

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE

FRANCIELLE DOS SANTOS OLIVEIRA

ÁREA DE VIDA, PADRÃO DE MOVIMENTAÇÃO E USO DO HABITAT DO
BADEJO-QUADRADO (*Mycteroperca bonaci*) NO PARQUE NACIONAL
MARINHO DOS ABROLHOS

ILHÉUS, BA

2021

FRANCIELLE DOS SANTOS OLIVEIRA

**ÁREA DE VIDA, PADRÃO DE MOVIMENTAÇÃO E USO DO HABITAT DO
BADEJO-QUADRADO (*Mycteroperca bonaci*) NO PARQUE NACIONAL
MARINHO DOS ABROLHOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e conservação da Biodiversidade.

Orientador: Dr. Carlos Werner Hackradt.

ILHÉUS, BA

2021

FRANCIELLE DOS SANTOS OLIVEIRA

**ÁREA DE VIDA, PADRÃO DE MOVIMENTAÇÃO E USO DO HABITAT DO
BADEJO-QUADRADO (*Mycteroperca bonaci*) NO PARQUE NACIONAL
MARINHO DOS ABROLHOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e conservação da Biodiversidade.

Ilhéus, 20 de dezembro de 2021.

Prof. Dr. Carlos Werner Hackradt.
UFSB/UESC
(Orientador)

Prof. Dr. Cleverson Zapelini
UESC

Prof. Dr. Igor Emiliano Gomes Pinheiro
UFSB

Prof. Dr. Mirco Solé
UESC

Prof. Dr. Leandro Evangelista Moraes
UESC

À minha família que, sempre me apoiou no que precisasse para que se cumprisse mais essa etapa, aos meus amigos queridos que me deram força e apoio para continuar e principalmente a Deus por ter me dado a condição necessária para chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

Eu não poderia começar os meus agradecimentos de forma diferente se não agradecer em primeiro lugar a Deus por sua bondade e cuidado, por ter me dado a condição de chegar até aqui, quando em meio aos enfrentamentos, enfermidade, eu cheguei a acreditar que não conseguiria, mas Ele me sustentou, cuidou muito bem de mim, me deu toda a condição necessária e colocou em meu caminho pessoas maravilhosas que se tornaram família que cuidaram de mim de forma tão especial quando eu mais precisei. Se não fosse por Ele, eu com certeza não estaria aqui concluindo essa etapa na minha vida.

Agradeço a Universidade Estadual de Santa Cruz pela oportunidade de desenvolver este trabalho e ser o principal canal para o meu desenvolvimento pessoal e profissional através desse mestrado. Ao Colegiado de Ecologia e Conservação da Biodiversidade e à coordenadora Eliana Cazeta por se mostrarem solícitos a me auxiliarem a conseguir concluir esta etapa junto aos enfrentamentos vividos no período de curso.

Ao meu orientador prof. Dr. Carlos Werner Hackadt pela oportunidade de desenvolver a minha pesquisa com a telemetria, por abrir as portas do laboratório LECOMAR, pelos ensinamentos e por todo o apoio científico e demais necessário para conseguir concluir esta etapa desde o início do curso quando não tinha bolsa, me trouxe esperança me auxiliando a conseguir uma bolsa pelo laboratório que coordena juntamente com a prof. Dr^a Fabiana C.F. Hackadt que é um exemplo de mulher, professora, profissional e ser humano que tive a oportunidade de conhecer.

À Fundação Rede Rio Doce Mar (RRDM) pela concessão da bolsa de apoio técnico científico pelo financiamento de parte dos meus estudos. Também à CAPES pela concessão da bolsa de estudos concedida pelo financiamento do restante dos meus estudos até sua conclusão.

À equipe LECOMAR por todo auxílio envolvido nas operações dos campos da telemetria, pelo auxílio técnico e científico nas análises em especial

a pós doc. Linda Eggersten e Jora Batista que foram duas parceiras nos estudos e análises da telemetria, sem vocês também não teria conseguido chegar até aqui.

Agradeço a minha família que sempre me ajudou e me apoiou em seguir com os meus estudos, dando todo o suporte possível para que eu trilhasse essa jornada acadêmica. Agradeço muito a minha mãe Joaquina Oliveira que com sua alegria, carinho e força sempre cuidou muito bem de mim, ao meu pai Josuilzo Oliveira que com sua calma e doçura sempre foi um pai presente principalmente nos meus estudos desde sempre. As minhas irmãs, amigas e parceiras Emanuelle e Rute Oliveira que sempre foram meu braço direito em todas as minhas necessidades, para me manter em Porto Seguro quando não tinha bolsa e em tudo mais que fosse necessário, vocês são parte disso tudo. Ao meu irmão Diego Oliveira por acreditar no meu potencial, ao meu cunhado Maycon Carvalho por todo o auxílio e apoio também quando precisei e ao meu sobrinho amado Noah Carvalho que trouxe mais amor e alegria a minha vida nesse período. Amo muito todos vocês!

Agradeço a minha amiga Lucimara Rodrigues que foi um verdadeiro presente que ganhei de Porto Seguro, colega de quarto, que mesmo sem me conhecer me apoiou e me ajudou como se fosse família e quantas coisas passamos, mas passamos juntas uma ajudando a outra. Você foi uma verdadeira providência para mim na cidade de Porto Seguro.

À família Porto Centro também que foi verdadeiramente uma família que recebi de Porto Seguro, onde vivi experiências que marcaram para sempre minha vida. Com vocês a vida ficou mais doce, alegre e cheia de esperança, cuidado e amor. As minhas amigas Raylene Santos, Hilda Camile e Ludimila Cetano, vocês foram verdadeiros presentes na minha vida! Amo muito cada um de vocês!

Sou imensamente grata a todos vocês que foram fundamentais para a conclusão dessa etapa em minha vida. Gratidão.

ÁREA DE VIDA, PADRÃO DE MOVIMENTAÇÃO E USO DO HABITAT DO BADEJO-QUADRADO (*Mycteroperca bonaci* Poey, 1860) NO PARQUE NACIONAL MARINHO DOS ABROLHOS

RESUMO

O conceito de uso de habitat é comum em toda a literatura ecológica e é medido através do tempo (fidelidade do habitat) e do espaço (área de vida). Uma ferramenta utilizada por diversos pesquisadores para estudo da área de vida, fidelidade ao habitat e padrão de movimentação é a telemetria acústica. O presente trabalho objetivou identificar as áreas de vida e estimar o padrão de movimentação do *Mycteroperca bonaci* no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos correlacionando a estrutura de sua área de vida com a abundância de demais peixes carnívoros e a estrutura do habitat. A abundância de *M. bonaci* e demais peixes carnívoros foi avaliada através da técnica de censo visual TRT com algumas melhorias do método para aprimoramento das análises geoespaciais. O censo TRT identificou-se 1.102 indivíduos de 19 espécies e apresentou informações precisas da localização dos peixes no espaço. Correlações positivas foram encontradas entre as espécies no uso do espaço. *M. bonaci* mostrou correlação moderada positiva com *C. penna* ($p=0,64$). Rastreou-se acusticamente 15 badejos-quadrados (*Mycteroperca bonaci*) monitorados por 391 dias resultando em 78.788 detecções. Três padrões de movimento foram identificados, padrão errante sendo o indivíduo detectado por quatro ou mais receptores, o segundo padrão limitou a movimentação a áreas de marcação e área de hidrofones vizinhos e o terceiro padrão foi a permanência e detecção única no mesmo local de marcação. A área de vida variou entre os indivíduos. O cálculo do home range (método MCP) variou entre 0,001 ha e 36,648ha e pelo método de Kernel (KUD 95% variou de 0,0020 km² a 12,9209 km²) e centro de atividade (KUD50% 0,0001 a 1,9015 km²). A maioria dos indivíduos estiveram presentes acima de 70% do tempo do período do monitoramento apresentando alta fidelidade ao habitat. A variação nos padrões de movimentação e áreas de vida caracterizam síndromes comportamentais onde indivíduos da mesma espécie apresentam comportamentos diferentes. O home range linear foi bastante variado entre os indivíduos (92,4 a 2634,174m). A relação do tamanho da área de vida e densidade de peixes carnívoros apresentou não ser linear. As melhorias no método do censo TRT mostrou eficiente para coleta de dados em fina escala para o tratamento em dados geoespaciais mostrando a localização em fina escala da localização de indivíduos de forma barata sem necessidade de altos custos com equipamentos para coleta de dados enquanto que a telemetria se mostra eficiente para analisar trajetória e movimento de indivíduos marinhos e área de vida, porém, é uma metodologia que demanda alto investimento financeiro para aquisição dos equipamentos de rastreamento.

Palavras chave: Área de vida; Padrão de Movimentação; Telemetria Acústica; Censo Visual TRT.

**HOME RANGE, PATTERN OF MOVEMENT AND USE OF THE
BADEJO-QUADRADO HABITAT (*Mycteroperca bonaci* Poey, 1860)
IN THE MARINHO DOS ABROLHOS NATIONAL PARK**

ABSTRACT

The concept of habitat use is common throughout ecological literature and is measured across time (habitat fidelity) and space (living area). A tool used by several researchers to study the home range, habitat fidelity and movement pattern is acoustic telemetry. The present work aimed to identify the home ranges and estimate the movement pattern of *Mycteroperca bonaci* in the Abrolhos Marine National Park, correlating the home range structure with the abundance of other carnivorous fish and the habitat structure. The abundance of *M. bonaci* and other carnivorous fish was evaluated using the TRT visual census technique with some improvements in the method to improve geospatial analysis. The TRT census identified 1,102 individuals of 19 species and provided accurate information on the location of fish in space. Positive correlations were found between species in the use of space. *M. bonaci* showed moderate positive correlation with *C. penna* ($p=0.64$). 15 square whiting (*Mycteroperca bonaci*) monitored acoustically for 391 days resulting in 78,788 detections. Three patterns of movement were identified, an errant pattern being the individual detected by four or more receivers, the second pattern limited the movement to adjacent marking areas and hydrophone areas and the third pattern was the permanence and single detection in the same marking location. Home range varied among individuals. The calculation of the home range (MCP method) ranged between and 0.001 ha and 36.648ha and by the Kernel method (95% KUD ranged from 0.0020 km² to 12.9209 km²) and activity center (KUD50% 0.0001 to 1 .9015 km²). Most individuals were present for over 70% of the monitoring period, showing high fidelity to the habitat. Variation in movement patterns and living areas characterize behavioral syndromes where individuals of the same species exhibit different behaviors. The linear home range was quite varied among individuals (92.4 to 2634.174m). The relationship of home range size and density of carnivorous fish was found to be non-linear. Improvements in the TRT census method proved efficient for fine-scale data collection for the treatment of geospatial data showing the fine-scale location of the location of individuals cheaply without the need for high cost of equipment for data collection while telemetry it is efficient to analyze the trajectory and movement of marine individuals and home range, however, it is a methodology that demands a high financial investment for the acquisition of tracking equipment.

Keywords: Home Range; Movement Pattern; Acoustic Telemetry; TRT Visual Census.

LISTA DE TABELA

Tabela 1- Abundância de peixes carnívoros por tipo de habitat amostrados pelo censo TRT.....	31
Tabela 2. - ANOVA. Relação das médias da distribuição das espécies por tipo de habitat.....	31
Tabela 3 - Abundância de peixes carnívoros por tipo de transecto amostrado pelo censo TRT.....	32
Tabela 4 - Estimativa de densidade (D) (peixes /500m ²) para as principais espécies observadas.....	35
Tabela 5: Média e Desvio Padrão do tamanho corpóreo (cm) em função aos diferentes tipos de habitats.....	36
Tabela 6 - Dados de marcação da espécie de peixe marcada para monitoramento com telemetria acústica ativa no Parque Nacional Marinho de Abrolhos, São apresentados na tabela os indivíduos da espécie de peixe trabalhada, código de identificação do animal (ID), o comprimento total (CT) em centímetros, o peso em gramas, o local de captura, a data e hora da marcação do animal, número do tag externo, primeira e última detecção e número de detecções.....	42
Tabela 7 - Índice de Residência Total (IRT) e por receptor (IRi), home range linear (m), MCP (ha), relacionando o tamanho da área e os dias de monitoramento para cada um dos indivíduos de M, bonaci marcados e Densidade de Kernel (KUD) 95% e 50%.....	48

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa de localização da área de estudo. A) Localização do PARNA Abrolhos ao leste da costa da Bahia; B) Arquipélago dos Abrolhos; C) Parque Nacional Marinho dos Abrolhos onde foram feitas as capturas e marcação.20
- Figura 2. Captura e marcação. A) Captura por pesca Manoel com isca de sardinha; B) peixe capturado é colocado no anestésico; C) incisão da tag na cavidade celomática; D) inserção da tag externa; E) Tanque de recuperação; F) Liberação do peixe no mesmo local de captura.....22
- Figura 3. Área de alcance de cobertura dos hidrofones de captura de sinal acústico no arquipélago de Abrolhos. A) Localização do PARNA Abrolhos ao leste da costa da Bahia; B) Arquipélago dos Abrolhos; C) Malha amostral da rede de hidrofones ao redor da Ilha de Santa Bárbara.....25
- Figura 4. Ilustração do método de censo visual de mapeamento - TRT para coleta de dados de abundância e densidade dos peixes carnívoros. O monofilamento é amarrado 0,8 m acima do peso, podendo ser facilmente.....27
- Figura 5. Transectos de censo visual realizados pelo método do Censo Roaming Transect – TRT. A) Transectos realizados ao redor das ilhas do Arquipélago dos Abrolhos; B) Transectos realizados em dois pontos do Parcel das Paredes.....30
- Figura 6: Matriz de Correlação da densidade dos peixes. Valores próximos a 0 indicam ausência de reação, e valores próximos a 1 ou -1 indicam variáveis linearmente correlacionadas (positiva ou negativamente). Valores entre 0-0.30 são considerados fracamente correlacionado, valores entre 0.31-0.70 são considerados correlacionado moderadamente e fortemente correlacionado valores entre 0.71-1.....35
- Figura 7: Matriz de Correlação de Pearson da densidade das espécies com maior nível de significância.36
- Figura 8. Boxplot das abundâncias relativas de *M. bonaci* e das principais espécies de peixes carnívoros em função dos distintos habitats.....38
- Figura 09. Boxplot do tamanho do corpo em função do tipo de habitat.....39
- Figura 10: Distribuição espacial das espécies mais abundantes georreferenciadas durante o Censo visual de mapeamento – TRT no arquipélago dos Abrolhos.....40
- Figura 11: Distribuição espacial das espécies mais abundantes georreferenciadas durante o Censo visual de mapeamento – TRT nos

pontos amostrados no Parcel das Paredes.....	41
Figura 12. Representação da distância de detecção (range test) para o Arquipélago de Abrolhos. A) curva de decaimento da intensidade de sinais em decibéis (dB); B) curva de decaimento de número de detecções (n); em função da distância do emissor de teste e do receptor (hidrofone móvel VR100).....	43
Figura 13: Modelo Aditivo Generalizado (GAM) com sinalização de queda de sinal a partir de 200 metros.....	44
Figura 14. Frequência absoluta de detecções por dia ao longo do período de monitoramento dos indivíduos de <i>M. bonaci</i> no Parque Marinho dos Abrolhos.....	45
Figura 15. Frequência absoluta de detecções dos 15 indivíduos marcados de <i>M. bonaci</i> no Parque Marinho dos Abrolhos.....	46
Figura 16. Frequência absoluta de detecções em cada um dos 8 receptores instalados no Parque Marinho dos Abrolhos.....	47
Figura 17. Frequência diária de detecção de cada um dos indivíduos marcados ao longo do período de monitoramento do estudo.....	49
Figura 18. Taxa de fidelidade ao grid de detecção por cada indivíduo marcado. Dos 15 indivíduos marcados 8 tiveram taxa de fidelidade ao grid superior a 70%.....	50
Figura 19. Mínimo polígono convexo (MCP) calculado para os indivíduos marcados de <i>M. bonaci</i>	51
Figura 20: Área de vida calculada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MCP) dos indivíduos monitorados no Parque Nacional Marinhos dos Abrolhos.....	52
Figura 21. Área de vida calculada pelo método de Distribuição da Utilização de Kernel (KUD 95% e 50%) dos indivíduos monitorados no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.....	54
Figura 22: Áreas de vida pelos métodos de MCP e KUD 95% e KUD50% e caracterização do habitat. A) Área de vida do #MB02; B) Área de vida do #MB03; C) Área de vida do #MB04; D) Área de vida do #MB05.....	55
Figura 23: Áreas de vida pelos métodos de MCP e KUD 95% e KUD50% e caracterização do habitat. A) Área de vida #MB06; B) Área de vida #MB07; C) Área de vida #MB08; D) Área de vida #MB09.....	56
Figura 24: Áreas de vida pelos métodos de MCP e KUD 95% e KUD50% e caracterização do habitat. A) Área de vida #MB10; B) Área de vida #MB11; C) Área de vida #MB12; D) Área de vida #MB13.....	57

Figura 25: Áreas de vida pelos métodos de MCP e KUD 95% e KUD50% e caracterização do habitat. A) Área de vida #MB14; B) Área de vida #MB15; C) Área de vida #MB16.....	57
Figura 26. Histograma do home range linear (m) dos indivíduos de M. bonaci marcados.....	58
Figura 27: Relação entre Home range linear frente ao tamanho (cm) dos indivíduos de M. bonaci marcados.....	59
Figura 38. Presença/ausência de detecção dos 15 peixes implantados ao longo do grid de detecção instalado no Parque Marinho dos Abrolhos....	61
Figura 29. Gráfico espacial da movimentação de cada indivíduo de M. bonaci. Área dos nós proporcionais a densidade de detecção em cada área. São apresentados os locais dos receptores no arquipélago dos Abrolhos.....	63
Figura 30. Gráficos de movimento espacial comparando como os indivíduos #MB02 ao #MB09 utilizaram o habitat na área de estudo.....	64
Figura 31. Gráficos de movimento espacial comparando como os indivíduos #MB10 ao #MB16 utilizaram o habitat na área de estudo.....	65
Figura 32. Sobreposição dos peixes carnívoros obtidos pelo censo TRT sobre o home range (pelo método MCP) de M. bonaci.....	65
Figura 33: Regressão linear entre a densidade dos peixes carnívoros e o tamanho do home range (pelo método MCP) de M. bonaci.....	66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. METODOLOGIA.....	29
2.1 <i>Área de Estudo.....</i>	<i>29</i>
2.2 <i>Captura e Marcação.....</i>	<i>20</i>
2.3 <i>Monitoramento Acústico.....</i>	<i>23</i>
2.3. <i>Censo Visual Método Mapping (TRT).....</i>	<i>25</i>
3. RESULTADOS.....	29
3.1. <i>Censo Visual Método Mapping (TRT).....</i>	29
3.1.1 <i>Abundância de M. bonaci e demais carnívoros.....</i>	<i>29</i>
3.1.2 <i>Distribuição Espacial e Uso do Espaço.....</i>	<i>37</i>
3.2 <i>Telemetria.....</i>	40
3.2.1. <i>Range Test.....</i>	<i>40</i>
3.2.2 <i>Captura e marcação.....</i>	<i>41</i>
3.2.3. <i>Distribuição e frequência de detecção.....</i>	<i>43</i>
3.2.4 <i>Home Range e Uso do Habitat.....</i>	<i>44</i>
3.2.5 <i>Trajetória e Padrão de Movimentação.....</i>	<i>58</i>
3.2.6 <i>Relação Densidade de Home Range.....</i>	<i>64</i>
4. DISCUSSÃO.....	65
5. CONCLUSÃO.....	71
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72

1. INTRODUÇÃO

A ecologia do movimento se concentra em explicar os processos ecológicos e padrões de movimento relacionados (NATHAN et al., 2008), como invasão biológica e dinâmica da comunidade (DAMSCHEIN et al., 2008; VANAK et al., 2013) associado ao movimento animal. As informações sobre o movimento no contexto do seu ambiente, permite a exploração dos fatores externos e do padrão de movimento, ajudando assim a compreender as consequências do movimento na ecologia e evolução das espécies (NATHAN et al., 2008).

Dentro do grupo dos animais a maioria não são nômades e vivem em áreas bastante restritas onde desenvolvem atividades rotineiras como alimentação e acasalamento. Essas áreas são chamadas de áreas de vida (POWEL 2000). Porém, o que pode ser definido como "atividades rotineiras" ou atividades normais, podem causar ambiguidade no conceito de "área de vida", e métodos de medição objetivos podem ser utilizados para caracterizar "normal", cobrindo 95% da probabilidade do local onde ocorre a atividade (SEAMAN E POWEL, 1996).

No contexto da movimentação de animais, diversos são os motivos que podem leva-los a se mover: busca por alimento, busca por parceiros reprodutivos ou por evitar estar no mesmo território que outros indivíduos que exercem territorialidade, dispersão entre manchas de habitat etc. Ao se mensurar o movimento dos animais, os padrões de movimento refletem essa multiplicidade de comportamentos, atividades e motivações (NIEBUHR, 2019).

Determinar os padrões de movimento de peixes, área de vida e uso do habitat é essencial para promover a compreensão da dinâmica ecológica das comunidades de peixes recifais e fornecer informações para um projeto de Área Marinha Protegida (AMP) mais eficaz (PALUMBI 2001, MEESTER et al, 2004, O'DOR et al, 2004).

Um dos métodos mais utilizados para estudar os padrões de movimento e área de vida é a telemetria acústica. A palavra “telemetria” deriva do verbo ‘telemeter’ que significa “transmitir um sinal para uma estação ou conjunto de receptores distantes” (SOANES 2005). A telemetria é uma técnica conhecida desde a década de 1960, e foi aplicada pela primeira vez em áreas terrestres e, mais recentemente, vêm sendo aplicado para rastrear animais marinhos (HACKADT et al. 2014). Para fins ecológicos e de manejo, essa tecnologia torna possível estudar os padrões de movimento de peixes e outros organismos (GIACALONE et al. 2006). Avanços recentes na tecnologia melhoraram as técnicas de telemetria acústica, aumentando a eficácia da coleta de dados, permitindo aos pesquisadores explorar novos campos e responder a novas perguntas (HACKADT et al. 2014).

Peixes Epinephelidae e Serranidae (garoupas) são alguns dos principais predadores dos recifes de coral e muitas vezes são espécies K estrategistas (MORRIS et. al, 2000, ANDERSON 2014). Exibem algumas características comportamentais que podem proporcionar a estes alguns riscos que os torna alvos fáceis dos pescadores pelo fato de muitas espécies formarem grandes agregados para reprodução e muitas também exibirem um alto grau de especificidade geográfica e de localização. Além disso, as garoupas apresentam crescimento lento, reprodução tardia, grande tamanho corpóreo e longa vida útil, tornando-os vulneráveis à superexploração (HEEMSTRA, RANDALL 1993; BEETS, HIXON 1994).

Os peixes exibem uma variedade de comportamentos e padrões de movimentação e isto apresenta um impacto na compreensão de seu ciclo de vida, história natural e comportamento. Os movimentos podem ser classificados de acordo com o tempo, direção, amplitude e finalidade do movimento. Muitas das espécies de garoupas apresentam comportamento de agregação reprodutiva, de alto valor comercial e que tem sofrido ao longo do tempo com intensa pressão de pesca (De MITCHESON et al., 2013; IUCN, 2020). As garoupas podem chegar a até 250 cm (por exemplo a garoupa goliath *Epinephelus itajara*, que está ameaçado de extinção) de comprimento e

habitam fundos arenosos, corais e rochosos em águas até 200m vivendo em cavernas, fendas (ANDERSON et. al., 2014; ANDERSON et al., 2018)

As Áreas Marinhas Protegidas (AMP) são fundamentais para a proteção de espécies marinhas ameaçadas e vulneráveis (ANDERSON et. al 2018). Além da preservação de espécies marinhas ameaçadas, pesquisas vem mostrando que dentro das AMPs ocorre um aumento médio da densidade dos peixes em até duas vezes, aumento de até três vezes da biomassa e aumento do tamanho médio das espécies que são alvo de pesca (RUSS, 1991; ROBERTS, 1995; RODWELL et al., 2002; McCLANAHAN et al., 2007; HACKRADT et al., 2014, GRORUD-COLVERT et al., 2021). Essa proteção pode beneficiar áreas adjacentes, através da exportação de larvas e ovos pelas correntes marinhas circundantes (LÓPEZ-SANZ et al., 2011; FÉLIX-HACKRADT 2012) e da imigração de indivíduos, tanto jovens como adultos, efeito conhecido como “spillover” (RUSS & ALCALA, 1996; 2008; HACKRADT et al., 2014).

Um fator determinante da estrutura das comunidades biológicas é a complexidade do habitat (SOUZA, 2013) e, por isso, uma estimativa precisa do tamanho da área de vida para peixes recifais, é essencial para determinar o tamanho apropriado de uma AMP (GREEN et al. 2015). É um fator exerce forte influência na distribuição das espécies (FRIEDLANDER e PARRISH, 1998). Variáveis topográficas que descrevem habitats estruturais, como a disponibilidade de abrigos e a complexidade dos recifes de coral (ou seja, rugosidade e heterogeneidade topográfica), muitas vezes afetam diretamente a distribuição de habitat e utilização de peixes recifais rochosos, como os Epinephelidae e algumas espécies de Serranidae (ANDERSON et. al 2018).

A proteção espacial é particularmente benéfica para hermafroditas protogínicos (por exemplo, muitas espécies de garoupa e badejos), porque as atividades de pesca geralmente visam os indivíduos maiores e mais férteis, o que pode levar à limitação do esperma, redução das taxas de fertilização e tamanhos de população reduzidos (ALONZO, MANGEL 2004).

Uma outra abordagem muito utilizada para observação do comportamento de peixes em seu habitat é o censo visual subaquático (UVC) que é realizado em águas claras sendo um método não letal e propício se realizar em áreas de preservação ambiental (KATSANEVAKIS et al. 2012). É comumente utilizado para estimar a abundância, diversidade, tamanho e relação com o habitat (WILLIS e ANDERSON 2003).

Existem diversos métodos de censo para se estudar as comunidades de peixes e sua interação com o habitat sendo o transecto em faixa (BROK 1954) que contabiliza todos os peixes ao longo de um caminho dentro de uma largura e comprimento fixos; censo estacionário onde se contabiliza todos os peixes dentro de um raio fixo (BOHNSACK e BANNEROT, 1986) e transecto de roaming onde são quantificados todos os peixes em um caminho livre delimitado por tempo fixo (SCHMITT et al. 2002, IRIGOEN et al. 2018).

Uma adaptação de censo em roaming foi testada para este estudo baseado no método de censo em “Tracked Roaming Transect” - TRT (IRIGOEN et al. 2018) que aumenta a eficácia do censo visual de georreferenciando cada indivíduo observado ao longo do trajeto percorrido obtendo assim uma informação a fina escala da distribuição dos peixes ao longo do espaço.

A espécie *Mycteroperca bonaci* (badejo-quadrado), utilizada para este estudo de movimentação e comportamento pertence à família dos Serranídeos e subfamília Epinephelidae foi escolhida para a realização do estudo devido a sua alta relevância ecológica (*top-predator*) (FREITAS, 2014; PREVIEIRO, 2018) e importância econômica além de apresentar alto valor comercial atua também como um bioindicador de impacto ambiental (KOCK, 2011). Por ser organismo predador de topo de cadeia alimentar (FREITAS, 2014) o badejo-quadrado (*M. bonaci*), atua controlando as populações de suas presas através de um sistema *top-down* (BOADEN, KINGSFORD, 2015) e desempenham um importante papel na manutenção do delicado equilíbrio dentro da comunidade de recife de coral (GOEDEN, 1982).

É uma espécie solitária e carnívora podendo ser encontrada em pequenos grupos de 6 a 10 indivíduos salvo o período de desova quando se agrupam em cardumes maiores. A espécie está na classificação de “Quase ameaçado” pela IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza) sendo reconhecidos sua vulnerabilidade à pesca excessiva devido à sua longa vida (até 33 anos), maturação relativamente tardia (5,2 anos), transição tardia de sexo de fêmea para macho (15,5 anos) (CRABTREE e BULLOCK 1998), curtos períodos de desova e vulnerabilidade durante agregações de desova (JOHANNES 1978) e agregações de alimentação (TEIXEIRA et al.2004) se fazendo necessário atenção e estudos para que haja um manejo adequado para conservação da espécie.

Quando juvenis sua alimentação primária é com base em crustáceos e quando adultos em outros peixes. São ovíparos e hermafroditas protogínicos (BREder e ROSEN, 1966; SHAPIRO, 1987; CLARO, 1994;). O tamanho máximo reportado é de 152 cm e vive desde zonas rasas até 250m de profundidade (CRAIG et al, 2011).

Rastrear estes animais por telemetria acústica pode não apenas fornecer informações sobre movimentos individuais, mas também fornecer informações cruciais sobre o uso do habitat e apontar áreas onde a proteção do espaço seria mais eficaz. (FEELEY et al. 2018).

Uma orientação conservadora, julga que uma área total protegida deve ter pelo menos o dobro do tamanho da área de vida de uma espécie para proporcionar benefícios significativos a uma população (KRAMER E CHAPMAN, 1999; GREEN et al, 2015).

Caracterizar a área de vida do *M. bonaci*, entender os padrões de movimento dentro de seu habitat é importante para entender o comportamento da espécie e o uso do espaço para um melhor manejo e conservação da espécie. Há pouca informação detalhando como se dá o uso do habitat e padrões de movimento da espécie de estudo.

O presente trabalho objetiva identificar as áreas de vida e estimar o padrão de movimentação do *Mycteroperca bonaci* no Parque Nacional Marinho

dos Abrolhos correlacionando a estrutura de sua área de vida com a abundância de demais peixes carnívoros e a estrutura do habitat. A hipótese é que a densidade de *M. bonaci* afetam a distribuição dos demais carnívoros e a estrutura do habitat condiciona o seu formato da área de vida.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Parque Nacional Marinho de Abrolhos situado em um alargamento da plataforma continental a 65 km da costa da região do extremo sul da Bahia em um contexto geomorfológico da plataforma continental denominada de Banco dos Abrolhos. As baixas profundidades no local junto com a temperatura estável e quente do Banco torna propício à formação de estruturas coralinas exclusivas, como os chapeirões, que são recifes em forma de pináculos (forma de cogumelo) que podem atingir 25 metros de altura e 50 metros de diâmetro (ICMBio, 2018). A união de dois ou mais chapeirões formam bancos recifais com formas variadas que podem chegar a 20 km de extensão (LEÃO, 1999).

O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos é considerado o maior complexo recifal do Atlântico Sul e que por ser uma Área Marinha Protegida apresenta abundância de espécies marinhas o que o torna o local ideal para se estudar o comportamento da espécie, o seu padrão de movimentação.

A área também inclui o maior grupo contínuo de rodolitos do mundo (Amado Filho et al. 2012) abrangendo também recifes de corais, bancos rasos, ilhas vulcânicas e canais, envolvendo uma área de aproximadamente 6.000 km² (entre as coordenadas de 17°20'-18°10'S e 38°35'-39°20'W) (LEAO, 1999; ICMBio, 1991). O arquipélago é composto por um conjunto de cinco ilhas: Ilha de Santa Barbara, Ilha Redonda, Ilha Siriba, Ilha Sueste e Ilha da Guarita, situadas a 17° 0 58'S e 038° 42'W e dispostas em um semicírculo com uma profundidade máxima de 18m entre elas (LABOREL, 1969). A Ilha de Santa Bárbara é a maior ilha do arquipélago com cerca de 1,5 km de extensão e

300m de largura (Figura 1). Estas ilhas foram escolhidas para o estudo pois nelas são encontrados distintos tipos de habitat, recifes em franja, costões rochosos, pradeiras de grama marinha e fundos de areia.

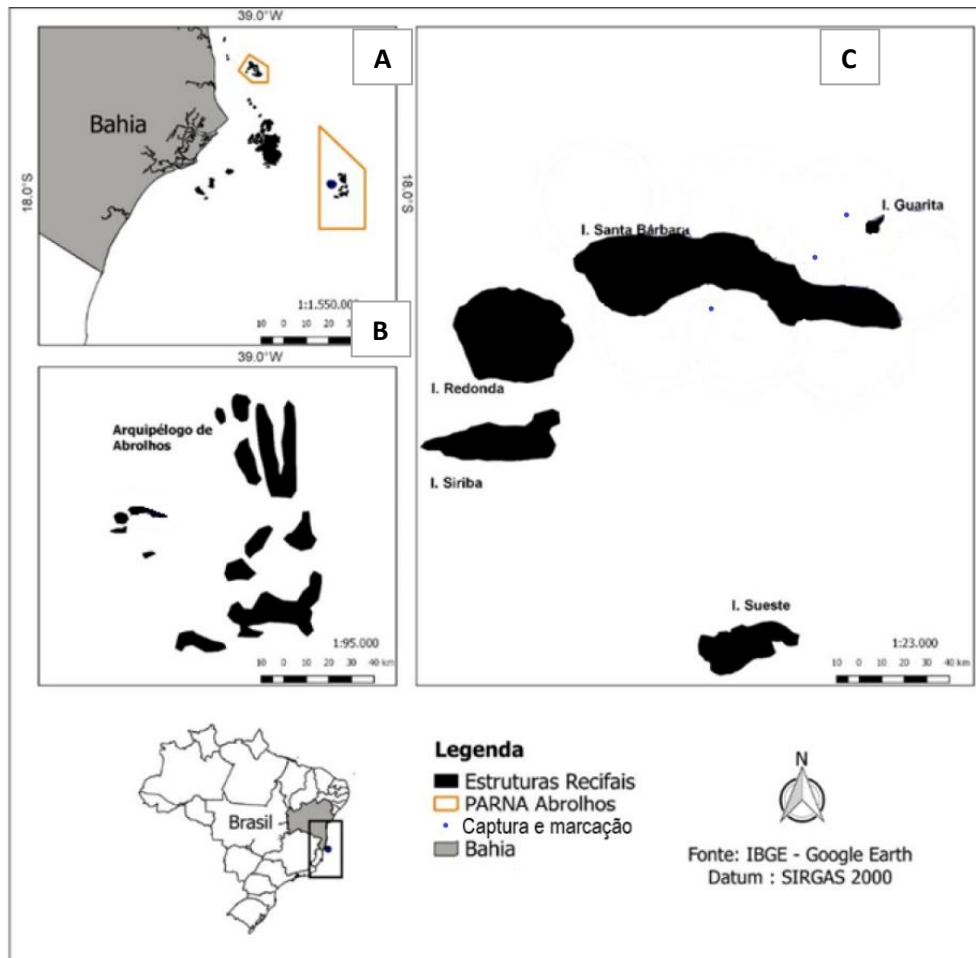


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo. A) Localização do PARNA Abrolhos ao leste da costa da Bahia; B) Arquipélago dos Abrolhos; C) Parque Nacional Marinho dos Abrolhos onde foram feitas as capturas e marcação.

2.2 Captura e Marcação

As estações de amostragem dos espécimes de *M. bonaci* localizam-se nos arredores das ilhas de Santa, Bárbara e Guarita (Figura 2).

A captura e marcação dos peixes foram feitas baseados no Protocolo Para

Coleta de Dados com Telemetria (HACKADT, 2014; BATISTA, 2020) na qual, 15 indivíduos foram capturados durante mergulhos com equipamento scuba (Figura 2^a). Para atrair os peixes a serem marcados durante o mergulho, foi utilizado iscas de sardinha, que é um dos itens de sua dieta alimentar, sendo fixadas em anzol sem barbela para não causar dano ao peixe. Para a captura com armadilhas, são utilizados covos posicionando-os próximo as áreas onde for observado a presença dos badejos e colocado porta iscas contendo sardinha dentro dos covos. Após um período de aproximadamente três horas, os mergulhadores voltaram ao local onde foram colocados os covos para retirada dos badejos caso algum tivesse ficado preso na armadilha, porém, nenhum indivíduo foi capturado pelas armadilhas.

Após a captura individual durante os mergulhos, os peixes foram levados para a embarcação e colocados em um tanque de água salgada com anestésico (eugenol) (Figura 2B). Depois de alguns instantes no anestésico, o peixe foi acomodado à uma cama cirúrgica contendo água do mar para cobrir parte do animal que estava envolto em toalha úmida.

O espécime foi posicionado na cama cirúrgica com a parte ventral voltada para cima e feito uma pequena incisão de 2 centímetros entre as nadadeiras pélvicas (cavidade peritoneal) para inserção do transmissor esterilizado (Figura 2C). As brânquias foram constantemente irrigadas com água do mar com auxílio de uma bomba pressurizadora simples. Após a inserção do tag com iodo a incisão foi fechada e limpa. (HACKADT, 2014; BATISTA, 2020).

Marcou-se o dorso dos indivíduos com uma tag externa no intuito de identificar o local de captura (Figura 2D). Para cada local foi utilizado uma cor de tag externa. Esta foi implantada com auxílio de uma agulha apropriada entre o terceiro e quarto raio da barbatana dorsal. Foi anotado em planilha os dados de identificação da captura do animal como, código da tag, espécie marcada, local de captura, data, hora, comprimento total e observações. O animal anestesiado foi colocado em um tanque de recuperação com água do mar (Figura 2E) antes da liberação e posteriormente foram liberados nos mesmos locais que foram capturados (Figura 2F).

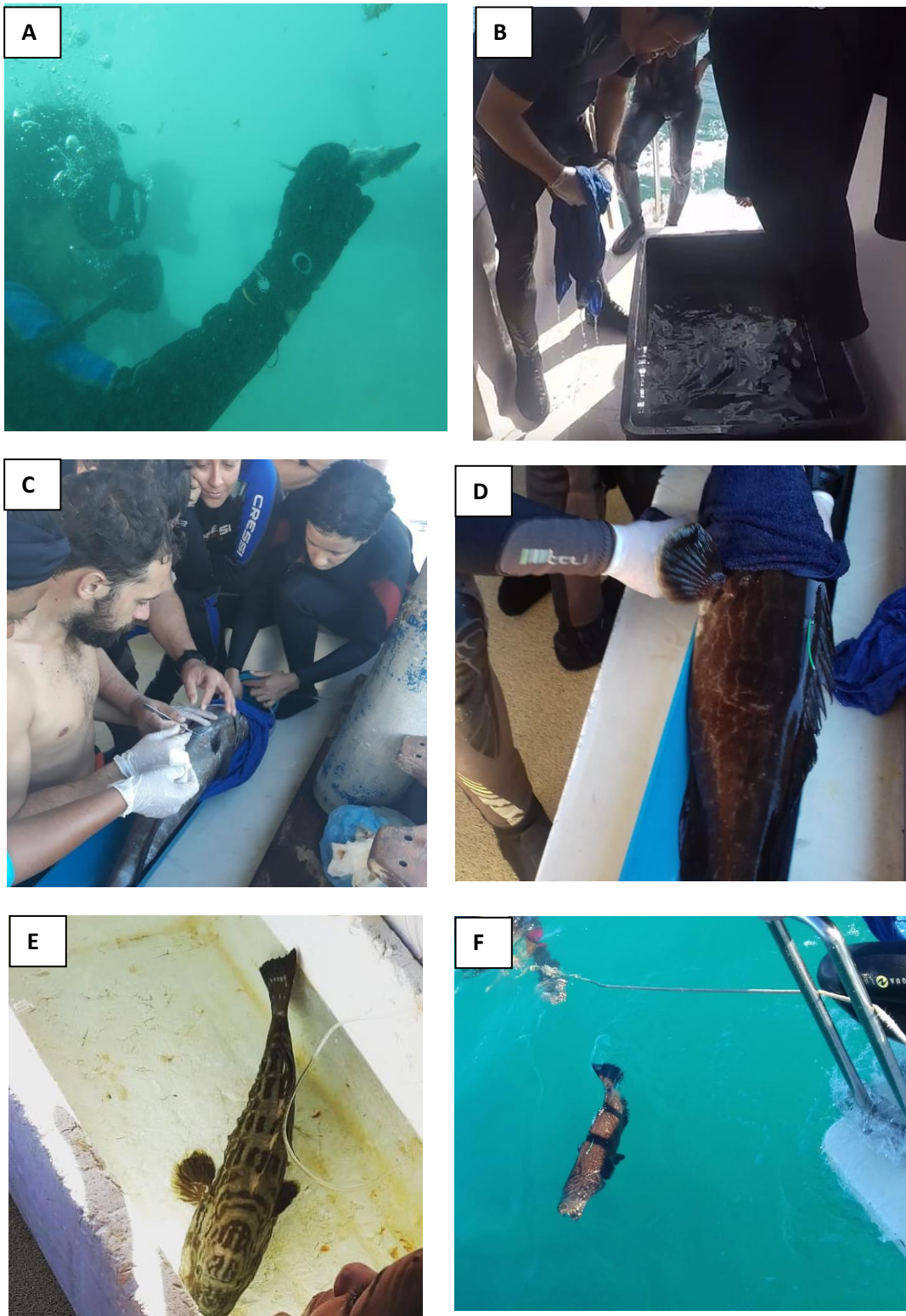


Figura 2. Captura e marcação. A) Captura por pesca Manoel com isca de sardinha; B) peixe capturado é colocado no anestésico; C) incisão da tag na cavidade celomática; D) inserção da tag externa; E) Tanque de recuperação; F) Liberação do peixe no mesmo local de captura.

As capturas e marcações foram realizadas em duas campanhas amostrais em abril e junho de 2019, respectivamente. Foram marcados no total 15 indivíduos de *Mycteroperca bonaci* (POEY, 1860) em três áreas recifais da Ilha de Santa Bárbara (PARNA Abrolhos) i) Mato Verde; ii) Portinho Norte e iii) Ilha da Guarita (*Tabela*).

2.3 Monitoramento Acústico

Os 15 indivíduos capturados e marcados de *Mycteroperca bonaci*, foram rastreados através de uma marca (emissor) acústica modelo V9TP (©VEMCO) codificados, que apresentam sensores de temperatura e pressão que emitem sinais a serem captados por hidrofones fixos VR2W (69 kHz; Vemco, Ltd.,) presentes na água (telemetria passiva) a cada 30 segundos e apresentando estimativa de expectativa de vida do tag de 344 dias. Foram instalados oito hidrofones ao redor da ilha de Santa Bárbara que é a maior ilha do arquipélago e com maior variedade de habitat (Figura 3) estando cinco destes posicionados na face norte e três na face sul da ilha. Quando os indivíduos se movem dentro da área de detecção do hidrofone, este registra o sinal da tag, o horário da detecção e a temperatura ou profundidade. Para monitorar as tags codificadas foi determinado o alcance do hidrofone móvel (VR100) realizando um teste de intervalo de detecção. Quando esses animais se movem na rede de hidrofones, eles serão detectados por sua vez dentro de sua área de detecção. A área de estudo e seus arredores foram monitorados regularmente usando o hidrofone direcional (VH110) usado na embarcação de monitoramento.

Um teste de distância (range test) foi feito e os intervalos contados a partir do ponto zero em 20, 40, 80, 120, 160, 250, 320, 500 e 640 metros. Após selecionar o local para o teste de detecção (onde o peixe é marcado), uma "tag" específica para teste foi fixada, e sua estrutura permite que seja conectada ao cabo conectado a uma boia. O ponto zero é marcado no GPS e a "tag" no ponto zero é liberada.

O receptor VR100 (©VEMCO) com hidrofone acoplado estava apto para uso em todas as distancias que foram utilizadas. No ponto zero, captou o sinal em cada ganho (6, 12, 18, 24, 30, 36, 42, 48) por 5 minutos. Anotou-se os

dados de data, hora, metro e ganho correspondente (para todos os ganhos e distância). A partir do ponto zero, foi anotado cada ganho em cada intervalo de distâncias. Ao término do teste, o hidrofone foi desconectado do receptor VR100 e sua extremidade fechada. Todas as entradas existentes no receptor foram mantidas fechadas e retornado ao ponto zero para recolher equipamento. Este, assim que chegou na base/barco foi limpo para mantê-lo sem maresia. O download foi feito diariamente utilizando o VR100 Host Software (©VEMCO) que estava instalado no notebook previamente. O VR100 foi conectado ao notebook por meio de cabo apropriado e as informações nele contidas foram exportadas.

Após a marcação e soltura dos peixes com as tags codificadas, estes emitiram sinais de sua localização para os hidrofones que estiverem dentro do raio de alcance (300m). Foram feitos download trimestralmente dos dados armazenados nos hidrofones durante o período de monitoramento. Os hidrofones foram resgatados e entregues no barco para a realização do download dos dados e ao término, colocados em suas posições iniciais.

O monitoramento foi realizado usando um hidrofone direcional (VH110) acoplado a um receptor de rastreamento sistema VR100 (©VEMCO) onde foram rastreados os indivíduos marcados com os tags codificados. Cada campanha foi realizada durante um período de cinco e nove dias respectivamente nos meses de outubro e novembro de 2019. Foram realizados transectos de 10 min com um bote nos locais de marcação dos indivíduos.

Quando nenhum peixe era detectado, outro local era visitado. Quando havia um sinal positivo, o bote era posicionado para obter o sinal mais forte possível a partir do transmissor e seguiu-se o sinal, quando detectável. Quando um sinal era perdido a transecção foi continuada até que os 10 minutos fossem concluídos. Quando um novo sinal era detectado pelo receptor móvel, foi prosseguido para concluir o rastreamento com este novo peixe. O rastreamento se deu até que o sinal do animal fosse perdido para atingir no máximo 45 minutos em um único local.

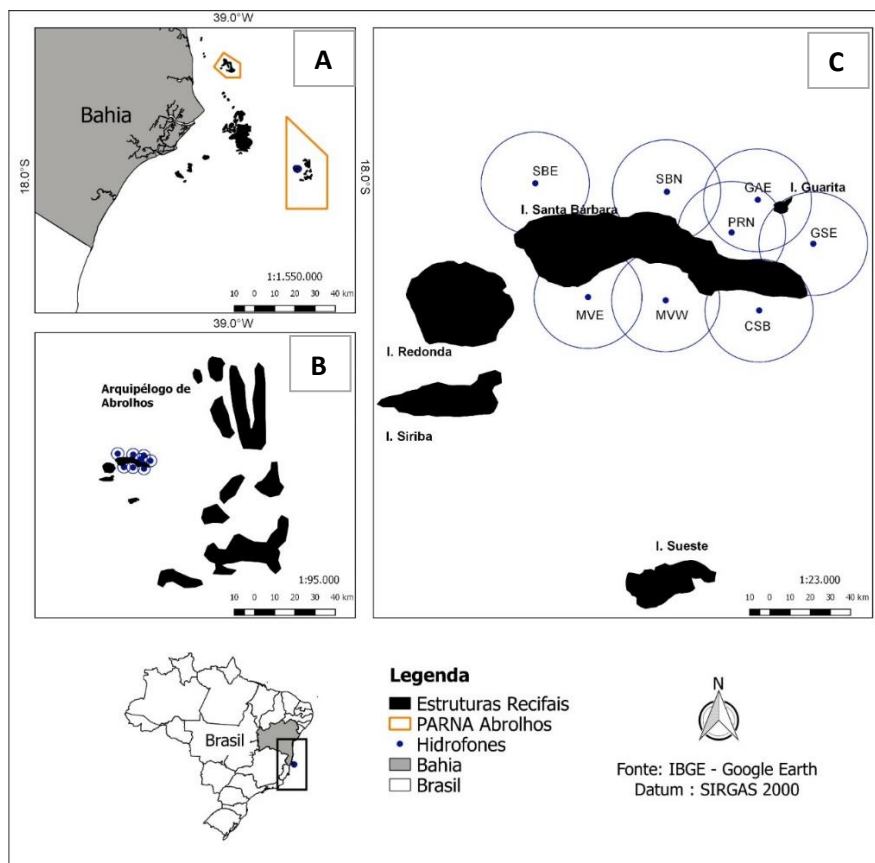


Figura 3. Área de alcance de cobertura dos hidrofones de captura de sinal acústico no arquipélago de Abrolhos. A) Localização do PARNA Abrolhos ao leste da costa da Bahia; B) Arquipélago dos Abrolhos; C) Malha amostral da rede de hidrofones ao redor da Ilha de Santa Bárbara.

2.4. Censo Visual Método Mapping (TRT)

Coleta de dados de abundância média e densidade foram feitos com o método de censo visual de mapeamento - TRT (Tracking Roaming Transect) que é baseado no método TRT original (IRIGOYEN et al. 2018) e outros métodos prévios de pesquisas de densidade com GPS projetados para avaliar peixes de recifes rasos (BECKER et al., 2014) e ameaçados de extinção (LYNCH et al. 2015;) bem como outras experiências pioneiras de técnicas de GPS rebocadas por um mergulhador para monitoramento de peixes de recife (RICHARDS et al. 2011).

A metodologia aplicada neste estudo apresenta aprimoramento do método TRT para obtenção de dados georreferenciados em fina escala, das

espécies observadas durante o censo visual, com gravação de vídeo e controle preciso do tempo (minutos e segundos) da câmera de gravação associada ao tempo do GPS e emissão dos waypoints de localização aumentando assim a eficiência dos censos subaquáticos.

No censo foram observados peixes carnívoros e predadores de topo da assembleia de peixes de recife, incluindo espécies da família Epinephelidae, Lutjanidae, Sparidae, Carangidae, Scombridae, Sphyrnaeidae. Neste método é possível medir a distância percorrida pelos pontos de recenseamento de início / fim e georreferenciar qualquer objeto, evento ou característica espacial de interesse (IRIGOYENET. et al 2018). Foi registrado as espécies de peixes carnívoros bem como a quantidade e o tamanho em classe de 10 cm. Foram contabilizados indivíduos maiores que 10 cm.

Adicionalmente, foi utilizado uma câmera orientada para a planilha de PVC (onde foi registrado cada observação escrevendo com um lápis). Câmeras GoPro® foram usadas acopladas à máscara de mergulho para georreferenciar as anotações da planilha e sincronizando o tempo do vídeo com o GPS rebocado em uma prancha de bodyboard que ia acima do mergulhador na superfície. Fez-se a correspondência exata do computador de mergulho e da hora do GPS.

Ao iniciar o mergulho começou a gravação do vídeo e registrado a exibição do computador de mergulho com a hora do dia na escala de segundos visível e então obtido um registro de vídeo completo do mergulho sem cortes. Ao mesmo tempo, cada segundo de gravação de vídeo estava exatamente relacionado aos pontos de direção gravados pelo GPS. Neste estudo, os registros de trilha do GPS foram configurados para tirar o waypoint a cada dois segundos.

Os dados do censo foram transcritos a partir de registros de vídeo e o tempo de vídeo de cada anotação foi usado para calcular a hora do dia e, por fim, associar esse tempo a um waypoint da trilha gravada para criar um conjunto de dados geoespaciais. Finalmente, usando um software de sistema de informação geográfica (SIG), o ponto inicial / final foi usado para cortar a

trilha do UVC (e estimar o comprimento) e mapear as observações e eventos registrados como contagem de peixes.

Os transectos foram feitos seguindo uma linha imaginária ao redor das ilhas do arquipélago dos Abrolhos e em alguns pontos fora do parque, nos chapéus e no Parcel das Paredes. O censo foi feito por uma dupla de mergulhadores nadando em velocidade e profundidade constante, enquanto um deles puxava o GPS posicionado na superfície acima de seu eixo vertical (Figura 4) com duração de 30 minutos cada transecto onde era registrados todos os peixes carnívoros que passavam dentro de 5 m de ambos os lados da linha imaginária sendo estimado e anotado, no caso de cardumes, a espécie, o número de indivíduos e o comprimento médio dos peixes. O tamanho dos peixes foi registrado em classes de 10 cm, e apenas peixes maiores que 10 cm foram incluídos no censo.

Foi montado um GPS em uma prancha, um carretel de mergulho com um monofilamento de 1 mm de diâmetro e um peso de 3 kg (Figura 4) preso a base da prancha. Este, por sua vez, era arrastado durante o mergulho puxando a linha e, assim, o peso mantinha a prancha sobre o mergulhador, minimizando o deslocamento da prancha da posição de mergulhador.

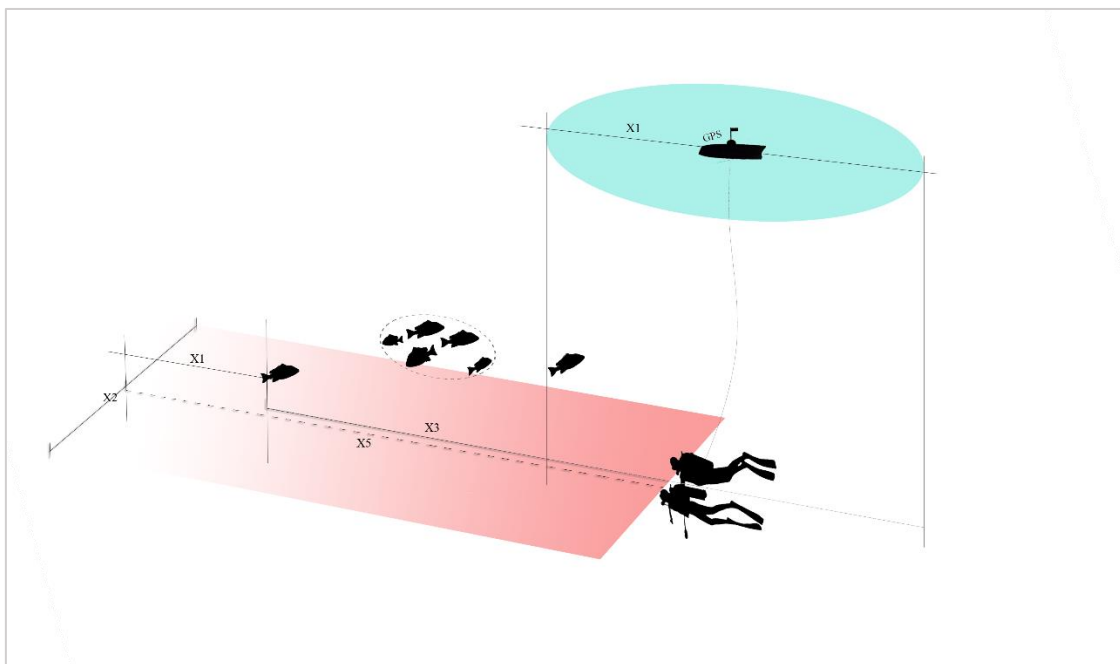


Figura 4. Ilustração do método de censo visual de mapeamento - TRT para coleta de dados de abundância e densidade dos peixes carnívoros. O monofilamento é amarrado 0,8 m acima do peso, podendo ser facilmente

regulado pelo mergulhador. O mergulhador regula o comprimento da linha antes de iniciar o censo para que o peso fique pendurado na prancha e no GPS acima do mergulhador.

Análise dos dados

O download dos dados foram feitos utilizando o software VUE (©VEMCO) sendo feita a seleção e remoção de detecções falsas, sem posição de GPS, gerando uma matriz dos dados sendo utilizado o pacote AdHabitat e Vtrack no software R versão 3.6.1 (2018).

O polígono Convexo Mínimo (MCP) foi utilizado para indicar a área máximo utilizada por um indivíduo (KIMLEY & NELSON, 1984). E o Índice de Distribuição do Uso de Kernel (KUD), com estimativa de validação cruzada de mínimos quadrados utilizado para aumentar a resolução do uso da área dos indivíduos (Seaman & Powel, 1996).

O KUD é baseado na densidade de detecções, caracterizando o domínio vital (KUD95%) e zonas núcleo (KUD 50%), que apresentam a probabilidade de encontrar o indivíduo em 95% e 50% do seu tempo em uma determinada área, e pode ou não conter um território dentro de si que seja ativamente defendido (GRANT 1997) obtidos com os dados da telemetria, contento os habitats ocorrentes na região que foram calculados para testar se o tamanho da área de vida variou entre os indivíduos. Estes foram apresentados individualmente e registrado com um sistema de posicionamento georreferenciado ArcGis 10.6.1.

O grau de fidelidade ao habitat da espécie durante o período de estudo foi avaliado através do Índice de Residência (RI) que é calculado o número de dias detectado dividido pelo número máximo de dias de detecções possíveis (AFONSO et al. 2011, KELLER et al 2020) com valores variando entre 0 (sem residência) e 1 (residente em tempo integral).

Para identificar as trajetórias dos indivíduos foi utilizado o pacote *AdehabitatLT* (CALENGE, 2019) no software R e as figuras foram vetorizadas no software Arcgis 10.8.

Um modelo de regressão linear (LM) foi usado para verificar a existência da relação entre o tamanho corpo e o tamanho da área de vida dos indivíduos.

Para avaliar o uso do habitat e distribuição espacial das espécies observadas pelo método do censo visual de mapeamento TRT foram feitas

análises geoespaciais com software Arcgis 10.8 para identificar os tipos de habitat utilizados pelos indivíduos utilizados neste estudo e as abundâncias dos peixes carnívoros no local de estudo.

Análise de Correlação de Poisson foi feita para verificar se há correlação da abundância de *M. bonaci* com as demais espécies de peixes carnívoros, se o *M. bonaci* influencia na distribuição dessas demais espécies no espaço.

Para identificar a relação da densidade de carnívoros e a área de vida dos *M. bonaci* foi feita análise geoespacial utilizando software Arcgis 10.8 e regressão linear no software R.

3. RESULTADOS

3.1. Censo Visual Método Mapping (TRT)

3.1.1 Abundância de M. bonaci e demais carnívoros

Foram realizados dez transectos ao redor das ilhas do arquipélago dos Abrolhos e dois transectos no banco recifal do Parcel das Paredes totalizando doze transectos perfazendo um total de 7.988 metros e 78.880 m² de área analisada. Identificou-se e catalogou 5.102 indivíduos em 350 minutos de mergulho por um par de mergulhadores no arquipélago de Abrolhos e em alguns pontos do Parcel das Paredes.

Foram identificadas um total de 19 espécies de peixes carnívoros com tamanho superior a 10 cm distribuídos entre os habitats de recife em franja, costão rochoso com coral e banco recifal.

Dentre os distintos habitats, houve uma maior abundância de indivíduos de peixes carnívoros nos transectos feitos no habitat de recife em franja perfazendo um total de 2.722 indivíduos, sucedido de maior abundância no habitat de costão rochoso com coral com 1.906 indivíduos e 445 indivíduos no banco recifal (Tabela 1).

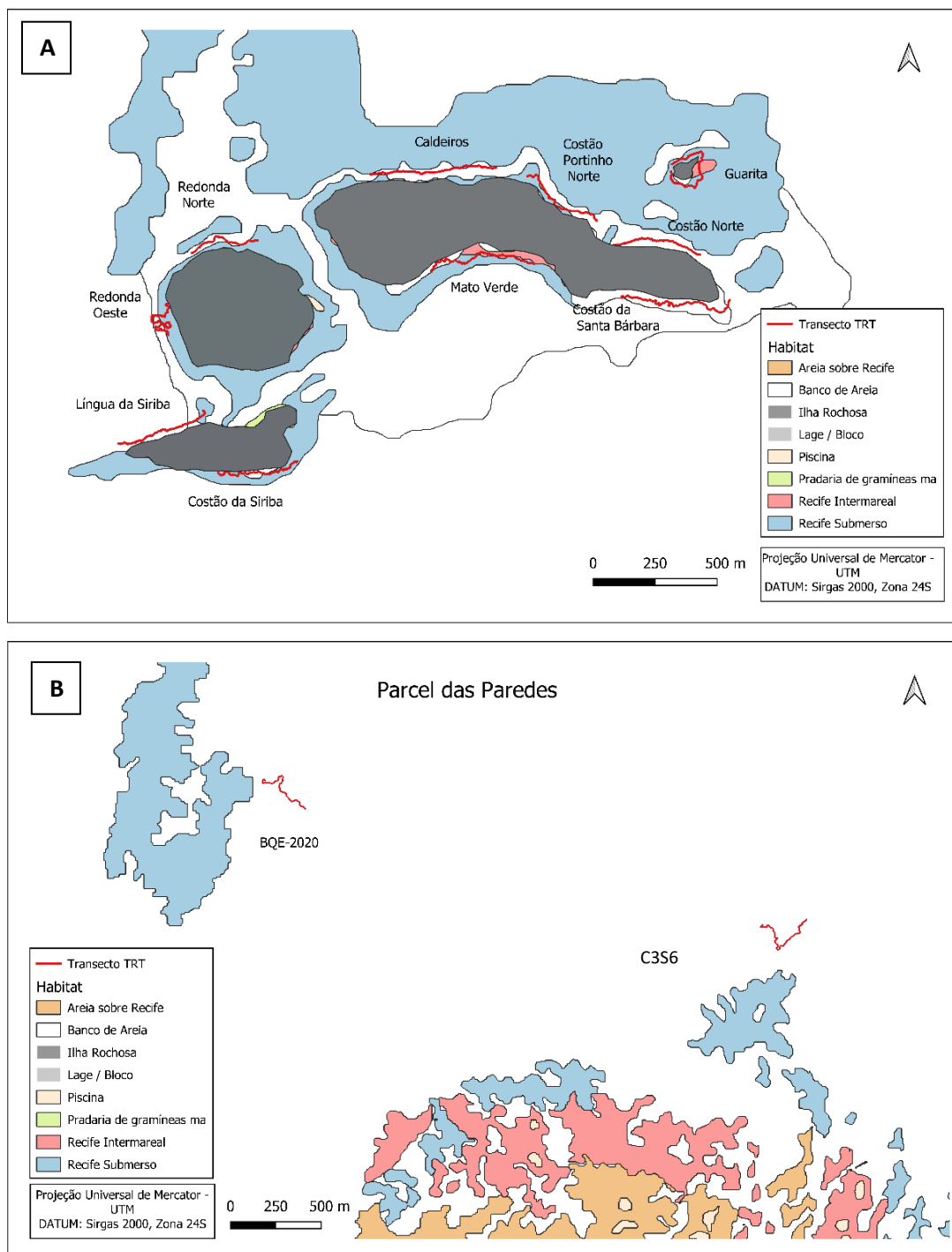


Figura 5. Transectos de censo visual realizados pelo método do Censo Roaming Transect – TRT. A) Transectos realizados ao redor das ilhas do Arquipélago dos Abrolhos; B) Transectos realizados em dois pontos do Parcel das Paredes.

Tabela 1. Abundância de peixes carnívoros por tipo de habitat amostrados pelo censo TRT.

Espécies	Recife em franja	Banco recifal	Costão rochoso c/ coral	Total
<i>Anisotremus surinamensis</i>	6	0	2	8
<i>Calamus penna</i>	3	1	0	4
<i>Carangoides bartholomaei</i>	22	0	12	34
<i>Caranx crysos</i>	10	0	84	94
<i>Caranx ruber</i>	1	0	18	19
<i>Epinephelus morio</i>	1	1	2	4
<i>Haemulon aurolineatum</i>	976	348	920	2244
<i>Haemulon parra</i>	896	0	213	1109
<i>Haemulon plumierii</i>	457	11	310	778
<i>haemulon squamipinna</i>	4	20	0	24
<i>Lutjanus alexandrei</i>	17	0	0	17
<i>Lutjanus jocu</i>	36	3	4	43
<i>Mycteroperca bonaci</i>	49	1	79	129
<i>Ocyurus chrysurus</i>	231	89	254	574
<i>Scomberomorus regalis</i>	9	1	3	13
<i>Seriola dumerili</i>	1	0	0	1
<i>Mycteroperca venenosa</i>	1	0	0	0
<i>Epinephelus itajara</i>	0	3	2	0
<i>Hyp ame</i>	2	0	0	0
Total	2721	475	1906	5102

Para entender a distribuição dos peixes no espaço foi feito uma análise de variância (ANOVA) analisado as médias das espécies por tipo de habitat não demonstrando valor significativo ($p= 0.365$) demonstrando que as médias das abundâncias são iguais nos distintos habitats (Tabela 2).

Tabela 2. ANOVA. Relação das médias da distribuição das espécies por tipo de habitat.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Habitat	4	1535	383.7	1.081	0.365
Residuals	704	249966	355.1		

O número de indivíduos por transecto também foi analisado para verificar a existência de alguma relação das espécies e os transectos apresentando os

valores de média, variância e desvio padrão, apresentando os valores de desvio padrão todos superiores aos valores das médias e alta variação das médias mostrando que a amostra é heterogênea e as espécies ocorrem ao acaso ao longo dos transectos analisados (Tabela 3).

Tabela 3. Abundância de peixes carnívoros por tipo de transecto amostrado pelo censo TRT

Sítio	Abundância	Média	Variância	Desvio. Padrão
BQE-2020	368	10.57	432.25	20.79
C3S6	107	3.15	33.95	5.83
Caldeiros	859	12.1	674.58	25.97
Costão da Siriba	641	9.57	760.13	27.57
Costão Norte	139	2.21	9.65	3.11
Costão Santa Barbara	70	4.67	72.95	8.54
Ilha Guarita	1056	12.87	557.49	23.61
Língua da Siriba	449	6.24	212.8	14.59
Mato verde	232	3.46	74.95	8.66
Portinho norte	473	7.16	658.20	25.65
Redonda Norte	346	7.36	268.84	16.39
Redonda Oeste	362	7.38	135.82	11.65
Total	5102	7.29	355.22	18.84

Para entender a relação da densidade do *M. bonaci* em função dos demais carnívoros foi feita uma matriz de correlação de Pearson a verificar se a presença do *M. bonaci* afeta a distribuição das demais espécies e se há correlação interespecífica das demais espécies na distribuição espacial (Figura 6).

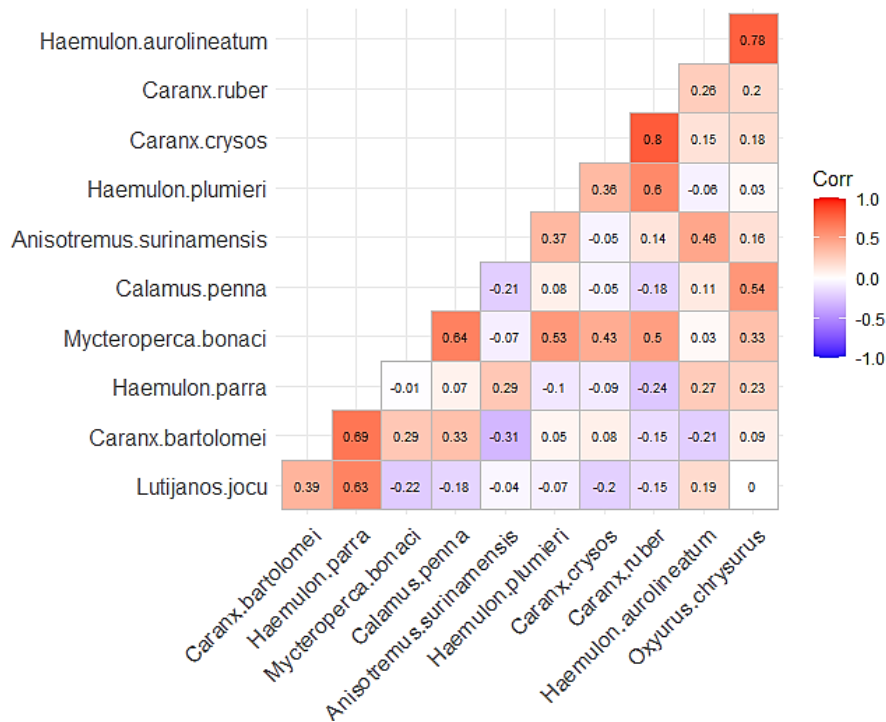


Figura 6: Matriz de Correlação da densidade dos peixes. Valores próximos a 0 indicam ausência de reação, e valores próximos a 1 ou -1 indicam variáveis linearmente correlacionadas (positiva ou negativamente). Valores entre 0-0.30 são considerados fracamente correlacionado, valores entre 0.31-0.70 são considerados correlacionado moderadamente e fortemente correlacionado valores entre 0.71-1.

Analisando as relações interespecíficas das densidades no uso do espaço a maioria das espécies demonstraram uma relação fraca ou ausente. O *M. bonaci* mesmo sendo predador de topo não demonstrou correlação significativa com a maioria dos demais peixes carnívoros para este estudo, demonstrando apenas correlação moderada positiva ($r=0.64$) com *Calamus penna*. Para melhor visualização dos dados das correlações das espécies gerou-se matriz de correlação com a eliminação das correlações fracas ou inexistentes considerando apenas as espécies com maiores níveis de significância (Figura 7).

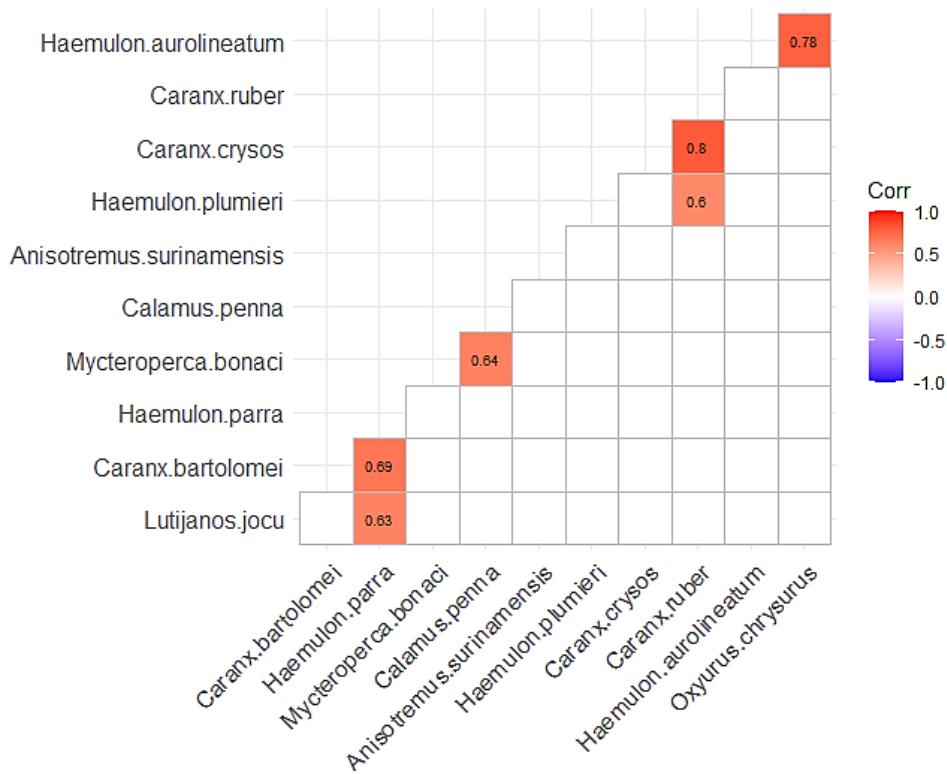


Figura 7: Matriz de Correlação de Pearson da densidade das espécies com maior nível de significância.

Além da correlação positiva moderada da densidade entre *M. bonaci* e *C. penna*, a espécie *H. aurolineatum* demonstrou correlação positiva forte com *O. chrysurus* ($r=0.78$), *C. crysos* demonstrou forte correlação positiva com *C. ruber* ($r=0.8$), *H. plumieri* demonstrou correlação positiva moderada com *C. ruber* ($r=0.6$), *C. bartolomei* demonstrou correlação positiva moderada com *H. parra* ($r=0.59$) e *L. jocu* demonstrou correlação moderada com *H. parra* ($r=0.63$). Nenhuma espécie demonstrou correlação negativa forte ou moderada estando a presença de uma espécie relacionada a ausência da outra.

Tabela 4: Estimativa de densidade (D) (peixes /500m²) para as principais espécies observadas

Transecto/ Área (m ²)	Espécies mais representativas				
	<i>H. aurolineatum</i> (D)	<i>H. parra</i> (D)	<i>H. plumieri</i> (D)	<i>O. chrysurus</i> (D)	<i>M. bonaci</i> (D)
Portinho Norte 5640 m ²	1.3298	27.5709	5.4078	2.9255	1.0638
Língua da Siriba 6240 m ²	18.2692	0.4006	5.9295	3.6859	0.4006
Redonda Oeste 7380 m ²	7.4526	3.7940	10.5691	1.7615	0.1355
Guarita 7410 m ²	39.8111	14.3725	3.5088	10.2564	0.8097
Caldeiros 6860 m ²	32.9446	22.0117	2.1866	3.2070	0.5831
Costão norte 5200m ²	-	-	7.5000	2.8846	2.5000
Redonda norte 4050 m ²	21.1111	10.4938	5.8025	4.3210	0.2469
Mato verde 8440 m ²	-	4.2654	5.2725	2.7844	1.1256
Costão da Siriba 6330 m ²	26.0664	0.3949	5.8452	3.6335	2.2117
Costão de St ^a Bárbara 8560 m ²	-	-	1.5771	0.3505	0.2336
BQE-2020 5820 m ²	24.6564	-	0.0859	4.6392	0.0859
C3S6 7950 m ²	3.8365	-	0.6289	2.2013	0.0000

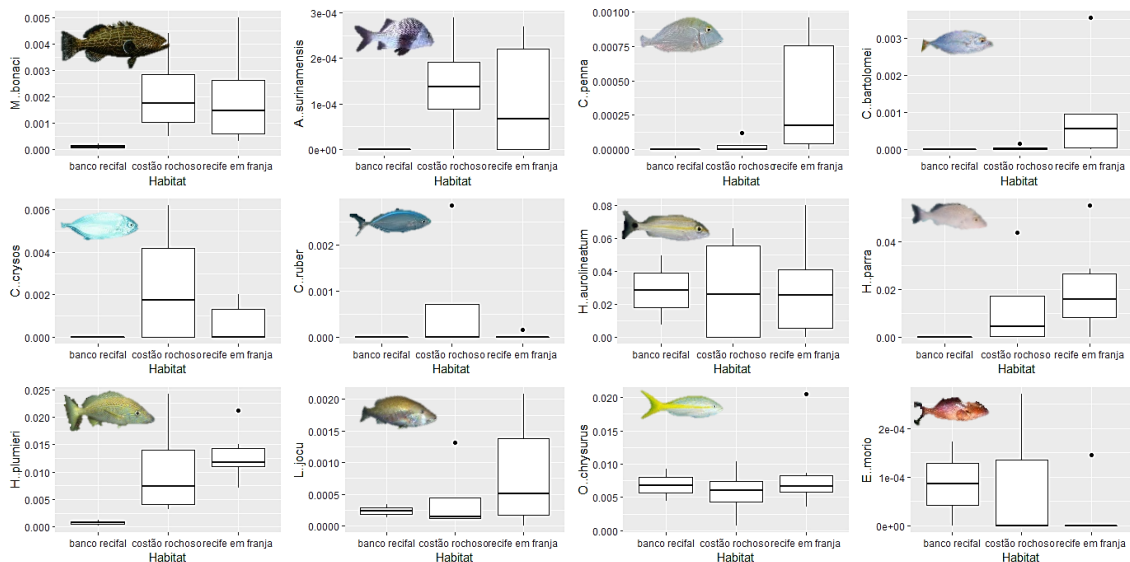


Figura 8. Boxplot das abundâncias relativas de *M. bonaci* e das principais espécies de peixes carnívoros em função dos distintos habitats.

O habitat de banco recifal apresentou menor abundância relativa para a maioria das principais espécies exceto para a espécie *O. chrysurus* e *H. aurolineatum* que apresentou abundância similar entres os distintos habitats. Para *M. bonaci* a mediana das abundâncias fora similar nos habitats de recife em franja e costão rochoso com coral. As espécies *C. penna*, *C. bartolomei*, *L. jocu*, *H. plumierii* e *H. parra* representaram a mediana maior no habitat de recife em franja (Figura10).

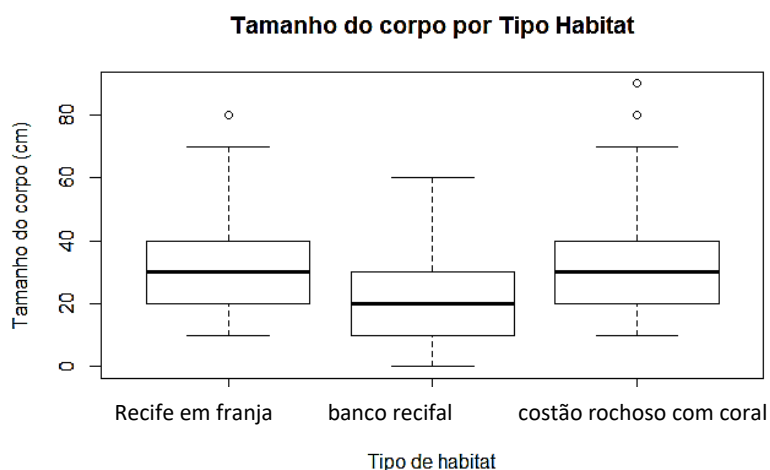


Figura 09. Boxplot do tamanho do corpo em função do tipo de habitat.

Para verificar a existência da relação do tamanho do corpo dos indivíduos em função do tipo de habitat, apresentando média e desvio padrão, o habitat de costão rochoso com coral apresentou uma leve tendencia a indivíduos de maior tamanho corporal do que os indivíduos registrados no habitat de recife em franja e posteriormente aos registrados no habitat de banco recifal abrangendo este último os indivíduos de menores tamanhos, sendo este habitat o Parcel das Paredes um ambiente desprotegido o que pode estar relacionado ao tamanhos reduzidos como efeito da pesca dos peixes maiores nesse ambiente (Figura 11, Tabela 5).

Tabela 5: Média e Desvio Padrão do tamanho corpóreo (cm) em função aos diferentes tipos de habitats.

Habitat	Média	Desv.Pad
Costão rochoso com coral	33.74	16.34
Recife em franja	30.45	12.92
Banco recifal	20.58	12.59
total	30.55	14.6

3.1.2 Distribuição Espacial e Uso do Espaço

A distribuição espacial variou entre as espécies. A espécie mais frequente encontrada foi *Haemulon aurolineatum* com 2.244 indivíduos sendo encontrado ao redor de toda a ilha da Guarita (N = 590), Caldeiros (N = 452), Portinho Norte (N = 15), Redonda Norte (N = 171), Redonda Oeste (N = 110), Costão da Siriba (n = 330) e Língua da Siriba (N = 228) (figura 6). Não foi encontrado nenhum indivíduo da espécie durante o censo TRT na área do Mato Verde, Costão de Santa Bárbara e Costão Norte. Também indivíduos da espécie foram encontrados nos pontos amostrados do Parcel das Paredes, nos pontos BQE-2020 (N = 287) e C3S6 (N = 61) (Figura 12).

A segunda espécie mais abundante encontrada foi o *Haemulon parra* apresentando distribuição espacial durante o estudo apenas nas ilhas do arquipélago (N = 1.129) não sendo visualizado no Parcel das Paredes. Apresentou distribuição na área de Caldeiros (N = 302), Guarita (N = 213), na Língua da Siriba (N = 70), no Mato Verde (N = 72), no Portinho Norte (N = 311), na Redonda Norte (N = 85) e na Redonda Oeste (N = 56). Adicionalmente, esta espécie não foi visualizada nas áreas de costão (Costão Norte, Costão de Santa Bárbara e Costão da Língua da Siriba) com exceção da área da Ilha Guarita sendo o único habitat de costão rochoso com coral sendo registrado nesse estudo (Figura 12, figura 13).

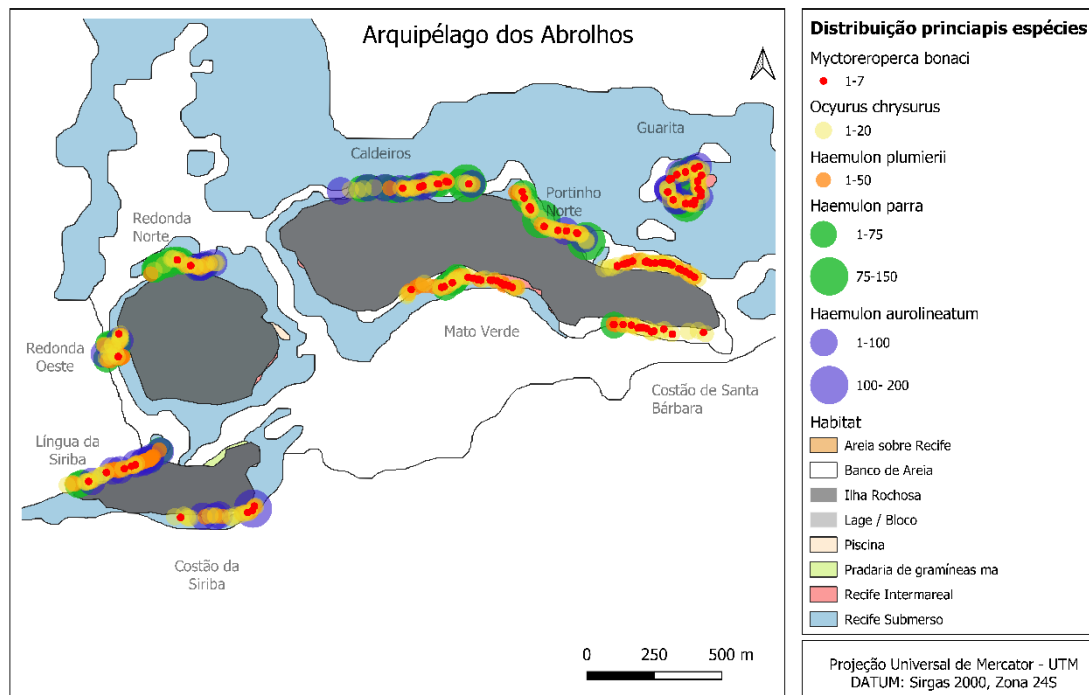


Figura 10: Distribuição espacial das espécies mais abundantes georreferenciadas durante o Censo visual de mapeamento – TRT no arquipélago dos Abrolhos.

A terceira espécie mais abundante foi o *Haemulon plumierii* (N = 778) estando presente em todos os transectos realizados no arquipélago e no parcel sendo a espécie com maior distribuição neste estudo. Na área da ilha Redonda Oeste foi a que apresentou maior abundância da espécie (N= 156), seguido do Costão da Siriba (N = 153), Língua da Siriba (N = 74), Mato Verde (N = 89), Portinho Norte (N = 61), Guarita (N = 52), Redonda Norte (N = 47), Guarita (N = 52), Caldeiros (N= 30), Costão de Santa Bárbara (N = 27) todos no arquipélago, e no Parcel que é um ambiente desprotegido apresentou poucos indivíduos nas áreas amostardas (N= 10, N= 1) no C3S6 e BQE-2020 respectivamente.

A quarta espécie mais abundante foi representada pelo *Ocyurus chrysurus* (N = 574) distribuído espacialmente ao redor das ilhas no arquipélago dos Abrolhos e também no Parcel das Paredes em todos os transectos amostrados. A área da Guarita apresentou a maior abundância da espécie (N =152), Costão da Siriba (N = 66), Mato Verde (N = 47), Língua da Siriba (N = 46), Caldeiros (N = 44), Redonda Norte (N = 35), Portinho Norte (N

=33), Costão Norte (N = 30), Redonda Oeste (N = 26), Costão de Santa Bárbara (N= 6) e no Parcel das Paredes o BQE-2020 (N = 54) e C3S6 (N = 35).

A quinta espécie mais abundante foi a espécie objeto desse estudo *Mycteroperca bonaci* que esteve presente em todos os transectos com exceção do ponto C3S6 no Parcel das Paredes. No arquipélago foi encontrado em maior abundância e tamanho (de 20 a 90 cm) e no Parcel das Paredes apenas um indivíduo de 60 cm. Como é uma espécie solitária podendo ser encontrada em pequenos grupos e em status de Vulnerável na lista da IUCN, apresentou abundância menor que as outras espécies sendo as maiores abundâncias registradas nos habitats de costão rochoso com coral como a área do Costão de Santa Bárbara a área que apresentou maior abundância (N = 28), Costão Norte (N = 26), Guarita (N = 21), Mato Verde (N= 19), Portinho Norte (N= 12), Caldeiros (N = 8), Língua da Siriba (N = 5), Costão de Santa Bárbara (N= 4), Redonda (N =3), Redonda Norte (N =2) e BQE-2020 no parcel (N =1).

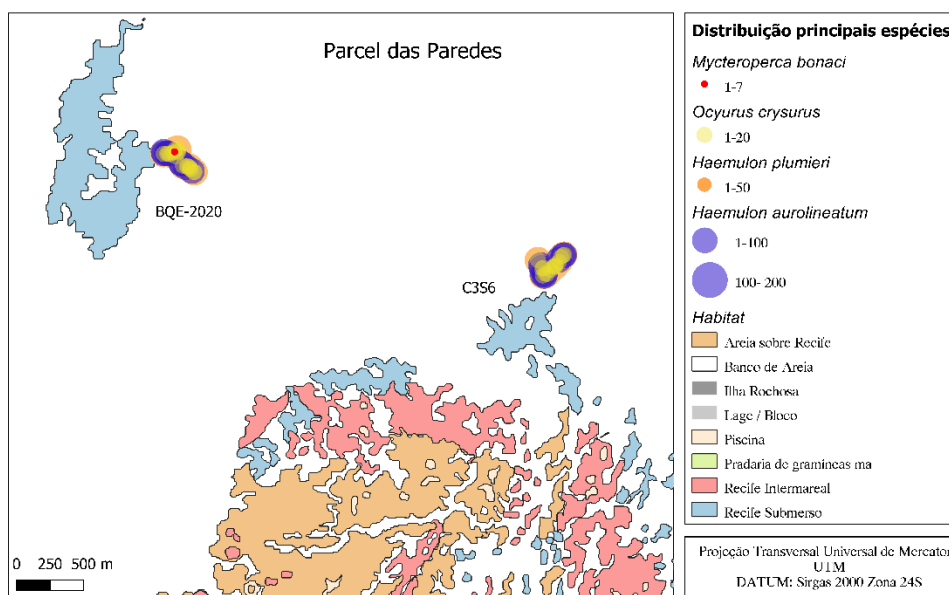


Figura 11: Distribuição espacial das espécies mais abundantes georreferenciadas durante o Censo visual de mapeamento – TRT nos pontos amostrados no Parcel das Paredes.

3.2 Telemetria

3.2.1. Range Test

Realizou-se um teste de área de detecção (*Range Test*) que compõe análise fundamental para alocação dos hidrofones fixos para a correta avaliação do tamanho da área de vida da espécie estudada, o badejo quadrado, (*Mycteroperca bonaci*). Os resultados obtidos para Abrolhos indicam uma área de detecção de 300m (Figura 14A), onde a partir daí há considerável redução da intensidade do sinal para abaixo de 60db, e redução nas frequências de detecção com ganho mais aberto, 48db (Figura 14B) no entorno de cada hidrofone, determinando-se assim a distribuição espacial dos hidrofones fixos (VR2W) (Figura 2).

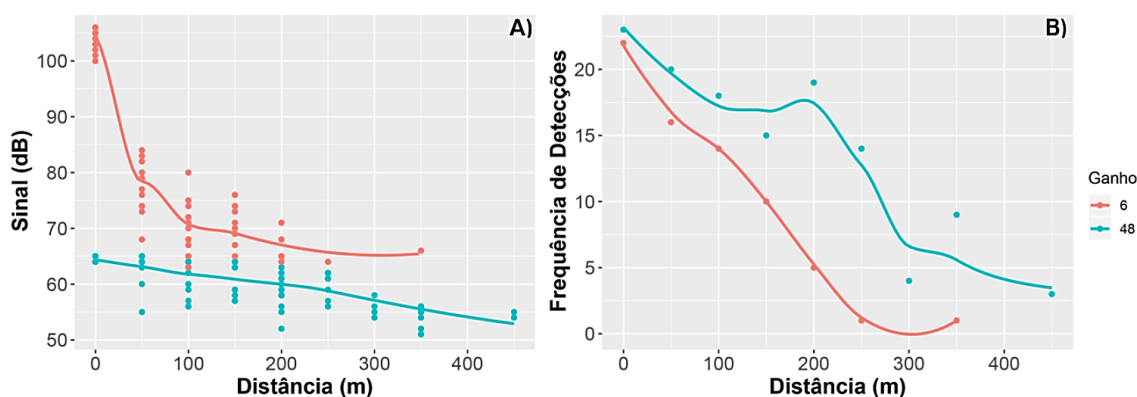


Figura 12. Representação da distância de detecção (range test) para o Arquipélago de Abrolhos. A) curva de decaimento da intensidade de sinais em decibéis (dB); B) curva de decaimento de número de detecções (n); em função da distância do emissor de teste e do receptor (hidrofone móvel VR100).

Foi realizado um Modelo Aditivo Generalizado (GAM) para identificar a que distância ocorre a principal queda de sinal do range a ser utilizado neste estudo, mostrando que a partir de 200 m há uma queda na capacidade de detecção (Figura 15).

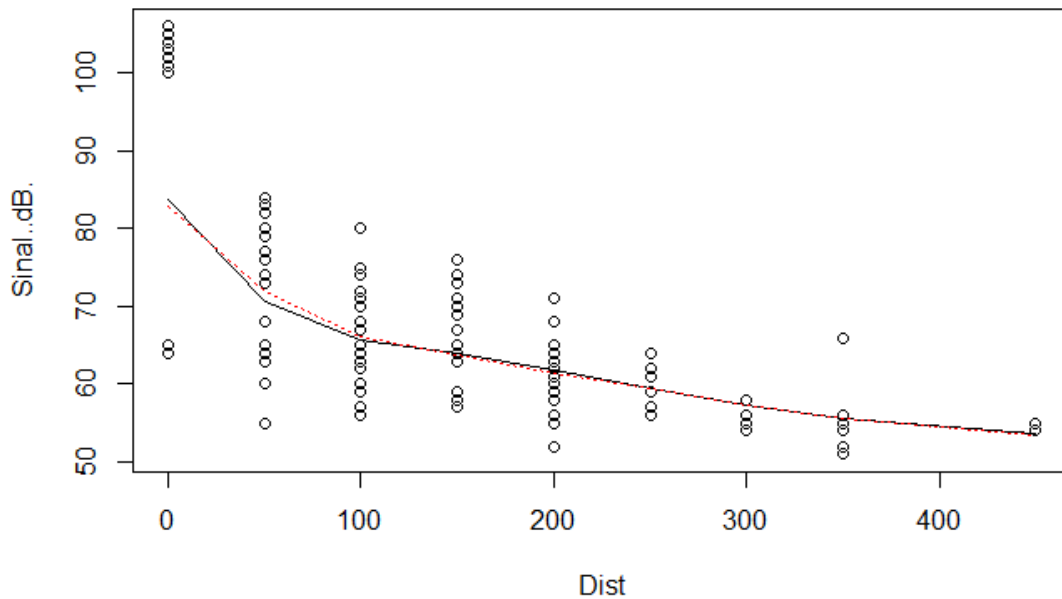


Figura 13: Modelo Aditivo Generalizado (GAM) com sinalização de queda de sinal a partir de 200 metros.

3.2.2 Captura e marcação

Os comprimentos totais (CT) dos animais marcados variaram entre 33 cm e 88 cm aproximadamente e a biomassa estimada variou entre 534 e 12,000 g. Para todos os indivíduos marcados, foram contabilizadas um total de 78,789 detecções ao longo de 391 dias do estudo (Tabela 6).

O indivíduo que obteve mais detecções foi o #MB09 com 13.625 detecções em 196 dias de monitoramento e o que apresentou menos detecções foi o #MB05 com 21 detecções em 5 dias. O maior indivíduo capturado (84,7 cm) foi bastante detectado apresentando 4.695 detecções em 255 dias na malha amostral e o menor indivíduo capturado (39 cm) apresentou apenas 21 detecções sendo detectado em apenas dois dias pela malha amostral.

Tabela 6: Dados de marcação da espécie de peixe marcada para monitoramento com telemetria acústica ativa no Parque Nacional Marinho de Abrolhos, São apresentados na tabela os indivíduos da espécie de peixe trabalhada, o código de identificação do animal (ID), o comprimento total (CT) em centímetros, o peso em gramas, o local de captura, a data e hora da marcação do animal, número do tag externo, primeira e última detecção e número de detecções.

Peixe	ID	CT (cm)	Peso (g)	Local	Data de Marcação	Hora	Tempo de detecção	Nº de detecções	Nº Receptores visitados
#MB02	4904	43,8	1355,04	Mato Verde	25/04/2019	08:40	307	3.602	3
#MB03	4894	87,4	11859,59	Portinho Norte	28/04/2019	08:28	265	4.695	2
#MB04	4884	39	941,17	Mato Verde	28/04/2019	16:15	2	21	2
#MB05	4886	33,5	583,93	Mato Verde	28/04/2019	16:42	5	11	VR100
#MB06	4888	61,5	3933,61	Mato Verde	28/04/2019	17:15	360	7.645	4
#MB07	4890	42,3	1214,2	Mato Verde	29/04/2019	11:19	241	2.814	3
#MB08	4892	61,4	3913,56	Portinho Norte	29/04/2019	17:00	464	2.676	6
#MB09	4896	43,5	1326,11	Mato Verde	12/06/2019	14:33	196	13.625	2
#MB10	4898	71	6175,54	Mato Verde	13/06/2019	08:18	338	5.519	5
#MB11	4900	54,2	2645,34	Portinho Norte	13/06/2019	14:46	354	6.245	4
#MB12	4902	62,5	4137,97	Portinho Norte	14/06/2019	08:19	534	3.911	6
#MB13	4906	87,6	11945,01	Portinho Norte	14/06/2019	08:27	302	6.908	2
#MB14	4908	53,5	2539,54	Guarita	14/06/2019	14:20	299	12.233	1
#MB15	4910	59,3	3508,45	Guarita	15/06/2019	16:26	320	8.141	1
#MB16	4912	40	1019,04	Guarita	16/06/2019	11:57	126	743	2

3.2.3. Distribuição e frequência de detecção

No início do monitoramento, a partir do início de julho de 2019, um aumento exponencial da taxa de detecção que provavelmente se deve a duplicação do número de indivíduos marcados da campanha 1 (abril/2019) para a campanha 2 (junho/2019), saindo de 7 para 16 indivíduos.

Houve um aumento e estabilidade no número de detecções entre julho a setembro (média= 294 detecções/dia) período que condiz com o pico de IGS (reprodutivo) da espécie. Entretanto, o mês de dezembro de 2019 foi o período que apresentou a maior frequência de detecção ao longo do período de estudo apresentando 11.544 detecções (média = 375 detecções/dia). Foram registradas 236 detecções com o VR100 em oito dias de amostragem nos meses de outubro e novembro de 2019.

Percebe-se um decréscimo significativo no número de detecções a partir da segunda quinzena de janeiro de 2020 apresentando 2.813 detecções no mês de fevereiro (média = 96 detecções/dia). Adicionalmente, durante o mês de março de 2020 o número absoluto de detecção voltou a subir (média = 268 detecções/dia), tendo uma redução a partir desse período, porém, se manteve estável próximo a 136 detecções por dia no final do período de monitoramento no mês de maio de 2020 (Figura 16).

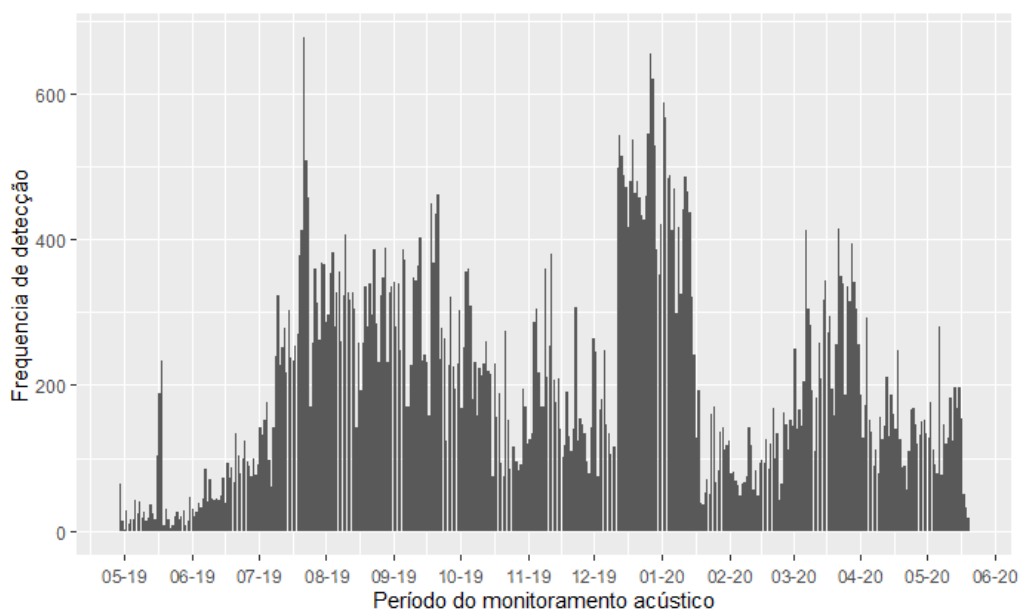


Figura 14. Frequência absoluta de detecções por dia ao longo do período de monitoramento dos indivíduos de *M. bonaci* no Parque Marinho dos Abrolhos.

Os indivíduos que mais obtiveram detecções foram os de #MB09 e #MB14 (Figura 17), sendo ambos indivíduos de tamanho mediano (43,5 cm e 53,5 cm respectivamente) entre os espécimes capturados. Os indivíduos que obtiveram menos detecções foram #MB05 e #MB04 (21 e 11 detecções respectivamente), que estão entre os menores indivíduos marcados (33 cm e 39 cm respectivamente).

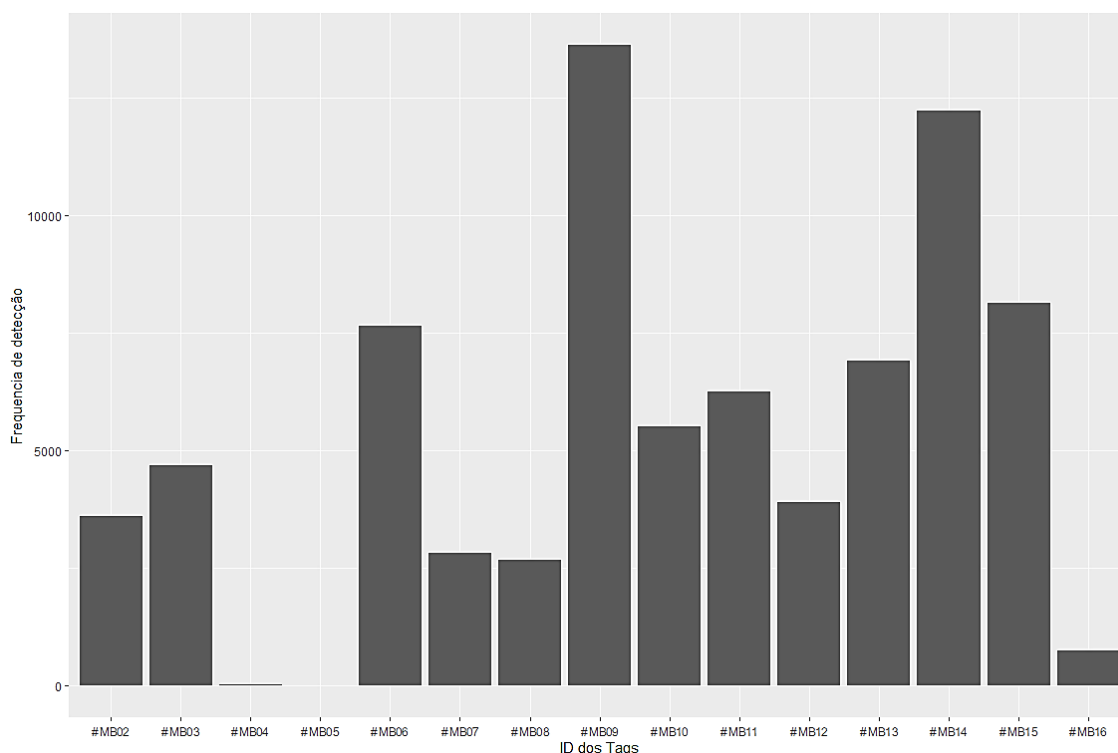


Figura 15. Frequência absoluta de detecções dos 15 indivíduos marcados de *M. bonaci* no Parque Marinho dos Abrolhos.

Na malha de detecção disposta ao longo do arquipélago de Abrolhos (com 8 receptores instalados), observou-se que a área em que estavam alguns hidrofones eram preferencialmente mais utilizadas por alguns indivíduos. Este foi o caso da área do receptor #R7, localizado no ponto conhecido como Mato Verde Oeste (Figura 18), enquanto os receptores #R1 - Ilha da Guarita Sudoeste, #R5 - Ilha Santa Bárbara Este, e #R6 - Mato Verde Este obtiveram as menores quantidades de registros sendo 22, 47 e 88 respectivamente (Tabela 6). Todos esses receptores que registraram menos detecções estão

localizados nos extremos da malha de detecção, nas bordas dos recifes, e provavelmente isso contribua para a baixa taxa de detecção.

A área do Mato Verde Oeste apresentou o maior número de detecções (32.667 detecções). Estas áreas também são aquelas onde os indivíduos foram capturados e soltos, exceto a área do receptor #R8 - Sul da Ilha de Santa Bárbara onde não houve captura de indivíduos para o estudo. Na área da Ilha da Guarita, Portinho Norte e Mato Verde, foram marcados três, cinco e sete indivíduos respectivamente, sendo esperado que os receptores nessas localidades tenham maior taxa de detecção, o que mostra que essa espécie possui alta fidelidade ao local (Figura 18).

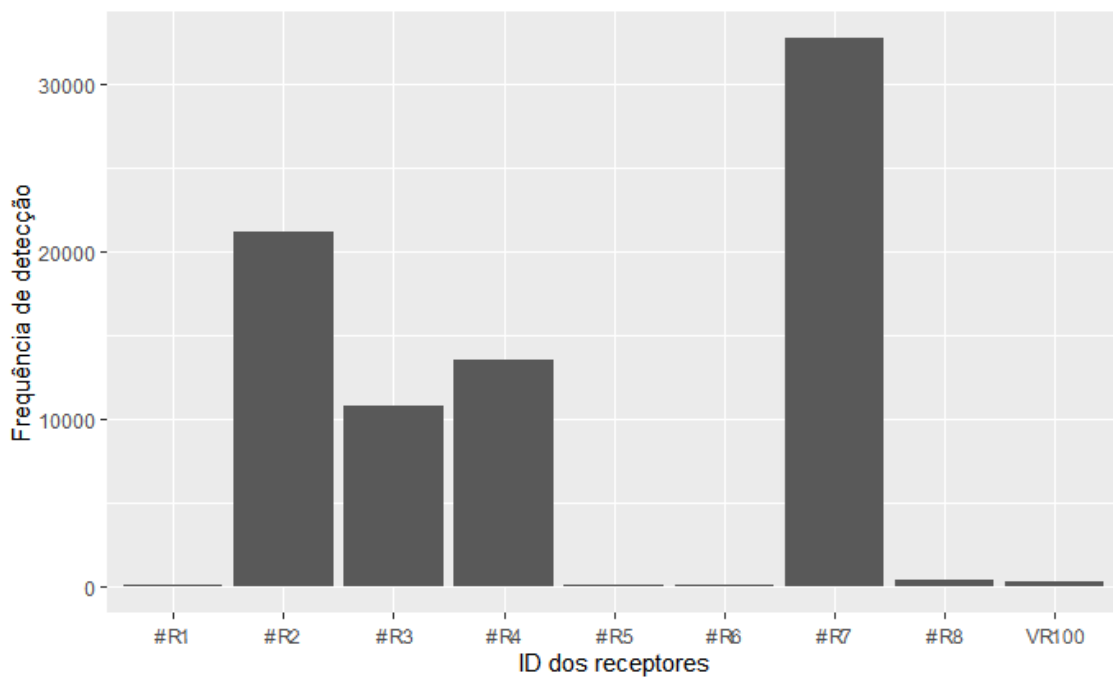


Figura 16. Frequência absoluta de detecções em cada um dos 8 receptores instalados no Parque Marinho dos Abrolhos.

Temporalmente os indivíduos apresentaram distintos comportamentos, no qual, houveram indivíduos que percorriam maiores distâncias sendo detectados por vários receptores enquanto que outros indivíduos eram detectados por um hidrofones apenas.

Enquanto que a maioria dos indivíduos foi continuamente detectado no período de monitoramento, alguns indivíduos como os #MB09 e #MB07 se ausentaram do grid de detecção por um intervalo de tempo maior que 16 dias, retornando pós esse período sendo o maior intervalo ausente registrado de aproximadamente 45 dias pelo indivíduo #MB07 (Figura 19). Alguns outros indivíduos foram detectados apenas ocasionalmente, como os #MB04 e #MB05, estes estão entre os menores indivíduos marcados (imaturos), o que sugere que estes indivíduos passaram a maior parte do tempo do estudo em áreas fora do alcance dos hidrofones, ou buscando abrigo em tocas.

O #MB04 foi detectado apenas no início do estudo (abril de 2019), com exceção a uma detecção no mês de novembro; e o outro indivíduo (#MB05) foi detectado apenas nos meses de outubro e novembro de 2019 nas campanhas de telemetria ativa pelo VR100 ambos no mesmo local onde foram marcados (Mato Verde) (Figura 19).

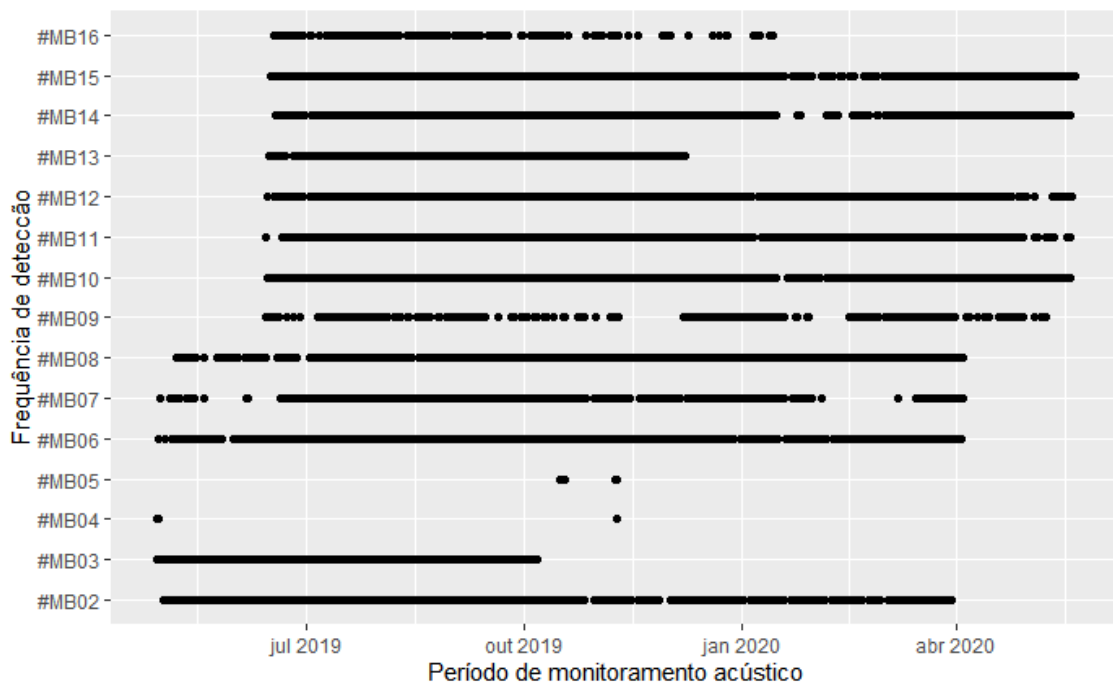


Figura 17. Frequência diária de detecção de cada um dos indivíduos marcados ao longo do período de monitoramento do estudo.

A contínua presença da maioria dos indivíduos no local do estudo pode ser observada através do cálculo do índice de residência (

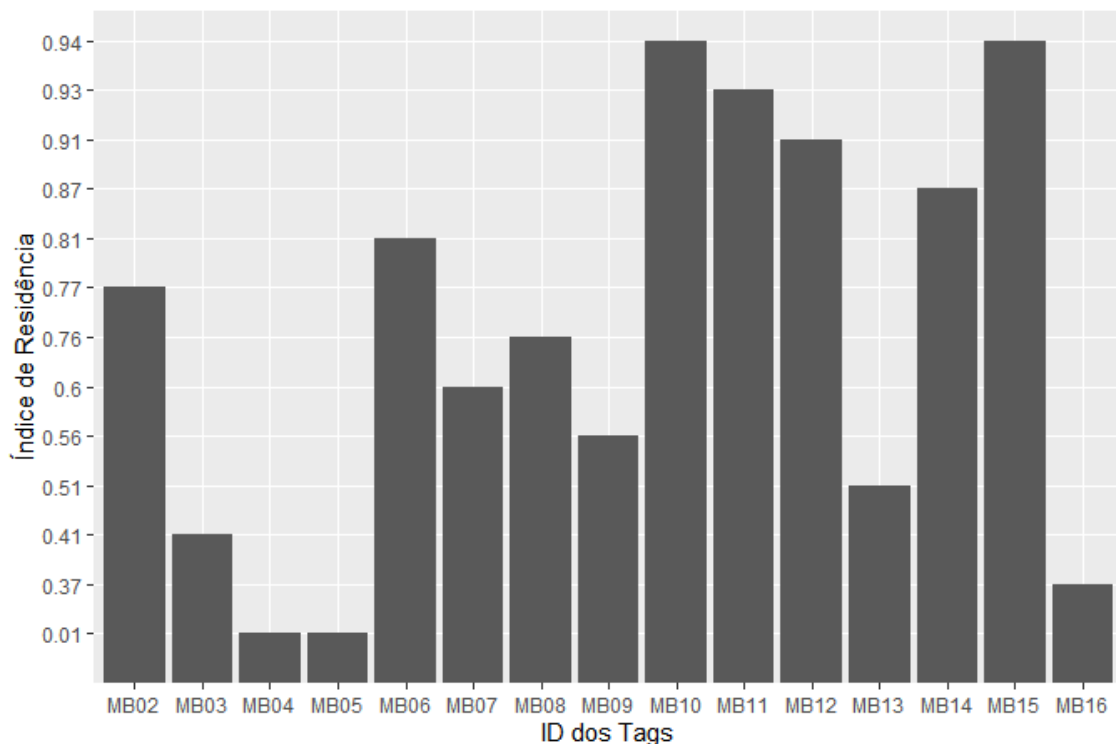


Figura Tabela 7). Os padrões de residência local deram fortes indicações quanto à localização das áreas de atividade principal dos peixes. Os peixes sempre estiveram presentes com mais frequência no local original de marcação do que em qualquer outra estação. Percebe-se, com exceção do indivíduo #MB05 detectado esporadicamente apenas pela telemetria ativa, a maioria estiveram presentes acima de 70% do tempo do período do monitoramento ao longo da área de estudo, sendo os indivíduos #MB10 e #MB15, apresentando uma taxa de residência total de 94% (Figura 20

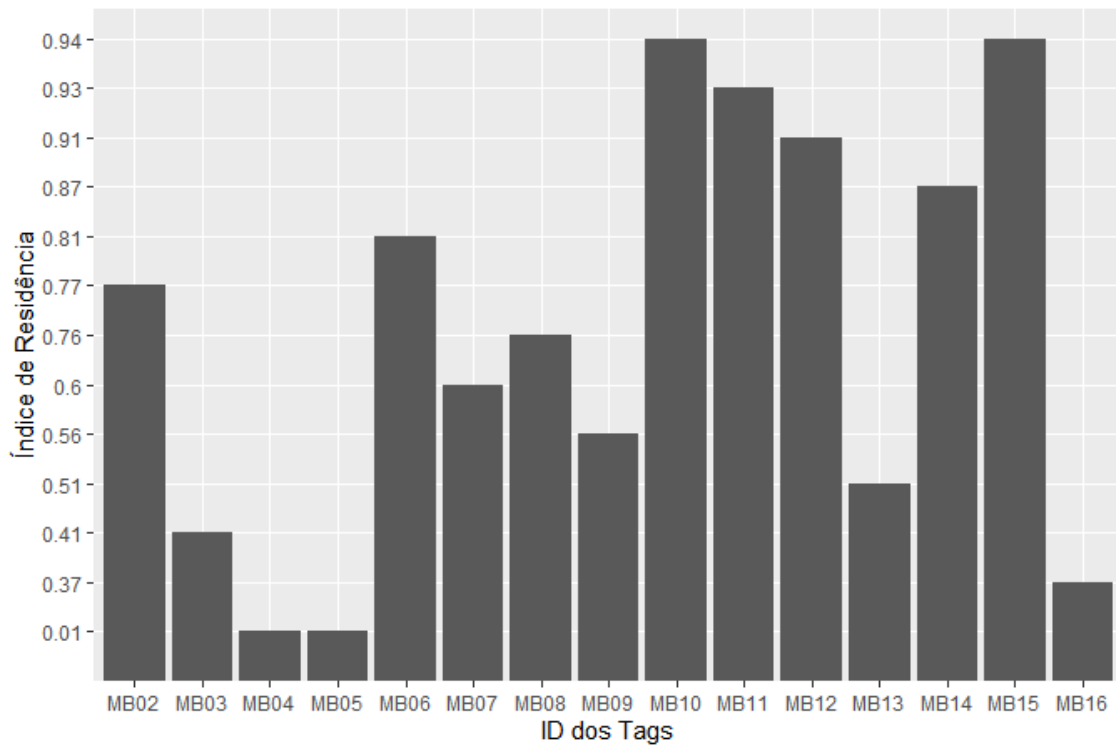


Figura , Tabela 7).

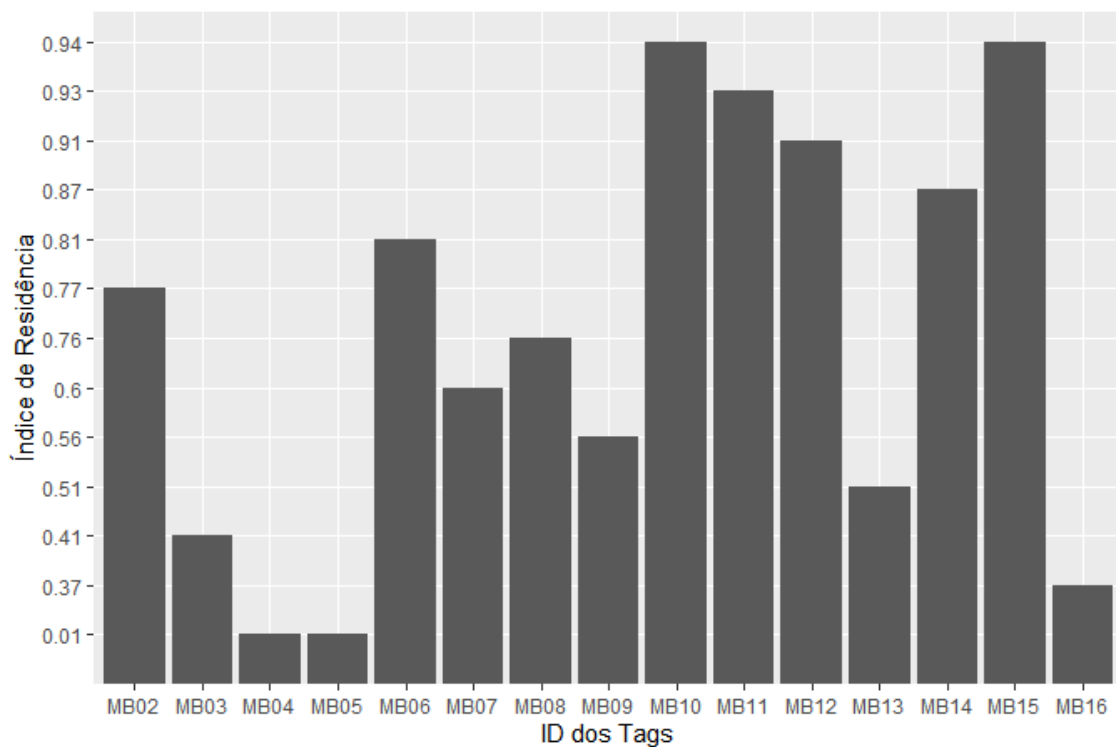


Figura 18. Taxa de fidelidade ao grid de detecção por cada indivíduo marcado. Dos 15 indivíduos marcados 8 tiveram taxa de fidelidade ao grid superior a 70%.

A residência da espécie na área de estudos foi considerada alta, com média 70%, porém os índices variaram consideravelmente 0,01 a 94% (mediana = 0,76) (

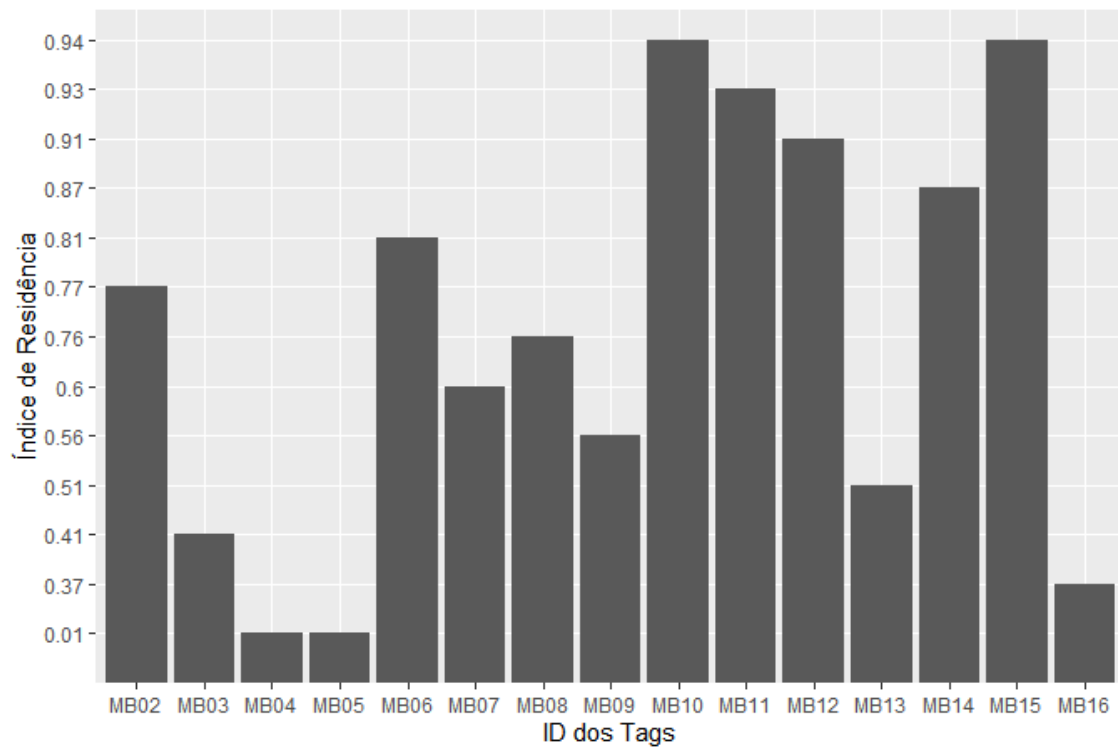


Figura Tabela 7).

Tabela 7: Índice de Residência Total (IRT) e por receptor (IRi), home range linear (m), MCP (ha), relacionando o tamanho da área e os dias de monitoramento para cada um dos indivíduos de M, bonaci marcados e Densidade de Kernel (KUD) 95% e 50%.

ID	Tamanho	Dias	IR1	IR2	IR3	IR4	IR5	IR6	IR7	IR8	VR100	IRT	Home range linear (m) considerando o raio de sobreposição	MCP Área de vida (ha)	KUD 95% Km ²	KUD 50% Km ²
#MB02	39	391						0,008	0,762	0,008	0,008	0,77	597,862	10,932	0,0831	0,0192
#MB03	84,4	388			0,317	0,366						0,41	247,765	0,001	2,5796	0,4349
#MB04	61,5	388						0,003	0,003		0,003	0,01	156,577	1,311	12,9209	1,9015
#MB05	42,3	388									0,013	0,01	92,4	0,692	0,2430	0,0618
#MB06	61,4	388					0,003	0,049	0,765	0,098	0,015	0,81	1144,515	21,331	0,6994	0,1202
#MB07	87,4	387						0,018	0,589	0,005	0,010	0,60	597,862	10,935	0,1215	0,0256
#MB08	43,5	387	0,013	0,010	0,630	0,517	0,018	0,005			0,005	0,76	2634,174	36,648	7,3808	1,6080
#MB09	71	343						0,018	0,589		0,010	0,56	156,577	5,684	0,0079	0,0013
#MB10	54,2	342			0,002		0,002	0,006	0,936	0,026	0,015	0,94	1576,001	24,379	0,3716	0,0656
#MB11	62,5	342	0,023	0,061	0,927	0,012					0,011	0,93	553,695	16,912	0,0421	0,0047
#MB12	43,8	341	0,015	0,029	0,762	0,700	0,050	0,003			0,006	0,91	2634,174	36,648	6,7468	1,4337
#MB13	87,6	341			0,390	0,490					0,006	0,51	247,968	5,196	1,6057	0,2585
#MB14	53,5	341		0,870							0,006	0,87	198,414	0,819	0,0006	0,0001
#MB15	59,3	340		0,932							0,009	0,94	234,509	0,617	0,0020	0,0004
#MB16	40	339		0,366			0,003				0,006	0,37	594,327	2,011	0,2257	0,0398

3.2.6 3.2.5 Home Range e Uso do Habitat

A área de vida (home range) calculada através da técnica do Mínimo Polígono Convexo (MCP) (BAKER, 2001), variou muito entre os indivíduos (0,001ha a 36,648ha) sendo estes os indivíduos #MB03, e os indivíduos #MB08 e #MB12 apresentando estes últimos os maiores valores de área de vida. O #MB03 foi o único indivíduo a não ser detectado pelo VR100, impossibilitando formação o polígono. E a área de vida pelo método KUD 95% variou de 0,0020 km² a 12,9209 km² sendo estes os indivíduos #MB15 e #MB04 apresentando uma grande variação de tamanho de área de vida dentre os indivíduos (Figura 21).

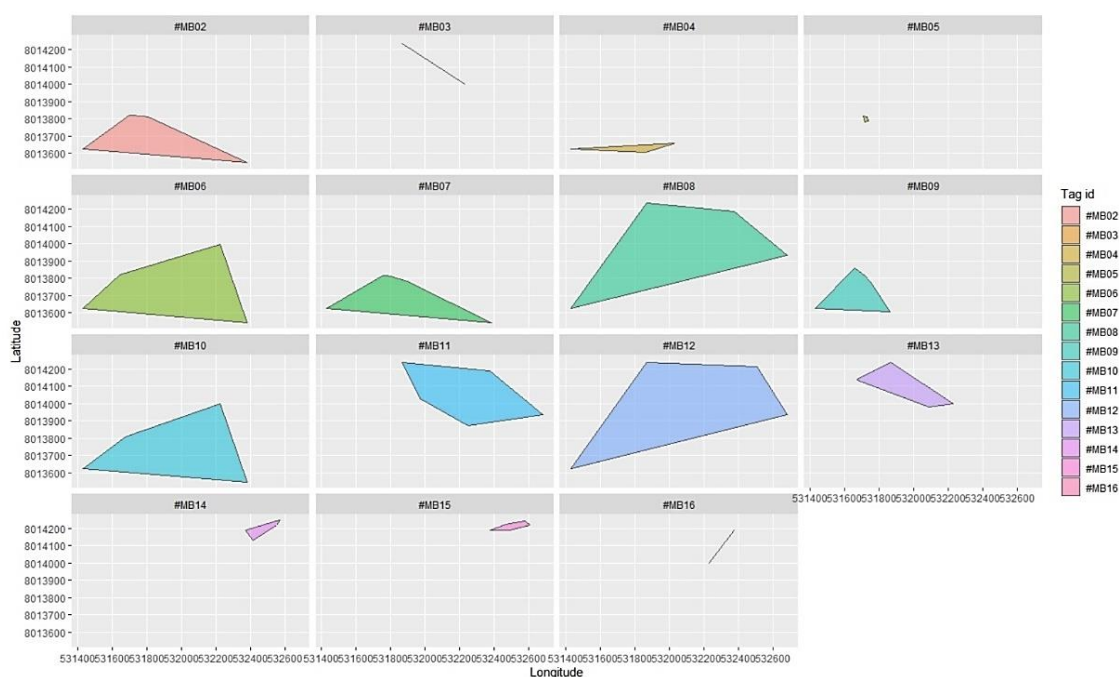


Figura 19. Mínimo polígono convexo (MCP) calculado para os indivíduos marcados de *M. bonaci*.

O presente estudo é o primeiro a coletar dados sobre comportamento e área de vida através telemetria de *M. bonaci* do Atlântico Sul, em uma área de grande relevância ecológica, como o banco dos Abrolhos, trazendo informações basilares sobre o comportamento dessa espécie.

Houve grande sobreposição dos home ranges (área de vida) utilizados pelos indivíduos observados através do método do MCP. A área que houve uma maior sobreposição do MCP foi a área referente ao Mato Verde utilizada por cinco indivíduos (#MB04, #MB05, #MB06, #MB07, #MB09) e os lados norte e sul da ilha de Santa Bárbara por quatro indivíduos (#MB08, #MB09, #MB10, #MB12) ao longo do período de estudo (Figura 22).

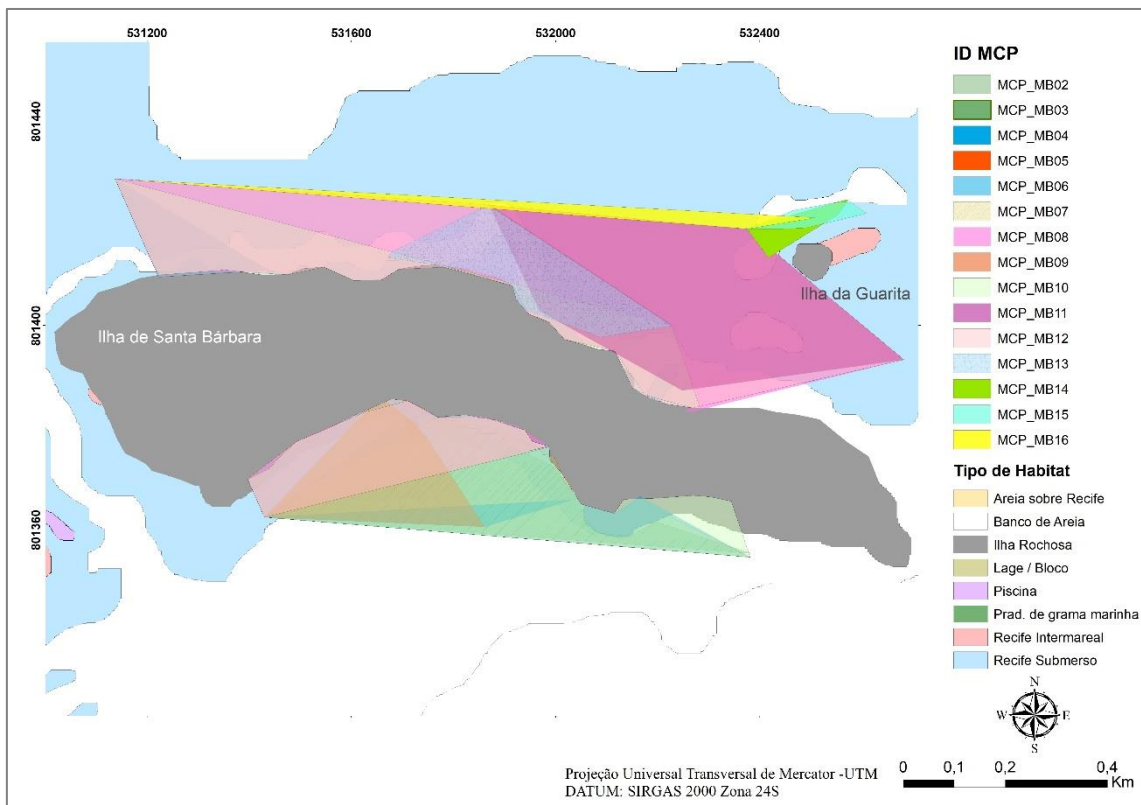


Figura 20: Área de vida calculada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (MCP) dos indivíduos monitorados no Parque Nacional Marinhos dos Abrolhos.

A área de vida dos indivíduos demonstrada pelo Índice de Kernel na qual caracteriza as áreas que foram utilizadas pelos indivíduos por 95% e 50% do tempo (KUD95 e KUD50) variaram entre os indivíduos e demonstraram uma maior sobreposição nas áreas do Mato Verde, seguido do Portinho Norte, Santa Barbara e Ilha Guarita (FIGURA 23).

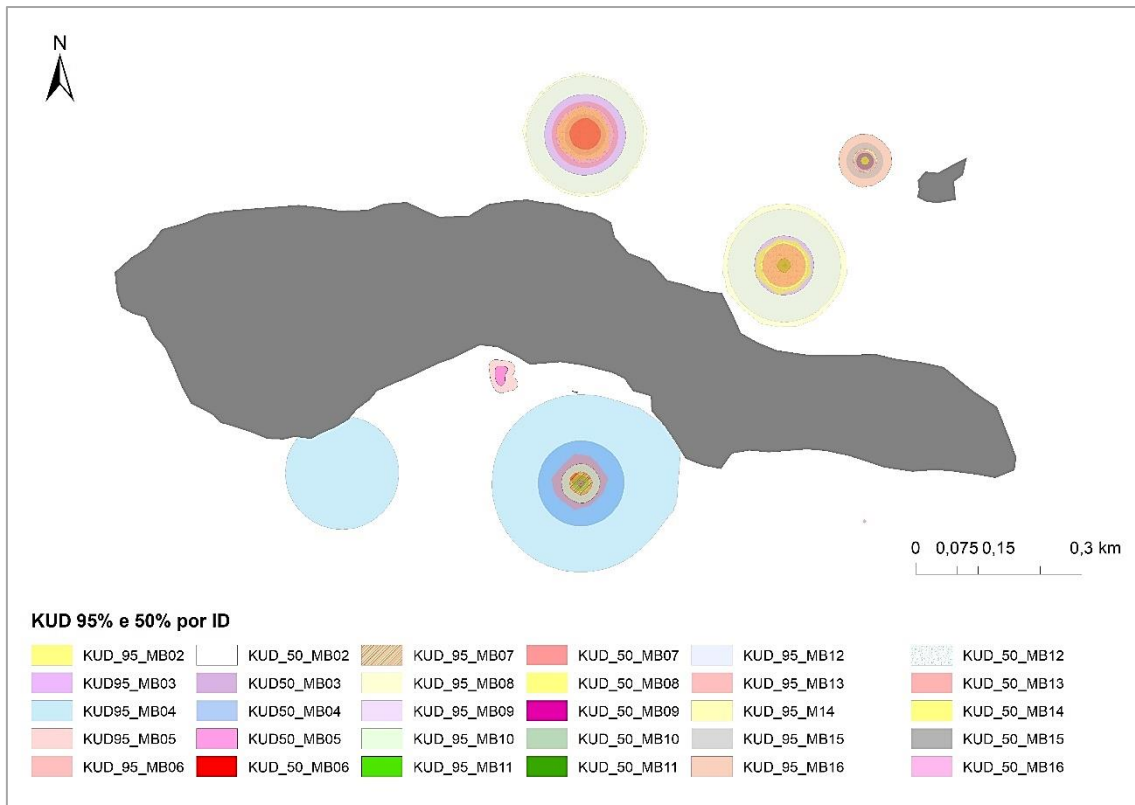


Figura 21. Área de vida calculada pelo método de Distribuição da Utilização de Kernel (KUD 95% e 50%) dos indivíduos monitorados no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.

Alguns indivíduos apresentaram mais de uma área de vida (#MB03, #MB04, #MB08, #MB12 e #MB13) e dentre estes, dois indivíduos apresentaram centro de atividade diferente do local em que foram capturados e marcados (#MB03 e #MB13).

O #MB02 marcado no Mato Verde foi detectado por três receptores abrangendo toda a área do Mato Verde na parte sul da ilha de Santa Bárbara (MCP 10,932 ha) visitando habitat de recife submerso, mas apresentou os valores de área de vida e centro de atividade restritos (KUD 95% 0,0831km²; KUD 50% 0,092km²) ao habitat de areia (FIGURA 24A).

O indivíduo #MB03 marcado no Portinho Norte foi detectado em dois hidrofones (Portinho Norte e Santa Bárbara Norte). Como não foi detectado pelo VR100 para o MCP foi apresentado apenas a distância linear entre os pontos de detecção. O indivíduo apresentou duas áreas de vida, mas o centro de atividade foi registrado na área da Santa Bárbara Norte (KUD95%

2,5796km² e KUD50% 0,4349km²). O tipo de habitat nos home ranges apresenta recife submerso e banco de areia (FIGURA 24 B).

O indivíduo #MB04 marcado no Mato Verde foi detectado também por dois hidrofones nesta mesma área (Mato Verde Leste e Mato Verde Oeste). O MCP (1,311 ha) abrangeu habitat de banco de areia e os KUDs (95% 12,9209 km² e 50% 1,9015 km²) abrangeram as áreas dos dois hidrofones detectados. A área de vida pelo KUD 95% abrangeu os habitats de recife submerso e banco de areia e o centro de atividade (KUD50) foi registrado sobre o habitat de banco de areia na área do hidrofone localizado no Mato Verde Oeste) (FIGURA 24 C).

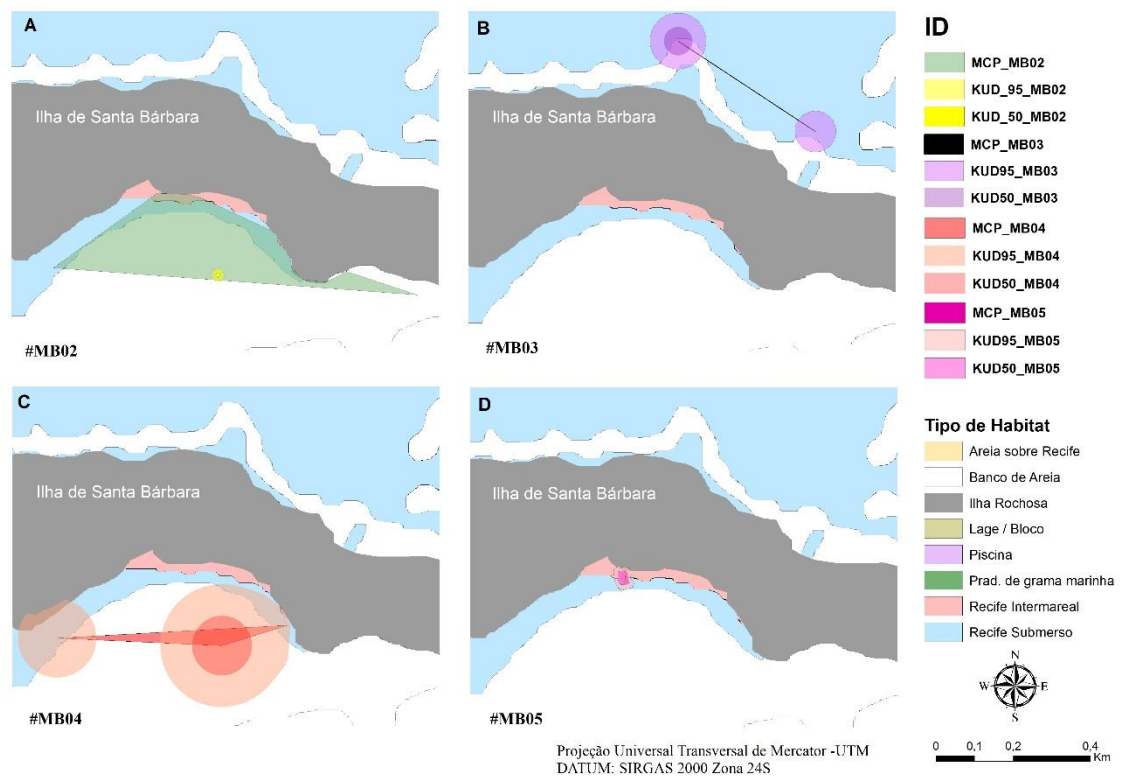


Figura 22: Áreas de vida pelos métodos de MCP e KUD 95% e KUD50% e caracterização do habitat. A) Área de vida do #MB02; B) Área de vida do #MB03; C) Área de vida do #MB04; D) Área de vida do #MB05.

Os indivíduos #MB05, #MB06 e #MB07 também foram capturados na área do Mato Verde. O #MB05 foi o que apresentou o menor número de detecções sendo localizado apenas pelo VR100 na mesma área de marcação apresentando MCP (0,692 ha) abrangendo os habitats de recife submerso e

recife intramareal que se encontra mais próximo a ilha; apresentando o KUD também pequeno (95% 0,2430km² e 50% 0,618km²) abrangeram os mesmos tipos de habitat do MCP (FIGURA 24 D).

O #MB06 foi detectado por quatro hidrofones nas faces norte e sul da ilha de Santa Bárbara (FIGURA 25 A). Apesar de apresentar um MCP grande dentre os indivíduos marcados (21,331 ha), abrangendo três tipos de habitat (recife submerso, recife intramareal e banco de areia); a área de vida e centros de atividade foram restritos a uma única área do Mato Verde Oeste (KUD95% 0,6994 km² e KUD 50% 0,1202km²) com habitat predominante por banco de areia.

O #MB07 foi detectado por três hidrofones tendo o MCP (10,935 ha) abrangendo a mesma área em que foi capturado apresentando habitat de recife submerso, intramareal e banco de areia (FIGURA 25 B), já os KUDs (95% 0,1215 km² e 50% 0,0256km²) estiveram limitados a apenas uma pequena área habitat de banco de areia.

O indivíduo #MB08 que foi marcado no Portinho Norte, caracteriza o indivíduo que visitou mais áreas sendo detectado por seis hidrofones estando entre os maiores MCPs deste estudo (36,648 ha). Os habitats visitados foram recife submerso, recife intramareal e banco de areia. Para os KUDs apresentou duas áreas de vida e dois centros de atividades nas áreas do Portinho Norte e Santa Bárbara Norte (7,3808 km² e 1,6080 km²) abrangendo os habitats de recife submerso e banco de areia (FIGURA 25 C).

Os #MB09 e #MB10 foram marcados no Mato Verde e foram detectados por dois e cinco receptores, respectivamente. O #MB09 apresentou o MCP (5,6684ha) abrangendo os mesmos três tipos de habitat utilizados por outros indivíduos, mas os KUDs foram bem pequenos (0,0079 km² e 0,0013km²) ocorrendo em habitat de banco de areia (FIGURA 25 D).

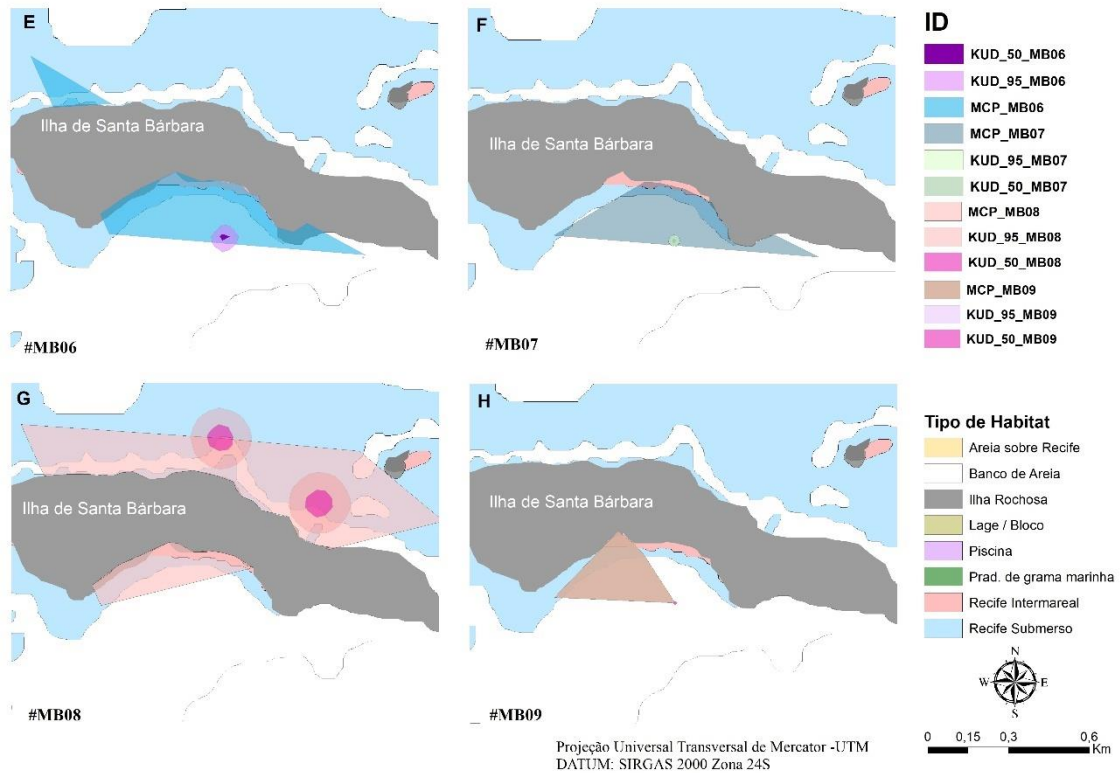


Figura 23: Áreas de vida pelos métodos de MCP e KUD 95% e KUD50% e caracterização do habitat. A) Área de vida #MB06; B) Área de vida #MB07; C) Área de vida #MB08; D) Área de vida #MB09.

Já o #MB10 foi detectado nas faces norte e sul da ilha de Santa Bárbara resultando no segundo maior MCP (24,379 ha) visitando os habitats de recife submerso, recife intramareal e banco de areia. Já a área de vida e centro de atividade foram limitadas a apenas a uma e pequena área (KUD95% 0,3716 km² e KUD50% 0,056km²) onde foi capturado de habitat de banco de areia (FIGURA 26 A).

Os indivíduos #MB11, #MB12, #MB13 foram marcados no Portinho Norte e foram detectados por quatro, seis e dois hidrofones, respectivamente. O #MB11 foi detectado por quatro receptores na face norte da Santa Bárbara (Portinho Norte, Guarita Sudoeste, Guarita Leste e Santa Bárbara Norte) apresentando um MCP 16,912 ha, visitando habitats de recife submerso e banco de areia, mas a área de vida foi pequena limitada a apenas ao mesmo local em que foi capturado no Portinho Norte (KUD95% 0,0421 KUD50% 0,0047) com habitat de recife submerso, mas bem próximo de um banco de areia (FIGURA 26 B). O #MB12 visitou uma grande área sendo detectado nas

faces norte e sul da Santa Bárbara sendo detectado por seis hidrofones apresentando o maior MCP juntamente com #MB08 (36,648 ha) percorrendo os habitats de recife submerso, recife intramareal e banco de areia e apresentou duas áreas de vida e dois centros de atividade (Figura 26 C). O #MB13 foi detectado por dois hidrofones no local onde foi marcado e na área da Santa Bárbara Norte apresentando MCP de 5,196 ha e KUD 95% de 1,6057 e KUD 50% 0,2585 Km² (Figura 26 D) e percorreu os habitats de recife submerso e banco de areia.

Os #MB14, #MB15 e #MB16 foram marcados na Ilha da Guarita e apresentaram área de vida pequenos dentro do local de marcação. O #MB14 apresentou MPC de 0,819 e área de vida e centro de atividades reduzidos sendo os KUD95 0,0006 e KUD50% 0,0001 cobrindo os habitats de banco de areia e recife submerso (Figura 27 A).

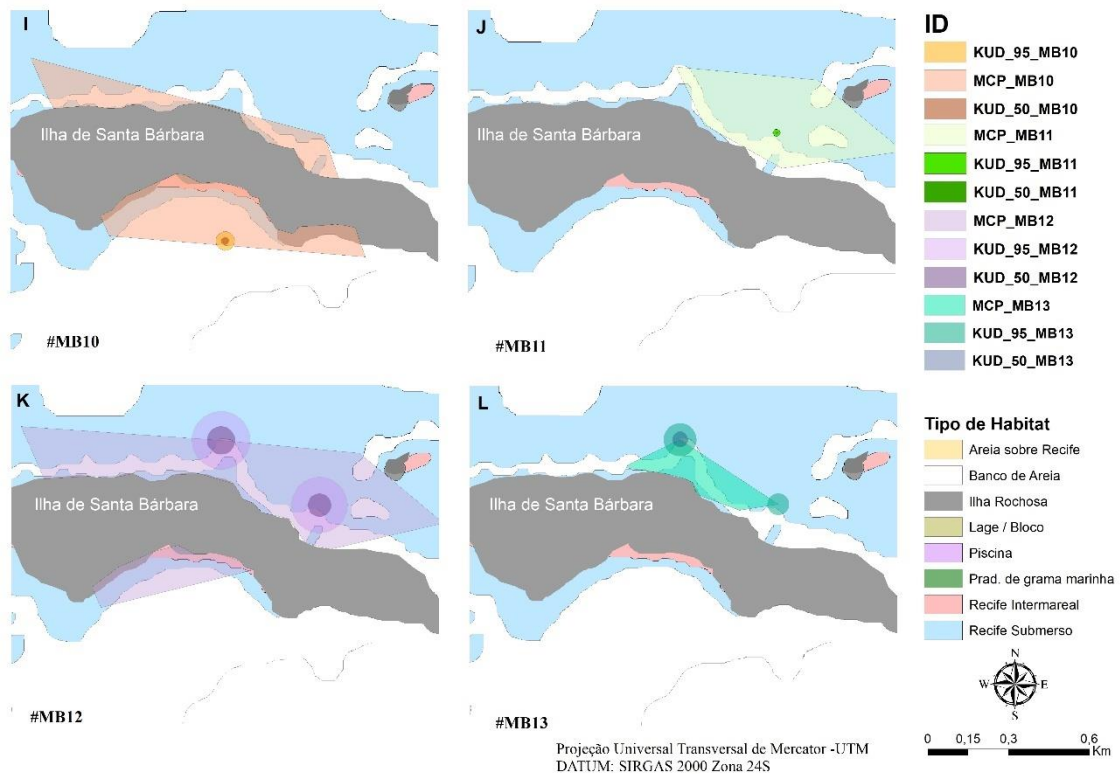


Figura 24: Áreas de vida pelos métodos de MCP e KUD 95% e KUD50% e caracterização do habitat. A) Área de vida #MB10; B) Área de vida #MB11; C) Área de vida #MB12; D) Área de vida #MB13.

O #MB15 apresentou área de vida limitada a área da ilha da Guarita com MCP de 0,617ha e área de vida pelo KUD 95% 0,0020 Km² e centro de atividade KUD 50% 0,0004 Km² utilizando os habitats de recife submerso e banco de areia (Figura 27 B).

O #MB16 foi marcado na ilha Guarita, mas apresentou uma detecção no hidrofone de Santa Bárbara Leste na face norte da ilha de Santa Bárbara apresentando um MCP estreito (2,011 há) e área de vida pelo método do Kernel (KUD 95% 0,2257 Km² e KUD 50% 0,0398) foi limitada à área de marcação na ilha da Guarita e a estrutura do habita da área de vida com habitats de recife submerso e banco recifal (Figura 27 C).

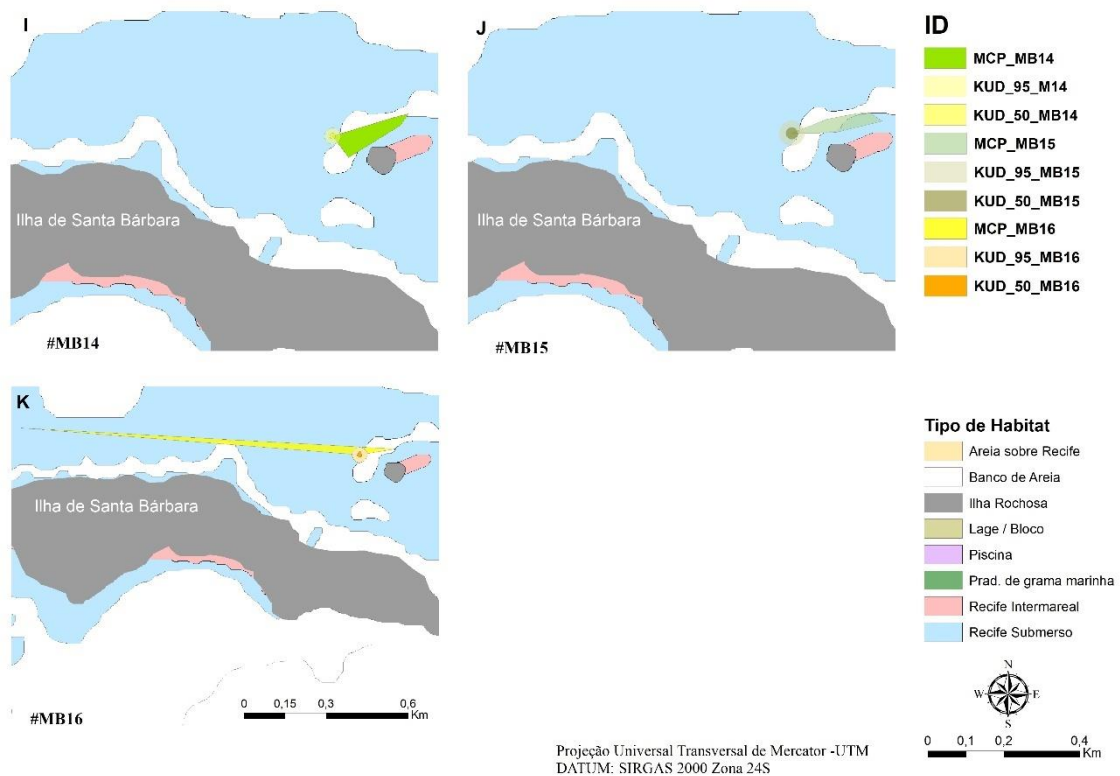


Figura 25: Áreas de vida pelos métodos de MCP e KUD 95% e KUD50% e caracterização do habitat. A) Área de vida #MB14; B) Área de vida #MB15; C) Área de vida #MB16.

O home range linear também foi bastante variado entre os indivíduos (Figura 28). O indivíduo que foi mais ativo durante o período do estudo percorrendo maior distância foi o #MB06 (2.634.174m) e o que apresentou

menor home range linear foi o indivíduo #MB05 (92.4m) sendo detectado apenas pelo VR100 (Figura 28).

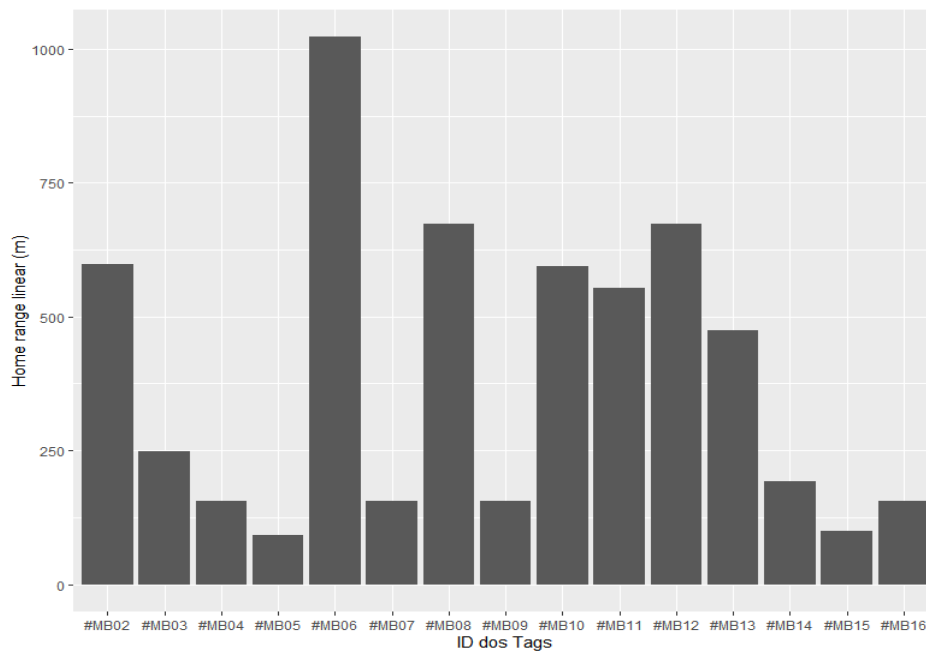


Figura 26. Histograma do home range linear (m) dos indivíduos de *M. bonaci* marcados

Os resultados obtidos através do Modelo Linear Generalizado (GLM) indicou que não existe uma relação significativa entre o tamanho da distância percorrida (home range linear) e o tamanho do corpo (Figura 29).

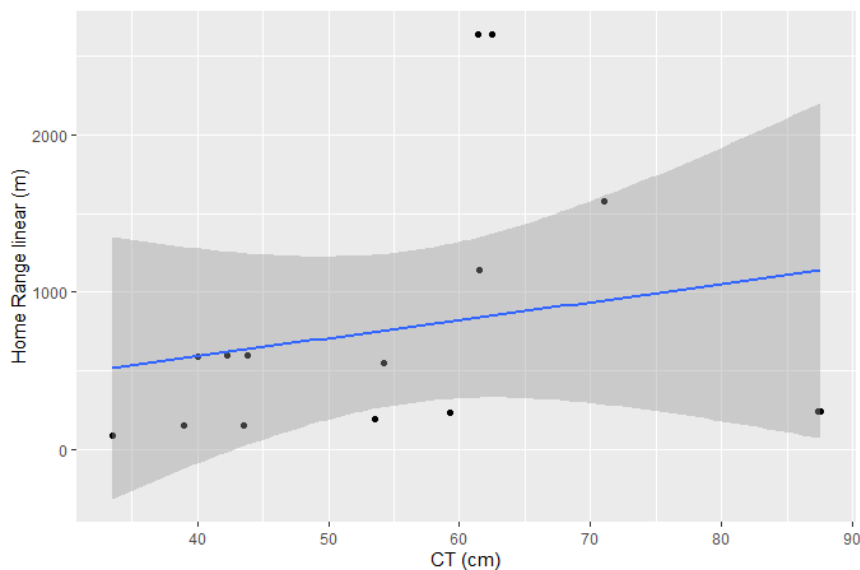


Figura 27: Relação entre Home range linear frente ao tamanho (cm) dos indivíduos de *M. bonaci* marcados.

3.2.4 Trajetória e Padrão de Movimentação

Os padrões de movimento exibidos por peixes individuais foram variados, e a porcentagem de detecções variou amplamente entre os receptores. Especialmente, a maioria dos indivíduos transitaram por mais de um receptor, deslocando-se para diferentes áreas, enquanto que dois foram fieis ($n=2$) a uma localização (#MB14, #MB15), sendo detectados apenas por um único receptor. Dentre os indivíduos que mais transitaram ao longo do grid de detecção estiveram os peixes #MB08 e #MB12 que foram detectados por sete receptores distintos, transitando continuamente por toda face norte da ilha de Santa Bárbara e Mato Verde Leste (Figura 30).

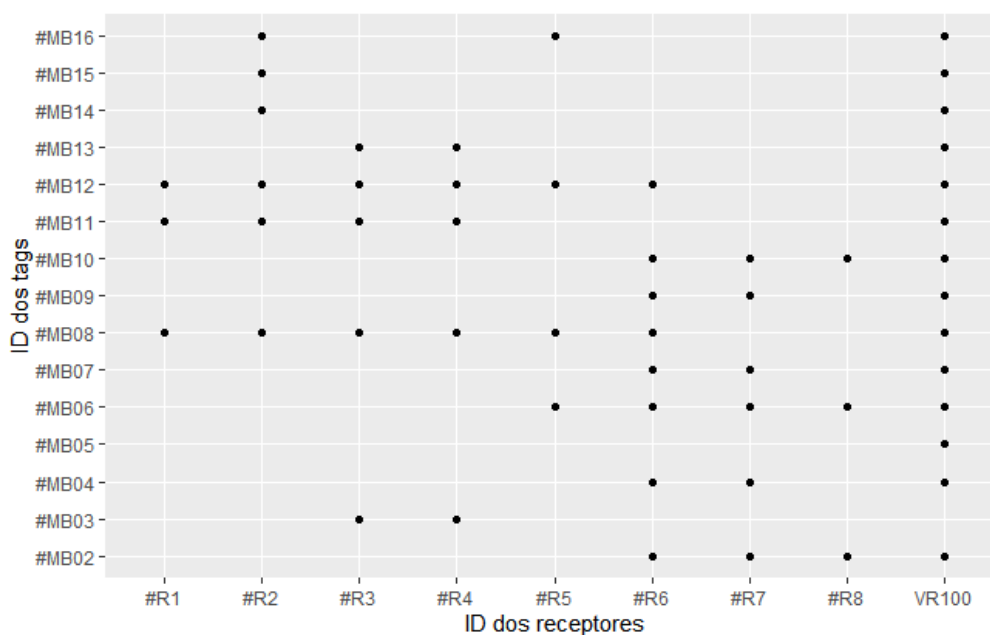


Figura 28. Presença/ausência de detecção dos 15 peixes implantados ao longo do grid de detecção instalado no Parque Marinho dos Abrolhos.

A áreas do Mato Verde foi a que apresentou maior frequência de detecção fazendo parte da trajetória de seis ($n = 6$) dos indivíduos marcados apresentando uma maior intensidade de movimentação nesta área (Figura 31).

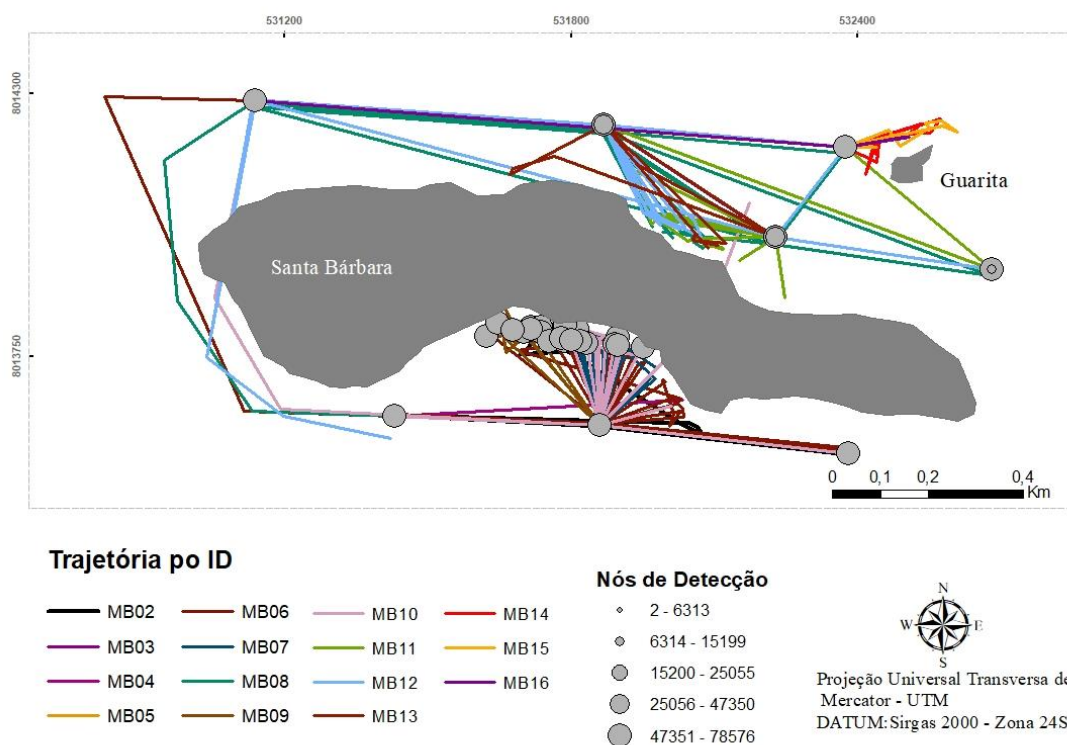


Figura 29. Gráfico espacial da movimentação de cada indivíduo de *M. bonaci*. Área dos nós proporcionais a densidade de detecção em cada área. São apresentados os locais dos receptores no arquipélago dos Abrolhos.

O indivíduo #MB02 que foi marcado na região do Mato Verde permaneceu na mesma área a maior parte do estudo se deslocando para a região de Santa Bárbara no mês de março de 2020 com nove detecções e três detecções no Mato Verde Leste nos meses de setembro, dezembro e janeiro (Figura 32 A). O indivíduo #MB03 foi marcado no Portinho Norte e durante o período de estudo se locomoveu apenas entre o Portinho Norte e Santa Bárbara Norte, hidrofones que estão próximos um do outro (Figura 32 B).

O #MB04 foi marcado no Mato Verde e permaneceu no Mato Verde Oeste (19 detecções), apresentou duas detecções no Mato Verde Leste e uma detecção pelo VR100 na mesma área. Todas as detecções captadas pelos hidrofones VR2W foram no dia seguinte da marcação e uma pelo VR100 no mês de novembro, o que sugere que a área de vida desse indivíduo se apresenta fora da área de cobertura dos hidrofones e esteve apenas de

passagem ou esteve na maior parte do tempo abrigado entre as pedras dificultando a detecção do mesmo (Figura 32 C). O #MB05 também foi marcado no Mato Verde e só foi detectado pelo VR100 nos meses de outubro e novembro com um total de 11 detecções na mesma região em que foi marcado (Figura 32 D). O indivíduo #MB06 também foi marcado na mesma área e teve um padrão de movimentação errante sendo detectado por quatro hidrofones (Mato Verde Oeste, costão de Santa Bárbara, Mato Verde Leste e Santa Bárbara Leste) percorrendo toda a ilha de Santa Bárbara apresentando 7.646 detecções e destes, 7.343 detecções foram no Mato Verde Oeste (Figura 32 E).

O #MB07 teve sua captura também no Mato Verde foi detectado no Mato Verde Oeste, Mato Verde Leste e no Costão de Santa Bárbara permanecendo a maior parte do tempo de estudo na área do Mato Verde Oeste com 2.773 detecções de 2.816 nessa área (Figura 32 F). Já o indivíduo #MB08 foi marcado no Portinho Norte, sendo detectado por seis dos oito hidrofones, mas a maioria das detecções foram no Portinho Norte onde foi marcado (1.367 detecções) e na Santa Bárbara Norte (1.278 detecções) sendo estas as áreas preferidas pelo indivíduo (Figura 32 G).

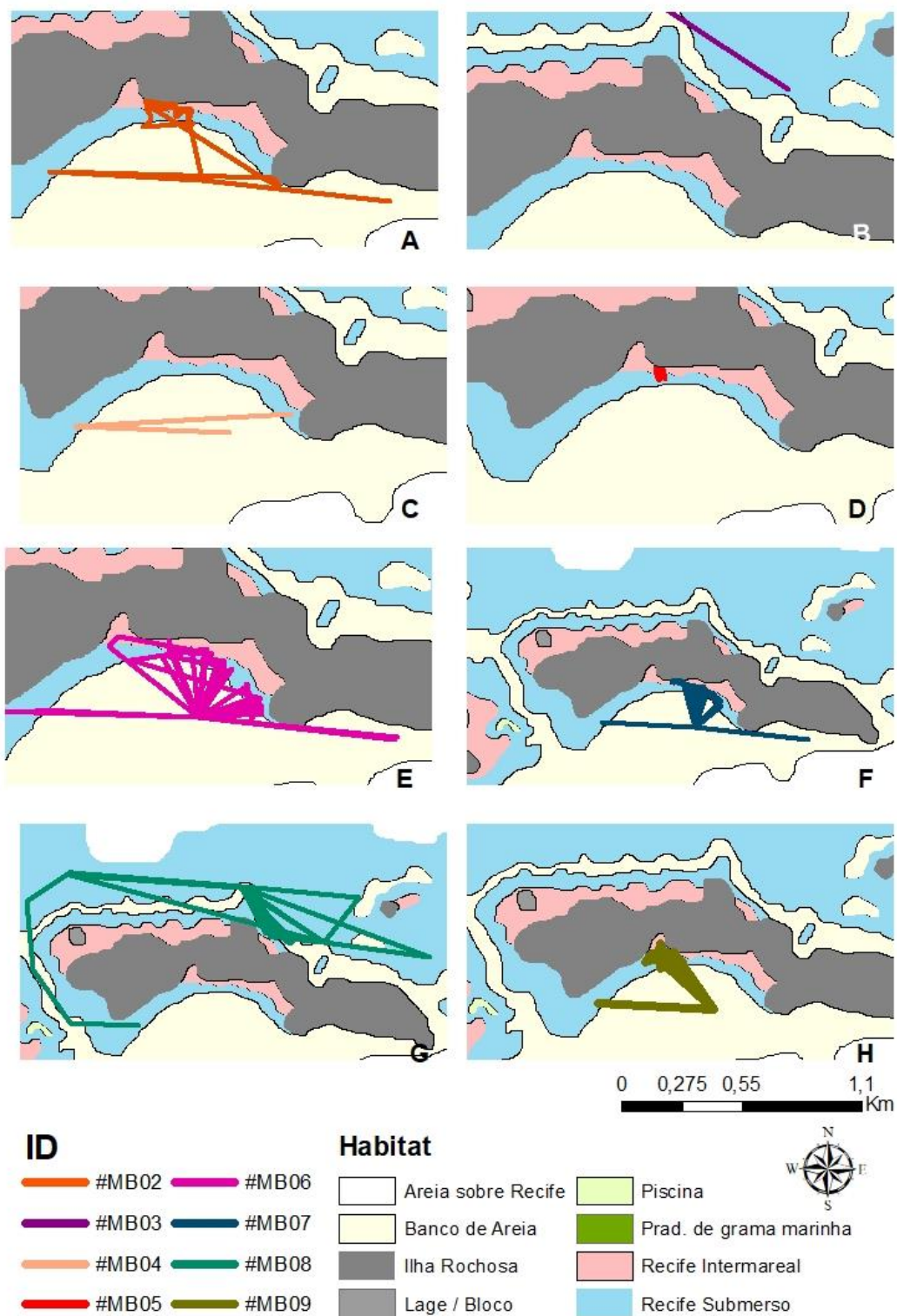


Figura 30. Gráficos de movimento espacial comparando como os indivíduos #MB02 ao #MB09 utilizaram o habitat na área de estudo.

O #MB09 foi marcado no Mato Verde permanecendo na área do Mato Verde Oeste a maior parte do estudo (13.589 detecções) visitou quatro vezes a área do Mato Verde Leste nos meses de julho e agosto e retornou para o Mato Verde Oeste permanecendo até o final do estudo (Figura 32 H). O #MB10 também foi marcado no Mato Verde sendo detectado por cinco hidrofones. Permaneceu no Mato Verde Oeste a maior parte do estudo (5.386 detecções), migrando para a área do Costão de Santa Bárbara em julho de 2019 (103 detecções), passando pela área do Mato Verde Leste – todos estes hidrofones localizados na face leste da ilha de Santa Bárbara. Depois foi detectado no Portinho Norte de abril de 2020 (5 detecções) movendo-se para a área de Santa Bárbara Leste no mesmo mês (2 detecções), ambos na face norte da ilha de Santa Bárbara (Figura 33 A).

O #MB11 foi marcado no Portinho Norte e lá permaneceu a maior parte do período de estudo (6.182 detecções), migrando para área da Guarita (34 detecções) e por fim sendo detectado na área de Santa Bárbara Norte (4 detecções) (Figura 33 B). O #MB12 foi marcado no Portinho Norte e foi detectado em seis hidrofones. Na área em que foi marcado permaneceu grande período do tempo (1.682 detecções) migrando para Santa Bárbara Norte local onde mais permaneceu (2.174 detecções) no mês de junho migrando para a área da ilha Guarita permanecendo pouco tempo (18 detecções) no mês seguinte e por último migrando para a área Santa Bárbara Leste e Mato Verde (11 detecções) (Figura 33 C).

O #MB13 marcado no Portinho Norte lá permaneceu por um tempo considerável (787 detecções) mas, foi na área da Santa Bárbara Norte que mais permaneceu (6.107 detecções). O indivíduo #MB14 foi marcado na ilha Guarita (12.222 detecções) e lá permaneceu por todo o período não sendo detectado por outro hidrofone (Figura 33 D).

O #MB15 marcado na ilha Guarita permaneceu nesta área todo o período de estudo (8.127 detecções). O #MB16 igualmente marcado na ilha Guarita também permaneceu na mesma área todo o período (743 detecções). Todos os indivíduos marcados na ilha Guarita (#MB14, #MB15, #MB16) mostraram o mesmo padrão permanecendo no mesmo local onde foram marcados. O

receptor VR100 detectou todos os indivíduos, com exceção do #MB03, dentro da mesma área dos hidrofones em que foram captados (Figura 33 E).

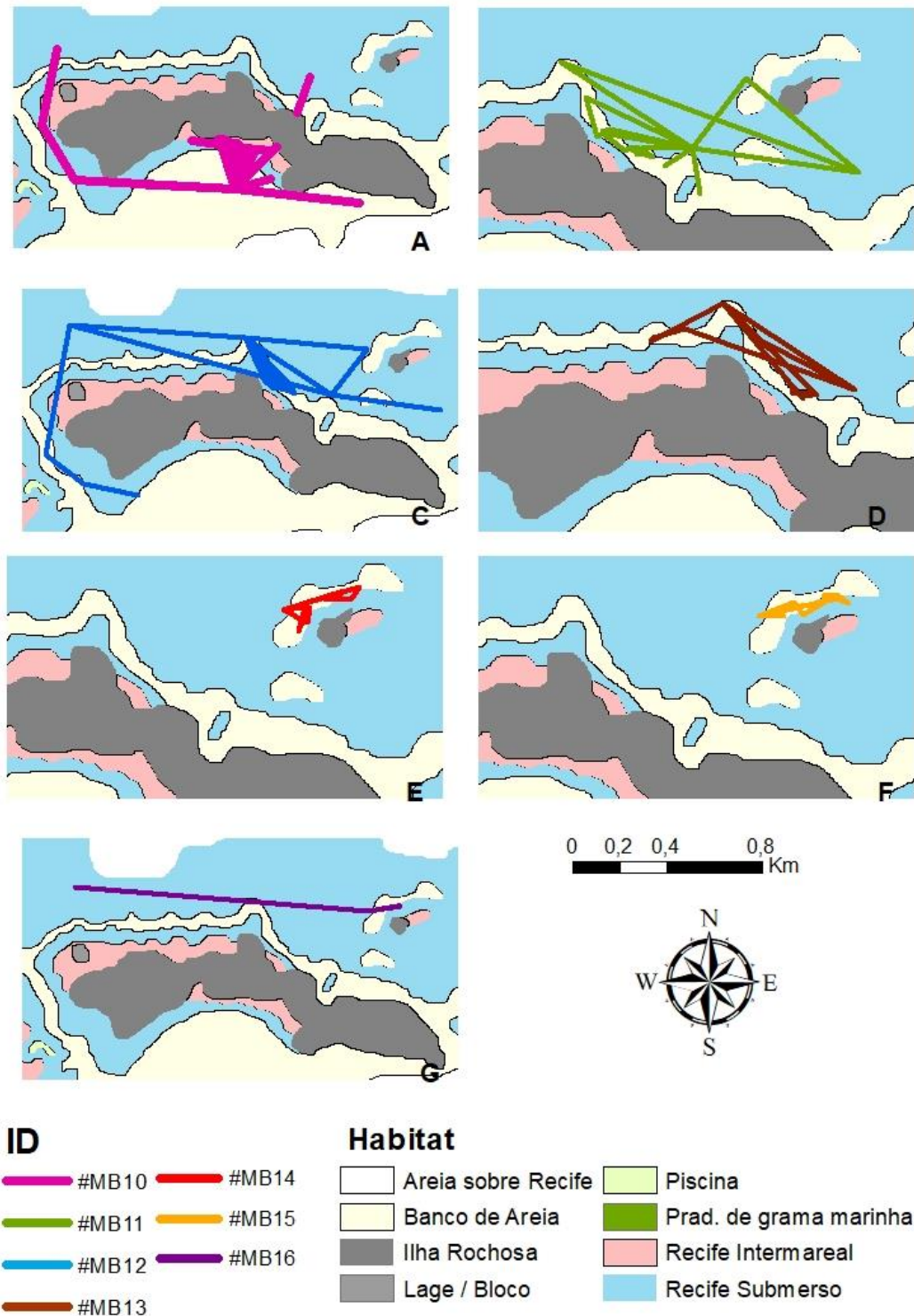


Figura 31. Gráficos de movimento espacial comparando como os indivíduos #MB10 ao #MB16 utilizaram o habitat na área de estudo.

3.2.5 Relação Densidade de Home Range

Para testar uma das hipóteses deste estudo se a densidade de demais espécies de peixes carnívoros afetaria o tamanho da área de vida de *M. bonaci* e para isso fez-se análise geoespacial para visualizar a distribuição espacial dos peixes obtidos pelo método do Censo Visual TRT sobre a área dos indivíduos rastreados acusticamente (Figura 34).

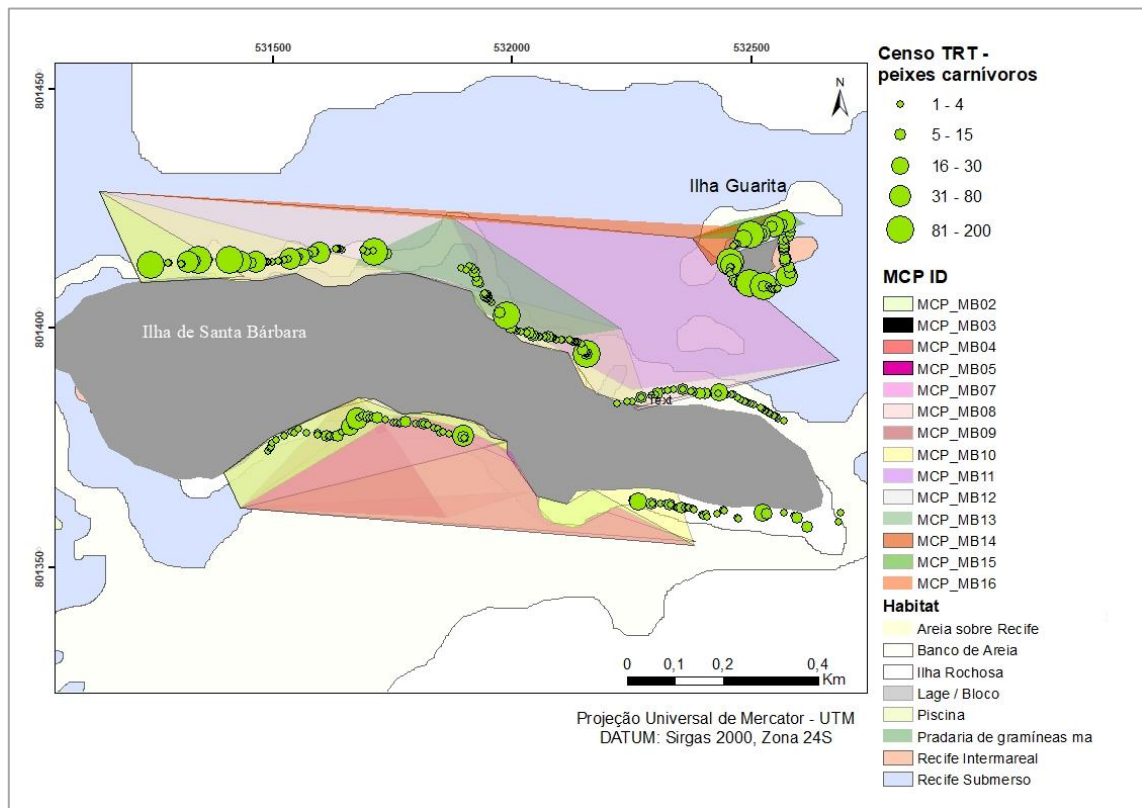


Figura 32. Sobreposição dos peixes carnívoros obtidos pelo censo TRT sobre o home range (pelo método MCP) de *M. bonaci*.

Uma regressão linear foi feita para verificar se existe relação da densidade dos peixes carnívoros com o tamanho do home range do *Mycteroperca bonaci* revelando uma relação não linear entre as variáveis (Figura 35).

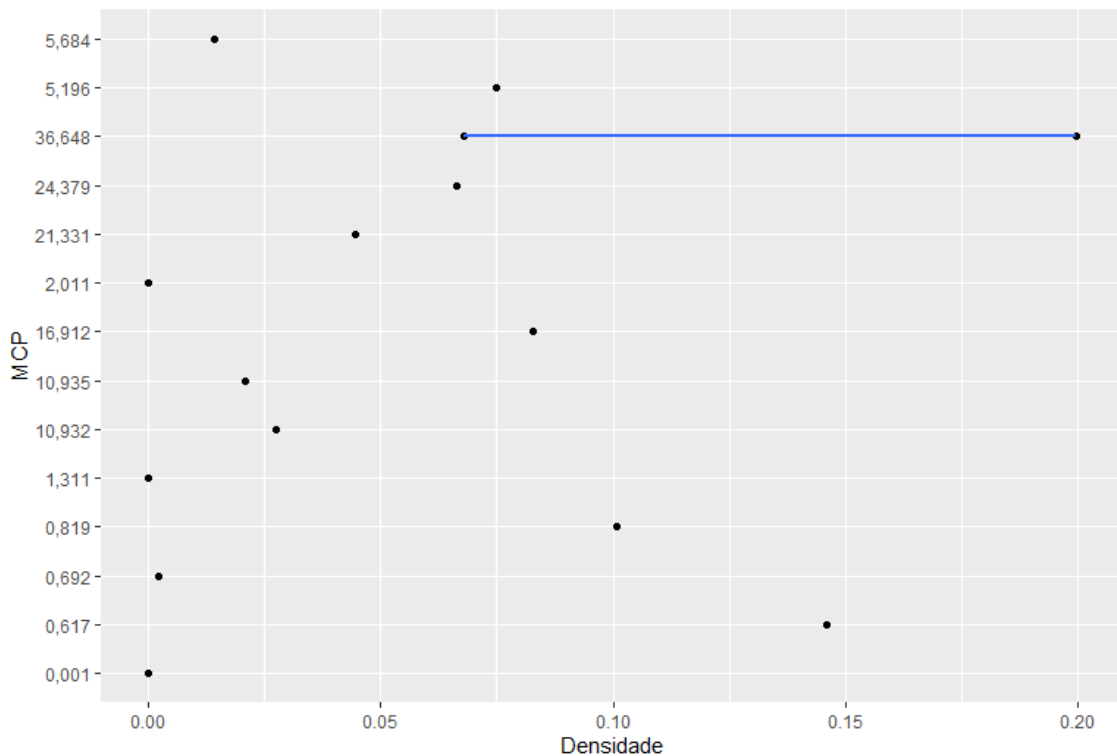


Figura 33: Regressão linear entre a densidade dos peixes carnívoros e o tamanho do home range (pelo método MCP) de *M. bonaci*.

4. DISCUSSÃO

A distribuição das espécies ao longo dos transectos e habitats se mostrou ao acaso sem demonstrar tendência a uma relação com variáveis do local.

A distribuição dos badejos-quadrados neste estudo se mostrou similar nos habitats de recife em franja e costão rochoso com coral e a distribuição da espécie é considerada não aleatória e pode estar associada ao tipo de habitat bem como as características da área (WUULLIAMS, 1991). Fatores como a busca por alimentação (BRULÉ et al. 2005), abrigo, áreas de desova e outros recursos (CLARO, LINDEMAN 2003) e as estações de limpeza são muito importantes para a garoupa e badejos (BEET 1989, SLUKA et al. 1999), embora a oceanografia física também possa ser um importante fator (SLUKA et al., 2001, LEICHTER et al., 1996).

O fator proteção também é importante para estratégias de manejo e conservação de uma espécie (SLUKA et al., 2001). A abundância média de *M. bonaci* se mostrou menor no habitat de banco recifal, neste estudo caracterizado por um ambiente com ausência de proteção contra pesca o que pode caracterizar a baixa abundância de espécies maiores que são pescadas. O badejo-quadrado faz parte do ecossistema, mas a pesca humana teve um impacto profundo nas populações de peixes de coral (HUNTSMAN E SCHAAF 1994, SLUKA E SULLIVAN 1998, SADOVY 2001).

O declínio de qualquer predador de topo, afetará ecologicamente o equilíbrio dos ecossistemas. Myers e Worm (2003) mostraram que 90% da biomassa dos principais predadores desapareceram dos ecossistemas marinhos desde a era industrial, o que pode levar a efeitos em todo o ecossistema, bem como extinções locais e efeitos econômicos.

A técnica do censo de rastreamento TRT se mostrou uma inovação para coleta de dados de abundância e densidade de peixes trazendo com precisão a localização dos peixes ao longo do transecto permitindo realização de análises espaciais com processamento SIG com informações mais fidedignas ao que é visualizado durante os censos.

Os transectos realizados foram feitos ao redor das ilhas do Arquipélago não apresentando distribuição espacial suficiente que abrangesse uma maior cobertura da área dos home ranges dos indivíduos marcados. Sugere que para próximos estudos de densidade em home range, faça mais transectos dentro do home range (pelo método do MCP) de forma a apresentar uma maior cobertura da área ou realizar os censos dentro dos home ranges (pelo método do KUS) que apresenta uma área de vida mais restrita, tendo conhecimento prévio dessas áreas para realização dos transectos e melhor aproveitamento dos dados.

Dentre os indivíduos marcados pela metodologia de telemetria acústica, os que apresentaram menos detecções foram #MB05 e #MB04 (21 e 11 detecções respectivamente), que estão entre os menores indivíduos marcados (33 cm e 39 cm respectivamente), fato provavelmente explicado pela busca de

abrigo e proteção junto a tocas nos recifes, o que gera dificuldades na detecção do sinal desses indivíduos pelos receptores nesses locais. Adicionalmente, a não detecção de um indivíduo não necessariamente significa que ele não esteja presente na malha amostral, ele pode estar, mas não ser detectável estando em uma sombra acústica ou apresentar mal funcionamento temporário de um receptor (LINDHOLM et al. 2009, KOCK 2011).

Temporalmente os indivíduos apresentaram distintos comportamentos, no qual, houveram indivíduos que percorriam maiores distâncias sendo detectados por vários receptores enquanto que outros indivíduos eram detectados por um hidrofones apenas, o que sugere síndrome comportamental (*sensu* SIH et al., 2004; CONRAD et al., 2011). Alguns indivíduos passam pouco tempo na malha de detecção, enquanto outros se deslocam com frequência dentro e para fora da malha. Compreender a fidelidade do local no nível mecânico de diferentes espécies pode fornecer insights sobre respostas seletivas e pressões que podem variar de espécie para espécie. Para o manejo do espaço que depende de organismos em áreas protegidas, a fidelidade do local afetará a frequência com que os organismos são protegidos (KENCHINGTON, 1990).

Os indivíduos #MB04 e #MB05 passaram a maior parte do estudo sem serem detectados pela rede de hidrofones podendo ser sua área de vida fora da área de estudo. Os indivíduos que muitas vezes deixam a área protegida podem ser menos protegidos do que aquelas que raramente saem, dependendo de muitos fatores, incluindo o tempo que passa fora da área protegida, bem como o trabalho de escavação e a qualidade ambiental da área que se viaja (KENCHINGTON, 1990).

As estimativas das áreas de vida obtidas pelo MCP e pelo Kernel mostraram diferentes imagens da atividade espacial dos peixes. O MCP estima a área total da área de vida incluindo todos os pontos no espaço e produzindo um polígono convexo, sendo uma descrição mais simplista (AFONSO *et al.*, 2008a). As estimativas de área de vida obtidas por MCP e Kernel mostram diferentes formatos de atividades espaciais dos peixes. O MCP estima a área total da área residencial incluindo todos os pontos no espaço e produz um polígono convexo, que é uma descrição mais simples (AFONSO et al., 2008a). Este mé-

todo pode fornecer dimensões espaciais de quão longe os peixes podem se mover e a variabilidade dos padrões de movimento entre os indivíduos (HACKRADT, 2012).

Ecologicamente, a área de vida de um organismo pode indicar a qualidade do habitat. Habitats com muitos recursos podem permitir áreas de vida menores, como as demandas energéticas podem ser atendidas com o mínimo de forrageamento (Kramer et al. 1997). Como a área de estudo é uma reserva marinha “No-take” recifal, resultando no aumento de disponibilidade de recursos alimentares e de abrigo, apresentando variedade de habitats ao redor da ilha de Santa Bárbara, os peixes podem não apresentar a necessidade de deslocar a grandes distancias em busca de alimento podendo resultar em uma área de vida pequena.

O home range calculado para este estudo foi menos que a metade do que o calculado para a espécie na Flórida; 144 ha (FARMER & AULT, 2011). Adicionalmente, áreas de vida podem diferir entre localidades distintas pois estas métricas estão diretamente relacionadas a configuração da paisagem subaquática e recursos existentes como abrigo (SIEVERS et al., 2016) e disponibilidade de alimento (CRAMER, 2015). Contudo se espera que os indivíduos da mesma espécie, por possuir os mesmos requerimentos de habitat e alimentares, apresente áreas de vida similares. A exceção a essa premissa são as variações ontogenéticas, que

A as menores áreas de vida estão relacionamos aos indivíduos marcados na ilha da Guarita (#MB14, #MB15, #MB16) apresentando o #MB14 a menor área de vida pelo método do KUD (KUD95% 0,0006, KUD50% 0,0001), com 12.233 detecções na mesma área onde foi marcado apresentando 53,9 cm de comprimento. Recifes de coral estão associados a grandes áreas de vida enquanto que habitats de fundo rochoso estão associados a áreas menores isso pode estar associado ao pequeno número de espécies e, portanto, se replica, por tipo de habitat (CRAMER, 2015) senho o número de indivíduos menos da metade número de indivíduos no habitat de recife de coral em franja. O indivíduo que apresentou maior área de vida pelo mesmo método foi o #MB04 (KUD95% 12,9209 km² KUD 50% 1,9015 km²) com 21 detecções no Mato Verde e Mato Verde Oeste tendo sido marcado na região do Mato Verde

apresentando 39 cm de comprimento em habitat de recife em franja (Figura 12C).

Alguns indivíduos apresentaram duas áreas de home range que foram os #MB03, #MB04, #MB08, #MB12 #MB13 (Figuras 24, 25, 26) apresentando os maiores KUDs. Já os demais indivíduos apresentaram apenas uma área de home range de tamanhos mais restritos.

Outra hipótese as variações entre áreas de vida observadas para os indivíduos analisados, onde uns apresentam grandes áreas de vida enquanto outros áreas muito pequenas, podem ser indicativos de algum distúrbio, conhecidas como síndromes comportamentais. Síndromes de comportamento são bastante frequentes na literatura (SHI et al., 2004; LUKAS, 2020; HUNTINGFORD, 2005; CONRAD et. Al 2011; SIH, GIUDICE, 2012), pois alguns indivíduos são mais tímidos e tendem a se movimentar pouco enquanto outros, se movimentam mais, tendendo a circular e explorar mais as áreas de entorno; mesmo para espécies consideradas de alta fidelidade ao habitat como garoupas e badejos (AFONSO et al., 2011; HACKRADT, 2012).

“Áreas residenciais de diferentes indivíduos podem, e fazem, sobreposição. Esta área de sobreposição é de alcance neutro e não constitui parte do território mais restrito de animais que possuem este atributo” (Burt, 1943). O Índice de Residência também foi alto em outros estudos com a mesma espécie.

A relação entre home range e tamanho dos indivíduos foi preconizada por Kramer e Chapman (1999) como uma relação fundamental entre peixes recifais. Entretanto, os dados do tamanho dos indivíduos marcados não demonstraram relação direta (Figura 29, Tabela 6). Nem todas as espécies de garoupas apresentam essa relação (KAUNDA-ARARA & ROSE, 2004; HACKRADT, 2012; CRAMER, 2015), portanto pode não configurar como um padrão comportamental para todas as espécies. Pesquisas anteriores mostraram que a qualidade do habitat, ao invés do tamanho do corpo, afeta o tamanho do território para muitos peixes marinhos (Grant 1997).

A síndrome comportamental também fica patente na área de vida (*home range*) linear calculada para os animais marcados, tendo variado de 0,001m e

até mais de 2.634,174m. Lindholm et al, (2005) trabalhando com a mesma espécie na Florida, encontram taxas de fidelidade ao habitat similares ao presente neste trabalho, entretanto, a distância linear percorrida por um animal superou os 4.000m maior que a detectada neste estudo. Os dados de detecção de *M. bonaci* indicaram alta fidelidade ao habitat para Abrolhos e mostrou padrões de movimento que variam entre os indivíduos.

Pesquisas com telemetria apontam que a relação do habitat com o home range não é muito clara, uma vez que habitats de recife de coral ou fundo rochoso estão associados a diferentes usos de habitat (CRAMER, 2015)

A trajetória de um animal é a curva descrita pelo animal quando ele se move (TURCHIN, 1998). Foram identificados três padrões de movimento entre os indivíduos marcados. O primeiro foi o padrão errante no qual os indivíduos foram detectados em quatro ou mais áreas diferentes das que foram capturados, o segundo padrão foi a movimentação para áreas vizinhas as quais foram marcados e o terceiro padrão foi a permanência no mesmo local de captura.

O primeiro padrão errante identificado que caracteriza a movimentação por maiores distâncias pode estar relacionado a busca de alimento e velocidade de natação da presa (CRAMER, 2015). Estes indivíduos foram detectados por hidrofones localizados em áreas diferentes das que foram marcados, mas a maior parte do tempo de estudo permaneceu na mesma área em que foram marcados.

O segundo padrão identificado foi a movimentação ser restrita a áreas próximas ao local em que foram marcados percorrendo pequenas distâncias.

O padrão de permanência a uma mesma área foi registrado apenas aos indivíduos marcados na área da ilha da Guarita e a razão pode ter sido por não haver necessidade de migrar para outros locais me busca de alimento já que neste ambiente apresenta habitat de costão rochoso com coral apresentando uma maior abundância de espécies, maior complexidade de habitat e profundidade.

CONCLUSÃO

A metodologia do censo rastreado TRT se mostrou eficiente para coleta de dados em fina escala para o tratamento em dados geoespaciais mostrando a localização em fina escala da localização de indivíduos de forma barata sem necessidade de altos custos com equipamentos para coleta de dados.

A telemetria é eficiente para mostrar trajetória e movimento de indivíduos marinhos e área de vida por indivíduo uma vez que fornece dados precisos individuais por longo período de tempo o que não é possível em censos visuais pelo limite de tempo que mergulhadores podem ficar submerso porém, é uma metodologia que demanda alto investimento financeiro para aquisição dos equipamentos de rastreamento.

A vantagem da metodologia do censo TRT é que se mostra uma metodologia barata para levantamento de dados precisos geoespaciais de distribuição e uso do espaço por animais marinhos. Pode ser utilizada também para registrar a localização física de objetos submersos para mapeamento e análise através do uso de Sistemas de Informação Georreferenciada (SIG) sem uso de equipamentos de sistemas acústicos custosos. Embora existam sistemas comerciais disponíveis que colocam uma unidade GPS em um caixa à prova d'água com uma longa extensão para uma antena de superfície (SOUND OCEAN SYSTEMS, 2008), o método de censo TRT é mais econômico e eficiente. A desvantagem é que não permite um estudo a nível indivíduo por não permitir diferenciação entre indivíduos da mesma espécie por um longo período (semanas, meses, anos).

A distribuição dos peixes carnívoros se dá de forma aleatória entre os distintos habitats e o presente estudo não demonstrou relação entre densidade de peixes carnívoros com o tamanho do home range do badejo-quadrado na área de estudo.

Os indivíduos de *Mycteroperca bonaci* apresentaram padrões de movimentos variados entre si, exibindo Índices de Residências e home ranges variados, utilizando áreas diferentes sendo detectados constantemente ao longo do período de estudo resultando em movimentos heterogêneos entre os

indivíduos da mesma espécie sugerindo síndromes comportamentais na espécie em estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMADO-FILHO, G., MANEVELDT, G., MARINS, B.V., MANSO, R.C.C., PACHECO, M.R., GUIMARÃES, S.P.B. 2007. Structure of rhodolith beds from a depth gradient of 4 to 55 meters at the south of Espírito Santo State coast, Brazil. **Ciencias Marinas** 33(4): 399-410.

ANDERSON A, BONALDO R, BARNECHE D, HACKRADT C, FÉLIX-HACKRADT F, GARCÍA-CHARTÓN J, FLOETER. (2014) Recovery of grouper assemblages indicates effectiveness of a marine protected area in southern Brazil. **Mar Ecol Prog Ser** 514:207–215

BAKER, R. **The evolutionary ecology of animal migration**, Holmes and Meier Publishers. 1978. New York, New York.

BATISTA. A.; BERNARDES. A.; BERNARDES. M.; GIBRAN. F. Z., FÉLIX-HACKRADT. F. C. areas in Kenya. **Ecological Applications** 17: 1055–1067.

BEETS. J, HIXON MA (1994) Distribution, persistence, and growth of groupers (Pisces: Serranidae) on artificial and natural patch reefs in the Virgin Islands. **Bull. Mar. Sci.** 55(2–3): 470–483

BOAZ, KAUNDA-ARARA; GEORGE, A. Long-distance movements of coral reef fishes September. 2004. **Coral Reefs** 23(3):410-412 DOI: 10.1007/s00338-004-0409-7

BOHNSACK JA, BANNEROT SP. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA **Technical Report NMFS** 1986; 41: 1–15.

BREDER, C. M., & ROSEN, D. E. **Modes of reproduction in fishes**. New York: Natural History Press. 1966. 941 p.

Brock VE. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *J Wild Manage.* 1954; 18: 297–308.

BURT W. **Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals**. *Journal of Mammalogy*, 1966. Vol. 24, No. 3. (Aug., 1943), pp. 346-352

BURT, W, H. **Territoriality and home range concepts as applied to mammals**, *Journal of Mammalogy*. 1943, 24:346–352.

CALENGE, C, Analysis of animal movements in R: the adehabitatLT package. **R Foundation for Statistical Computing, Vienna**, 2019.

CLARO, R. **Características generales de la ictiofauna**. In R. Claro (ed.) *Ecología de los peces marinos de Cuba*. Instituto de Oceanología Academia de

Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 1994 p. 55-70.

CONRAD L. et. al. **Behavioural syndromes in fishes: a review with implications for ecology and fisheries management.** Journal of Fish Biology 78(2):395-435 2011. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2010.02874.x.

CRAIG, M. T., MITCHESON, S. de, Y.; J.; HEEMSTRA, P. C. **Groupers of the World: A Field and Market Guide.** Grahamstown: CRC Press. 2011.

DAMSCHEIN, E.I.; BRUDVIG, L.A.; HADDAD, N.M.; LEVEY, D.J.; ORROCK, J.L.; TEWKSBURY, J.J. 2008. The movement ecology and dynamics of plant communities in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 105(49):19078-19083.

DE MITCHESON, Y.S., CRAIG, M.T., BERTONCINI, A.A., CARPENTER, K.E., WILLIAM, W.L., LIU, M., MYERS, R.F., POLLARD, D.A., RHODES, K.L., ROCHA, L.A., RUSSELL, B.C., 2013. Fishing groupers towards extinction: a global assessment of threats and extinction risks in a **billion-dollar fishery**. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2010.02874.x

DONALD, L. Kramer & Matthew CHAPMAN. R. **Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function** **Environmental Biology of Fishes** 2011. **Journal of Fish Biology** 78(2):395-435. 1999. volume 55, pages65–79. First published: 02 February 2011

FARMER NA (2009) **Reef fish movements and marine reserve designs.** Ph.D. dissertation, University of Miami, Coral Gables, FL

FARMER. N.; JERALD. S. **Grouper and snapper movements and habitat use in Dry Tortugas, Florida.** Ault1 Vol. 433: 169–184, 2011 doi: 10.3354/meps09198 Published July 18

FEELEY, M. W., D. MORLEY, A. ACOSTA, P. BARBERA, J. HUNT, T. SWITZER, AND M. BURTON. 2018. Spawning migration movements of Mutton Snapper in Tortugas, Florida: spatial dynamics within a marine reserve network. **Fisheries Research** 204:209–223.

FRIEDLANDER, A. M., & PARRISH, J. D. 1998. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. **Journal of Experimental Marine.** 1998.

GIACALONE. V; GAROFALO. G.; D'ANNA. G. Fi.S.A.R.: A Data-managing and Processing Software for Automated Telemetry Systems. March 2006. **Marine Technology Society Journal** 40(1):47-50 Follow jornal DOI: 10.4031/002533206787353592

GOEDEN, G. Intensive fishing and a 'keystone' predator species: ingredients for community instability. **Biol Cons** 22: 273-281.1982

GRANT JWA. Editor, Behavioural ecology of teleost fishes, Oxford University Press, Oxford. **Territoriality, In: Godin, KJJ.** 1997.

GREEN, A. L., MAYPA, A. P., ALMANY, G. R., RHODES, K. L., WEEKS, R., ABESAMIS, R. A., & WHITE, A. T. (2015). Larval dispersal and movement

patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. **Biological Reviews**, 90(4): 1215-1247.

HACKRADT, C.W et. al,. **Response of rocky reef top predators (Serranidae: Epinephelinae) in and around Marine Protected Areas in the Western Mediterranean Sea**. PLoS One 9:e98206. 2014.

HACKRADT. C. W. **Population ecology and mobility patterns of groupers (Serranidae: Epinephelinae) on temperate rocky reefs on south-western Mediterranean Sea: Implications for their conservation**. 2012. 160 f. Tese (Doutorado). Universidade de Murcia. Espanha. 2012.

HACKRADT. CARLOS WERNER; CHARTON. JOSÉ ANTONIO GARCÍA; FLOETER . SERGIO RICARDO. Habitat use of five key species of reef fish in rocky reef systems of southern Brazil: evidences of MPA. **Effectiveness. Marine Biodiversity** <https://doi.org/10.1007/s12526-018-0893-6>. 24 de abril de 2018.

HEEMSTRA PC AND RANDALL JE (1993) FAO Species Catalogue Vol 16. Groupers of the World (Family Serranidae, subfamily Epinephelinae). An Annotated and Illustrated Catalogue of the Grouper, Rockcod, Hind, Coral Grouper and Lyretail Species Known to Date. FAO Fisheries Synopsis No. 125. FAO, Rome.

HEEMSTRA, P.C. RANDALL. J. FAO **Species Catalogue. Vol. 16. Groupers of the world (family Serranidae, subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date**. Rome: 1993. FAO Fish. Synop. 125(16):382 p.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02874.x>

HUNTSMAN GR, SCHAAF WE (1994) Simulation of the impact of fishing on reproduction of a protogynous grouper, the graysby. N Am J Fish Manage 14:41-52

IUCN, 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2.. <https://www.iucnredlist.org>.

K. T. Sievers, R. J. Barr, J. M. Maloney N. W. Driscoll T. W. Anderson. Impact of habitat structure on fish populations in kelp forests at a seascape scale. Vol. 557: 51–63, 2016 doi: 10.3354/meps11885. Inter-Research 2016 · **MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES Mar Ecol Prog Ser**

KATSANEVAKIS S, WEBER A, PIPITONE C, LEOPOLD M, CRONIN M, SCHEIDAT M, et al. Monitoramento de populações e comunidades marinhas: métodos que lidam com detectabilidade imperfeita. **Aquat Biol**. 2012; 16: 31–52.

KELLER. JESSICA A * JENNIFER L. HERBIG, DANIELLE MORLEY, ARIEL WILE, PAUL BARBERA, AND ALEJANDRO ACOSTA. Grouper Tales: Use of Acoustic Telemetry to Evaluate Grouper Movements at Western Dry Rocks in the Florida Keys. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science** 12:290–307, 2020© 2020 The Authors. Marine and Coastal Fisheries published by Wiley Periodicals, Inc. on behalf of American Fisheries Society. ISSN: 1942-5120 online DOI: 10.1002/mcf2.10109

KENCHINGTON. R. **Managing Marine Environments**, Taylor and Francis, New York, 1990.

KIMLEY, A.P. & D.R. NELSON. 1984. Diel movement patterns of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) in relation to E1 Bajo Espiritu Santo: A refuging central-position social system. **Behav. Ecol. Sociobiol.** 15: 45-54

KOCH, VÉRONIQUE. **THE SPATIAL ECOLOGY OF BLACK GROUPERS (MYCTEROPERCA BONACI) IN THE UPPER FLORIDA KEYS**. Uiniversidad of Miami. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science. 2009

KRAMER, DONALD L.; CHAPMAN, MATTHEW R. **Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function**. 1999. Volume 55, Edição 1–2. p. 65–79

LABOREL, J. **Les peuplements de Madreporaires des Côtes tropicales du Brésil**. **Annls. Univ. Abidjan, Abidjan, (E) 2(30): 1-260.** 1969.

LEÃO, Z.M.;A.N. Abrolhos - O complexo recifal mais extenso do Oceano Atlântico Sul. In: Schobbenhaus,C.; Campos,D.A.; Queiroz,E.T.; Winge,M.; Berbert-Born,M. 1999. (Edit.) **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil**. Disponível em: <http://www.unb.br/ig/sigep/sitio090/sitio090.ht>

LEICHTER JJ, WING SR, MILLER SL, DENNY MW (1996) Pulsed delivery of subthermocline water to Conch Reef (Florida Keys) by internal tidal bores. **Limnol Oceanogr** 41:1490-1501

LINDHOLM J, KNIGHT A, KAUFMAN L, MILLER S (2009) Habitat-mediated signal reception by a passive acoustic receiver array as determined by SCUBA surveys. **Proc of the Amer Academy of Underwater Science**.

McCLANAHAN, T. R.; GRAHAM, N. A. J.; CALNAN, J. M.; MACNEIL, M. A. 2007. Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected

MEESTER GA, MEHROTRA A, AULT JS, BAKER EK **Designing marine reserves for fishery management**. 2004. *Manag Sci* 50:1031–1043

Modeling, 15(4), 453-486. Russ GR 2002. Yet another review of marine

MORRIS. A.; ROBERTS. C.; HAWKINS. J. The threatened status of groupers (Epinephelinae). **Biodiversity and Conservation**. 919–942, 2000. © 2000 Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherland

MYERS RA, WORM B (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. **Nature** 423: 280-283

NATHAN, R.; GETZ, W.M.; REVILLA, E.; HOLYOAK, M.; KADMON, R.; SALTZ, D.; SMOUSE, P.E. 2008. A movement ecology paradigm a for unifying organismal movement research. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 105(49):19052-19059.

NIEBUHR, B. **Distinguindo entre padrões de movimento animal usando a abordagem da verossimilhança**. Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação, Departamento de Ecologia, UNESP - Rio Claro. 2019.

O'DOR R; LINDHOLM J. OXENFORD H, PARSONS D. **Acoustic tracking of fish: how continuous data on fish movement could change the planning of MPAs.** 2004. *MPA News* 5:1–3

PALUMBI SR. The ecology of marine protected areas. In: Bertness MD et al. (eds) **Marine community ecology.** Sinauer Associates, Sunderland, MA, 2001. P. 509– 530

PARRISH JD. The trophic biology of snappers and groupers. In: Polovina JJ, Ralston S (eds) **Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management.** 1987. Westview Press, Inc., Boulder, CO reserves as reef fisheries management tools. In: Sale PF (ed) **Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem.** Academic Press,

ROBERTS, C. M. 1995. Rapid Build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. **Conservation Biology** 9: 815–826.

RODWELL, L. D.; BARBIER, E. B.; ROBERTS, C. M.; McCLANAHAN, T. I. M. 2002. A model of tropical marine reserve-fishery linkages. **natural Resource**

Rogers, K, B. **Habitat use by largemouth bass and northern pike on the Rocky Mountain Arsenal, Colorado,** 1998. Doctoral dissertation, Colorado State University, Fort Collins.

RUSS, G.R. 1991. Coral reef fisheries: effects and yields. In: Sale, P. F. (ed.). **The ecology of fishes on coral reefs.** Academic Press, San Diego, p. 600-635. San Diego, CA, p 421–443

SADOVY Y (2001) The threat of fishing to highly fecund fishes. **Journal of Fish Biology** 59 (Supplement A): 90–108

SCHMITT EF, SLUKA RD, SULLIVAN-SEALEY KM. Evaluating the use of roving diver and transect surveys to assess the coral reef fish assemblage off southeastern Hispaniola. *Coral Reefs.* 2002; 21: 216–223.

Seaman, E, Powell RA. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology** 77(7):2075-2085.

SIH A, BELL A, JOHNSON JC. Behavioral syndromes: an ecological and evolutionary overview. *Trends Ecol Evol.* 2004 Jul;19(7):372-8. doi: 10.1016/j.tree.2004.04.009. PMID: 16701288.

SLUKA R, SULLIVAN KM (1996) The influence of habitat on the size distribution of groupers in the upper Florida Keys. **Environ Biol Fish** 47:177-189

SLUKA RD, CHIAPPONE M, SULLIVAN KM (2001) Influence of habitat on grouper abundance in the Florida Keys, U.S.A. *J Fish Biol* 58: 682–700

SOANES C (2002) *Pocket Oxford English Dictionary.* 9th ed. Oxford University Press, Inc, Oxford and New York

SOUZA, M. L. de. **Influência da complexidade de habitat sobre a estrutura e estado nutricional da comunidade de algas perifíticas em escala sazonal.** 2013. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (Dissertação) São Paulo. 98p.

VANAK, A.T.; FORTIN, D.; TAKER, M.; OGDEN, M.; OWEN, C.; GREATWOOD, S.; SLOTOW, R. 2013. Moving to stay in place: behavioral mechanisms for coexistence of African large carnivores. **Ecology**, 94(11):2619-2631.

WARKENTIN IG, HERNÁNDEZ D. The conservation implications of site fidelity: a case study involving nearctic-neotropical migrant songbirds wintering in a Costa Rican mangrove. 1996. **Biological Conservation** 77:143-150.

WILSON EO (1975) Sociobiology: **The New Synthesis**. Harvard University Press, Cambridge.

