90-105.  
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.12.004>
- Arreguín-Sánchez, F., Hernández-Herrera, A., Ramírez-Rodríguez, M., & Pérez-España, H. (2004). Optimal management scenarios for the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Ecological Modelling*, 172(2), 373-382.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.018>
- Arreguín-Sánchez, F., del Monte-Luna, P., Zetina-Rejón, M. J., & Albáñez-Lucero, M. O. (2017). The Gulf of California large marine ecosystem : Fisheries and other natural resources. *Environmental Development*, 22, 71-77.  
<https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.03.002>
- Barbosa, M. C., Luiz, O. J., Cordeiro, C. A. M. M., Giglio, V. J., & Ferreira, C. E. L. (2021). Fish and spearfisher traits contributing to catch composition. *Fisheries Research*, 241, 105988. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105988>
- Baum, J. K., & Worm, B. (2009). Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78, 699-714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x>
- Bellwood, D. R., & Choat, J. H. (1990). A Functional Analysis of Grazing in Parrotfishes (family Scaridae) : The Ecological Implications. In *Alternative life-history styles of fishes*, M. N. Bruton (Éd.), Springer Dordrecht, p. 189-214. <https://doi.org/10.1007/978->

- Bellwood, D. R. (1995). Carbonate transport and within-reef patterns of bioerosion and sediment release by parrotfishes (family Scaridae) on the Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series*, 117(1/3), 127-136.
- Bellwood, D. R., Hoey, A. S., & Hughes, T. P. (2012). Human activity selectively impacts the ecosystem roles of parrotfishes on coral reefs. *Proceedings: Biological Sciences*, 279(1733), 1621-1629.
- Benedetti-Cecchi, L., Bates, A. E., Strona, G., Bulleri, F., Horta e Costa, B., Edgar, G. J., Hereu, B., Reed, D. C., Stuart-Smith, R. D., Barrett, N. S., Kushner, D. J., Emslie, M. J., García-Charton, J. A., Gonçalves, E. J., & Aspillaga, E. (2024). Marine protected areas promote stability of reef fish communities under climate warming. *Nature Communications*, 15, 1822. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-44976-y>
- Birrell, C. L., McCook, L. J., & Diaz-Pulido, B. L. W. & G. A. (2008). Effects of Benthic Algae on the Replenishment of Corals and the Implications for the Resilience of Coral Reefs. In *Oceanography and Marine Biology*, Edition 1. CRC Press. ISBN 9780429137259
- Brun, V., de Ville d'Avray, L. T., Saludsod, Ma. M., Dolorosa, R. G., Mecha, N. J. M. F., Sorgon, K. E. S., & Claudet, J. (2024). Baseline assessment and early effects of a network of marine protected areas. *Conservation Science and Practice*, 6(5), e13121. <https://doi.org/10.1111/csp2.13121>
- Brusca, R. C. (2010). *The Gulf of California : Biodiversity and Conservation*. University of Arizona Press. ISBN 0816527393
- Brusca, R. C., Álvarez-Borrego, S., Hastings, P. A., & Findley, L. T. (2017). Colorado River flow and biological productivity in the Northern Gulf of California, Mexico. *Earth-Science Reviews*, 164, 1-30. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.10.012>
- Case, T. J., & Cody, M. L. (1983). *Island Biogeography in the Sea of Cortéz*. University of California Press. ISBN 0520047990
- Carvajal, M.A., E. Ezcurra, and A. Robles. 2004. The Gulf of California: Natural resource concerns and the pursuit of a vision. In: *Defying Ocean's End. An agenda for action*. L.K. Glover and S. Earle (eds.), Island Press, Washington, D.C. pp. 105–124.
- Castro, R., Durazo, R., Mascarenhas, A., Collins, C. A., & Trasviña, A. (2006). Thermohaline variability and geostrophic circulation in the southern portion of the Gulf of California. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 53(1), 188-200.

- <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2005.09.010>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2024). Programas de Manejo de las Áreas Naturales Protegidas de México. Gobierno de Mexico. gov.mx.  
<http://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/programas-de-manejo>
- CONANP-Archipelago de Espiritu Santo (2015), Compendio del programa de manejo del parque nacional zona marina del Archipelago de Espiritu Santo, Zonificación y reglas, CONANP, Mexico
- CONANP-BALANDRA (2015), Programa de Manejo, Area de Protection de Flora y Fauna Balandra, Secretaria de Medio Ambiente Recursos Naturales & CONANP, Mexico
- CONANP-SEMARNAT (2014), Programa de Manejo del Complejo Insular del Espíritu Santo, Secretaria de Medio Ambiente Recursos Naturales & CONANP, Mexico
- COP15 : Nations adopt four goals, 23 targets for 2030 in landmark UN biodiversity agreement. (2022, décembre 19). Convention on Biological Diversity.  
<https://www.cbd.int/article/cop15-cbd-press-release-final-19dec2022>
- Della Marta, I., Vergés, A., Powell, S., Smith, S., & Poore, A. (2023). Marine protected areas are linked to higher predation rates by fish in shallow urbanised reefs, but only in no-take reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 721, 135-150.  
<https://doi.org/10.3354/meps14421>
- DOF 2012. 24 août 2012. ACUERDO por el que se da a conocer la Actualización de la Carta nacional Pesquera, SECRETARIA DE AGRICULTURA, GANADERIA, DESARROLLO RURAL, PESCA Y ALIMENTACION, DOF-Diario Oficial, Mexico
- Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., Barrett, N. S., Becerro, M. A., Bernard, A. T. F., Berkhout, J., Buxton, C. D., Campbell, S. J., Cooper, A. T., Davey, M., Edgar, S. C., Försterra, G., Galván, D. E., Irigoyen, A. J., Kushner, D. J., Moura, R., Parnell, P. Ed., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A., Thomson, R. J. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506, 216-220. <https://doi.org/10.1038/nature13022>
- Erisman, B. E., Buckhorn, M. L., & Hastings, P. A. (2007). Spawning patterns in the leopard grouper, *Mycteroperca rosacea*, in comparison with other aggregating groupers. *Marine Biology*, 151, 1849-1861. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0623-2>
- Erisman, B., Mascarenas, I., Paredes, G., Sadovy de Mitcheson, Y., Aburto-Oropeza, O., & Hastings, P. (2010). Seasonal, annual, and long-term trends in commercial fisheries for aggregating reef fishes in the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 106,

- 279-288. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.08.007>
- Espinosa-Andrade, N., Suchley, A., Reyes-Bonilla, H., & Alvarez-Filip, L. (2020). The no-take zone network of the Mexican Caribbean : Assessing design and management for the protection of coral reef fish communities. *Biodiversity and Conservation*, 29, 2069-2087. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01966-y>
- Estrada-Godínez, J. A., Maldonado-García, M., Gracia-López, V., & Carrillo, M. (2011). Reproductive cycle of the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* in La Paz Bay, Mexico. *Ciencias Marinas*, 37(4), 425–441. <https://doi.org/10.7773/cm.v37i4A.1954>
- Farmer, N., & Ault, J. (2011). Grouper and snapper movements and habitat use in Dry Tortugas, Florida. *Marine Ecology Progress Series*, 433, 169-184. <https://doi.org/10.3354/meps09198>
- FishBase. Consulté 11 avril 2024, à l'adresse <https://fishbase.mnhn.fr/search.php>
- Fortuna, C. M., Fortibuoni, T., Bueno-Pardo, J., Coll, M., Franco, A., Giménez, J., Stranga, Y., Peck, M. A., Claver, C., Brasseur, S., Fernández-Corredor, E., Frascchetti, S., Garcia-Garin, O., van Leeuwen, A., Louzao, M., Pedrajas, A., Raicevich, S., Ramírez, F., Ransijn, J., Russel, D., Serena, F., Sbragaglia, V., Katsanevakis, S. (2024). Top predator status and trends : Ecological implications, monitoring and mitigation strategies to promote ecosystem-based management. *Frontiers in Marine Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1282091>
- Frisch, A. J., Cole, A. J., Hobbs, J.-P. A., Rizzari, J. R., & Munkres, K. P. (2012). Effects of spearfishing on reef fish populations in a multi-use conservation area. *PLOS ONE*, 7(12), e51938. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051938>
- Godoy, N., Gelcich, S., Vásquez, J. A., & Castilla, J. C. (2010). Spearfishing to depletion : Evidence from temperate reef fishes in Chile. *Ecological Applications*, 20(6), 1504-1511. <https://doi.org/10.1890/09-1806.1>
- González-Acosta, A. F., Balart, E. F., Ruiz-Campos, G., Espinosa-Pérez, H., Cruz-Escalona, V. H., & Hernández-López, A. (2018). Diversity and conservation of fishes from La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89, 705-740. Scopus. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.3.2145>
- González-Cuellar O.T., T. Plomozo-Lugo, P. Castro-Moreno, A.H. Weaver, C.M. Álvarez-Flores. (2019). Información de los recursos pesqueros, Costa sudoriental de Baja California Sur. Sociedad de Historia Natural Niparajá A.C. y ProNatura Noroeste A.C.
- Hadj-Hammou, J., Cinner, J. E., Barneche, D. R., Caldwell, I. R., Mouillot, D., Robinson, J. P.

- W., Schiettekatte, N. M. D., Siqueira, A. C., Taylor, B. M., & Graham, N. A. J. (2024). Global patterns and drivers of fish reproductive potential on coral reefs. *Nature Communications*, 15, 6105. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-50367-0>
- Hall, A. E., Cameron, D. S., & Kingsford, M. J. (2021). Partially protected areas as a management tool on inshore reefs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 31, 631-651. <https://doi.org/10.1007/s11160-021-09654-y>
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6, 7615. <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- Hammerl, C., Möllmann, C., & Oesterwind, D. (2024). Identifying fit-for purpose methods for monitoring fish communities. *Frontiers in Marine Science*, <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1322367>
- Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning : A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Hubbard, R. (2023). State of the World's Fisheries—Legal Overfishing. In *The Ocean and Us*, F. Obaidullah (Éd.), Springer International Publishing, 55-64. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-10812-9\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-031-10812-9_6)
- Jacquemont, J., Blasiak, R., Le Cam, C., Le Gouellec, M., & Claudet, J. (2022). Ocean conservation boosts climate change mitigation and adaptation. *One Earth*, 5(10), 1126-1138. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.09.002>
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2021). *An Introduction to Statistical Learning : With Applications in R*. Springer US, Edition 2, 216-219 <https://doi.org/10.1007/978-1-0716-1418-1>
- Jessen, S., Morgan, L. E., Bezaury-Creel, J. E., Barron, A., Govender, R., Pike, E. P., Saccomanno, V. R., & Moffitt, R. A. (2017). Measuring MPAs in continental north America : How well protected are the ocean estates of Canada, Mexico, and the USA? *Frontiers in Marine Science*, 4:279. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00279>
- Liang, C., & Pauly, D. (2020). Masking and unmasking fishing down effects : The Bohai Sea (China) as a case study. *Ocean & Coastal Management*, 184, 105033.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.105033>

Lindfield, S. J., McIlwain, J. L., & Harvey, E. S. (2014). Depth refuge and the impacts of SCUBA spearfishing on coral reef fishes. *PLOS ONE*, 9(3), e92628.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092628>

Luckhurst, B. E., & Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49, 317-323.

<https://doi.org/10.1007/BF00455026>

Malcolm, H. A., Williams, J., Schultz, A. L., Neilson, J., Johnstone, N., Knott, N. A., Harasti, D., Coleman, M. A., & Jordan, A. (2018). Targeted fishes are larger and more abundant in 'no-take' areas in a subtropical marine park. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212, 118-127. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.003>

Mariani, S., Sala-Bozano, M., Chopelet, J., & Benvenuto, C. (2013). Spatial and temporal patterns of size-at-sex-change in two exploited coastal fish. *Environmental Biology of Fishes*, 96, 535-541. <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0039-9>

McGovern, J.C., D.M. Wyanski, O. Pashuk, C.S. Manooch & G.R. SedBerry. 1998. Changes in the sex ratio and size at maturity of gag, *Mycteroperca microlepis*, from the Atlantic coast of the southeastern United States during 1976-1995. *Fish. Bull.*, 96: 797-807.

Mellin, C., Mouillot, D., Kulbicki, M., McClanahan, T. R., Vigliola, L., Bradshaw, C. J. A., Brainard, R. E., Chabanet, P., Edgar, G. J., Fordham, D. A., Friedlander, A. M., Parravicini, V., Sequeira, A. M. M., Stuart-Smith, R. D., Wantiez, L., & Caley, M. J. (2016). Humans and seasonal climate variability threaten large-bodied coral reef fish with small ranges. *Nature Communications*, 7, 10491.

<https://doi.org/10.1038/ncomms10491>

Micheli, F., Mumby, P. J., Brumbaugh, D. R., Broad, K., Dahlgren, C. P., Harborne, A. R., Holmes, K. E., Kappel, C. V., Litvin, S. Y., & Sanchirico, J. N. (2014). High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. *Biological Conservation*, 171, 186-194.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.029>

Morzaria-Luna, H. N., Cruz-Piñón, G., Brusca, R. C., López-Ortiz, A. M., Moreno-Báez, M., Reyes-Bonilla, H., & Turk-Boyer, P. (2018). Biodiversity hotspots are not congruent with conservation areas in the Gulf of California. *Biodiversity and Conservation*, 27, 3819-3842. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1631-x>

MPA Guide Marine Protection. (2023). Marine Conservation Institute. Consulté 26 mars 2024,

- à l'adresse <https://mpatlas.org/mpaguide/>
- Niparajá, Conservación Marina. Consulté 10 juin 2024, Mexico, à l'adresse <https://niparaja.org/conservacion-marina/>
- Olán-González, M., Reyes-Bonilla, H., Álvarez-Filip, L., Pérez-España, H., & Olivier, D. (2020). Fish diversity divergence between tropical eastern pacific and tropical western Atlantic coral reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 103(11), 1323-1341. <https://doi.org/10.1007/s10641-020-01026-y>
- Olivier, D., Loiseau, N., Petatán-Ramírez, D., Millán, O. T., Suárez-Castillo, A. N., Torre, J., Munguia-Vega, A., & Reyes-Bonilla, H. (2018). Functional-biogeography of the reef fishes of the islands of the Gulf of California : Integrating functional divergence into marine conservation. *Global Ecology and Conservation*, 16, e00506. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00506>
- Pérez-Olivas, A., Irigoyen-Arredondo, M. S., Moreno-Sánchez, X. G., Villalejo-Fuerte, M. T., Abitía-Cárdenas, L. A., & Escobar-Sánchez, O. (2018). Reproductive biology of the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) in the coastal area of Santa Rosalía, BCS, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46(4), 699-708. <https://doi.org/10.3856/vol46-issue4-fulltext-7>
- Pettersen, A. K., Marzinelli, E. M., Steinberg, P. D., & Coleman, M. A. (2022). Impact of marine protected areas on temporal stability of fish species diversity. *Conservation Biology*, 36, e13815. <https://doi.org/10.1111/cobi.13815>
- Piñón, A., Amezcua, F., & Duncan, N. (2009). Reproductive cycle of female yellow snapper *Lutjanus argentiventris* (Pisces, Actinopterygii, Lutjanidae) in the SW Gulf of California : Gonadic stages, spawning seasonality and length at sexual maturity. *Journal of Applied Ichthyology*, 25, 18-25. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01178.x>
- R Core Team (2023) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rahman, M. K., Masud, M. M., Akhtar, R., & Hossain, M. M. (2022). Impact of community participation on sustainable development of marine protected areas : Assessment of ecotourism development. *International Journal of Tourism Research*, 24, 33-43. <https://doi.org/10.1002/jtr.2480>
- Ramírez-Ortiz, G., Reyes-Bonilla, H., Balart, E. F., Olivier, D., Huato-Soberanis, L., Micheli, F., & Edgar, G. J. (2020). Reduced fish diversity despite increased fish biomass in a Gulf of California Marine Protected Area. *PeerJ*, 8, e8885.

<https://doi.org/10.7717/peerj.8885>

- Rife, A. N., Erisman, B., Sanchez, A., & Aburto-Oropeza, O. (2013). When good intentions are not enough ... Insights on networks of “paper park” marine protected areas. *Conservation Letters*, 6, 200-212. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00303.x>
- 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, 1280-1284. <https://doi.org/10.1126/science.1067728>
- Rojó, I., Anadón, J. D., & García-Charton, J. A. (2021). Exceptionally high but still growing predatory reef fish biomass after 23 years of protection in a Marine Protected Area. *PLOS ONE*, 16(2), e0246335. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246335>
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Paredes, G., Parra, I., Barrera, J.C., Dayton, P.K. (2002). A general model for designing networks of marine reserves. 298, 1991-1993.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Paredes, G., & Thompson, G. (2003). Spawning aggregations and reproductive behavior of reef fishes in the Gulf of California. *Bulletin of Marine Science*, 72(1), 103-121.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Reza, M., Paredes, G., & López-Lemus, L. G. (2004). Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries*, 29(3), 19-25. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2004\)29\[19:FDCFWI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2004)29[19:FDCFWI]2.0.CO;2)
- Sandin, S. A., Smith, J. E., DeMartini, E. E., Dinsdale, E. A., Donner, S. D., Friedlander, A. M., Konotchick, T., Malay, M., Maragos, J. E., Obura, D., Pantos, O., Paulay, G., Richie, M., Rohwer, F., Schroeder, R. E., Walsh, S., Jackson, J. B. C., Knowlton, N., & Sala, E. (2008). Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. *PLOS ONE*, 3(2), e1548. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001548>
- Sbragaglia, V., Arlinghaus, R., Blumstein, D. T., Diogo, H., Giglio, V. J., Gordo, A., Januchowski-Hartley, F. A., Laporta, M., Lindfield, S. J., Lloret, J., Mann, B., McPhee, D., Nunes, J. A. C. C., Pita, P., Rangel, M., Rhoades, O. K., Venerus, L. A., & Villasante, S. (2023). A Global Review of Marine Recreational Spearfishing. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 33, 1199-1222. <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09790-7>
- Schmid, K., Reis-Filho, J. A., Loiola, M., Harvey, E. S., de Kikuchi, R. K. P., & Giarrizzo, T. (2022). Habitat-specific fish fauna responses to different management regimes in the largest coral reef complex in the South Atlantic. *Marine Environmental Research*, 178,

105661. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105661>
- Shester, G. G., & Micheli, F. (2011). Conservation challenges for small-scale fisheries : Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biological Conservation*, 144(5), 1673-1681. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.023>
- Simon, T., Pinheiro, H. T., & Joyeux, J.-C. (2011). Target fishes on artificial reefs : Evidences of impacts over nearby natural environments. *Science of The Total Environment*, 409, 4579-4584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.057>
- The IUCN Red List of Threatened Species. (2023). IUCN Red List of Threatened Species. Consulté 26 mars 2024, à l'adresse <https://www.iucnredlist.org/en>
- Thiault, L., Kernaléguen, L., Osenberg, C. W., Lison de Loma, T., Chancerelle, Y., Siu, G., & Claudet, J. (2019). Ecological evaluation of a marine protected area network : A progressive-change BACIPS approach. *Ecosphere*, 10(2), e02576. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2576>
- TinHan, T., Erisman, B., Aburto-Oropeza, O., Weaver, A., Vázquez-Arce, D., & Lowe, C. (2014). Residency and seasonal movements in *Lutjanus argentiventris* and *Mycteroperca rosacea* at Los Islotes reserve, Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series*, 501, 191-206. <https://doi.org/10.3354/meps10711>
- Ulate, K., Alcoverro, T., Arthur, R., Aburto-Oropeza, O., Sánchez, C., & Huato-Soberanis, L. (2018). Conventional MPAs are not as effective as community co-managed areas in conserving top-down control in the Gulf of California. *Biological Conservation*, 228, 100-109. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.033>
- UNESCO. (2011) 35e session du Comité du patrimoine mondial. UNESCO Centre du patrimoine mondial. Consulté 2 avril 2024, à l'adresse <https://whc.unesco.org/fr/sessions/35COM>
- Urcádiz-Cázares, F. J., Cruz-Escalona, V. H., Peterson, M. S., Aguilar-Medrano, R., Marín-Enríquez, E., González-Peláez, S. S., Del Pino-Machado, A., Enríquez-García, A. B., Borges-Souza, J. M., & Ortega-Rubio, A. (2021). Linking habitat and associated abiotic conditions to predict fish hotspots distribution areas within la paz bay : Evaluating marine conservation areas. *Diversity*, 13, 212. <https://doi.org/10.3390/d13050212>
- Valdivia, A., Cox, C. E., & Bruno, J. F. (2017). Predatory fish depletion and recovery potential on Caribbean reefs. *Science Advances*, 3, e1601303. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601303>
- Vázquez-Hurtado, M., Maldonado-García, M., Lechuga-Devéze, C. H., Acosta-Salmón, H., &

- Ortega-Rubio, A. (2010). Artisanal fisheries in La Paz Bay and adjacent oceanic area (Gulf of California, Mexico). *Ciencias Marinas*, 36(4), 433-444. Scopus.  
<https://doi.org/10.7773/cm.v36i4.1669>
- Wielgus, J., Sala, E., & Gerber, L. R. (2008). Assessing the ecological and economic benefits of a no-take marine reserve. *Ecological Economics*, 67, 32-40.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.04.019>
- Zeileis, A., Kleiber, C., & Jackman, S. (2008). Regression models for count data in R. *Journal of Statistical Software*, 27(8). <https://doi.org/10.18637/jss.v027.i08>
- Zupan, M., Fragkopoulou, E., Claudet, J., Erzini, K., Horta e Costa, B., & Gonçalves, E. J. (2018). Marine partially protected areas : Drivers of ecological effectiveness. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(7), 381-387. <https://doi.org/10.1002/fee.1934>

## Annexes :

**Tableau S1.** Prédications (valeur la plus probable) et intervalles de confiance à 95% des modèles Zero-Inflated avec une distribution négative binomiale de la biomasse (g/100m<sup>2</sup>) des groupes de poissons ciblés par la pêche sportive entre La Gaviota et San Rafaelito.

	<u>Scaridae</u>	<u>M. rosacea</u>	<u>Serranidae benthique</u>	<u>Lutjanidae</u>
<b>La Gaviota</b>				
<u>Période 1</u>				
5-10 m	869 [244–1493]	559 [96–1022]	429 [48–811]	254 [0–540]
~ 15 m	648 [0-1478]	676 [0-1530]	165 [50–279]	161 [12–309]
<u>Période 2</u>				
5-10 m	1549 [719–2379]	1183 [549–1816]	313 [96–531]	286 [0–584]
~ 15 m	564 [80–1048]	869 [47–1691]	350 [97–603]	2562 [476-4648]
<b>San Rafaelito</b>				
<u>Période 1</u>				
5-10 m	3796 [1360–6232]	2679 [862–4496]	652 [356–948]	357 [0–883]
~ 15 m	1755 [788–2721]	5077 [0–10778]	831 [260–1402]	1104 [0-2314]
<u>Période 2</u>				
5-10 m	1493 [774–2212]	9057 [3501–14613]	1022 [552–1493]	1123 [0–2452]
~ 15 m	2535 [628-4441]	4757 [932–8582]	357 [67–647]	7095 [3040–11150]

**Tableau S2.** Prédications (valeur la plus probable) et intervalles de confiance à 95% des modèles Zero-Inflated avec une distribution négative binomiale et des modèles linéaires généralisés avec une distribution négative binomiale de la densité (individus/100m<sup>2</sup>) des groupes de poissons ciblés par la pêche sportive entre La Gaviota et San Rafaelito.

	<u>Scaridae &lt;30 cm</u>	<u>Scaridae &gt;30 cm</u>	<u>Mycteroperca rosacea &lt;50 cm</u>	<u>Mycteroperca rosacea &gt;50 cm</u>
<b>La Gaviota</b>				
<u>Période 1</u>				
5-10 m	3.58 [1.39-5.76]	0.7 [0-1.6]	1.69 [0.48-2.9]	0 [0-0.000016]
~ 15 m	11.4 [4.67-18.13]	0.12 [0-0.36]	0.19 [0-0.58]	0.25 [0-0.61]
<u>Période 2</u>				
5-10 m	2.15 [0.77-3.52]	1.86 [0.75-2.98]	2.49 [1.52-3.45]	0 [0-0.000012]
~ 15 m	9.66 [2.84-16.47]	0.34 [0-0.8]	1.12 [0-2.31]	0.27 [0-0.66]
<b>San Rafaelito</b>				
<u>Période 1</u>				
5-10 m	1.18 [0-2.52]	2.9 [0.66-5.15]	1.87 [0.78-2.97]	0.81 [0-1.78]
~ 15 m	4.63 [0-9.61]	1.61 [0.46-2.75]	2.99 [1.06-4.91]	1.69 [0-3.58]
<u>Période 2</u>				
5-10 m	1.3 [0-2.89]	1.52 [0.92-2.12]	2.19 [0.42-3.97]	2.13 [0-4.48]
~ 15 m	0.14 [0-0.39]	2.4 [0.18-4.63]	1.45 [0.67-2.23]	0.93 [0-2.06]

**Tableau S3.** Prédications (valeur la plus probable) et intervalles de confiance à 95% des modèles Zero-Inflated avec une distribution négative binomiale de la biomasse (g/100m<sup>2</sup>) des groupes de poissons ciblés par la pêche sportive entre San Rafaelito, la Gaviota et les no-take zones d'Espiritu Santo

	<u>Scaridae</u>	<u>M. rosacea</u>	<u>Serranidae benthique</u>	<u>Lutjanidae</u>
<b>C-59</b>	3473 [1659-5286]	2417 [1131-3703]	129 [18-239]	10300 [4768-15832]
<b>Fang Ming</b>	4348 [2650-6045]	5484 [1535-9433]	272 [106-439]	4958 [1592-8324]

<b>Los Islotes</b>				
5-10 m	3672 [-1165-8510]	2810 [89-5532]	883 [148-1618]	3811[0-8660]
~ 15 m	597 [163-1031]	408 [0-1022]	902[400-1403]	941 [206-1676]
<b>Punta Lobos</b>				
5-10 m	1988 [931-3045]	262 [61-463]	149 [54-244]	2410 [33-4786]
~ 15 m	1821 [851-2792]	672 [335-1009]	796 [18-1574]	1215 [0-2483]
<b>La Gaviota</b>				
5-10 m	1190 [676-1704]	866 [462-1271]	382 [148-617]	275 [71-480]
~ 15 m	604 [167-1041]	749 [151-1348]	263 [117-408]	1323 [287-2358]
<b>San Rafaelito</b>				
5-10 m	2637 [1362-3912]	5845 [2634-9056]	837 [559-1114]	755 [43-1467]
~ 15 m	2130 [1118-3143]	4834 [1306-8361]	587 [266-909]	3975 [1687-6263]

**Tableau S4.** Prédications (valeur la plus probable) et intervalles de confiance à 95% des modèles Zero-Inflated avec une distribution négative binomiale et des modèles linéaires généralisés avec une distribution négative binomiale de la densité (individus /100m<sup>2</sup>) des groupes de poissons ciblés par la pêche sportive entre San Rafaelito, la Gaviota et les no-take zones d'Espiritu Santo

	<u>Scaridae &lt;30 cm</u>	<u>Scaridae &gt;30 cm</u>	<u><i>Mycteroperca rosacea</i> &lt;50 cm</u>	<u><i>Mycteroperca rosacea</i> &gt;50 cm</u>
<b>C-59</b>	6.43 [2.43-10.43]	1.97 [0.74-3.2]	2.67 [1.49-3.86]	0.56 [0.005-1.11]
<b>Fang Ming</b>	3.59 [1.57-5.6]	3.35 [1.87-4.83]	1 [0.47-1.53]	0.96 [0-1.97]
<b>Los Islotes</b>				
5-10 m	1.18 [0.025-2.33]	1.35 [0.26-2.44]	9.02 [1.31-16.73]	0.29 [0-0.63]
~ 15 m	0.17 [0.025-2.33]	0.56 [0.16-0.96]	0.5 [0.09-0.91]	0.17 [0-0.39]
<b>Punta Lobos</b>				
5-10 m	6.02 [3.33-8.7]	1.27 [0.51-2.02]	1.83 [1.2-2.47]	0 [0-0.000005]
~ 15 m	12.1 [6.32-17.87]	0.41 [0.03-0.8]	2.75 [1.51-4]	0 [0-0.000006]
<b>La Gaviota</b>				
5-10 m	2.85 [1.51-4.19]	1.28 [0.51-2.04]	2.11 [1.25-2.96]	0 [0-0.000005]
~ 15 m	10.6 [5.9-15.3]	0.22 [0-0.47]	0.65 [0.03-1.27]	0.26 [0-0.56]
<b>San Rafaelito</b>				
5-10 m	1.19 [0.17-2.21]	2.21 [1.05-3.38]	2.04 [1-3.08]	1.47 [0.02-2.92]
~ 15 m	2.53 [0-5.2]	2.01 [0.8-3.21]	2.23 [1.14-3.31]	1.32 [0-2.65]