

VICTOR UBER PASCHOALINI

**Partição de recursos entre predadores pelágicos do Arquipélago de Fernando
de Noronha**

São Paulo

2020

VICTOR UBER PASCHOALINI

**Partição de recursos entre predadores pelágicos do Arquipélago de Fernando
de Noronha**

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Marcos César de Oliveira Santos

São Paulo

2020

VICTOR UBER PASCHOALINI. **Partição de recursos entre predadores pelágicos do Arquipélago de Fernando de Noronha.** Dissertação (Mestrado) apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Biológica.

Aprovado em ____/____/____

Versão corrigida

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____ Instituição _____
Julgamento _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____
Julgamento _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____
Julgamento _____ Assinatura _____

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida durante os dois anos de mestrado, a qual foi essencial para o desenvolvimento deste projeto. À empresa “Alucia Productions”, atualmente “Ocean X”, e ao *Woods Hole Oceanographic Institution* (WHOI), por ter proporcionado a oportunidade de realização de dois cruzeiros oceanográficos em 2017 em Fernando de Noronha, e que envolveram a coleta de material biológico para este estudo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Marcos César de Oliveira Santos, por todos os ensinamentos científicos, pela paciência, conselhos, brincadeiras e por me proporcionar desde o início da minha graduação, e agora pós, a oportunidade de me conectar com as maravilhas envolvendo os mamíferos aquáticos e o oceano de modo geral.

Gostaria de agradecer também aos membros da minha banca, os Professores Teodóro Vaske Júnior e Silvina Botta, pelas fantásticas contribuições que me proporcionaram muito aprendizado para a finalização desta importante etapa da minha vida.

Ao Prof. Dr. Raymond Lee, coordenador do *Stable Isotope Core Laboratory* da Universidade do Estado de Washington (WSU), pelo auxílio nas análises isotópicas das amostras utilizadas no presente trabalho. A Prof^a. Dr^a. Mariana Freitas Nery, do Departamento de Genética, Evolução e Bioagentes do Instituto de Biologia da Universidade de Campinas (UNICAMP), pela sexagem dos golfinhos-rotadores.

À Genyffer, meu “guru isotópico”, por todos os bate-papos que me ajudaram muito na confecção de diversas partes da minha dissertação.

Aos meus colegas de laboratório, Amanda, Laura, Diogo, Ana, Patrícia, Débora e Rodrigo pelos momentos de divertimento, pelos conselhos e apoios nas horas mais complicadas. Saibam que amadureci muito ao longo dos anos, graças a tudo que fizeram por mim, muito obrigado.

Aos meus amigos, Matheus, Pedro, Leon, Felipe, Rodrigo, Enrico, Luís Sérgio, Eduardo, Guilherme, Júlio e Fernando, pelos momentos incríveis de amizade e companheirismo, os quais são imprescindíveis para

o sucesso de qualquer ser humano. Espero de todo coração que essa conexão que existe entre todos nós, perpetue-se por toda vida que ainda nos resta.

A minha namorada Carolina, minha grande inspiração acadêmica, pelo amor, carinho e apoio, mas principalmente pela paciência, que foram cruciais para que eu pudesse alcançar meus objetivos. Hoje podemos juntos comemorar este triunfo. Obrigado, eu te amo.

Ao meu pai, Reginaldo, e a Martha, por todo amor, carinho e dedicação, os quais me deram, dão e darão forças para que eu sempre possa lutar pelos meus sonhos. Amo vocês.

A minha tia Marta, e minhas avós Wilce e Joana, por todo mimo e apoio incondicional, que também foram importantes para todo o meu crescimento como homem e ser humano.

Por fim, a minha mãe Norma e ao meu avô Irineu. Que vocês saibam, onde estiverem, que tudo isso também foi para e por vocês. Que seja uma das muitas formas de homenageá-los por todo amor dedicado a mim, pois ele foi e sempre será o combustível para que eu pudesse realizar o impossível ao longo da minha vida. Meu amor por vocês será sempre eterno.

Lutem e lutem novamente, até cordeiros virarem leões.

(Filme “Robin Hood”, 2011)

RESUMO

PASCHOALINI, Victor Uber. **Estudo da partição de recursos entre predadores pelágicos do Arquipélago de Fernando de Noronha por meio da utilização de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio.** 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2020.

Ilhas oceânicas tropicais estão entre os ambientes de maior diversidade global, sustentando uma rica fauna que inclui predadores de alto nível trófico. Contudo, a disponibilidade de recursos nesses sistemas pode variar significativamente no tempo e no espaço, levando muitas vezes à necessidade de partição dos mesmos para que a competição intra- e interespecífica seja minimizada. Sendo assim, o entendimento de como espécies com necessidades ecológicas semelhantes promovem sua coexistência é crítico na compreensão desses sistemas. No presente estudo, isótopos estáveis de carbono e nitrogênio foram utilizados objetivando investigar o particionamento de recursos entre quatro predadores pelágicos do Arquipélago de Fernando de Noronha: o golfinho-rotador (*Stenella longirostris*), a albacora-laje (*Thunnus albacares*), a cavala-empinge (*Acanthocybium solandri*) e a barracuda (*Sphyraena barracuda*). Machos e fêmeas do golfinho-rotador tiveram sua ecologia alimentar e uso de habitat comparados, buscando verificar a existência de segregação sexual. As razões isotópicas foram estimadas a partir de amostras de pele para o golfinho-rotador e de tecido muscular para os demais predadores. As posições tróficas foram estimadas por meio dos valores de $\delta^{15}\text{N}$. Testes estatísticos foram utilizados para comparar as assinaturas isotópicas e as posições tróficas entre as espécies e na comparação entre machos e fêmeas de *S. longirostris*. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ foram utilizados nas estimativas dos respectivos nichos isotópicos. Os resultados do presente trabalho indicaram uma aparente segregação de nicho entre o golfinho-rotador e os demais predadores por meio de diferenças nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e das posições tróficas calculadas. Valores isotópicos de C e N equivalentes levaram ao cálculo de altas sobreposições de nicho isotópico entre os grandes peixes ósseos, o que pode indicar uma dieta similar para as espécies. Variações na amplitude dos seus nichos sugerem um comportamento mais generalista da cavala-empinge e da barracuda em relação ao albacora-laje.

Machos e fêmeas de *S. longirostris* não apresentaram diferenças significativas entre seus valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, bem como entre suas posições tróficas. Contudo, diferenças no formato dos respectivos nichos isotópicos indicaram que fêmeas apresentam maior plasticidade no uso de presas de diferentes níveis tróficos, enquanto que machos no uso de ambientes de forrageamento. O presente estudo concluiu que há partição de recursos entre o golfinho-rotador e os demais predadores. Entretanto, não houve nítida segregação entre as classes sexuais de *S. longirostris* em Fernando de Noronha.

Palavras-chave: Isótopos estáveis. Nicho isotópico. Ilhas oceânicas. Fernando de Noronha. Segregação de nicho. Oceano Atlântico Equatorial. Predadores pelágicos.

ABSTRACT

PASCHOALINI, Victor Uber. **Study of resources partitioning among pelagic predators of Fernando de Noronha Archipelago using stable isotopes of carbon and nitrogen.** 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2020.

Tropical oceanic islands are among the most diversity environments in the ocean, holding a rich fauna which include high trophic predators. However, the resource availability may vary a lot in time and space, leading to the need of niche segregation to minimize the intra- and interspecific competitions. Therefore, understand how the species with similar ecological needs promote their coexistence is critic in the compression of these systems In the present study, the carbon and nitrogen stable isotopic technique was applied to investigate the resources partitioning between four large predators of Fernando de Noronha Archipelago: the spinner dolphin (*Stenella longirostris*), the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), the wahoo (*Acanthocybium solandri*) and the great barracuda (*Sphyraena barracuda*). Furthermore, males and females spinner dolphins had their feeding ecology and habitat use compared so as to verify the existence of sexual segregation. The isotopic ratios were estimated by skin samples from the spinner dolphins and by muscle tissue from the other predators. The trophic positions were calculated using the $\delta^{15}\text{N}$ values. Statistical tests were used to compare the isotopic signatures and trophic positions between the species and between males and females of *S. longirostris*. $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ were used to estimate their respective isotopic niche. The results verified an apparent resource partitioning between spinner dolphins and the other species through differences in the nitrogen isotopic values and their trophic positions. Equivalent C and N isotopic values led to the estimation of high isotopic niche overlaps among bone fishes, which may indicate a similar diet for the species. Variations in the amplitude of their niches suggest a more generalist behavior for wahoo and great barracuda than yellowfin tuna. Males and females of *S. longirostris* did not present differences between their $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values, neither in their trophic positions. However, the presence of distinct forms of the isotopic niche of each sex indicating that females present more plasticity in the use of preys of different trophic levels, while males in the use of forage environmental. The present work

concluded that there is trophic partitioning between the spinner dolphins and bonfishes. In contrast, there was not a clear segregation between the sex classes of *S. longirostris* in Fernando de Noronha.

Key-words: Stable isotopes. Isotopic niche. Oceanic Islands. Fernando de Noronha. Niche segregation. Equatorial Atlantic Ocean. Pelagic predators.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Valores isotópicos de carbono corrigidos ($\delta^{13}\text{C}_{\text{cor}}$; ‰), juntamente com as razões C/N e as concentrações de lipídios (L) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS) e barracudas (*Sphyræna barracuda* - SB) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017 que necessitaram ter seus valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) corrigidas aritmeticamente.
67

Tabela 2 Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰), nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) e posições tróficas (PT) médias (\pm DP) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacoras-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS), barracudas (*Sphyræna barracuda* - SB) e sardinhas-cascudas (*Hanrengula jaguana* - HJ) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017.
68

Tabela 3 Resultados fornecidos pela aplicação do Teste de Tukey e Teste de Dunn para as comparações múltiplas dos valores isotópicos médios de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - diagonal superior) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - diagonal inferior), respectivamente, calculados para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacoras-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS) e barracudas (*Sphyræna barracuda* - SB) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha nos meses de maio e junho de 2017. Os números indicam os p-valores fornecidos pelo teste. Os números em negrito indicam os p-valores menores que o nível de significância adotado ($p < 0,05$).
69

Tabela 4 Resultados fornecidos pela aplicação do Teste de Dunn para comparações múltiplas das posições tróficas médias (PT - diagonal inferior) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacora-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS) e barracudas (*Sphyræna barracuda* - SB) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha nos meses de maio e junho de 2017. Os números indicam os p-valores fornecidos pelo teste. Os números em negrito indicam os p-valores menores que o nível de significância adotado ($p < 0,05$).
69

Tabela 5 Áreas das elipses padrão Bayesianas (SEAB ; ‰²) e das elipses padrão corrigidas para pequenos números amostrais (SEAc ; ‰²), juntamente com as porcentagens de sobreposição (%) entre as SEAc calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacora-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS) e barracudas (*Sphyræna barracuda* - SB) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. Os valores de sobreposição são referentes à espécie listada na linha em relação à coluna.
70

Tabela 6 Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰), nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) e posições tróficas (PT) médias (\pm DP) calculadas para machos e fêmeas do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017.
70

Tabela 7 Áreas das elipses padrão Bayesianas (SEA_B ; % 2) e das elipses padrão corrigidas para pequenos números amostrais (SEA_C ; % 2) calculadas para machos e fêmeas do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017.

70

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 Esquema demonstrando como diferentes espécies, A e B, limitam mutuamente seus respectivos nichos ecológicos. Fonte: Begon et al. (2006) baseado em Hutchinson (1957). 72
- Figura 2 Esquema ilustrativo do fenômeno de discriminação isotópica que se desenvolve ao longo dos elos das cadeias tróficas devido a processos metabólicos ocorrentes nos organismos que as compõem. 73
- Figura 3 O golfinho-rotador-de-Gray (*Stenella longirostris longirostris*) (A) e sua distribuição global (B). Fontes: acervo LABCMA e IUCN, respectivamente. 73
- Figura 4 O albacora-laje (*Thunnus albacares*) (A) e sua distribuição global (B) Fontes: acervo LABCMA e IUCN, respectivamente. 74
- Figura 5 A cavala-empinge (*Acanthocybium solandri*) (A) e sua distribuição global (B). Fontes: acervo LABCMA e IUCN, respectivamente. 74
- Figura 6 A barracuda (*Sphyraena barracuda*) (A) e distribuição global (B). Fontes: acervo LABCMA e IUCN, respectivamente. 74
- Figura 7 Mapa destacando o Arquipélago de Fernando de Noronha juntamente com as áreas delimitadas ao Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (linha preta) e a Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo. 75
- Figura 8 Mapa destacando o Arquipélago de Fernando de Noronha e os pontos de referência das áreas de coleta das amostras teciduais das espécies-alvo do presente estudo realizadas entre maio e junho de 2017. 76
- Figura 9 Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) calculados para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* – SL; n=40), albacoras-laje (*Thunnus albacares* – TA; n=14), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* – AS; n=10) e barracudas (*Sphyraena barracuda* – SB; n=5) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. O gráfico mostra os respectivos valores médios e os desvios padrões estimados. As letras distintas indicam as comparações estatísticas individuais que se apresentaram como significativamente diferentes ($p < 0,05$). 77
- Figura 10 Posições tróficas (PT) e valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) calculados para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* – SL; n=40), albacoras-laje (*Thunnus albacares* – TA; n=14), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* – AS; n=10), barracudas (*Sphyraena barracuda* – SB; n=5) e sardinhas-cascudas (*Harengula jaguana* – HJ; n=15) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. O gráfico mostra os respectivos valores médios e os desvios padrões estimados. 78
- Figura 11 Plot de densidade das áreas das elipses padrão Bayesianas (SEA_B ; ‰²) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* – SL; n=40), albacoras-laje (*Thunnus albacares* – TA; n=14), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* – AS; n=10) e barracudas (*Sphyraena barracuda* – SB; n=5) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. O “X” indica a área média da elipse

padrão (SEA; ‰²) corrigida para pequenos números amostrais (SEAc; ‰²) de cada espécie e o ponto preto representa a moda da distribuição dos valores das SEAB. As caixas cinza demonstram os intervalos de credibilidade de 50, 75 e 95 % (do cinza escuro ao claro, respectivamente). 79

Figura 12 Distribuição dos valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) juntamente com as elipses padrão corrigidas para pequenos números amostrais (SEAc; ‰²) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* – SL; n=40), albacoras-laje (*Thunnus albacares* – TA; n=14), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* – AS; n=10) e barracudas (*Sphyraena barracuda* – SB; n=5) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. 80

Figura 13 Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) (A) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) (B) calculados para os indivíduos machos (n=25) e fêmeas (n=15) do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. Os gráficos mostram os respectivos valores médios e os desvios padrões estimados. As letras iguais indicam as comparações estatísticas que não se apresentaram como significativamente diferentes ($p>0,05$). 81

Figura 14 Posições tróficas (PT) e valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) calculados para os indivíduos machos (n=25) e fêmeas (n=15) do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. Os gráficos mostram os respectivos valores médios e os desvios padrões estimados. HJ: Harengula jaguana (n=15). 82

Figura 15 Plot de densidade das áreas das elipses padrão Bayesianas (SEAB; ‰²) calculadas para os indivíduos machos (n=25) e fêmeas (n=15) do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. O “X” indica a área média da elipse padrão (SEA; ‰²) corrigida para pequenos números amostrais (SEAc; ‰²) de cada espécie e o ponto preto representa a moda da distribuição dos valores das SEAB. As caixas cinza demonstram os intervalos de credibilidade de 50, 75 e 95 % (do cinza escuro ao claro, respectivamente). 83

Figura 16 Distribuição dos valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) juntamente com as elipses padrão corrigidas para pequenos números amostrais (SEAc; ‰²) calculadas para os indivíduos machos (n=25) e fêmeas (n=15) do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. 84

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. Introdução | 14 |
| 2.2. Coleta de amostras..... | 30 |
| 2.3. Sexagem dos golfinhos-rotadores (<i>Stenella longirostris</i>) | 32 |
| 2.4. Análise de isótopos estáveis..... | 32 |
| 2.5. Aplicação da equação de correção lipídica nas amostras teciduais | 33 |
| 2.7. Análise dos dados | 36 |
| 4. Discussão..... | 40 |
| 6. Referências bibliográficas..... | 51 |
| TABELAS | 66 |
| FIGURAS | 71 |

1. Introdução

O entendimento dos processos que levam à segregação de nicho é de suma importância em estudos de comunidades biológicas. Uma comunidade pode ser definida como um conjunto de espécies que coocorrem em um mesmo habitat e que estão de alguma forma integradas ecologicamente (CHAPMAN; REISS, 1999). Nesta, cada espécie possui seu próprio nicho ecológico (GRINNELL, 1924). Segundo a definição clássica apresentada por Hutchinson (1957), nicho trata-se de um “hipervolume multidimensional” que engloba a amplitude dos fatores e recursos necessários para que uma espécie cumpra com seu modo de vida. Essas amplitudes podem ser denominadas de dimensões do nicho (HUTCHINSON, 1978).

O nicho ecológico pode ser dividido em duas subcategorias: nicho fundamental e nicho efetivo ou realizado (Figura 1). O nicho fundamental engloba todas as condições e recursos que permitem uma espécie existir e se reproduzir na ausência de interações competitivas e predatórias, levando ao aumento da sua amplitude (HUTCHINSON, 1957). Já o nicho efetivo define a parte do nicho fundamental a qual uma espécie fica restrita pela ação de seus predadores e competidores, refletindo um espectro mais limitado de fatores e recursos que levam à permanência da mesma em um determinado habitat (*Ibid.*).

Considera-se como recurso tudo aquilo que pode ser usado por um organismo com vistas à sua sobrevivência (TILMAN et al., 1982). Quando um mesmo conjunto de recursos é utilizado por diferentes espécies, afirma-se que seus respectivos nichos estão em sobreposição (ABRAMS, 1980). A existência de nichos sobrepostos não leva à obrigatoriedade de uma competição, pois se os recursos são suficientemente abundantes no sistema, estes podem ser utilizados sem a ocorrência de uma interação competitiva (PIANKA, 1974; ABRAMS, 1980). Contudo, recursos compartilhados e em suprimento limitado podem levar à concorrência pelos mesmos entre membros de uma mesma espécie (competição intraespecífica) e/ou entre indivíduos de espécies diferentes (competição interespecífica) (ROUGHARDEN, 1976).

Tomando como base o “princípio da exclusão competitiva” (ver GAUSE, 1934), duas ou mais espécies simpátricas e com nichos ecológicos sobrepostos tendem a diferenciá-los de modo a evitar a competição por recursos. Mecanismos que levam à coexistência entre espécies potencialmente competidoras são conhecidos por atuarem diretamente na manutenção da diversidade das comunidades biológicas e, conseqüentemente, dos ecossistemas (MACARTHUR, 1965; PIANKA, 1974; CHESSON, 2000). Estes mecanismos são modulados pela própria intensidade na concorrência por recursos, as quais determinam a quantidade de espécies que podem coexistir de maneira estável em um determinado habitat, além de afetar a amplitude de cada um dos respectivos nichos ecológicos (SCHOENER, 1974).

Entende-se por amplitude ou largura de nicho a proporção limitada do espaço multidimensional a qual é utilizada por uma espécie (VAN VALEN, 1965). Esta pode responder rapidamente a mudanças na intensidade das interações competitivas tanto intra- quanto interespecíficas, bem como na abundância local de recursos. Por exemplo, MacArthur et al. (1972) verificaram que formas insulares de uma mesma espécie tendem a apresentar uma amplitude de nicho mais expandida em comparação ao seus coespecíficos continentais. De acordo com os autores, este fato estaria relacionado a menor diversidade de espécies ecologicamente similares em ambientes insulares, o que levaria a uma tendência de menor competição. Em relação a amplitude de nicho, os organismos podem ser definidos como especialistas ou generalistas dependendo do gradiente de recursos e habitats utilizados por estes (DENNIS et al., 2011). Espécies especialistas representam aquelas cujo gradiente de recursos e habitats usado é limitado, enquanto que as generalistas fazem uso de uma diversidade mais ampla dos mesmos (*Ibid.*). Organismos generalistas podem ainda ser divididos em dois tipos específicos: individuais ou populacionais. De acordo com Bearhop et al. (2004), o generalismo individual pode ser verificado em populações de espécies as quais todos os indivíduos utilizam da mesma diversidade ampla de recursos e habitats, o que refletiria uma baixa amplitude de nicho. A partir do mesmo estudo, o generalismo populacional define uma população a qual

cada indivíduo utiliza de uma variedade distinta, mas estreita, de tipos de alimento e ambientes, gerando um nicho ecológico mais amplo.

Nichos podem ser diferenciados de diversas maneiras. Uma delas é por meio da partição de recursos. De acordo com Pianka (1974), a partição de recursos representa qualquer variabilidade na utilização dos mesmos entre espécies coexistentes. Estas mudanças podem ser geradas em três dimensões de nicho principais: a dimensão trófica, espacial e temporal (SCHOENER, 1974). Por exemplo, há casos em que consumidores podem minimizar a sobreposição de nicho acessando presas de diferentes tamanhos ou níveis tróficos (e.g. DI BENEDITTO et al., 2013). Adicionalmente, esta minimização pode se dar pelo forrageamento em diferentes micro-habitats (p. ex. diferentes profundidades) e distintos momentos do dia (e.g. YOUNG et al., 2010), bem como pela utilização preferencial de diferentes localidades em um mesmo ambiente (e.g. GROSS et al., 2009). Desta maneira, o uso diferencial dos recursos pode vir a provocar uma variação não só dos nichos tróficos, mas também nos nichos espaciais e temporais das espécies envolvidas (PIANKA, 1973).

Muitas das metodologias usualmente utilizadas para discriminar nichos ecológicos entre espécies e/ou indivíduos levam em consideração aspectos relacionados à ecologia trófica. Dentre as técnicas mais tradicionais para adquirir estas informações, destaca-se a análise de conteúdos estomacais. Este método possibilita a identificação de presas a partir de estruturas morfológicas resistentes aos processos digestivos (p.ex. otólitos da ictiofauna, bicos de cefalópodes e exoesqueletos de crustáceos) (FITCH; BROWNELL, 1968; CLARKE, 1986; JOBLING; BREIBY, 1986). Contudo, por limitações atreladas ao método, esta análise pode gerar uma série de lacunas em relação às informações adquiridas. Por exemplo, em um conteúdo estomacal são encontradas presas em diferentes estados de digestão, levando a uma sub- ou superestimação da importância de certas espécies na dieta de um consumidor (HARVEY; ANTONELLIS, 1994). Além disso, esta análise caracteriza-se como uma representação instantânea (*snapshot*, em língua inglesa), ou seja, reflete uma dieta de relativamente pouco tempo anterior à morte do exemplar investigado. Com isso, as

análises de conteúdos estomacais apresentam vieses que podem ser elucidados com o uso de metodologias complementares.

Dentre as referidas metodologias, destaca-se a análise de isótopos estáveis (ver KELLY, 2000; NEWSOME et al., 2010). O princípio básico desta análise, em estudos ecológicos, baseia-se no fato de que as assinaturas isotópicas estimadas para os tecidos de um consumidor refletem diretamente o conteúdo de isótopos presentes em suas presas (PETERSON; FRY, 1987). Esta metodologia permite ainda integrar a dieta assimilada por um consumidor sob diferentes escalas de tempo, dependendo da taxa de assimilação (ou *turnover*, em língua inglesa) do tecido utilizado (TIESZEN, 1978; ABEND; SMITH, 1995). De acordo com Martínez del Rio e Wolf (2005), a taxa de reposição proteica é o principal fator determinante na variação do *turnover* em diferentes tecidos. Por exemplo, tecidos com alta renovação, como pele, músculo e tecido hepático, tendem a apresentar *turnovers* menores (poucos dias a meses), enquanto que os mais longevos (anos) se apresentariam nos tecidos com menor taxa metabólica, tais como tecidos ósseos (WALKER; MACKO, 1999). Adicionalmente, sabe-se que este parâmetro pode variar tanto inter- (BOECKLEN et al., 2011) como intraespecificamente, dependendo da taxa de crescimento dos indivíduos (CARLETON; MARTÍNEZ DEL RIO, 2010).

Isótopos são átomos de um mesmo elemento que apresentam o mesmo número de prótons e elétrons, mas diferem no número de nêutrons encontrado em seus núcleos. Os isótopos estáveis são definidos como aqueles que não decaem radioativamente, ou seja, não alteram sua massa atômica ao longo do tempo. Um isótopo é caracterizado como estável quando a razão entre o número de prótons (Z) e nêutrons (N) é aproximadamente igual ($Z:N \sim 1 - 1,5$) (SULZMAN, 2007). Uma vez que os isótopos não apresentam variações no seu número de elétrons, o comportamento químico dos mesmos tende a ser similar. Contudo, considerando que a massa atômica varia, isso leva a um comportamento físico distinto (*Ibid.*). Moléculas geradas a partir de átomos mais pesados tendem a apresentar menor energia, o que implica em menor reatividade e, conseqüentemente, reações mais estáveis. Sendo assim, isótopos leves tendem a reagir de maneira preferencial nas reações metabólicas, tais como

a excreção e respiração. Em contrapartida, os isótopos mais pesados são retidos para gerar tecidos, tais como pele, músculo, sangue, entre outros (PETERSON; FRY, 1987).

A relação entre isótopos estáveis pesados e leves de uma amostra é normalmente fornecida por meio da notação delta (δ). Os valores de δ representam a quantidade de isótopos mais pesados em relação a um padrão internacionalmente aceito e com valor isotópico quase nulo (PETERSON; FRY, 1987; SULZMAN, 2007). Uma amostra que possui uma quantidade maior de isótopos pesados em relação ao padrão é definida como enriquecida (valores positivos de δ), enquanto outra que possui valores menores é definida como empobrecida (valores negativos de δ) (SULZMAN, 2007). Este fato está relacionado ao efeito do fracionamento isotópico, que engloba o conjunto de processos naturais que levam um dos isótopos ser absorvido preferencialmente em relação ao outro. Como consequência, estes processos geram um enriquecimento ou empobrecimento do isótopo pesado de uma amostra em relação à sua fonte (PETERSON; FRY, 1987; SULZMAN, 2007).

Dentre as razões isotópicas mais utilizadas em estudos ecológicos, destacam-se as de carbono e nitrogênio (notação $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente) (ver KELLY, 2000; NEWSOME et al., 2010). Como esperado, diversas reações metabólicas desenvolvidas por um organismo estão fortemente ligadas aos processos de fracionamento destes elementos em seus tecidos, sendo denominado, para este caso, de fatores de discriminação isotópica (PETERSON; FRY, 1987; FRY, 2006). Em consequência a estes fatores, um consumidor tende a apresentar um enriquecimento dos isótopos pesados em relação às suas presas, ou seja, tende a apresentar razões isotópicas de C e N usualmente maiores (*Ibid.*).

Os processos que levam a esta discriminação são variáveis entre o C e o N. Para o C, os tecidos animais costumam apresentar um pequeno enriquecimento ao longo da teia trófica, o qual está principalmente atrelado à perda preferencial do ^{12}C durante a respiração, a absorção preferencial do ^{13}C durante a digestão, e ao conteúdo de carboidratos, lipídios e proteínas presentes na dieta (DENIRO; EPSTEIN, 1978; PETERSON; FRY, 1987, NEWSOME et al., 2010). Devido a esse baixo fracionamento (0 a +2 ‰), os

valores de $\delta^{13}\text{C}$ de um consumidor secundário e terciário devem, portanto, refletir com confiabilidade a fonte de C da base da teia trófica (KELLY, 2000). Já em relação ao N, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ podem ser aumentados significativamente ao longo dos elos de uma teia trófica, apresentando um enriquecimento médio de +3 ‰, o qual se deve à excreção de compostos nitrogenados empobrecidos em ^{15}N , além da quantidade e qualidade das proteínas no alimento de um organismo (DENIRO; EPSTEIN, 1981; MINAGAWA; WADA, 1984; MARTÍNEZ DEL RIO et al., 2009). Como consequência a este maior enriquecimento, os valores isotópicos de N podem ser utilizados com maior confiabilidade para estimar a posição trófica relativa de uma espécie (PETERSON; FRY, 1987; VANDER-ZANDEN; RASMUSSEN, 2001; POST, 2002).

O comportamento dos isótopos de C e N nas teias tróficas dependem intrinsecamente dos intercâmbios e fracionamentos que ocorrem durante os ciclos biogeoquímicos referentes a estes elementos (PETERSON; FRY, 1987). Em relação ao C, o principal meio de entrada dos isótopos deste nos sistemas biológicos é a partir da fixação do gás carbônico (CO_2) através da fotossíntese (*Ibid.*). Este processo leva a um intenso fracionamento isotópico, o qual pode variar substancialmente como resultado das diferentes vias fotossintéticas praticadas pelos produtores primários (C3 e C4) (Fry, 2006). Independentemente da via desenvolvida, todos os organismos fotossintetizantes apresentam-se empobrecidos em ^{13}C em relação ao CO_2 presente na atmosfera, o que está relacionado aos processos físicos e enzimáticos que discriminam preferencialmente o ^{13}C em relação ao ^{12}C (PETERSON; FRY, 1987). Produtores C3 e C4 apresentam variações no que diz respeito ao tipo de enzima utilizado para catalisar as reações da “fase escura” do processo fotossintético, levando a um empobrecimento mais acentuado no primeiro tipo em relação ao segundo (MONTROYA, 2007). De modo geral, produtores terrestres C3 apresentam valores médio de iguais a -28 ‰, enquanto que para as plantas C4, em torno de -13 ‰ (PETERSON; FRY, 1987). $\delta^{13}\text{C}$

Em ecossistemas aquáticos, as diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ estão relacionadas diretamente à influência de fatores ambientais como a luz e a temperatura, bem como, por diferenças nos mecanismos fotossintéticos e na

composição das espécies (FRY; WAINRIGHT, 1991). Além disso, a maior turbulência nas camadas superficiais e subsuperficiais da coluna de água, devido ao efeito direto das ondas e correntes, auxiliam na diminuição da resistência difusional do C, levando a um aumento na fixação do mesmo por parte do fitoplâncton, o que permite a discriminação do ^{13}C em taxas mais elevadas (FRANCE, 1995). Como consequência, as assinaturas de C dos produtores pelágicos caracterizam-se como substancialmente mais empobrecidas em relação aos produtores bentônicos (*Ibid.*). A partir disso, é possível diferenciar fontes de alimento entre ambientes, facilitando a investigação dos habitats preferenciais de forrageamento, uso de área, bem como, diferenciar espécies ou populações costeiras e oceânicas (DENIRO; EPSTEIN, 1978; PETERSON; FRY, 1987; FRANCE, 1995).

O gás nitrogênio (N_2) representa o composto em maior quantidade em nossa atmosfera, sendo esta a principal fonte de N para os ecossistemas. Como relatado por Martinelli et al. (2009), o N representa um importante e limitante elemento para o desenvolvimento de diversos processos bioquímicos, uma vez que é o principal componente dos aminoácidos, proteínas e outros compostos de origem orgânica. Com excessão das cianobactérias, as quais possuem a capacidade de fixar diretamente o N_2 atmosférico, todos os demais produtores primários utilizam de formas reduzidas ou oxidadas do N, sendo as principais os íons amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (MONTROYA, 2007).

Considerando a atuação do N como um nutriente limitante nos ecossistemas, este geralmente apresenta um baixo fracionamento no desenvolvimento das suas diferentes formas assimiláveis. O N_2 atmosférico apresenta valores de $\delta^{15}\text{N}$ próximos de 0 ‰, enquanto que o dissolvido nos ecossistemas aquáticos pode chegar a valores próximos a +1 ‰ (FRY, 2006). O processo de fixação realizado pelos microorganismos diazotróficos também desenvolve uma baixa discriminação isotópica. Em ecossistemas marinhos, por exemplo, as cianobactérias apresentam valores de $\delta^{15}\text{N}$ médios de -1 a +7 ‰ (*Ibid.*). A geração do íon NH_4^+ está relacionada também aos processos de fixação, bem como de decomposição da matéria orgânica (amonificação) (MARTINELLI et al., 2009). Em consequência a estes processos, esta forma nitrogenada assimilada pelos produtores primários

apresentam valores de $\delta^{15}\text{N}$ de cerca de +3 ‰ (FRY, 2006). Por fim, íons NO_3^- são gerados por meio das reações de nitrificação e servem de matéria prima para a desnitrificação (MARTINELLI et al., 2009), o que faz com esta seja a forma nitrogenada com os valores isotópicos de N mais variáveis (MONTROYA, 2007). O NO_3^- , por exemplo, pode apresentar valores entre +3 e +8 ‰ (FRY, 2006).

Os principais processos que regem a entrada e saída do N nos ambientes aquático são a fixação do N_2 pelas cianobactérias e o aporte NO_3^- proveniente dos processos de nitrificação e trazidos de águas mais profundas (MICHENER; SCHELL, 1994; MONTROYA et al., 2002). Em áreas costeiras, as fontes alóctones naturais e/ou antrópicas são também bastante importantes na influência das assinaturas isotópicas de N. Por exemplo, a matéria orgânica de origem terrígena é, normalmente, empobrecida em ^{15}N , enquanto que o N inorgânico dissolvido, proveniente principalmente de efluentes antrópicos, é enriquecido (MONTROYA, 2007). Ao contrário do C, não há um processo, como a fotossíntese, que gere um grande fracionamento entre os isótopos estáveis de N. Assim, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ tendem a variar pouco entre os diferentes produtores primários (KELLY, 2000; CONNOLLY, et al., 2003). Com isso, torna-se complexa a utilização deste elemento como traçador de matéria orgânica nas teias alimentares (KELLY, 2000). Para o fitoplâncton, por exemplo, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ costumam variar de 4 a 12 ‰, sendo estes dependentes da fonte, da quantidade e do grau de depleção do NO_3^- na coluna de água (MONTROYA, 2007).

No início do século XXI, estudos como os de Bolnick et al. (2003) e Bearhop et al. (2004) discutiram a possibilidade de quantificar dimensões do nicho ecológico por meio da utilização de isótopos estáveis. A incorporação desta alternativa ocorreu anos depois, com a introdução do conceito do “nicho isotópico” por Newsome et al. (2007). Em uma abordagem similar a apresentada por Hutchinson (1957), os autores definiram o nicho isotópico como um espaço multivariado (δ – *space*, em língua inglesa) com as assinaturas isotópicas de diferentes elementos representando coordenadas que registram variáveis bióticas e abióticas (ver JACKSON et al., 2011). Sendo assim, este espaço isotópico é comparável ao espaço

multidimensional, uma vez que a composição isotópica de um organismo é diretamente influenciada por sua dieta e pelo habitat em que ele vive (NEWSOME et al., 2007; JACKSON et al., 2011).

Para determinar o nicho isotópico de uma espécie em uma comunidade, foram desenvolvidas uma série de diferentes abordagens técnicas ao longo do tempo. Bearhop et al. (2004) e Layman et al. (2007), por exemplo, propuseram métricas que levaram em consideração a variação dos dados isotópicos, gerando informações resumidas sobre o espalhamento e extensão dos mesmos. Sendo assim, a variabilidade das assinaturas isotópicas entre indivíduos poderia ser relacionada, qualitativamente, a divergências na dieta e, portanto, geraria medidas da largura do nicho de uma espécie (generalistas x especialistas). Contudo, uma das principais deficiências das medidas apresentadas pelos respectivos autores é dada pela sensibilidade destas a pequenos números amostrais (ver JACKSON et al., 2011). Como uma alternativa de maior confiabilidade estatística, Jackson et al. (2011) desenvolveram um método Bayesiano para calcular elipses padrão (SEA) que representariam os nichos isotópicos, denominado de *Stable Isotope Bayesian Ellipses in R* (SIBER). Além de retornar informações equivalentes às medidas tradicionais, a abordagem Bayesiana fornece uma distribuição de estimativas das elipses padrão que refletem as incertezas decorrentes dos processos de amostragem, minimizando erros provocados por populações avaliadas por meio de dados pouco numerosos e/ou de tamanhos amostrais distintos. Além disso, a largura das elipses pode indicar o grau de generalismo ou especialização de uma espécie (ver LASSALLE et al., 2014).

Investigar os mecanismos que geram a segregação de nicho não é uma tarefa fácil, uma vez que estes podem se manifestar em pequenas escalas temporais e/ou espaciais. Contudo, trabalhos com este enfoque têm sido desenvolvidos para uma série de comunidades. No ambiente aquático, por exemplo, a partição de recursos vem sendo frequentemente estudada entre espécies representantes de diferentes comunidades de predadores de alto nível trófico, tais como, grandes peixes ósseos (e.g. POTIER et al., 2004; 2007), elasmobrânquios (e.g. DOMI et al., 2005; PAPASTAMATIOU et al., 2006), aves (e.g. CHEREL et al., 2008; MANCINI et al., 2014), cetáceos (e.g.

BOTTA et al., 2012; BISI et al., 2013) e também envolvendo diferentes grupos de organismos, tais como peixes e cetáceos odontocetos (e.g. DAS et al., 2000; VARELA et al., 2018).

Ilhas oceânicas tropicais são interessantes laboratórios naturais para a investigação de dinâmicas tróficas. Essencialmente, ambientes oceânicos tropicais são caracterizados por se apresentarem como empobrecidos em relação à produtividade primária, podendo gerar uma distribuição descontínua e imprevisível do alimento disponível no espaço e no tempo (LONGHURST; PAULY, 1987). De acordo com Cushing (1975), a oligotrofia destas regiões está principalmente atrelada à existência de uma termoclina permanente na coluna de água, a qual prejudica a ocorrência de processos de mistura e, conseqüentemente, leva a uma baixa fertilização local da camada eufótica. Entretanto, a presença de ilhas oceânicas nestes ambientes pode beneficiar localmente a produtividade biológica, uma vez que estas funcionam como exportadoras de nutrientes e matéria orgânica para as áreas adjacentes, além de induzir processos físicos benéficos ao enriquecimento dos mesmos (ver SANDER; STEVEN, 1973). Adicionalmente, ilhas oceânicas são caracterizadas por apresentarem uma alta conectividade entre ambientes rasos e profundos (ver ALMEIDA, 1958; TEIXEIRA et al., 2003), o que pode também beneficiar a diversidade local, como proposto por Kiszka et al. (2007) e Trystram et al. (2015).

Tendo em vista que a concentração de presas nestes ecossistemas pode se apresentar como limitante tanto espacialmente como temporalmente (WEIMERSKIRCH, 2007), a partição de recursos demonstra-se como uma estratégia especialmente relevante para a ocorrência e coexistência de predadores nestas localidades, a qual tem sido frequentemente documentada. Por exemplo, Gross et al. (2009) no Arquipélago Mayotte evidenciaram uma aparente baixa sobreposição de nicho ecológico entre quatro espécies simpátricas de cetáceos odontocetos por meio da diferenciação de seus habitats e de seus nichos tróficos. Já McCauley et al. (2012) reportaram a utilização de presas de habitats distintos por parte de diferentes espécies de peixes ocorrentes no Atol de Palmyra.

O Arquipélago de Fernando de Noronha (AFN) compreende um dos cinco conjuntos insulares remotos da costa brasileira, os quais ainda incluem

os Arquipélagos de Martim Vaz e São Pedro e São Paulo, o Atol das Rocas e a Ilha da Trindade. Como esperado devido ao seu posicionamento geográfico, a região é caracterizada por apresentar águas adjacentes com alta estratificação vertical (TRAVASSOS et al., 1999) e baixo teor de nutrientes (ver ASSUNÇÃO et al., 2016; BRAGA et al., 2018). Como consequência, a teia alimentar marinha local demonstra ser principalmente sustentada pela presença de uma intensa produção primária regenerada e pela ocorrência marcante de cianobactérias filamentosas (ver BRAGA et al., 2018).

Apesar de suas águas se comportarem como um ambiente oligotrófico, a porção marinha do AFN dispõe de uma grande biovidersidade (+500 espécies) (ver SERAFINI et al., 2010), a qual apresenta uma alta taxa de endemismo (5,9 % da espécies), principalmente ligada aos peixes recifais locais (ver SAMPAIO et al., 2004). Além disso, o arquipélago caracteriza-se como um importante local de reprodução, dispersão e/ou colonização de diversas outras espécies de peixes, incluindo de grandes pelágicos como a albacora-laje (*Thunnus albacares*), a cavala-empinge (*Acanthocybium solandri*) e a barracuda (*Sphyraena barracuda*) (REVIZEE, 2006). Por fim, a região é conhecida por abrigar uma população residente de golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*), os quais utilizam de baías e enseadas da mesma como área de descanso, reprodução, cuidado parental e refúgio contra predadores (SILVA JÚNIOR, 1996; 2005).

O golfinho-rotador (Figura 2) é uma espécie de pequeno cetáceo da família Delphinidae. Atualmente são conhecidas quatro subespécies que diferem em aspectos morfológicos e ecológicos: *S. l. longirostris*, *S. l. orientalis*, *S. l. centroamericana* e *S. l. roseiventris* (PERRIN et al., 1999). A subespécie que ocorre no AFN é *S. l. longirostris*, conhecida popularmente como golfinho-rotador-de-Gray, sendo a mesma que habita as ilhas Havaianas (*Ibid.*). Neste estudo, a subespécie será tratada como “espécie” uma vez que não há, para a referida área, uma sobreposição em distribuição com as demais. Esta ocorre preferencialmente em águas profundas dos trópicos e subtropicais das principais bacias oceânicas (Figura 2) (JEFFERSON et al., 2015), além de ser registrada frequentemente associada a ilhas remotas (BENOIT-BIRD; AU, 2003; KARCZMARSKI et al.,

2005). Adultos podem apresentar até 208 cm de comprimento total (MEAD et al., 1980). Alimenta-se de peixes, lulas e camarões pelágicos, capturados preferencialmente no período noturno e em mergulhos de até 600 m ou mais (PERRIN; GILPATRICK, 1994; DOLLAR et al., 2003).

A albacora-laje e a cavala-empinge são espécies pertencentes à família Scombridae, e ocorrem em águas oceânicas de latitudes tropicais e subtropicais de todos os oceanos (Figuras 3 e 4) (COLLETTE; NAUEN, 1983). Ambas são conhecidas por exibirem comportamentos migratórios sazonais (HONMA; HISADA, 1971; COLLETE, 2002) e por se aproximarem de canyons, topos de montes submarinos e ilhas oceânicas (CARVALHO-FILHO, 1999). Indivíduos adultos podem chegar a medir até os 210 cm de comprimento (COLLETTE; NAUEN, 1983). Predam principalmente peixes, lulas e crustáceos em diferentes profundidades do ambiente pelágico, tanto durante o dia, quanto à noite (ver ALVERSON, 1963; VASKE JÚNIOR; CASTELLO, 1998; MENDONZA-ÁVILA et al., 2017).

A barracuda é uma espécie da família Sphyraenidae que ocorre preferencialmente em águas costeiras dos trópicos e subtropicais de todas as bacias oceânicas, com exceção do Pacífico Leste (Figura 4) (DE SYLVA, 1963), sendo também usualmente encontrada junto a ilhas remotas (CARVALHO-FILHO, 1999). A espécie é caracterizada por apresentar mudanças ontogenéticas no uso de habitat e comportamento social. Quando juvenis, costumam habitar ambientes costeiros rasos como manguezais e bancos de gramas marinhas, além de formarem densos agregados (DE SYLVA, 1963). Já quando adultos, tendem a ser solitários e territoriais, passando a se associar a recifes de corais, objetos flutuantes e ambientes remotos (DE SYLVA, 1963, SEAMAN et al., 1989). Adultos podem chegar aos 200 cm de comprimento total (DE SYLVA, 1981). A espécie classifica-se como primordialmente piscívora, alimentando-se de peixes epipelágicos e recifais (ver DE SYLVA, 1963; BLABER, 1982), além de camarões e cefalópodes (ver DE SYLVA 1981) capturados principalmente durante o período diurno (DE SYLVA, 1963), embora capturas noturnas já tenham sido reportadas (ver VARGHESE et al., 2014).

As espécies anteriormente citadas se destacam pelo seu alto valor econômico a FN. O golfinho-rotador, por exemplo, caracteriza-se como uma

das principais atrações turísticas da região (ver SILVA-JÚNIOR, 2017). Da mesma forma, a albacora-laje, a cavala-empinge e a barracuda representam importantes alvos da pesca esportiva e artesanal praticada na área em questão (ver LESSA et al., 1998; DOMINGUEZ et al., 2016; FELIZOLA-FREIRE et al., 2018). Os referidos animais também são responsáveis pela realização de uma série de serviços ecossistêmicos aos ambientes em que ocorrem. Como consumidores, grandes peixes pelágicos e cetáceos odontocetos são conhecidos por atuarem como mesopredadores até predadores de topo de suas teias tróficas (ver MENDÈZ-FERNANDEZ et al. 2012; TEFFER et al., 2015; BOND et al. 2018). Além disso, estes podem atuar no transporte vertical e horizontal de nutrientes, na regulação do clima por meio da acumulação de C em seus corpos, na fertilização das águas a partir das suas excretas, entre outras funções ecológicas ao meio ambiente (ver LUTZ; MARTIN, 2014; ROMAN et al., 2014).

Uma vez que o golfinho-rotador, a albacora-laje, a cavala-empinge e a barracuda apresentam características semelhantes no que diz respeito à diferentes aspectos ecológicos, é esperado que os mesmos desenvolvam mecanismos de diferenciação de nicho para que sua coexistência seja facilitada quando ocorrem em simpatria. Estudos tróficos comparando os referidos predadores foram previamente realizados em outras localidades, incluindo ambientes insulares remotos. Entretanto, a maioria destes utilizaram a análise de conteúdos estomacais como metodologia de trabalho. Baque-Menoscal et al. (2012), por exemplo, sugeriram que a albacora-laje e a cavala-empinge particionam os recursos disponíveis nas adjacências das Ilhas Galápagos por meio da utilização diferencial do habitat e das presas. Já Varghese et al. (2014), ao comparar a ecologia trófica de diferentes espécies de grandes peixes ósseos ocorrentes no Mar da Arábia, verificaram que a albacora-laje e a barracuda segregaram seus nichos utilizando presas associadas a profundidades e em momentos distintos do dia. Por fim, Perrin et al. (1973), ao estudarem associações multiespecíficas entre o golfinho-rotador e a albacora-laje no Pacífico Leste, evidenciaram que ambos predam, preferencialmente, itens alimentares vinculados a diferentes profundidades da coluna d'água.

Em relação ao AFN, as relações tróficas entre as referidas espécies ainda são pouco conhecidas. Andrade (2008) verificou, por meio da análise de conteúdos estomacais, preferências distintas de tipos de presa entre a albacora-laje e a cavala-empinge. Entretanto, a autora dispôs de poucos indivíduos de *A. solandri*, o que limitou suas conclusões. Em relação à barracuda, o estudo anterior não obteve dados suficientes para acrescentar a mesma em suas comparações, o que levou a uma deficiência do entendimento das relações tróficas da mesma com outros predadores da região. Para o golfinho-rotador, o trabalho de Sazima et al. (2006) e Silva Júnior et al. (2007) mostraram diferentes tipos de interações ecológicas entre o mesmo e outras espécies, as quais incluíram o atum-de-nadadeira-amarela. Contudo, os autores destacaram apenas as características e razões destas interações envolvendo os predadores em questão, não detalhando os mecanismos de partição de recursos entre os mesmos.

A segregação de nicho também pode ser evidenciada dentro de uma mesma espécie tanto a nível ontogenético quando sexual (BEGON et al., 2007). Mecanismos de partição de recursos tem sido frequentemente verificados entre machos e fêmeas de diversas espécies de peixes (e.g. CROFT et al., 2004), aves (e.g. CATRY, et al., 2006) e mamíferos (e.g. YOUNG; ISBELL, 1991). Divergências morfológicas e no investimento reprodutivo, bem como a competição intersexual, são tidas como os principais vetores que geram variabilidade nos requerimentos energéticos de cada gênero sexual (SIBLY; CALOW, 1986; BECK et al., 2003; BREED et al., 2006), levando-os a usar de diferentes habitats, presas e estratégias de forrageamento de modo a suprir suas necessidades. Em cetáceos, por exemplo, machos da baleia-piloto-de-peitorais-longas (*Globicephala melas*) utilizam de um espectro maior de áreas de alimentação e de presas em relação às fêmeas nas Ilhas Faroe (ver DESPORTES; MOURITSEN, 1993). Já para golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) amostrados na Baía de Sarasota, fêmeas apresentaram-se como mais generalistas nas estratégias de forrageamento em comparação aos machos (ver ROSSMAN et al., 2015).

Em relação ao golfinhos-rotador, este é conhecido por apresentar indivíduos machos e fêmeas com baixo dimorfismo sexual (NORRIS et al.,

1994; PERRIN; GILPATRICK, 1994) e também por forragear em grupos coesos de centenas de indivíduos (NORRIS; DOHL, 1980), o que podem ser evidências de uma ausência de segregação a nível de gênero para a espécie. Estudos de diferenciação sexual de nicho ecológico envolvendo *S. longirostris* já foram previamente realizados, cujos resultados corroboram com os fatos anteriormente apresentados. O trabalho de Kiszka et al. (2010), comparou machos e fêmeas da espécie amostrados no Arquipélago de Moorea por meio de isótopos estáveis de C e N, não evidenciando diferenças claras na ecologia trófica entre os indivíduos. Entretanto, os dados do referido estudo não dispunham da ferramenta SIBER, a qual poderia fornecer uma abordagem mais completa do comportamento do nicho isotópico de cada gênero sexual.

Diante do cenário descrito, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a partição de recursos entre o golfinho-rotador, a albacora-laje, a cavala-empinge e a barracuda no AFN, por meio da utilização dos isótopos estáveis de C e N. Adicionalmente, este estudo visou investigar a ecologia alimentar do golfinho-rotador por meio de comparações entre machos e fêmeas amostrados no local, com o intuito de avaliar a existência de segregação de nicho em nível sexual para a espécie. De modo a nortear os objetivos anteriormente comentados e considerando todas as informações relevantes apresentadas na presente introdução, as seguintes hipóteses foram testadas: (1): as espécies-alvo exibem evidências de partição de recursos a partir da comparação de suas assinaturas isotópicas; (2) não há segregação sexual de nicho nos golfinhos-rotadores do AFN.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

O AFN está localizado no Oceano Atlântico Sul Equatorial (03° 52' S e 32° 25' O). É constituído por uma ilha principal, de nome Fernando de Noronha, que apresenta uma área de aproximadamente 18,4 Km², e outras 21 ilhas menores totalizando 26 Km². O arquipélago se encontra a 350 Km da cidade de Natal, Estado do Rio Grande do Norte, e a 545 Km da cidade de Recife, Estado de Pernambuco, que detêm os direitos administrativos do mesmo (FUNATURA, 1990).

Atualmente a região abriga duas unidades de conservação: O Parque Nacional Marinho (PARNAMAR) de Fernando de Noronha, e a Área de Proteção Ambiental (APA) de Fernando de Noronha-Rocas-São Pedro e São Paulo. O PARNAMAR, instituído por meio do Decreto nº 96.693 de 14 de setembro de 1988, está localizado entre as coordenadas geográficas 3°45' e 3°56'S e 32°20' e 32°30'O, correspondendo a cerca de 70 % da área total do Arquipélago. Os outros 30 % são abrangidos pela APA criada por meio do Decreto Federal nº 92.755 de 05 de junho de 1986, englobando um total de 79.706 ha de área protegida. As APAs pertencem ao grupo de unidades de conservação de uso sustentável, onde algumas atividades humanas são permitidas desde que atendam às leis de manejo como, por exemplo, a pesca (SNUC, 2000).

De origem vulcânica, o AFN está ligado a uma zona de fratura da Cordilheira Mesoatlântica, pertencendo ao último grande evento plutônico do Brasil ocorrido há cerca de 12 milhões de anos (TEIXEIRA et al., 2003). A morfologia do Arquipélago é constituída por um monte submarino cuja base repousa a 4000 m de profundidade. A plataforma continental apresenta largura máxima de 10 Km de diâmetro, com sua quebra a cerca de 100 m de profundidade. Possui formato elipsoidal assimétrico, gerando uma plataforma na porção sul duas vezes maior (6-7 Km) que a da porção norte (3 Km) (BARCELLOS et al., 2011).

O clima da região é definido como tropical oceânico, com uma fase chuvosa entre os meses de março e julho e uma seca entre agosto e fevereiro (MANSO et al., 2011). Devido à sua morfologia, o lado oriental do arquipélago, denominado de “Mar de Fora”, é caracterizado pela constância de condições marítimas instáveis, com ondas de maior altura, fortes correntes e muito vento. Já o lado ocidental, conhecido como “Mar de Dentro”, não sofre diretamente a influência dos ventos alísios predominantes de sudeste e leste, apresentando estabilidade oceanográfica e climática praticamente o ano todo (FUNATURA, 1990).

O AFN é banhado por águas transportadas pelo ramo central da Corrente Sul Equatorial, a qual flui de leste para oeste e se estende até a profundidade de aproximadamente 100 m (PETERSON; STRAMMA, 1991). Essa corrente é caracterizada pela salinidade elevada (geralmente maior

que 35 PSU), pelas baixas concentrações de sedimentos, matéria orgânica e biomassa planctônica (BEZERRA-JR, 1998), pela alta transparência, com profundidade de extinção da luz de cerca de 87 m (COSTA, 1991), e por apresentar temperatura média em torno de 28°C (DÜING et al., 1980). A estrutura vertical da coluna de água que rodeia a região apresenta um perfil característico das águas do Oceano Atlântico Sul, com a presença predominante das seguintes massas de água: Água Tropical (AT), Água Central do Atlântico Sul (ACAS), Água Intermediária Antártica (AIA) e Água Profunda do Atlântico Norte (APAN) (SILVA et al., 2005).

A dinâmica de nutrientes e propriedades termohalinas são influenciadas diretamente pela distribuição vertical e horizontal de correntes e massas de água dominantes localmente (ASSUNÇÃO et al., 2016). A região é caracterizada pelo elevado déficit nutricional, mantendo baixas taxas de produção primária (CASTRO et al., 2006). Processos de ressurgência são sugeridos para Fernando de Noronha principalmente durante a fase chuvosa do clima, quando o aumento da força do vento favorece a geração de instabilidades na coluna de água e, conseqüentemente, os processos de mistura (BRAGA et al., 2018). Adicionalmente, fenômenos físicos induzidos pela presença do arquipélago e de estruturas submarinas adjacentes a este, são também considerados no enriquecimento do ecossistema local (TEIXEIRA et al., 2003).

2.2. Coleta de amostras

As coletas de amostras para a realização deste estudo ocorreram em duas expedições científicas realizadas ao AFN em maio e junho de 2017 a bordo do M/V Alucia, pertencente à empresa “Alucia Productions”, atualmente “Ocean X”, em acordo de parceria internacional entre o Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP) e o “Woods Hole Oceanographic Institution” dos Estados Unidos (Processo USP 42.127). O referido navio foi utilizado como plataforma de estudos oceanográficos em cinco expedições pela costa brasileira entre abril e agosto de 2017 e envolvendo instituições de ensino e pesquisa nacionais e equipes de pesquisadores de instituições norte-americanas. Para o AFN, além dos estudos biológicos aqui apresentados, o Laboratório de Biologia da

Conservação de Mamíferos Aquáticos do IOUSP (LABCMA) responsabilizou-se por estudos na área de acústica marinha, bem como com a avaliação de poluentes químicos nos golfinhos-rotadores locais. Nesta dissertação são apresentados os resultados pertinentes aos estudos envolvendo dinâmica trófica e uso de área com base na investigação de isótopos estáveis em predadores localmente amostrados.

Para o presente estudo foram utilizadas amostras de pele de golfinhos-rotadores (n=40) e de tecido muscular dos peixes ósseos: albacora-laje (n=14), cavala-empinge (n=10) e barracuda (n=5). Amostras de músculo de sardinhas-cascuda (*Harengula jaguana*; n=15) também foram coletadas para servir como “organismo-base” no cálculo das posições tróficas dos respectivos predadores. Os procedimentos relacionados aos cálculos das posições tróficas serão mostrados mais adiante.

As amostras dos golfinhos-rotadores foram coletadas em duas regiões distintas. A primeira localizava-se ao entorno das cinco ilhas mais ao norte do Arquipélago (Ilha Rata, do Meio, Sela Gineta, Rasa e São José) e a segunda nas proximidades do Porto de Santo Antônio. As coletas foram realizadas com auxílio de um bote inflável, para que os pesquisadores estivessem mais próximos dos animais, e através de uma balestra de 150 libras de pressão com dardos de fibra de carbono adaptados para coletar pequenas parcelas de tecido epitelial (SISBIO 57762-2). Já as amostras de músculo dos peixes ósseos foram coletadas em três áreas distintas: (1) na porção noroeste (“Mar de Dentro”) da Ilha de Fernando de Noronha tendo o Porto de Santo Antônio como referência; (2) na porção norte do arquipélago tendo a Ilha Rata como referência; (3) na porção leste/nordeste da Ilha de Fernando de Noronha (“Mar de Fora”) tendo a Pontinha como referência. Os referidos peixes-ósseos chegaram a bordo do M/V Alucia após serem coletados por barcos de apoio por meio de pesca esportiva com caniço. Por fim, as sardinhas-cascuda foram capturadas junto à praia do Porto de Santo Antônio por pescadores locais equipados com redes do tipo “tarrafa”. Todas as amostras teciduais foram previamente identificadas e congeladas a seco para posterior triagem e análise em laboratório. A área de estudo e os pontos de referência das coletas de amostras citados anteriormente podem ser visualizados na Figura 6.

2.3. Sexagem dos golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*)

Sub-amostras de pele dos golfinhos-rotadores foram analisadas no Departamento de Genética, Evolução e Bioagentes (DGEB) da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) para sexagem dos indivíduos amostrados. Este procedimento foi realizado amplificando fragmentos dos genes X e Y com uso da técnica *Polymerase Chain Reaction* (PCR), seguindo os métodos descritos por Rosel (2003). Após a aplicação do método, um total de 25 machos e 15 fêmeas foram determinadas.

2.4. Análise de isótopos estáveis

Sub-amostras de 5 mg de cada uma das amostras teciduais foram secas em estufa a 60 °C por 72 h. Após a secagem, entre 0,3 e 0,7 mg foram pesados com auxílio de uma balança analítica e em seguida triturados com auxílio de um almofariz e um pilão. Após a trituração, o pó formado foi encapsulado em cápsulas de estanho para análise elementar, as quais foram acondicionadas em tubos plásticos previamente identificados.

Após o término das etapas laboratoriais de pré-análise, as amostras encapsuladas foram enviadas ao *Stable Isotope Core Laboratory* (SICL) da *Washington State University* (WSA) para realização das análises isotópicas. Estas foram realizadas em duplicata, totalizando 168 análises. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram obtidos por meio de um espectrômetro de massa de combustão única acoplado a um analisador elementar. A composição isotópica de cada amostra foi calculada em relação a um padrão internacionalmente aceito e expressa em partes por mil (‰), de acordo com a fórmula proposta por Peterson e Fry (1978):

$$\delta = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1] \times 1000, \text{ em que}$$

δ corresponde a composição isotópica e R a razão entre o isótopo mais pesado e mais leve para a amostra (R_{amostra}) e para o padrão ($R_{\text{padrão}}$). A precisão analítica do espectrômetro foi de $\pm 0,3$ ‰ para os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\pm 0,5$ ‰ para os de $\delta^{15}\text{N}$.

Os padrões internacionais vigentes utilizados como referência para a determinação dos valores isotópicos de C e N foram o *Vienna Peedee*

belemite (VPDB) e o nitrogênio atmosférico (Air), respectivamente.

2.5. Aplicação da equação de correção lipídica nas amostras teciduais

A concentração de lipídios nos tecidos pode vir a alterar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ de uma determinada amostra, gerando uma subestimação dos mesmos (FOLCH et al., 1957; TIESZEN et al., 1983). Como resultado da síntese lipídica, este processo leva a uma discriminação mais acentuada do ^{13}C (DENIRO; EPSTEIN, 1978). Desta maneira, tecidos com altas concentrações de lipídios (p.ex. tecido hepático e muscular) tendem a apresentar valores isotópicos de C mais empobrecidos do que aqueles com baixas quantidades (p.ex. tecido cerebral) (PINNEGAR; POLLUNIN, 1999).

O conteúdo lipídico de uma amostra pode ser estimado indiretamente e com bastante precisão através da razão C:N (MCCONNAUGHEY; MCROY, 1979). Quanto maior o valor desta razão, maior é a quantidade de lipídeos e, conseqüentemente, maior o empobrecimento em ^{13}C (MCCONNAUGHEY; MCROY, 1979; RAU et al., 1992). Desta maneira, com o intuito de minimizar possíveis influências lipídicas nas estimativas dos valores de $\delta^{13}\text{C}$, foram calculadas as respectivas razões C:N e, posteriormente, foi aplicada a equação para correção aritmética das assinaturas isotópicas de C proposta por McConnaughey e McRoy (1979).

Esta equação é dividida em duas partes. A primeira (L) calcula a quantidade de lipídios presentes na amostra. Já a segunda ($\delta^{13}\text{C}_{\text{cor}}$) calcula o valor de $\delta^{13}\text{C}$ corrigido:

$$L = 93 / \{1 + [(0,246 \times \frac{C}{N}) - 0,775]^{-1}\}$$

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{cor}} = \delta^{13}\text{C} + D \times [I + 3,90 / (1 + 287/L)], \text{ em que:}$$

C:N é a proporção de C e N na amostra; $\delta^{13}\text{C}$ é o valor isotópico de C estimado na amostra; D é a diferença isotópica entre proteínas e lipídios e I uma constante, onde ambas dependem do tipo de tecido e espécie que está sendo analisada. Para os golfinhos-rotadores, os valores $D = 6,386$ e $I = 0,004$, propostos por Lesage et al. (2010), foram utilizados. Já para os peixes ósseos, os valores $D = 7,018$ e $I = 0,048$, calculados por Kiljunen et al. (2006),

foram os escolhidos.

De acordo com o estudo de Post et al. (2007), amostras provenientes de animais aquáticos com razão C:N inferior a 3,5 não necessitam ter seus valores de $\delta^{13}\text{C}$ corrigidos, uma vez que estas não apresentariam uma quantidade de lipídios suficiente para influenciá-los. Entretanto, o referido estudo fez uso de amostras de tecido muscular para chegar nas referidas conclusões. Em relação a amostras de pele de cetáceos, Lesage et al. (2010) verificaram que para estas pode ser necessária a correção lipídica mesmo para razões C:N inferiores a 3,5. Tendo isso em vista, o presente estudo fez uso de limiares distintos considerando os diferentes tecidos utilizados. Para as amostras de músculo dos peixes ósseos, o valor da razão C:N usado foi o 3,5, enquanto que para as amostras de pele dos golfinhos-rotadores, o valor empregado foi o de 3,0. Considerando estes limiares, 44 amostras necessitaram passar por correção no presente estudo, sendo 39 golfinhos-rotadores (24 machos e 15 fêmeas), uma albacora-laje, duas cavalas-empinge e duas barracudas (Tabela 1).

2.6. Cálculo das posições tróficas dos predadores pelágicos

A fim de complementar as respostas fornecidas pelos valores isotópicos de N, foram calculadas as respectivas posições tróficas (PT) dos predadores analisados. Para o cálculo das mesmas, foi utilizada a fórmula proposta por Vander Zanden e Rasmussen (2001):

$$\text{PT}_{\text{consumidor}} = \text{PT}_{\text{base}} + [(\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{base}})/\text{TEF}], \text{ em que:}$$

$\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ e PT_{base} representam, respectivamente, os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ e PT do organismo utilizado como base da teia trófica; TEF é o fator de enriquecimento trófico entre um consumidor e suas presas.

Uma das maiores dificuldades no cálculo das PT, a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$, é a escolha de um organismo para servir como base da teia trófica (POST, 2002). De modo geral, estudos tem cada vez mais utilizado os consumidores de baixo nível trófico (consumidores primários e secundários) em substituição aos produtores primários para efetuar essas estimativas (e.g. TEFFER et al., 2015; WENG et al., 2016; BOND et al.,

2018). A principal justificativa a este fato reside na dificuldade de se obter amostras puras de muitos dos grupos de produtores primários de uma teia trófica (p.ex. amostras de fitoplâncton), sendo o valor de $\delta^{15}\text{N}$ basal dependente de análises indiretas da matéria orgânica particulada local (MOP) (e.g. MENDÈZ-FERNANDEZ et al., 2012; HANNIDES et al., 2013). Adicionalmente, consumidores de baixo nível trófico alimentam-se diretamente dos organismos que compõem os primeiros elos de uma teia alimentar e, por isso, expressam com confiabilidade os valores contidos na base da mesma, além de serem menos propensos a flutuações temporais de curto prazo nas assinaturas isotópicas de N (VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 2001; POST, 2002, HANNIDES et al., 2009).

Para o presente trabalho, o valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ calculado para amostras de tecido muscular de sardinhas-cascudas ($\delta^{15}\text{N} = +8,7 \text{ ‰}$, $n=15$) foi utilizado como $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ (*baseline*, em língua inglesa) na estimativa das PT dos predadores. A PT_{base} foi atribuída a partir de cálculos prévios efetuados considerando o modelo proposto por Froese e Pauly (2019), o qual se baseia nos itens alimentares estipulados para uma espécie. De acordo com os trabalhos utilizados no modelo (ver VEGA-CENDEJAS et al., 1994; MOTTA et al., 1995), a dieta da sardinha-cascuda baseia-se principalmente em organismos zooplancctônicos e em pequenos representantes do nécton, demonstrando-se como adequada para representar a base da teia trófica. Tendo em vista essas informações, foi considerada uma $\text{PT}_{\text{base}} = 3,48$ para os cálculos.

No que diz respeito ao TEF, estudos focados nas estimativas dos mesmos têm crescido consideravelmente nos últimos anos (e.g. HOBSON et al, 1996; CAUT et al., 2011; VARELA et al., 2011; GIMÉNEZ et al., 2016), os quais tem evidenciado uma grande variabilidade considerando diferentes espécies, suas dietas e o tipo de tecido analisado. Deste modo, buscou-se adotar estimativas pretéritas com os tecidos aqui utilizados e que melhor se aproximassem das espécies-alvo do presente trabalho. Para os golfinhos-rotadores, as PT foram calculadas a partir do TEF médio de $+1,6 \text{ ‰}$, o qual foi estipulado para amostras pele de golfinhos-nariz-de-garrafa a partir de experimentos controlados (ver GIMENEZ et al., 2016). Já para os peixes ósseos, o valor médio utilizado foi de $+1,9 \text{ ‰}$, sendo este calculado

experimentalmente para amostras de tecido muscular de um indivíduo de atum-do-Pacífico (*T. orientalis*) (ver MADIGAN et al., 2012).

2.7. Análise dos dados

De modo a verificar a existência de uma partição de recursos e de diferenças no uso de habitat dos predadores previamente listados, e entre machos e fêmeas do golfinho-rotador, as assinaturas isotópicas de C e N, bem como as PT calculadas, tiveram suas médias comparadas estatisticamente por meio de testes de hipótese. Para a escolha dos testes, foram avaliadas inicialmente a normalidade e a homogeneidade das variâncias (homocedasticidade) dos conjuntos de dados por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Uma vez que os pressupostos anteriormente citados foram obedecidos apenas para os valores de $\delta^{13}\text{C}$, investigações paramétricas foram aplicadas a este elemento, e não paramétricas foram utilizadas nas investigações com N e as PT.

Para as comparações interespecíficas envolvendo os valores isotópicos de C, a análise de variâncias (ANOVA) foi utilizada para verificar a existência de diferenças estatísticas entre as médias. Posteriormente, o teste de Tukey foi aplicado para identificar diferenças par a par entre os predadores. Já para valores isotópicos de N e as PT, foram utilizados os testes de Kruskal-Wallis (KW) para efetuar as comparações absolutas, e o teste de Dunn para as comparações par a par dos respectivos valores médios. Em relação à comparação envolvendo machos e fêmeas do golfinho-rotador, possíveis diferenças entre as médias foram testadas a partir do teste *t* de Student para os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e do teste *t* de Welch para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e as PT. Um nível de significância (α) de 0,05 foi considerado como mediador de relevância estatística.

Análises complementares foram aplicadas para comparar a largurados nichos isotópicos entre as espécies-alvo e avaliar a sobreposição destes. Para isso, foi utilizado o pacote *Stable Isotope Bayesian Ellipse Technique in R* (SIBER versão 2.1.4) (ver JACKSON et al., 2011), o qual utiliza das elipses-padrão como abordagem para definir os nichos isotópicos populacionais. A SEA de cada predador foi estimada por meio de duas abordagens distintas. Primeiramente, a área de cada elipse padrão (expressa

em ‰²) foi corrigida para pequenos números amostrais (SEAc) (ver JACKSON et al., 2011). De acordo com estudos como os de Jackson et al., (2011) e Syväranta et al., (2013), o cálculo da SEA pode se tornar enviesado para populações com poucas amostras (n<30), levando a uma subestimação das áreas. Deste modo, a SEAc representa a elipse padrão de maior verossimilhança, uma vez que considera potenciais limitações geradas por populações de dados pequenas (ver JACKSON et al., 2012). Por fim, as áreas das elipses padrão foram computadas por meio da modelagem Bayesiana (SEAB). Através de simulações de Monte Carlo via Cadeias de Markov (MCMC), o modelo Bayesiano estima uma distribuição de soluções para a área da SEA, as quais levam em consideração qualquer tipo de variabilidade inerente aos dados isotópicos, permitindo a estimativa de erros e a comparação entre diferentes populações (JACKSON et al., 2011).

Considerando as abordagens comentadas acima, as comparações entre as amplitudes dos nichos isotópicos foram realizadas a partir das áreas calculadas por meio da estatística Bayesiana. Para isso, as estimativas foram feitas considerando 10⁶ simulações de MCMC e o seguinte princípio foi considerado: a probabilidade que a área de nicho isotópico de um dado grupo 1 seja maior que a de um grupo 2, é proporcional à probabilidade que as áreas da SEAB estimadas para o grupo 1 sejam maiores que as estimadas para o grupo 2. Para efeitos comparativos, foram apresentados os valores modais das distribuições de valores das áreas das SEAB estimadas para cada espécie, juntamente com os intervalos de credibilidade de 50, 75 e 95 %. Já as porcentagens de sobreposição entre os nichos isotópicos foram calculadas utilizando das SEAc, as quais permitem uma visualização central da justaposição. Esta pode variar de 0 a 1 (ou 0 a 100 %) e representa a proporção de sobreposição entre o nicho isotópico de um dado grupo 1 em relação ao de um dado grupo 2 e vice-versa. Para a realização destes cálculos, as SEAc foram dimensionadas para abranger 40 % dos dados (ver JACKSON et al., 2011).

3. Resultados

3.1. Comparações interespecíficas

Os valores isotópicos médios de C e N de cada predador são

apresentados na Tabela 2 e a comparação entre eles é mostrada na Figura 7. Em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$, não foram evidenciadas diferenças significativas entre as médias (ANOVA; $p = 0,55$) (Tabela 3). Já para o $\delta^{15}\text{N}$, as comparações estatísticas demonstraram a existência de algum grau de partição trófica entre os predadores, uma vez que diferenças significativas entre as médias foram encontradas (KW; $p < 0,05$). Entretanto, as comparações individuais indicaram que estas divergências ocorreram apenas entre o golfinho-rotador e as demais espécies, que apresentaram valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ inferiores, mas estatisticamente semelhantes (Tabela 3).

Os resultados apresentados acima para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ são corroborados pelo cálculo das PT (Tabela 2 e Figura 8), uma vez que foram evidenciadas diferenças estatísticas significativas entre as médias destas (KW; $p < 0,05$) e o padrão das comparações individuais foi igual ao apresentando para as assinaturas isotópicas de N (Tabela 4). Tendo isso em vista, os golfinhos-rotadores demonstraram se comportar em média como consumidores quaternários, enquanto que os indivíduos das demais espécie como consumidores terciários-quaternários.

Em relação à largura de nicho isotópico, a cavala-empinge exibiu a maior área dentre as estimadas para as espécies analisadas, seguida pelo golfinho-rotador, pela barracuda e pela albacora-laje (Tabela 5, Figuras 9 e 10). Por meio das comparações Bayesianas, verificou-se que em 100 % das soluções geradas, as áreas das elipses padrão da cavala-empinge e do golfinho-rotador foram maiores que as calculadas para a albacora-laje. Considerando as duas menores elipses, as áreas estimadas para a barracuda foram maiores que as da albacora-laje em 98 % dos casos. Entre as elipses do golfinho-rotador e da barracuda, a diferença demonstrou-se menos considerável, uma vez que as áreas calculadas para o primeiro foram maiores em aproximadamente 50 % das comparações efetuadas, o que significa que em cerca de metade dos cálculos o padrão verificado foi justamente o contrário. Por fim, considerando as duas maiores elipses, as áreas estimadas para a cavala-empinge foram superiores que as contabilizadas para o golfinho-rotador em cerca de 90 % dos casos,

porcentagem esta que também foi calculada ao comparar a cavala-empinge e a barracuda.

Como esperado, as $SEAc$ estimadas para todos os predadores apresentaram áreas maiores em relação as $SEAb$, destacando a barracuda para qual, devido ao menor número amostral, apresentou o maior crescimento entre as espécies comparadas, sendo este de 0,42 ‰² (Tabela 5). Além disso, uma vez que os valores isotópicos de C foram estaticamente iguais entre os predadores, as $SEAc$ estipuladas posicionaram-se de modo semelhante em relação ao eixo das ordenadas (Figura 10). Entretanto, as diferenças existentes entre os valores de $\delta^{15}N$ do golfinho-rotador em relação aos dos peixes ósseos, somada a variações na amplitude dos respectivos nichos isotópicos, foram responsáveis por gerar diferentes níveis de sobreposição de nicho entre as espécies. Os cálculos realizados considerando as $SEAc$ da albacora-laje e do golfinho-rotador, e entre deste e a da barracuda não estimaram valores relevantes, os quais se aproximaram de zero. Em relação às demais sobreposições, estas variaram de 12 a 100 %, sendo que a menor foi avaliada entre a elipse da albacora-laje a sobre a da cavala-empinge, e a maior entre a da barracuda sobre a da albacora-laje. Altas sobreposições também foram calculadas entre o nicho da cavala-empinge sobre o da albacora-laje e da barracuda. Já baixas sobreposições foram estimadas entre a $SEAc$ do golfinho-rotador sobre a da cavala-empinge, e a da albacora-laje sobre a da barracuda. Por fim, sobreposições intermediárias às anteriormente citadas foram verificadas entre o nicho isotópico da cavala-empinge sobre o do golfinho-rotador, e entre o da barracuda sobre o da cavala-empinge. Detalhes podem ser visualizados na Tabela 5 e Figura 10.

3.2. Comparações entre machos e fêmeas do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*)

Os valores médios de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ de machos e fêmeas de *S. longirostris* são apresentados na Tabela 6, enquanto a comparação destes encontra-se na Figura 11. Para ambas as razões, não foram evidenciadas diferenças estatísticas significativas entre as médias ($\delta^{13}C$ Teste t de Student; $p = 0,58$ e $\delta^{15}N$: Teste t de Welch; $p = 0,64$), indicando não haver

uma diferença entre os sexos no que diz respeito ao uso de habitat e à ecologia trófica. Considerando as PT calculadas (Tabela 6 e Figura 12), também foi observada uma similaridade estatística entre os valores médios (Teste t de Welch; $p = 0,65$), os quais indicaram ambos os gêneros como consumidores principalmente quaternários.

Similaridades também foram evidenciadas quando consideradas as áreas de nicho isotópico calculadas para cada gênero. Além de terem seus valores modais numericamente iguais (Tabela 7 e Figura 13), as SEAb estimadas para as fêmeas só foram maiores que as dos machos em 52 % dos casos computados, o que reforça a equivalência anteriormente citada. Este fato também se refletiu no cálculo das sobreposições de nicho isotópico, as quais foram estimadas em aproximadamente 60 % (Figura 14). Entretanto, o formato das SEAc no espaço isotópico mostrara-se distinto entre os gêneros. Enquanto a elipse das fêmeas foi mais alongada no eixo das ordenadas, dada a maior variabilidade dos valores isotópicos de N calculados para estas, a estimada para os machos foi mais prolongada no eixo das abcissas, corroborando com a maior variação observada nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ destes.

4. Discussão

O presente estudo apresenta resultados pioneiros para espécies de predadores cuja ecologia trófica ainda é pouco conhecida em águas brasileiras. Estas informações foram geradas a partir da utilização dos isótopos estáveis de C e N, os quais tem se demonstrado extremamente eficientes para compreender diversos aspectos da ecologia animal. Os resultados encontrados foram importantes para o entendimento de suas relações tróficas, de modo a verificar a existência de uma partição de recursos entre elas nas adjacências do AFN. Adicionalmente, as informações aqui colhidas contribuirão para avaliações ecológicas entre machos e fêmeas do estoque populacional residente de *S. longirostris* na localidade em questão, auxiliando no entendimento de aspectos referentes tanto à estruturação social da espécie, quanto ao uso do habitat e dos recursos alimentares.

Os golfinhos-rotadores e peixes ósseos avaliados não se diferenciaram em relação aos valores apresentados de $\delta^{13}\text{C}$, indicando que os mesmos se alimentam de presas ligadas a fontes de C similares. Este fato pode estar sendo influenciado por uma baixa variabilidade de fontes de matéria orgânica existentes no sistema que, por consequência, estaria correlacionado diretamente a características oceanográficas da área de estudo. De acordo com Barcellos et al. (2018), ao analisarem a composição isotópica de C e N da MOP contida em amostras de sedimentos de diferentes porções do AFN, a mesma se apresentou homogênea e com sua origem vinculada majoritariamente a produtores primários marinhos, o que pode estar diluindo o efeito de outras fontes e sua influência nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de todos os elos da teia trófica local. Além disso, questões fisiográficas do ambiente em questão podem auxiliar a complementar essa hipótese. Young et al. (2017), ao estudarem a partição de recursos entre o golfinho-rotador, o golfinho-nariz-de-garrafa e o golfinho-cabeça-de-melão (*Peponocephala electra*) no Atol de Palmyra, correlacionaram as similaridades das assinaturas isotópicas de C estimadas para os cetáceos em questão, com a existência de uma plataforma insular estreita na região, a qual limitaria a interferência da área nerítica ao sistema oceânico adjacente. Sendo assim, uma vez que o AFN também apresenta uma plataforma continental com essas características (ver BARCELLOS et al., 2011), é possível que esta esteja limitando uma maior influência de outras fontes de C na referida localidade. De modo a amplificar a capacidade de diferenciar fontes de matéria orgânica entre as espécies-alvo do presente estudo, análises futuras considerando isótopos estáveis de enxofre ($\delta^{34}\text{S}$) podem ser vantajosas para o entendimento do padrão aqui verificado, seguindo os exemplos apresentados por Giménez et al. (2017; 2018).

A albacora-laje, a cava-empinge e a barracuda não apresentaram diferenças consideradas marcantes em seus valores médios de $\delta^{15}\text{N}$, o que indicaria, em primeira análise, uma baixa diferenciação nas posições tróficas ocupadas pelas espécies. Este fato, somado à similaridade de seus valores isotópicos de C, pode estar correlacionado com uma utilização de presas similares por parte desses predadores, o que corroboraria com resultados observados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, onde uma alta

sobreposição na dieta da cavala-empinge e da albacora-laje já foi notificada (ver VASKE JÚNIOR et al., 2003; ANDRADE, 2008). Entretanto, diferenças em aspectos relacionados à ecologia trófica destas espécies já foram observadas em outros ambientes insulares remotos. Por exemplo, Trystram et al. (2015), na Ilha da Reunião, verificaram que estas espécies segregaram seus nichos especializando-se no uso de diferentes tipos de presas, gerando divergências substanciais nos valores $\delta^{13}\text{C}$ e/ou $\delta^{15}\text{N}$. Além disso, assinaturas isotópicas equivalentes entre consumidores podem ser apresentadas por presas distintas, mas que utilizam de fontes de C e predam em níveis tróficos semelhantes (BROWNING et al., 2014a). Tendo isso em vista, estudos futuros que visem acoplar análises isotópicas com investigações de conteúdos estomacais com as referidas espécies na área de estudo podem auxiliar a elucidar os mecanismos que norteiam a partição de recursos pelas mesmas.

Embora similaridades nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ tenham sido reportadas ao comparar os peixes ósseos, levando ao cálculo de sobreposições consideráveis entre os respectivos nichos isotópicos, estes se diferenciaram em relação à amplitude dos mesmos. De acordo com Bearhop et al. (2004), nichos amplos são gerados a partir do consumo de uma grande variedade de itens alimentares ligados a fontes de C e níveis tróficos distintos, somada a uma alta equitabilidade, ou seja, todos contribuindo igualmente para a dieta de uma espécie. Considerando este raciocínio, é possível sugerir que a cavala-empinge e a barracuda apresentem-se como mais generalistas em relação a albacora-laje. Entretanto, é importante notar que nichos mais estreitos não excluem a possibilidade da utilização de um amplo espectro de presas. Consumidores podem consumir um número alto de presas, mas focar sua alimentação em apenas algumas específicas, sendo definidos como “especialistas oportunistas”. (ver LOWRY et al., 1991; PÁEZ-ROSAS; AURIOLES-GAMBOA et al. 2010). A intensidade desta dominância pode variar no tempo e no espaço, dependendo da disponibilidade das presas consumidas pelos indivíduos da espécie investigada no sistema (*Ibid.*). Esta prática aparenta ser frequentemente encontrada em consumidores de ambientes oligotróficos, já tendo sido sugerida para a albacora-laje nas Ilhas Galápagos (ver BAQUE-MENOSCAL

et al., 2012). Sendo assim, estas espécies podem se comportar como especialistas oportunistas na região estudada, concentrando seu forrageamento em presas ligadas a fontes de C e níveis tróficos mais específicos conforme suas abundâncias no ambiente.

O valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ estimado para o golfinho-rotador foi significativamente mais alto em relação aos observados nos peixes ósseos, indicando uma utilização preferencial de presas vinculadas a níveis tróficos superiores. Apesar de ter sua dieta pouco descrita para o AFN, indivíduos de *S. longirostris* demonstram focar seu forrageamento principalmente em peixes e lulas zooplantívoros/piscívoros (ver SILVA JÚNIOR et al., 2007), o que vai de acordo com o reportado para a espécie em outras localidades (e.g. DOLLAR et al., 2003). Em relação aos demais predadores, uma alimentação por presas de baixo nível trófico já foi previamente reportada para ao menos duas das três espécies de peixes ósseos aqui analisados. Potier et al. (2004), por exemplo, verificaram que a dieta de albacoras-laje amostrados próximo ao Arquipélago de Seicheles foi em grande parte composta por crustáceos zooplantônicos, o que corrobora com o evidenciado por Andrade (2008) no AFN. De forma semelhante, Allain (2003) ao capturar cavalas-empinge no Pacífico Norte e Oeste encontrou uma alta contribuição de anfípodes pelágicos em conteúdos estomacais da espécie na referida localidade. Tendo isso em vista, trabalhos futuros que visem o conhecimento mais aprofundado da dieta das quatro espécies na área de estudo serão importantes para melhorar a compreensão do presente resultado.

É importante salientar que variações espaciais e temporais da fonte de nutrientes na base de uma teia trófica também podem afetar os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos consumidores (ver MICHENER; KAUFMAN, 2007). Sendo assim, a área de forrageamento de um consumidor influencia diretamente nas suas assinaturas isotópicas de N. Ao considerarem ambientes oceânicos oligotróficos, os estudos de Saino e Hattori (1980) e Altabet (1988) estimaram que os valores de $\delta^{15}\text{N}$ da matéria orgânica particulada apresentam um gradiente positivo de enriquecimento com o aumento da profundidade, ou seja, valores medidos na superfície tendem a ser mais empobrecidos em ^{15}N ao serem comparados com os estimados em

profundidades superiores. O presente fenômeno estaria correlacionado, principalmente, a processos microbianos, os quais discriminam preferencialmente ^{14}N (SAINO; HATTORI, 1980). Como consequência, espécies que habitam regiões de maiores profundidades e que dependam direta- ou indiretamente desta matéria orgânica em afundamento, tais como organismos mesopelágicos, apresentam, usualmente, valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecidos do que aquelas que forrageiam em águas mais superficiais (ver RAU et al., 1989).

Considerando as informações anteriores, a aparente segregação de nicho apresentada pelo golfinho-rotador em relação aos grandes peixes ósseos pode não ser apenas decorrente da posição trófica de suas presas, mas também da profundidade da coluna de água em que estes se alimentam. Esta hipótese corrobora com estudos que compararam a ecologia trófica do golfinho-rotador e da albacora-laje no Pacífico Leste, nos quais foram verificadas partições de recursos entre os mesmos por meio da utilização preferencial de presas vinculadas a profundidades meso- e epipelágicas, respectivamente (ver PERRIN et al., 1973; SCOTT et al., 2012). Adicionalmente, outros trabalhos evidenciaram uma contribuição significativa de presas epipelágicas na dieta da cavala-empinge (e.g. VASKE JÚNIOR et al., 2003; RUNDERSHAUSEN et al. 2010) e da barracuda (e.g. VARGHESE et al. 2014; HANSEN, 2015) em diferentes localidades, sugerindo mecanismos de segregação de nicho semelhantes entre estas e o golfinho-rotador no AFN.

Dado que os valores isotópicos de N medidos para os golfinhos-rotadores podem estar ligados a especificidades das suas estratégias de forrageamento, as PT estimadas a partir dos mesmos podem não estar refletindo os reais níveis tróficos ocupados pela espécie, necessitando da utilização de um TEF e/ou de um organismo base mais adequado, de modo a comprovar essas suposições. Sendo assim, os indivíduos de *S. longirostris* podem não estar se alimentando necessariamente de presas vinculadas a PT diferentes, mas sim de profundidades distintas da coluna d'água as quais não puderam ser diferenciadas por meio dos valores isotópicos de C. Contudo, visto que estes não divergiram entre todas as espécies-alvo, a possibilidade que as principais presas acessadas pelos golfinhos-rotadores

estejam vinculadas as mesmas fontes de C, mas a PT distintas que as dos grandes peixes pelágicos, não deve ser descartada.

Uma justificativa plausível a possibilidade anteriormente citada, pode estar correlatada ao porte dos indivíduos dos peixes ósseos amostrados, e a influência deste fato na variabilidade dietética dos mesmos. Geralmente, indivíduos de uma dada espécie passam, conforme crescem, a acessar presas progressivamente maiores e de níveis tróficos mais altos, o que reflete diretamente em um aumento dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ estimados (ver JENNINGS et al., 2002). Variabilidades ontogenéticas da dieta têm sido frequentemente encontradas para grandes peixes pelágicos. Por exemplo, Weng et al. (2016) ao estudarem a ecologia alimentar de juvenis de albacoras-laje na costa sudeste de Taiwan, verificaram que indivíduos de até 50 cm demonstram se alimentar preferencialmente de presas zooplanctônicas, enquanto que espécimes maiores que este comprimento utilizam preferencialmente de presas nectônicas. Além disso, os autores, ao estimarem as PT dos diferentes agrupamentos etários estudados, verificaram uma diferença de quase dois níveis tróficos quando comparadas a menor e a maior classe de tamanho, respectivamente. Tendo em vista essas informações, é possível que o presente estudo tenha amostrado preferencialmente indivíduos jovens dos grandes peixes pelágicos, os quais teriam uma dieta atrelada a itens alimentares menores e, portanto, com assinaturas isotópicas de N substancialmente mais baixas que as dos acessados pelos golfinhos-rotadores no AFN.

A partição de recursos envolvendo o golfinho-rotador parece ser reforçada pela ausência de sobreposição entre o nicho isotópico calculado para o mesmo em relação aos da albacora-laje e da barracuda. Contudo, apesar de apresentar valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ significativamente mais baixos, a grande amplitude de nicho calculada para a cavala-empinge foi suficiente para sobrepor o nicho isotópico do golfinho-rotador em aproximadamente 42 %, o que indica que indivíduos da espécie podem também estar se alimentando de presas ligadas a níveis tróficos superiores e/ou a profundidades maiores da coluna de água. Mesmo configurando-se como uma espécie que habita preferencialmente águas acima da termoclina, indivíduos já foram registrados em profundidades de quase 300 m,

provavelmente com intuito de forrageamento (ver Sepulveda et al., 2011). Tendo isso em vista, este fato corroboraria com hábitos já verificados para a cavala-empinge em outras localidades. Por exemplo, Mendonza-Ávila et al. (2017) encontraram uma presença considerável de grandes cefalópodes mesopelágicos na dieta da espécie no Oceano Pacífico Equatorial.

Os altos valores de $\delta^{15}\text{N}$ determinados para o golfinho-rotador refletiram diretamente no cálculo de PT superiores para a espécie. A partir das estimativas em questão, pode-se afirmar que os golfinhos-rotadores do AFN são consumidores quaternários, enquanto que os peixes ósseos amostrados são consumidores terciários-quaternários. Estes resultados permitem idealizar a extensão da teia trófica a qual estes predadores encontraram-se inseridos, sendo aparentemente semelhante à de modelos clássicos propostos para ambientes oceânicos oligotróficos. De acordo com o trabalho desenvolvido por Ryther (1969), teias tróficas típicas de regiões com essas características são definidas por apresentarem de três a quatro níveis iniciais ocupados por representantes de diferentes classes de tamanho da comunidade planctônica. Deste modo, estas posições seriam representadas por espécies diminutas do pico- e nanoplâncton, passando assim para organismos do micro- a macrozooplâncton, respectivamente. Este modelo estaria de acordo com o proposto por Braga et al. (2018), os quais verificaram uma presença marcante de cianobactérias filamentosas como principais representantes da base da teia trófica local. Como consequência, consumidores de maior porte, tais como golfinhos e grandes peixes pelágicos, se alimentariam de presas de um a dois níveis tróficos superiores ao macrozooplâncton. Tendo isso em vista, uma teia trófica com cinco níveis parece ser adequada para o AFN.

As PT médias aqui calculadas variaram de 4,5 a 5,3, e se assemelham a estimativas anteriores feitas com as mesmas espécies e/ou outras filogeneticamente parecidas. Por exemplo, Albuquerque et al. (2019), ao estudarem relações tróficas entre peixes ósseos do Arquipélago de São Pedro e São Paulo a partir da análise de conteúdos estomacais, calcularam a PT de 4,67 para *A. solandri* e de 4,54 para *T. albacares*. Utilizando da mesma metodologia, Varghese et al. (2014) estimaram a PT de 4,25 para *S. barracuda* e de 4,37 para *T. albacares* amostrados no Mar da Arábia. Já

Mendèz-Fernandez et al. (2012), fazendo uso dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ calculados para amostras de músculo de diferentes espécies de cetáceos da família Delphinidae coletadas na costa da Espanha, calcularam PT variando de 4,3 a 5,1. Deste modo, as PT aqui encontradas reforçam a ocupação de níveis tróficos superiores por cetáceos odontocetos e de ao menos três espécies de grandes peixes pelágicos na teia trófica marinha do sistema insular remoto de Fernando de Noronha. Entretanto, vale ressaltar que os predadores aqui comparadas podem ser consumidas por espécies de elasmobrânquios de maior porte (ver SILVA JÚNIOR et al., 2007; O'TOOLE et al., 2011; DUFFY et al., 2015). Diante deste fato, os elasmobrânquios abundantes na área de estudo (ver SOTO, 1998), devem ser funcionalmente importantes na estruturação e no dinamismo da teia trófica da referida região, merecendo ter seus papéis e relações tróficas locais estudadas futuramente.

O presente estudo fez uso de amostras de pele de golfinhos-rotadores e de tecido muscular dos demais predadores estudados. De acordo com trabalhos anteriores realizados com diferentes espécies de cetáceos odontocetos e peixes ósseos, a taxa de assimilação destes tecidos compreende uma escala temporal de cerca de dois a seis meses, respectivamente (ver VARELA et al., 2011; MADIGAN et al., 2012; BROWNING et al., 2014b; GIMÉNEZ et al., 2016). Devido a diferenças nos *turnovers*, bem como por questões composicionais, tecidos distintos podem apresentar divergências nas suas assinaturas isotópicas, as quais devem ser consideradas em comparações tanto intra- quanto interespecíficas (ver VANDER ZANDEN et al., 2015). Entretanto, trabalhos recentes têm mostrado que as variações nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para pele e para músculo de pequenos cetáceos podem ser relativamente pequenas. Arregui et al. (2017), por exemplo, verificaram para o golfinho-comum (*Delphinus delphis*) e para o golfinho-listrado (*S. coeruleoalba*), diferenças sutis entre valores isotópicos de C e N medidos para amostras de músculo e pele, sugerindo que estes poderiam ser igualmente utilizados em comparações.

O entendimento das taxas de assimilação dos tecidos pode ser especialmente importante para estudos envolvendo espécies migratórias,

tais como *T. albacares* e *A. solandri*. De acordo com Ménard et al. (2007) e Richert et al. (2015), os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ estimados para um organismo com comportamento migratório podem não retratar a sua dieta local, dependendo do tecido utilizado nas análises, uma vez que estariam sendo influenciados por assinaturas isotópicas base de diferentes regiões. Desta maneira, o conhecimento do padrão de residência destes peixes ósseos nas adjacências do AFN é essencial para avaliações mais refinadas sobre sua ecologia alimentar, bem como das relações tróficas entre estes e as demais espécies que compõem a teia trófica local. Adicionalmente, trabalhos futuros que visem a utilização de tecidos com *turnovers* menores (p.ex. tecido hepático) podem ser úteis para o entendimento dos padrões aqui verificados, uma vez que minimizariam vieses induzidos pelas migrações (e.g. DAS et al. 2000; VARELA et al. 2018).

Machos e fêmeas do golfinho-rotador não apresentaram diferenças significativas entre suas assinaturas isotópicas médias de C e N, bem como nas PT estimadas, indicando que a população local não se segrega sexualmente na área de estudo. A presente similaridade pode ser resultado da cooperação entre indivíduos da população em atividades de forrageamento que são conhecidas e bem documentadas para a população residente do Arquipélago do Havaí (ver NORRIS; DOHL, 1980), mas ainda pouco estudadas no AFN. Além disso, diferenças na ecologia alimentar entre gêneros são mais comumente encontradas em espécies com dimorfismo sexual acentuado em relação ao porte (e.g. BREED et al. 2006), o que não ocorre para *S. longirostris* (ver NORRIS et al. 1994). Contudo, determinados mecanismos de segregação de nicho podem não estar sendo detectados por meio dos isótopos estáveis, sendo necessária a utilização de metodologias mais tradicionais, tais como a análise de conteúdos estomacais. Por exemplo, Secchi et al. (2017) ao comparam golfinhos-nariz-de-garrafa amostrados na costa sul do Brasil, verificaram que apesar de apresentarem valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ similares, machos e fêmeas utilizam preferencialmente de presas distintas na região. Com isso, estudos discriminando a dieta entre gêneros para os golfinhos-rotadores residentes no AFN são importantes para a confirmação do presente resultado.

A aparente similaridade ecológica foi reforçada pela sobreposição dos nichos isotópicos de cada gênero que se aproximou dos 60 %. Além disso, estes apresentaram nichos com áreas similares mas que se diferenciaram em relação ao seu formato dentro do espaço isotópico. Enquanto a elipse dos machos foi mais alongada no eixo do C, a das fêmeas apresentou um comportamento parecido mas para eixo do N. Este fato pode significar, em primeira análise, que machos apresentam uma maior plasticidade no que diz respeito ao uso de diferentes ambientes de forrageamento, enquanto as fêmeas em relação aos níveis tróficos ocupados.

Em cetáceos de maneira geral, a ecologia alimentar dos indivíduos do sexo feminino tende a ser altamente afetada pelos períodos de gestação, lactação e cuidado parental. De acordo com Recchia e Read (1989), fêmeas de cetáceos odontocetos podem aumentar suas necessidades calóricas em 50 % durante a lactação e gestação, levando estas a buscarem presas de nível trófico mais alto (e.g. BAIRD et al. 2014; HARO et al. 2018). A influência destes períodos pode também se manifestar na capacidade de mergulho das mesmas, levando a uma restrição no uso dos ambientes de alimentação, a qual pode ser bastante influente em espécies adaptadas à captura de presas em profundidade (e.g. RINGELSTEIN et al., 2006), tais como o golfinho-rotador (ver DOLLAR et al., 2003). Considerando estes fatos, é possível que o presente trabalho tenha amostrado fêmeas passando pelos períodos citados previamente, as quais podem ter influenciado no resultado em questão. Sendo assim, uma vez que estariam investindo na captura de alimento tanto em maiores, como em menores profundidades, as fêmeas podem ter desempenhado um comportamento de modo a aproveitar a disponibilidade de distintos tipos de presas no sistema conforme suas necessidades energéticas, o que justificaria a formato verificado para elipse.

Questões intrínsecas ao comportamento social de uma determinada espécie podem influenciar diretamente em mudanças ligadas à ecologia trófica de cada classe sexual, tendo isso sido documentado para diferentes espécies de cetáceos odontocetos, tais como o golfinho-nariz-de-garrafa (ver ROSSMAN et al., 2015) e o golfinho-de-Commerson (*Cephalorhynchus commersonii*) (ver RICCIALDELLI et al., 2013). Nos

estudos citados anteriormente, os autores defendem que machos das espécies estudadas, por apresentarem, usualmente, um maior uso de área, podem ser mais suscetíveis a explorar diferentes áreas de forrageamento, principalmente para odontocetos que possuem um tipo de sociedade “fissão-fusão”. Este comportamento já foi previamente verificado para golfinhos-rotadores nas ilhas havaianas, (ver LAMMERS, 2004) e, embora ainda pouco estudado, o estudo de Silva Júnior et al. (2005) sugere o mesmo tipo de sociedade para a população residente da espécie no AFN. Tendo isso em vista, as informações anteriormente apresentadas podem ajudar a justificar a maior amplitude nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ verificados para os machos aqui estudados, os quais estariam explorando de mais ambientes de forrageamento em relação as fêmeas. Entretanto, os estudos citados foram conduzidos com indivíduos de *S. longirostris* envolvidos em atividades diurnas junto às áreas costeiras dos arquipélagos, alocando às características sociais específicas dos períodos de forrageamento em um completo desconhecimento. Tendo isso em vista, o emprego de tecnologias modernas de estudos como a telemetria, o uso de sensores de tempo e profundidade de mergulhos, a acústica e o investimento na sequência estudos envolvendo isótopos estáveis será imprescindível para compreender as diferenças tróficas entre machos e fêmeas do golfinho-rotador e seus papéis ecossistêmicos no AFN.

5. Conclusões

As informações geradas no referido trabalho permitem concluir que:

- O golfinho-rotador aparenta particionar recursos com a albacora-laje, a cavala-empingee a barracuda em Fernando de Noronha, a partir do consumo de presas vinculadas a níveis tróficos e profundidades distintas.
- A albacora-laje, a cavala-empingee a barracuda amostrados em Fernando de Noronha podem utilizar preferencialmente presas semelhantes, porém apresentam distintos níveis de especialização no uso das mesmas.

- Golfinhos-rotadores de Fernando de Noronha são consumidores quaternários, enquanto que os peixes ósseos são consumidores terciários-quaternários.
- Machos e fêmeas de golfinhos-rotadores em Fernando de Noronha demonstram não segregar seus nichos. Contudo, fêmeas apresentam um comportamento mais generalista no uso de presas em relação aos machos.

6. Referências bibliográficas

ABEND, A. G.; SMITH, T. D. Differences in stable isotope ratios of nitrogen in long-tinned pilot whales (*Globicephala melas*) in the western north Atlantic. **ICES Journal of Marine Science**, v. 52, n. 5, p. 837-841. 1995.

ABRAMS, P. Some Comments on Measuring Niche Overlap. **Ecology**. 1980.

ALBUQUERQUE, F. V. et al. Trophic ecology of large pelagic fish in the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. **Marine and Fresh Water Research**, v. 70, p. 1. 2019.

ALLAIN, V. Diet of mahi-mahi, wahoo and lancetfish in the western and central Pacific. In **16th meeting of the Standing Committee on Tuna and Billfish working paper**. Noumea: Secretariat of the Pacific Community, p. 19. 2003.

ALMEIDA, F. F. M. **Geologia e Petrologia do Arquipélago de Fernando de Noronha**. Rio de Janeiro: IBGE, 1958. 181 p.

ALTABET, M. A. Variations in nitrogen isotopic composition between sinking and suspended particles: implications for nitrogen cycling and particle transformation in the open ocean. **Deep Sea Research Part A, Oceanographic Research Papers**, v. 35, p. 535-554. 1988.

ALVERSON, F. The food of yellowfin and skipjack tunas in the eastern tropical Pacific Ocean. **Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin**, v. 7, n. 5, p. 295-396. 1963.

ANDRADE, L. C. A. **Diversidade de Cefalópodes e o seu papel no nicho trófico de seus principais predadores nos Arquipélagos de Fernando de Noronha e São Pedro e São Paulo**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Bioecologia Aquática, Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2008.

ARREGUI, M. et al. Isotopic homogeneity throughout the skin in small cetaceans. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 31, p. 1551–1557. 2017.

ASSEID, B. S. et al. The food of three seabirds at Latham Island, Tanzania, with observations on foraging by masked boobies *Sula dactylatra*. **African Journal of Marine Science**, v. 28, n. 1, p. 109-114. 2006.

ASSUNÇÃO, R. V. et al. Spatial-Temporal Variability of the Thermohaline Properties in the Coastal Region of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Journal of Coastal Research**, Special Issue, n. 75, p. 512-516. 2016.

BAIRD, R. W. et al. False killer whales and fisheries interactions in Hawaiian waters: Evidence for sex bias and variation among populations and social groups. **Marine Mammal Science**, v. 31, p. 579–590. 2014.

BAQUE-MENOSCAL, J. et al. Hábitos alimentarios de dos peces pelágicos *Thunnus albacares* y *Acanthocybium solandri* de la Reserva Marina de Galápagos. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 47, n. 1, p. 1-11. 2012

BALLANCE, L. T. Cetacean ecology. In PERRIN, W.F., WÜRSIG, B., THEWISSEN, J. G. M. (Eds.), **Encyclopedia of Marine Mammals**. San Diego: Academic Press, p. 208-214. 2002.

BARCELLOS, R. L. et al. Island beaches morphological and sedimentary short-term variations the case of SE Fernando de Noronha Island, South Atlantic, Brazil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11, p. 471-478. 2011.

BARCELLOS, R. L. et al. **Sedimentação e Geoquímica Costeira em uma Ilha Oceânica Brasileira**, Saarbrücken: NEA. 2016.

BARCELLOS, R. L. et al. Spatial sedimentary distribution, seasonality and the characteristics of organic matter on fernando de noronha insular shelf. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 66, n. 1, p. 131-156. 2018.

BEARHOP, S. et al. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, n. 5, p. 1007-1012. 2004.

BECK, C. A. et al. Sex differences in the seasonal patterns of energy storage and expenditure in a phocid seal. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, p. 280-291. 2003.

BEGON, M. et al. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre. 2007.

BENOIT-BIRD, K. J.; AU, W. L. Prey dynamics affect foraging by a pelagic predator (*Stenella longirostris*) over a range of spatial and temporal scales. **Behavioural Ecology and Sociobiology**, v. 53, p. 364–373. 2003.

BEZERRA JR, J. L. **Comunidade planctônica do nêuston: malaco e ictiofauna na zona econômica exclusiva (ZEE) do nordeste do Brasil (REVIZEE)**. 1999. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 199 p. 1999.

BISI, T.L., et al. Trophic Relationships and Habitat Preferences of Delphinids from the Southeastern Brazilian Coast Determined by Carbon and Nitrogen Stable Isotope Composition. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, e82205. 2013.

BLABER, S. J. M. The ecology of *Sphyræna barracuda* (Osteichthyes: Perciformes) in the Kosi system with notes on the Sphyrænidae of other Natal estuaries. **South Africa journal of zoology abbreviation**, v. 17, n. 4, p. 171-176.

BOECKLEN W. J. et al. On the Use of Stable Isotopes in Trophic Ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 42, p. 411-440. 2011.

BOLNICK, D. I. et al. The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. **American Naturalist**, v. 161, n. 1, p. 1-28. 2003.

BOND, M. E. et al. The trophic ecology of Caribbean reef sharks (*Carcharhinus perezii*) relative to other large teleost predators on an isolated coral atoll. **Marine Biology**, v. 165, n. 4. 2018.

BOTTA, S. et al. Isotopic variation in delphinids from the subtropical western South Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 8, p. 1689-1698. 2012.

BRAGA, E. de S. et al. Oligotrophic water conditions associated with organic matter regeneration support life and indicate pollution on the western side of fernando de noronha island - NE, Brazil (3°S). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 66, n. 1, p. 73-90. 2018.

BREED, G. A. et al. Sexual segregation of seasonal foraging habitats in a non-migratory marine mammal. **Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences**, v. 273, n. 1599, p. 2319-2326. 2006.

BROWNING, N. E. et al. Fine-scale population structure of estuarine bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) assessed using stable isotope ratios and fatty acid signature analyses. **Marine Biology**, v. 161, p. 1307–1317. 2014a

BROWNING, N. E. et al. Isotope turnover rates and diet-tissue discrimination in skin of ex situ bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Journal of Experimental Biology**, v. 217, p. 214-221. 2014b

CARLETON, S. A.; MARTÍNEZ DEL RIO, C. Growth and catabolism in isotopic incorporation: a new formulation and experimental data. **Functional Ecology**, v. 24, p. 805-812. 2010.

CARVALHO-FILHO, A. **Peixes: Costa Brasileira**. São Paulo, Meiro, 320 p. 1999.

CASTRO FILHO, B. et al. Multidisciplinary Oceanographic Processes on the Western Atlantic Continental Shelf between 4°N and 34°S. In: ROBINSON, A. R.; BRINK K. H. (Eds.) **The Sea, Vol. 14A - The Global Coastal Ocean: Interdisciplinary Regional Studies and Syntheses**. Harvard: Harvard University Press. 2006.

CATRY, P. et al. Sexual segregation in birds: patterns, processes and implications for conservation. In: RUCKSTUHL, K. E.; NEUHAUS, P (Eds.) **Sexual segregation in vertebrates: ecology of the two sexes**. p. 351-378. 2006.

CAUT, S. et al. Stable isotopes of captive cetaceans (killer whales and bottlenose dolphins). **Journal of Experimental Biology**, v. 2014, p. 538-545. 2011.

CHAPMAN, J. L.; REISS, M. J. **Ecology: principles and applications**. Cambridge, CT: Cambridge University Press. 1999.

CHEREL, Y. M. et al. Resource partitioning within a tropical seabird community: new information from stable isotopes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 366, p. 281-291. 2008.

CHESSON, P. Mechanisms of Maintenance of Species Diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 2000.

CLARKE, M. R. Cephalopods in the diet of odontocetes. In: BRYDEN, M. M.; HARRISON, R. (Eds.). **Research on Dolphins**. Oxford: Clarendon Press. p. 281–321. 1986.

COLLETTE, B. B. Scombridae. In: CARPENTER, K. E. (Eds.). The living marine resources of the western central Atlantic, Volume 2, Bony Fishes Part 2. (Opistognathidae to Molidae), Sea Turtles and Marine Mammals. **FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication**. n. 5. Rome: FAO, p. 1701–1722. 2002.

COLLETTE, B. B.; NAUEN, C.E. FAO Species catalogue. Vol. 2. Scombrids of the World. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. **FAO Fishing Symposium**, v. 125, p. 137. 1983.

CONNOLLY, R. M. et al. Sulfur stable isotopes separate producers in marine food-web analysis. **Oecologia**, v. 138, p. 161-167. 2003.

COSTA, K. M. P. **Hidrologia e Biomassa Primária da Região Nordeste do Brasil entre as latitudes de 8°00'00" e 2°44'30"S e as Longitudes de 35°56'30" e 31°56'30"W**. 1991. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 1991.

CROFT, D. P. et al. Is sexual segregation in the guppy, *Poecilia reticulata*, consistent with the predation risk hypothesis? **Environmental Biology of Fish**, v. 71, p. 127-133. 2004.

CUSHING, D. H. **Marine Ecology and Fisheries**, Cambridge, Cambridge University Press. 1975.

DALY-ENGEL, T. S. et al. Is the great barracuda (*Sphyraena barracuda*) a reef fish or a pelagic fish? The phylogeographic perspective. **Marine Biology**, v. 159, p. 975-985. 2012

DAS, K. et al. Tuna and dolphin associations in the North-east Atlantic: Evidence of different ecological niches from stable isotope and heavy metal measurements. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 2, p. 102-109. 2000.

DENIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of Diet on Distribution of Carbon Isotopes in Animals. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495-506. 1978.

DENIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of Diet on Distribution of nitrogen Isotopes in Animals. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, v. 45, p. 341-351. 1981.

DENNIS, R. L. H. et al. The generalism-specialism debate: the role of generalists in the life and death of species. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 104, p. 173-190. 2011.

DE SYLVA, D.P. Systematics and life history of the great barracuda, *Sphyraena barracuda* (Walbaum). **Studies in Tropical Oceanography**, v. 1, p. 1-179. 1963.

DE SYLVA, D. P. Sphyraenidae. In: FISHER, W. et al. (Eds.). **FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic, fishing areas 34**, v. 47, p. 166-176. 1981.

DESORTES, G.; MOURITSEN, R. Preliminary results on the diet of long-finned pilot whales off the Faroe Islands. **Reports of the International Whale Commission (Special issue 14)**, p. 305–324. 1993.

DI BENEDITTO, A. P. M. et al. Trophic niche comparison between two predators in northern Rio de Janeiro State, Brazil: a stable isotopes approach. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 29-33. 2013.

DOLLAR, M. L. L. et al. Comparative Feeding Ecology of Spinner Dolphins (*Stenella Longirostris*) and Fraser'S Dolphins (*Lagenodelphis Hosei*) in the Sulu Sea. **Marine Mammal Science**, v. 19, n. 1, p. 1–19. 2003.

DOMI, N. et al. Feeding ecology of five commercial shark species of the Celtic Sea through stable isotope and trace metal analysis. **Marine Environmental Research**, v. 60, n. 5, p. 551-569. 2005.

DOMINGUEZ, P. S. et al. A pesca artesanal no arquipélago de fernando de noronha (PE). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 42, n. 1, p. 241-251. 2016.

DUFFY, L. M. et al. Foraging ecology of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, captured by the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. **Marine Biology**, v. 162, n. 3, p. 571-593. 2015.

DÜING, W. et al. (Eds) **Physical oceanography o the tropical Atlantic during GATen**, University of Miami, 117 pp. 1980.

FELIZOLA-FREIRE, K. M. et al. The offshore recreational fisheries of northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 46, n. 4, p. 765-77. 2018.

FITCH, J. E.; BROWNELL, R. L. Fish otoliths in cetacean stomachs and their importance in interpreting feeding habits. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 25, n.12, p. 2561–2574. 1968.

FOLCH, J. et al. A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. **Journal of Biological Chemistry**, v. 226, p. 497-509. 1957.

FRANCE, R. L. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. **Marine Ecology Progress Series**, v. 124, p. 307-312. 1995.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (08/2019). 2019.

FRY, B. **Stable isotope ecology**. 3rd ed. New York: Springer, 308 pp. 2006.

FRY, B.; WAINNGHT, S. C. Diatom sources of ¹³C-rich carbon in marine

food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 76, p. 149-157. 1991.

FUNATURA. **Plano de Manejo do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha**. Brasília, 1990. 253 p.

GARLA, R. C. **Ecologia e conservação dos tubarões do arquipélago de Fernando de Noronha, com ênfase no tubarão-cabeça-de-cesto *Carcharhinus perezii* (Poey, 1876) (Carcharhiniformes, Carcharhinidae)**. 2004. 173 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro. 2004.

GAUSE, G. F. **The Struggle for Existence**. Williams & Wilkins, Baltimore. 1934.

GIMÉNEZ, J. et al. From the pool to the sea: Applicable isotope turnover rates and diet to skin discrimination factors for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 475, p. 54–61. 2016.

GIMÉNEZ, J. et al. Diet of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Cadiz: Insights from stomach content and stable isotope analyses. **PLoS one**, v. 12, n. 9, e0184673. 2017.

GIMÉNEZ, J. et al. Towards the identification of ecological management units: A multidisciplinary approach for the effective management of bottlenose dolphins in the southern Iberian Peninsula. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 28, n. 1, p. 205-215. 2018.

GRAHAM, B. S. et al. Using Isoscapes to Trace the Movement and Foraging Behavior of Top Predators in Oceanic Ecosystems In: J. B. B. WEST, G.J.; DAWSON, T. E.; TU, K. P. (Eds.). **Isoscapes: Understanding Movement Pattern and Process on Earth Through Isotopes Mapping**: Springer Science and Business Media. **Using Isoscapes to Trace the Movement and Foraging Behavior of Top Predators in Oceanic Ecosystem**, p.299-318. 2010.

GRINNELL, J. Geography and evolution. **Ecology**, v. 5, p. 225-229. 1924.

GROSS, A. et al. A preliminary study of habitat and resource partitioning among co-occurring tropical dolphins around Mayotte, southwest Indian Ocean. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 84, n. 3, p. 367-374. 2009.

HANNIDES, C. C. S. et al. Quantification of zooplankton trophic position in the North Pacific Subtropical Gyre using stable nitrogen isotopes. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 1, p. 51-60. 2009.

HANNIDES, C. C. S. et al. Midwater zooplankton and suspended particle dynamics in the North Pacific Subtropical Gyre: A stable isotope perspective. **Limnology and Oceanography**, v. 58, n. 6, p. 1931-1946. 2013.

HANSEN, N. R. **Feeding Ecology and Habitat Utilization of the Great Barracuda *Sphyraena barracuda* (Edwards 1771) in Southeast Florida**. 2015. Master's thesis - Nova Southeastern University. 2015. p. 56.

HARVEY, J. T.; ANTONELIS G. A. Biases Associated with Nonlethal Methods of Determining the Diet of Northern Elephant Seals. **Marine Mammal Science**, v. 10, n. 2, p. 178-187. 1994.

HARO, D. et al. Estimating the isotopic niche of males and females of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) from Magellan Strait, Chile. **Marine Mammal Science**, v. 35, n. 3, p. 1070-1082. 2018.

HEATON, T. H. E. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. **Chemical Geology (Isotope Geoscience Section)**, v. 59, p. 87-102. 1986.

HOBSON, K. A. et al. Stable carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissues of captive seals: implications for dietary reconstructions involving marine mammals. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, p. 528-533. 1996

HOBSON, K. A. et al. Retrospective isotopic analyses of steller sea lion tooth annuli and seabird feathers: A cross-taxa approach to investigating regime and dietary shifts in the Gulf of Alaska. **Marine Mammal Science**, v. 20, n. 3, p. 621–638, 2004.

HONMA, M.; HISADA, K. 1971 Structure of yellowfin tuna population in the Atlantic Ocean. **Bulletin Far Seas Fisheries Research Laboratory**, v. 4, p. 93-124. 1971.

HUTCHINSON, G. E. Population studies: animal ecology and demography: concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, 1957.

HUTCHINSON, G. E. **An Introduction to population biology**. New Heaven, CT: Yale University Press. 1978.

JACKSON, A. L. et al. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 3, p. 595-602. 2011.

JACKSON, M. C. et al. Population-level metrics of trophic structure based on stable isotopes and their application to invasion ecology. **PLoS One**, v. 7, e31757. 2012.

JEFFERSON, T.A. et al. **Marine Mammals of the World: FAO Species Identification Guide**. United Nation Environment Programme and Food and Agricultural Organization of the UN. 2015.

JENNINGS, S.; WARR, K. J.; MACKINSON, S. Use of size-based production and stable isotope analyses to predict trophic transfer efficiencies and predator-prey body mass ratios in food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 240, p. 11-20. 2002.

JOBLING, M.; BREIBY, A. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. **Sarsia**, 1986.

KARCZMARSKI, L. et al. Spinner dolphins in a remote Hawaiian atoll: Social grouping and population structure. **Behavioral Ecology**, v. 16, n. 4, p. 675–685. 2005.

KEELEY, J. E.; SANDQUIST, D. R. **Carbon: freshwater plants** **Plant, Cell & Environment**, v. 15, p. 1021-1035. 1992.

KELLY, J. F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. **Canadian Journal of Zoology**, v. 78, n. 1, p. 1-27. 2000.

KILJUNEN, M., et al. A revised model for lipid-normalising $\delta^{13}\text{C}$ values from aquatic organisms with implications for isotope mixing models. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 1213-1222. 2006.

KISZKA, J. M. et al. Cetacean diversity around the Mozambique Channel island Mayotte (Comoros archipelago). **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 9, n. 2, p. 105-109. 2007.

KISZKA, J. M. et al. The use of stable isotope analyses from skin biopsy samples to assess trophic relationships of sympatric delphinids off Moorea (French Polynesia). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 395, n. 1-2, p. 48-54. 2010.

KISZKA, J. M. et al. Ecological niche segregation within a community of sympatric dolphins around a tropical island. **Marine Ecology Progress Series**, v. 433, p. 273–288. 2011.

LAMMERS, M. O. Occurrence and behavior of Hawaiian spinner dolphins (*Stenella longirostris*) along Oahu's leeward and south shores. **Aquatic Mammals**, v. 30, n. 2, p. 237-250. 2004.

LASSALLE, G. et al. An assessment of the trophic structure of the Bay of Biscay continental shelf food web: Comparing estimates derived from an ecosystem model and isotopic data. **Progress in Oceanography**, v. 120, p. 205–215. 2014.

LAYMAN, C. A. et al. Can stable isotope ratios provide for community wide measures of trophic structure? **Ecology**, v. 88, p. 42–48. 2007.

LESAGE, V. et al. Stable isotopes and trace elements as indicators of diet and habitat use in cetaceans: predicting errors related to preservation, lipid extraction, and lipid normalization. **Marine Ecology Progress Series**, v. 419, p. 249-265. 2010.

LESSA, R. et al. Análise dos desembarques da pesca de Fernando de Noronha (Brasil). **Arquivos da Ciência do Mar**, v.31. p. 47-56. 1998.

LONGHURST, A. R.; D. PAULY. **Ecology of Tropical Oceans**. San Diego, CA: Academic Press. 1987.

LOWRY, M. S. et al. Seasonal and annual variability in the diet of California sea lions (*Zalophus californianus*) at San Nicolas Island California, 1981-1986. **Fishery Bulletin**, v. 89, p. 331-336. 1991.

LUTZ, S. J.; MARTIN A. H. **Fish Carbon: Exploring Marine Vertebrate Carbon Services**. Published by GRID-Arendal, Arendal, Norway. 2014.

MACARTHUR, R. H. Patterns of species diversity. **Biological Reviews**, v. 40, n. 4, p. p. 510-533. 1965.

MACARTHUR, R. H. Density Compensation in Island Faunas. **Ecology**, v. 53, n. 2, p. 330-342. 1972.

MADIGAN, D. J. et al. Tissue Turnover Rates and Isotopic Trophic Discrimination Factors in the Endothermic Teleost, Pacific Bluefin Tuna (*Thunnus orientalis*). **PLoS ONE**, 7, n. 11, e49220. 2012.

MANCINI, P. L.; et al. Role of body size in shaping the trophic structure of tropical seabird communities. **Marine Ecology Progress Series**, v. 497, p. 243–257, 2014.

MANSO, V.A. V. et al. Morfodinâmica de praias setentrionais da Ilha de Fernando de Noronha. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11, p. 327-339. 2011.

MARTINELLI, L. A. et al. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. São Paulo. Oficina de Textos. 144 p. 2009.

MARTÍNEZ DEL RIO, C.; WOLF, B.O. Mass-balance models for animal-isotopic ecology. In: STACK, M.; WANG, T (Eds.). **Physiological and ecological adaptations to feeding in vertebrates**. Enfield, NH: Science Publishers. 2005.

MARTÍNEZ DEL RIO, C. et al. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. **Biological Reviews**, v. 84, p. 91-111. 2009

MCCAULEY, D. J. et al. Assessing the effects of large mobile predators on ecosystem connectivity. **Ecological Applications**, v. 22, n. 6, p. 1711-1717. 2012.

MCCONNAUGHEY, T.; MCROY C.P Food-web structure and the fractionation of carbon isotopes in the Bearing Sea. **Marine Biology**, v. 53, p. 257-262. 1979.

MEAD, J. G. et al. Observations on a mass strandings of spinner dolphin, *Stenella longirostris*, from the west coast of Florida. **Fishery Bulletin**, v. 78, p. 353-360. 1980.

MÉNARD, F. et al. Isotopic evidence of distinct feeding ecologies and movement patterns in two migratory predators (yellowfin tuna and swordfish) of the western Indian Ocean. **Marine Biology**, v. 153, n. 2, p. 141–152. 2007.

MÉNDEZ-FERNANDEZ, P. et al. Foraging ecology of five toothed whale species in the Northwest Iberian Peninsula, inferred using carbon and nitrogen isotope ratios. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 413, p. 150–158. 2012.

MENDOZA-ÁVILA, M. et al. Feeding habits of wahoo (*Acanthocybium solandri*) in the eastern Pacific Ocean. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 97, n. 7, p. 1505–1510, 2017.

MICHENER, R. H.; KAUFMAN, L. Stable isotope ratios as tracers in marine food webs In: MICHENER, R e LAJTHA, K. (Eds.). **Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science**, Oxford Wiley-Blackwell, v. 2, p. 238-282. 2007.

MICHENER, R. H.; SCHELL, D. M. Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs In: LAJTHA, K e MICHENER, R. (Eds.). **Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science**, Oxford Wiley-Blackwell, v. 1, p. 138-157. 1994.

MINAGAWA, M.; WADA, E. Stepwise Enrichment of N-15 Along Food-

Chains - Further Evidence and the Relation between Delta-N-15 and Animal Age. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, v. 48, n. 5, p. 1135-1140. 1984.

MONTOYA, J. P. Natural abundance of ^{15}N in marine planktonic ecosystems. In: MICHENER, R. H.; LAJTHA, K (Eds.) **Stable isotopes in ecology and environmental science**. p. 176-200. 2007.

MONTOYA, J. P.; VOSS, M. Nitrogen cycling in suboxic waters: Isotopic signatures of nitrogen transformations in the Arabian Sea Oxygen Minimum Zone In: NERETIN, L. (Eds.) **Past and Present Watern Column Anoxia**. p. 259-281. 2006

MONTOYA, J. P.; CARPENTER, E. J.; CAPONE, D. G. Nitrogen fixation and nitrogen isotope abundances in zooplankton of the oligotrophic North Atlantic. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 6, p. 1617-1628. 2002.

MOTTA, P. J. et al. FEEDING RELATIONSHIPS AMONG NINE SPECIES OF SEAGRASS FISHES OF TAMPA BAY , FLORIDA Seagrass beds have long been recognized as important feeding grounds for juvenile and adult fishes (Randall , 1965 ; Carr and Adams , 1973 ; Adams , 1976 ; Ogden and Ziema. v. 56, n. 1, p. 185–200. 1995.

NEWSOME, S. D. et al. A niche for isotopic ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 8, p. 429-436. 2007.

NEWSOME, S. D. et al. Using stable isotope biogeochemistry to study marine mammal ecology. **Marine Mammal Science**, v. 26, n.3, p. 509-572. 2010.

NORRIS, K. S.; DOHL, T.P. Behavior of the Hawaiian Spinner Dolphin, *Stenella longirostris*. **Fishery Bulletin**, v. 77, n. 4, p. 821-849. 1980.

NORRIS, K. S. et al. **The Hawaiian Spinner Dolphin**. Berkley, SF: University of California Press. 408 p. 1994.

O'TOOLE, A. C. et al. Spatial ecology and residency patterns of adult great barracuda (*Sphyraena barracuda*) in coastal waters of The Bahamas. **Marine Biology**, v. 158, n. 10, p. 2227-2237. 2011.

PÁEZ-ROSAS, D.; AURIOLAS-GAMBOA, D. Alimentary niche partitioning in the Galapagos sea lion, *Zalophus wollebaeki*. **Marine Biology**, v. 157, p. 2769-2781.

PAPASTAMATIOU, Y. P. et al. Distribution and diet of four species of carcharhinid shark in the Hawaiian Islands: Evidence for resource partitioning and competitive exclusion. **Marine Ecology Progress Series**, v. 320, p. 239-251. 2006.

PERRIN, W. F. et al. Stomach Contents of Porpoise, *Stenella spp* and Yellowfin Tuna, *Thunnus albacares*, in Mixed-Species Aggregations. **Fishery Bulletin**, v. 71, n. 4, p. 1077-1092. 1973.

PERRIN, W. F.; GILPATRICK-JR, J. W. Spinner Dolphin *Stenella longirostris* (Gray, 1828). In: RIDGWAY, S. H., HARRISON, S. (Eds.) **Handbook of Marine Mammals: The First Book of Dolphins**. London: Academic Press, p. 99-128. 1994.

PERRIN, W. F. et al. Spinner dolphins (*Stenella longirostris*) of the western

pacific and southeast Asia: pelagic and shallow-water forms. **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 4, p. 1029-1053. 1999.

PETERSON, R. G.; STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. **Progress in Oceanography**, v. 26, n. 1, p. 1-73. 1991.

PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 293-320. 1987.

PIANKA, E. R. The structure of lizard's communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.4, p. 53-74. 1973

PIANKA, E. R. Niche Overlap and Diffuse Competition. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 71, n. 5, p. 2141-2145. 1974.

PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C. Differential fractionation of $d^{13}C$ and $d^{15}N$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. **Functional ecology**, v. 13, p. 225-231. 1999.

POTIER, M. *et al.* Feeding partitioning among tuna taken in surface and mid-water layers: the case of yellowfin (*Thunnus albacares*) and bigeye (*T. obesus*) in the western tropical Indian Ocean. **Western Indian Ocean Journal of Marine Science**, v. 3, p. 51-62. 2004.

POTIER, M. *et al.* Forage fauna in the diet of three large pelagic fishes (lancetfish, swordfish and yellowfin tuna) in the western equatorial Indian Ocean. **Fisheries Research**, v. 83, n. 1, p. 60-72. 2007.

POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 703-718. 2002.

POST, D.M., *et al.* Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, v. 152, p. 179–189. 2007

RAU, G. H. *et al.* $^{15}N/^{14}N$ and $^{13}C/^{12}C$ in mesopelagic shrimp from the northeast Atlantic Ocean: evidence for differences in diet. **Deep Sea Research Part A, Oceanographic Research Papers**, v. 36, n. 7, p. 1103-1110. 1989.

RAU, G. H. *et al.* $^{15}N/^{14}N$ and $^{13}C/^{12}C$ in Weddell Sea Birds, seals, and fishes: implications for diet and trophic structure. **Marine Ecology Progress Series**, v. 84, p. 1-8. 1992.

RECHIA, C. A.; READ, A. J. Stomach contents of harbour porpoises, *Phocoena phocoena* (L.), from the Bay of Fundy. **Canadian Journal of Zoology**, v. 67, p. 2140-2146. 1989.

REVIZEE, P. Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na zona econômica exclusiva. Relatório Executivo. **Programa REVIZEE. Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos da Zona Econômica exclusiva**. 2006.

RICCIALDELLI, L. *et al.* Ontogenetic diet shift in Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii commersonii*) off Tierra del Fuego. **Polar Biology**, v. 36, p. 617–627. 2013.

RICHERT, J. E.; GALVÁN-MAGAÑA, F.; KLIMLEY, A. P. Interpreting

nitrogen stable isotopes in the study of migratory fishes in marine ecosystems. **Marine Biology**, v. 162, n. 5, p. 1099–1110. 2015.

RINGELSTEIN, J. et al. Food and feeding ecology of the striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the oceanic waters. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 86, p. 909-918. 2006.

ROMAN, J. et al. Whales as marine ecosystem engineers. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 7, p. 377-385. 2014.

ROSEL, P. E. PCR-based sex determination in Odontocet cetaceans. **Conservation Genetics**, v. 4, p. 647-649. 2003

ROSSMAN, S. et al. Foraging habits in a generalist predator: Sex and age influence habitat selection and resource use among bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Marine Mammal Science**, v. 31, n. 1, p. 155-168. 2015.

ROUGHARDEN, J. Resource Partitioning among Competing Species - Co-Evolutionary Approach. **Theoretical Population Biology**, v. 9, n. 3, p. 388-424. 1976.

RUNDERSHAUSEN, P. J. et al. Feeding Ecology of Blue Marlin, Dolphinfish, Yellowfin Tuna, and Wahoos from the North Atlantic Ocean and Comparisons with Other Oceans. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 139, p. 1335-1359. 2010.

RYTHER, J. H. Photosynthesis and fish production in the sea. **Science**, v. 166, p. 72–76. 1969.

SAMPAIO, C. L. S.; NUNES, J. A. C. C.; MENDES, L. F. *Acytus pauciradiatus*, a new species of clingfish (Teleostei: Gobiesocidae) from Fernando de Noronha Archipelago, Pernambuco state, Northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 2, n. 4, p. 205-208. 2004.

SAINO, T.; HATTORI, A. ¹⁵N natural abundance in oceanic suspended particulate matter **Nature**, v. 283, p. 752-754. 1980.

SANDER, F.; STEVEN, D.M. Organic Productivity of Inshore and Offshore Waters of Barbados - Study of Island Mass Effect. **Bulletin of Marine Science**, v. 23, n. 4, p. 771-792. 1973.

SAZIMA, I.; SAZIMA, C.; SILVA JÚNIOR, J. M. Fishes associated with spinner dolphins at Fernando de Noronha Archipelago, tropical Western Atlantic: an update and overview. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 4, 451-455. 2006.

SCHOENER, T. W. Resource Partitioning in Ecological Communities. **Science**, v. 185, n. 4145, p.27-39. 1974.

SCOTT, M. D. et al. Pelagic predator associations: tuna and dolphins in the eastern tropical Pacific Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 458, p. 283-302. 2012.

SEAMAN, J. Fish habitat provided by obsolete petroleum platforms off Southern Florida. **Bulletin of Marine Science**, v. 44, n. 2, p. 1014-1022. 1989.

SECCHI, E. R. et al. Long-term and gender-related variation in the feeding ecology of common bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary and

the adjacent marine coast in the western South Atlantic. **Marine Biology Research**, v. 13, n. 1, p. 121-134. 2017.

SEPULVEDA, C. A. et al. Depth distribution and temperature preferences of wahoo (*Acanthocybium solandri*) off Baja California Sur, Mexico. **Marine Biology**, v. 158, n. 4, p. 917–926, 2011.

SERAFINI, T. Z.; DE FRANÇA, G. B., ANDRIGUETTO-FILHO, J. M. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 3. p. 281-301.

SIBLY, R. M.; CALOW. **Physiological ecology of animals**. Oxford, UK: Blackwell Science. 1986.

SIGMAN, D. M. et al. The $\delta^{15}\text{N}$ of nitrate in the Southern Ocean: Consumption of nitrate in surface waters. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 13, p. 1149-1166. 2000.

SILVA, A. C. et al. Variação sazonal da estrutura de massas d'água na plataforma continental do Amazonas e área oceânica adjacente. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, n. 2, p. 145-157. 2005.

SILVA JÚNIOR, J. M. **Aspectos do comportamento do golfinho-rotador, *Stenella longirostris* (Gray, 1828), no Arquipélago de Fernando de Noronha**. 1996. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife 1996. 131 p.

SILVA JÚNIOR, J. M. **Ecologia comportamental do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) em Fernando de Noronha**. 2005. Tese de Doutorado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005. 121 p.

SILVA JÚNIOR, J. M. Turismo de Observação de Mamíferos Aquáticos: benefícios, impactos e estratégias. **Revista Brasileira de Ecoturismo**, v. 10, n. 2, p. 433-465. 2017.

SILVA JÚNIOR, J. M. et al. Rest, nurture, sex, release, and play: diurnal underwater behaviour of the spinner dolphin at Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic. **Journal of Ichthyology and Aquatic Biology**, v. 9, n. 4, p. 161-176. 2005.

SILVA JÚNIOR, J. M. et al. Trophic relationships of the spinner dolphin at Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic. **Scientia Marina**, v. 71, p. 505–511, 2007.

SOTO, J. M. R. Tubarões e raias (Chondrichthyes) encontrados no Arquipélago de Fernando de Noronha durante as Expedições Arfenor I e II. **Alcance**, v. 2, p. 71-80. 1997.

STEVENSON, C. et al. High apex predator biomass on remote Pacific islands. **Coral Reefs**, v. 26, p. 47–51. 2007

SULZMAN, E. W. Stable isotopes chemistry and measurement: a primer In: R. H. L. Michener, K. (Eds.). **Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science**, Oxford: Wiley-Blackwell, v.2, p.1-21. 2007.

SYVÄRANTA, J. et al. An Empirical Evaluation of the Utility of Convex Hull and Standard Ellipse Areas for Assessing Population Niche Widths from Stable Isotope Data. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, p. 1–8. 2013.

TEFFER, A. K. et al. Trophic niche overlap among dolphinfish and co-occurring tunas near the northern edge of their range in the western North Atlantic. **Marine Biology**, v. 162, n. 9, p. 1823–1840. 2015.

TEIXEIRA, W. et al. **Arquipélago de Fernando de Noronha: O Paraíso do Vulcão**. São Paulo (SP): Terra Virgem. 167 p. 2003.

TIESZEN, L. L. Carbon isotope fractionation in biological material. **Nature**, v. 276, p. 97-98. 1978.

TIESZEN, L. L. et al. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: Implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. **Oecologia**, v. 57, p. 32-37. 1983.

TILMAN, D.; KILMAN, S. S.; KILMAN, P. Phytoplankton Community Ecology the Role of Limiting Nutrients. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 349-372. 1982.

TRYSTRAM, C. et al. Mechanisms of trophic partitioning within two fish communities associated with a tropical oceanic island. **Western Indian Ocean Journal of Marine Science**, v.14, p. 93-111. 2015.

VANDER ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. **Limnology and Oceanography**, v. 46, p. 2061-2066. 2001.

VANDER ZANDEN, M. J. Stable isotope turnover and half-life in animal tissues: A literature synthesis. **PLoS One**, v. 10, n. 1-16. 2015.

VAN VALEN, L. Morphological Variation and Width of Ecological Niche. **The American Naturalist**, v. 99, n. 908, p. 377-390. 1965.

VARELA, J. L. et al. Prey-muscle carbon and nitrogen stable-isotope discrimination factors in Atlantic Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 406, n. 1-2, p. 21-28. 2011.

VARELA, J. L. et al. Using stable isotopes analyses to assess trophic relationships between Atlantic bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) and striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the Strait of Gibraltar. **Marine Environmental Research**, v. 139, p. 57 – 63, 2018.

VARGHESE, S. P. et al. Diet composition, niche partitioning and trophic organization of large predatory fishes in the eastern Arabian Sea. **Hydrobiologia**, v. 736, p. 99-114. 2014.

VASKE JÚNIOR, T.; CASTELLO, J. P. Conteúdo estomacal da albacora-laje, *Thunnus albacares*, durante o inverno e primavera no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 639-647. 1998.

VASKE JÚNIOR, T. et al. Feeding strategy of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), and wahoo (*Acanthocybium solandri*) in the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 29, n. 1, p. 173-181. 2003.

VEGA-CENDEJAS, M. E. et al. Trophic interrelations in a beach seine fishery from the northwestern coast of the Yucatan peninsula. **Journal of Fish Biology**, v. 44, n. 4, p. 647-659. 1994.

WALKER, J.; MACKO, S.A. Dietary studies of marine mammals using stable carbon and nitrogen isotopic ratios of teeth. **Marine Mammal Science**, v. 15, p. 314-334. 1999.

WEIMERSKIRCH, H. et al. Foraging strategy of masked boobies from the largest colony in the world: Relationship to environmental conditions and fisheries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 362, p. 281-302. 2008.

WENG, J. S. et al. Feeding ecology of juvenile yellowfin tuna from waters southwest of Taiwan inferred from stomach contents and stable isotope analysis. **Marine and Coastal Fisheries**, v. 7, p. 537–548. 2015.

YOUNG, T. P.; ISBELL, L. A. Sex-Differences in Giraffe Feeding Ecology - Energetic and Social Constraints. **Ethology**, v. 87, n. 1-2, p. 79-89. 1991.

YOUNG, H. et al. Limited trophic partitioning among sympatric delphinids off a tropical oceanic atoll. **Plos One**, v. 12, n. 8, e0181526. 2017.

YOUNG, J. W. et al. Feeding ecology and niche segregation in oceanic top predators off eastern Australia. **Marine Biology**, v. 157, n. 11, p. 2347-2368. 2010.

TABELAS

Tabela 1 - Valores isotópicos de carbono corrigidos ($\delta^{13}\text{C}_{\text{cor}}$; ‰), juntamente com as razões C:N e as concentrações de lipídeos (L) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacoras-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS) e barracudas (*Sphyraena barracuda* - SB) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017 que necessitaram ter suas assinaturas isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) corrigidas aritmeticamente.

| Indivíduo | Gênero | C:N | L | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{13}\text{C}_{\text{cor}}$ |
|-----------|--------|------|-------|-----------------------|------------------------------------|
| SL-02 | Macho | 3,72 | 11,40 | -17,9 | -16,9 |
| SL-03 | Macho | 3,86 | 13,87 | -17,7 | -16,6 |
| SL-04 | Macho | 3,22 | 1,62 | -17,9 | -17,7 |
| SL-05 | Fêmea | 4,33 | 20,94 | -18,5 | -16,8 |
| SL-06 | Macho | 3,19 | 0,87 | -18,0 | -17,9 |
| SL-07 | Fêmea | 4,11 | 17,70 | -17,9 | -16,5 |
| SL-08 | Macho | 3,88 | 14,09 | -17,6 | -16,4 |
| SL-09 | Fêmea | 4,30 | 20,50 | -18,0 | -16,3 |
| SL-10 | Macho | 3,74 | 11,81 | -17,5 | -16,5 |
| SL-11 | Macho | 4,06 | 17,02 | -18,1 | -16,7 |
| SL-12 | Fêmea | 3,75 | 11,99 | -17,2 | -16,1 |
| SL-13 | Macho | 4,08 | 17,34 | -18,1 | -16,6 |
| SL-14 | Macho | 4,08 | 17,38 | -18,2 | -16,8 |
| SL-15 | Macho | 4,53 | 23,51 | -18,5 | -16,6 |
| SL-16 | Macho | 4,49 | 23,01 | -18,5 | -16,6 |
| SL-17 | Fêmea | 4,17 | 18,69 | -17,9 | -16,3 |
| SL-18 | Fêmea | 4,05 | 16,84 | -17,7 | -16,3 |
| SL-19 | Fêmea | 4,05 | 15,87 | -17,7 | -16,4 |
| SL-20 | Macho | 3,99 | 19,35 | -18,2 | -16,6 |
| SL-21 | Macho | 4,22 | 17,07 | -17,9 | -16,5 |
| SL-22 | Fêmea | 4,06 | 22,65 | -19,0 | -17,2 |
| SL-23 | Fêmea | 3,91 | 14,70 | -17,7 | -16,4 |
| SL-24 | Fêmea | 4,49 | 23,02 | -18,8 | -16,9 |
| SL-25 | Macho | 4,02 | 16,31 | -17,0 | -15,7 |
| SL-26 | Fêmea | 4,05 | 16,92 | -18,2 | -16,8 |
| SL-27 | Macho | 4,33 | 20,96 | -18,3 | -16,6 |
| SL-28 | Macho | 4,91 | 28,15 | -19,2 | -17,0 |
| SL-29 | Macho | 4,43 | 22,29 | -18,6 | -16,8 |
| SL-30 | Macho | 3,95 | 15,36 | -17,8 | -16,6 |
| SL-31 | Macho | 3,95 | 15,28 | -17,8 | -16,5 |
| SL-32 | Macho | 4,41 | 21,94 | -18,6 | -16,8 |
| SL-33 | Fêmea | 3,80 | 12,79 | -18,0 | -16,9 |
| SL-34 | Macho | 4,24 | 19,68 | -18,9 | -17,3 |
| SL-35 | Fêmea | 4,03 | 16,60 | -17,9 | -16,6 |

| | | | | | |
|-------|-------|------|-------|-------|-------|
| SL-36 | Macho | 4,23 | 19,55 | -18,0 | -16,4 |
| SL-37 | Macho | 4,35 | 21,15 | -16,9 | -15,2 |
| SL-38 | Macho | 4,79 | 26,73 | -18,8 | -16,6 |
| SL-39 | Fêmea | 3,92 | 14,80 | -17,5 | -16,2 |
| SL-40 | Fêmea | 3,75 | 11,94 | -18,5 | -17,5 |
| TA-02 | - | 3,52 | 7,70 | -16,7 | -16,1 |
| AS-05 | - | 4,27 | 20,08 | -17,5 | -15,4 |
| AS-07 | - | 3,61 | 9,40 | -17,1 | -15,9 |
| SB-01 | - | 5,30 | 32,16 | -18,6 | -15,5 |
| SB-05 | - | 5,28 | 31,96 | -20,1 | -17,1 |

Tabela 2 - Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰), nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) e posições tróficas (PT) médias (\pm DP), calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacoras-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS), barracudas (*Sphyraena barracuda* - SB) e sardinhas-cascudas (*Harengula jaguana* - HJ) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017.

| Espécie | N | $\delta^{13}\text{C}$ (Média \pm DP) | $\delta^{15}\text{N}$ (Média \pm DP) | PT (Média \pm DP) |
|---------|----|--|--|---------------------|
| SL | 40 | -16,7 \pm 0,5 | +11,6 \pm 0,6 | 5,3 \pm 0,4 |
| TA | 14 | -16,5 \pm 0,6 | +10,4 \pm 0,2 | 4,5 \pm 0,1 |
| AS | 10 | -16,6 \pm 0,9 | +10,9 \pm 0,6 | 4,8 \pm 0,4 |
| SB | 5 | -16,5 \pm 0,8 | +10,5 \pm 0,3 | 4,6 \pm 0,2 |
| HJ | 15 | -17,4 \pm 0,2 | +8,7 \pm 0,4 | 3,5 |

Tabela 3 - Resultados da aplicação do Teste de Tukey e Teste de Dunn para as comparações múltiplas dos valores isotópicos médios de carbono ($\delta^{13}\text{C}$ - diagonal superior) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$ - diagonal inferior), respectivamente, calculados para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacoras-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS) e barracudas (*Sphyræna barracuda* - SB) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha nos meses de maio e junho de 2017. Os números indicam os p-valores fornecidos pelo teste. Os números em negrito indicam os p-valores menores que o nível de significância adotado ($p < 0,05$).

| | SL | TA | AS | SB |
|----|-------------|------|------|------|
| SL | | 0,53 | 0,99 | 0,88 |
| TA | 0,00 | | 0,86 | 1,00 |
| AS | 0,02 | 0,27 | | 0,97 |
| SB | 0,00 | 0,82 | 0,57 | |

Tabela 4 - Resultados da aplicação do Teste de Dunn para comparações múltiplas das posições tróficas médias (PT - diagonal inferior) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacoras-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalasempinge (*Acanthocybium solandri* - AS) e barracudas (*Sphyræna barracuda* - SB) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha nos meses de maio e junho de 2017. Os números indicam os p-valores fornecidos pelo teste. Os números em negrito indicam os p-valores menores que o nível de significância adotado ($p < 0,05$).

| | SL | TA | AS |
|----|-------------|------|------|
| SL | | | |
| TA | 0,00 | | |
| AS | 0,01 | 0,28 | |
| SB | 0,00 | 0,83 | 0,57 |

Tabela 5 - Áreas das elipses padrão Bayesianas ($SEAB$; $\%^{2}$) e das elipses padrão corrigidas para pequenos números amostrais ($SEAc$; $\%^{2}$), juntamente com as porcentagens (%) de sobreposição entre as $SEAc$ calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* - SL), albacoras-laje (*Thunnus albacares* - TA), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* - AS) e barracudas (*Sphyræna barracuda* - SB) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. Os valores de sobreposição são referentes à espécie listada na linha em relação à da coluna.

| Espécie | n | SEAB | SEAc | | SL | TA | AS | SB |
|----------------|----------|-------------|-------------|----|-------|-------|-------|-------|
| SL | 40 | 0,85 | 0,90 | SL | - | 0,00 | 20,00 | 0,00 |
| TA | 14 | 0,30 | 0,31 | TA | 0,00 | - | 12,00 | 30,20 |
| AS | 10 | 1,58 | 1,92 | AS | 42,33 | 68,34 | - | 68,90 |
| SB | 5 | 0,70 | 1,12 | SB | 0,00 | 100 | 40,11 | - |

Tabela 6 - Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}C$; $\%$), nitrogênio ($\delta^{15}N$; $\%$) e posições tróficas (PT) médias (\pm DP) calculadas para machos e fêmeas do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017.

| Gênero | N | $\delta^{13}C$ (Média \pm DP) | $\delta^{15}N$ (Média \pm DP) | PT (Média \pm DP) |
|---------------|----------|--|--|---------------------------------------|
| Macho | 25 | -16,7 \pm 0,5 | +11,6 \pm 0,5 | 5,3 \pm 0,3 |
| Fêmea | 15 | -16,6 \pm 0,3 | +11,7 \pm 0,8 | 5,3 \pm 0,5 |

Tabela 7 - Áreas das elipses padrão Bayesianas ($SEAB$; $\%^{2}$) e das elipses padrão corrigidas para pequenos números amostrais ($SEAc$; $\%^{2}$) calculadas para machos e fêmeas do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017.

| Gênero | n | SEAB | SEAc |
|---------------|----------|-------------|-------------|
| Macho | 25 | 0,70 | 0,74 |
| Fêmea | 15 | 0,70 | 0,77 |

FIGURAS

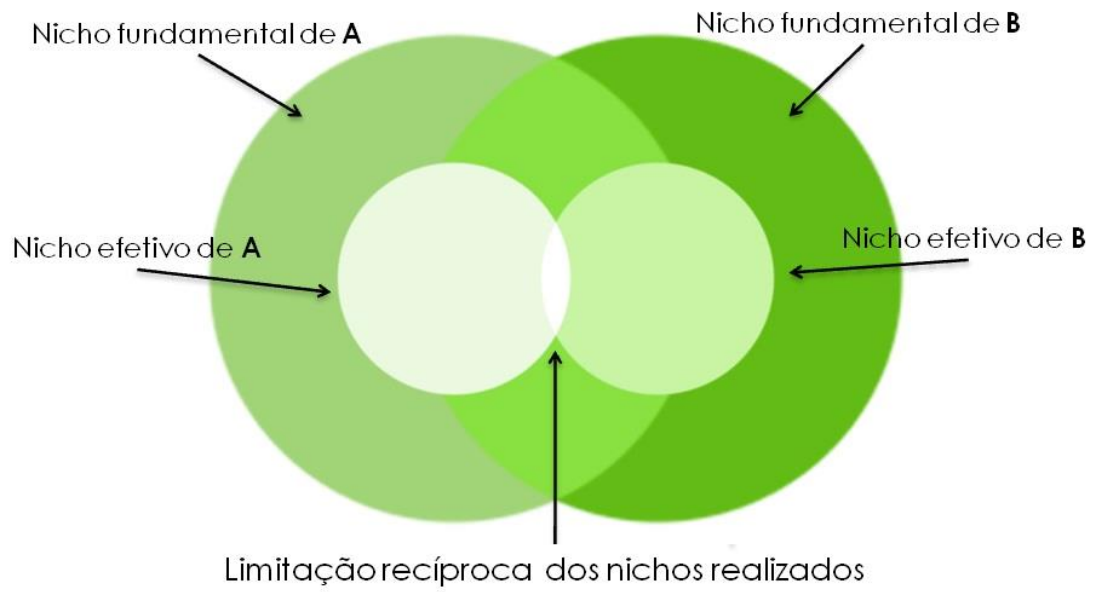


Figura 1 - Esquema demonstrando como diferentes espécies, A e B, limitam mutuamente seus respectivos nichos ecológicos. Fonte: Begon et al. (2006) baseado em Hutchinson (1957).

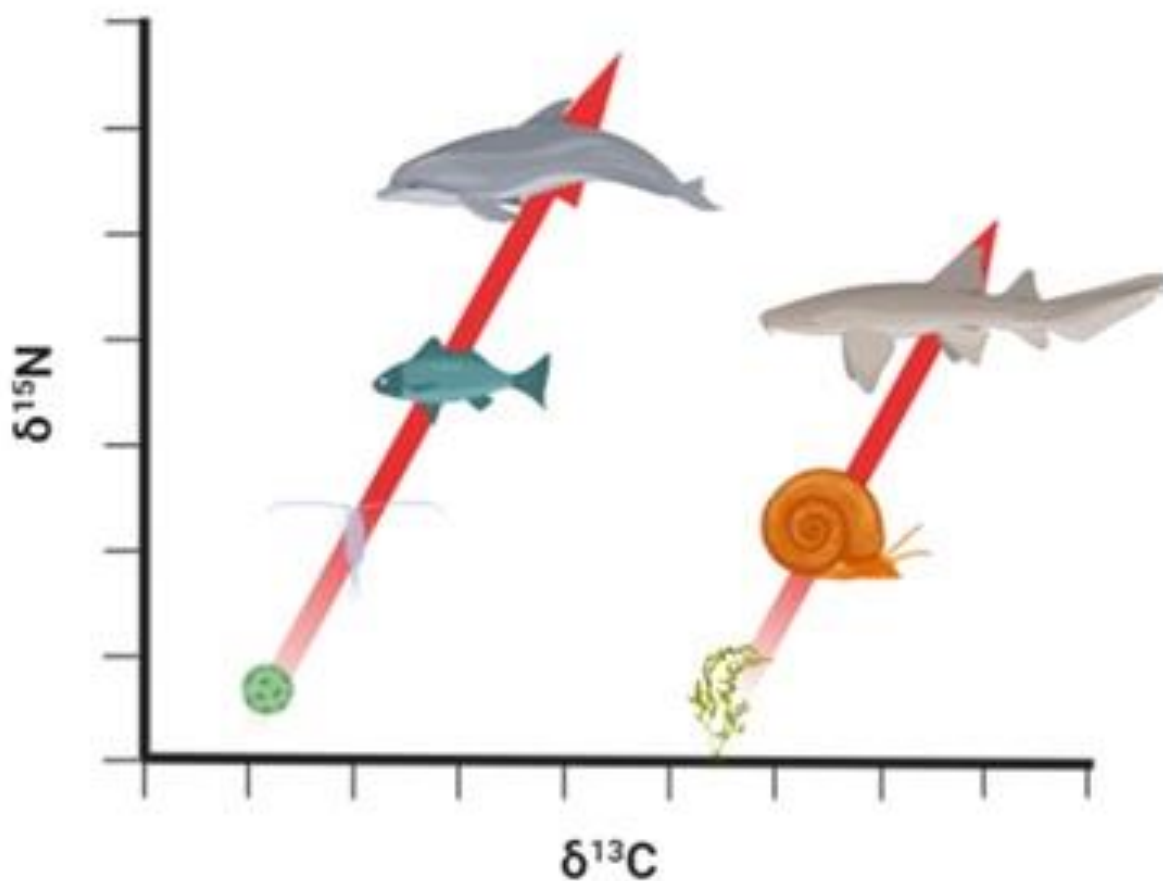


Figura 2 - Esquema ilustrativo do fenômeno de discriminação isotópica que se desenvolve ao longo dos elos das cadeias tróficas devido a processos metabólicos ocorrentes nos organismos que as compõem.

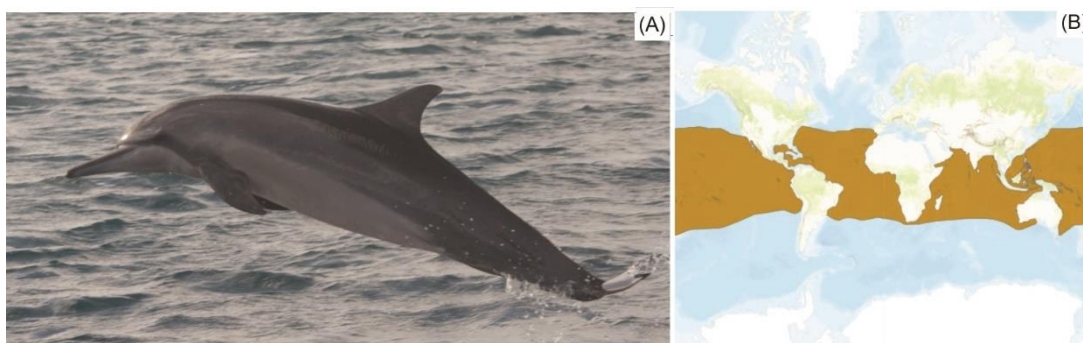


Figura 3 – O golfinho-rotador-de-Gray (*Stenella longirostris longirostris*) (A) e sua distribuição global (B). Fontes: acervo LABCMA e IUCN, respectivamente.



Figura 4 – A albacora-laje (*Thunnus albacares*) (A) e sua distribuição global (B). Fontes: acervo LABCMA e IUCN, respectivamente.



Figura 5 – A cavala-empinge (*Acanthocybium solandri*) (A) e sua distribuição global (B). Fontes: acervo LABCMA e IUCN, respectivamente.

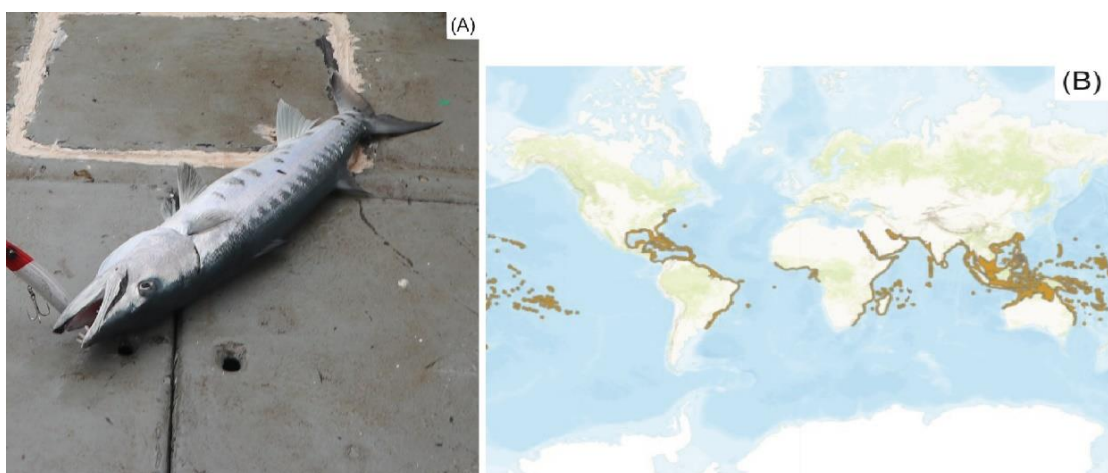


Figura 6 – A barracuda (*Sphyraena barracuda*) (A) e sua distribuição global (B). Fontes: acervo LABCMA e IUCN, respectivamente.

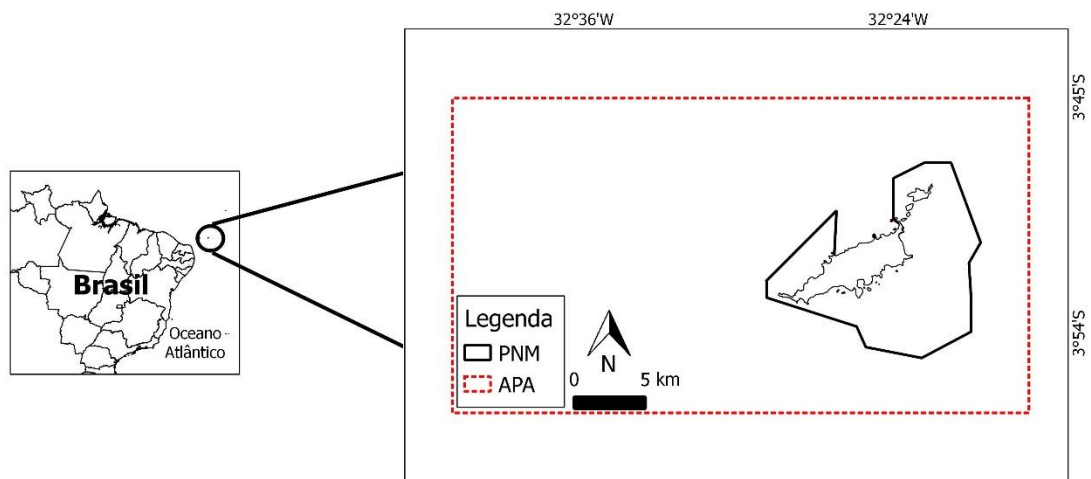


Figura 7 – Mapa destacando o Arquipélago de Fernando de Noronha juntamente com as áreas delimitadas ao Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (linha preta) e a Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo.

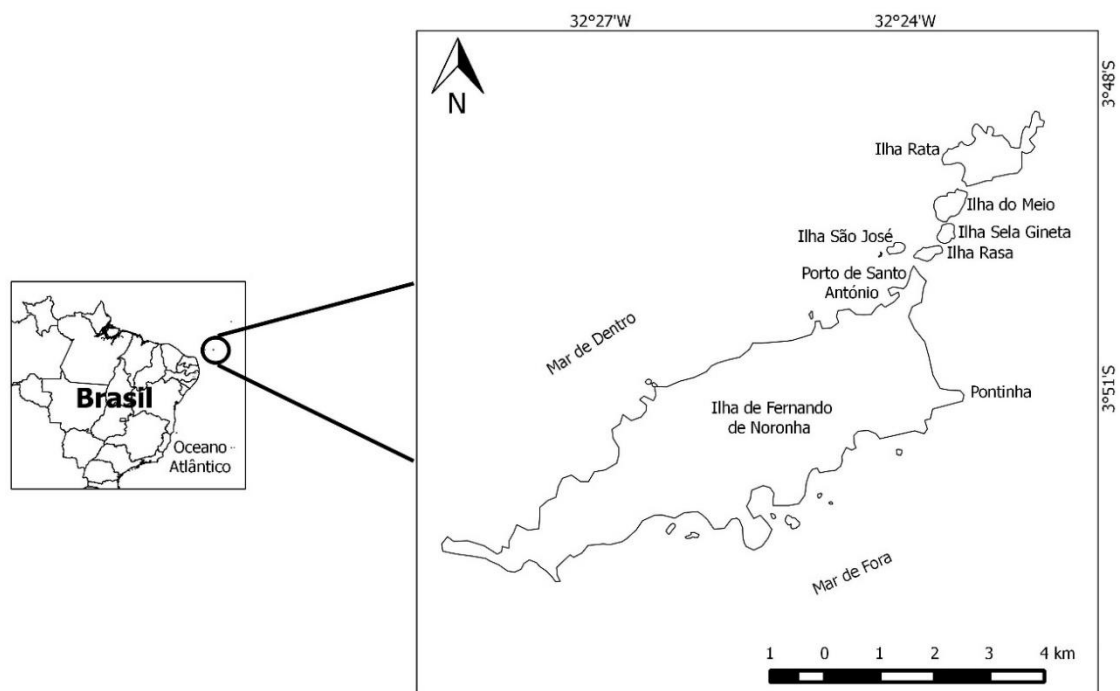


Figura 8 - Mapa destacando o Arquipélago de Fernando de Noronha e os pontos de referência das áreas de coleta das amostras teciduais das espécies-alvo do presente estudo realizadas entre maio e junho de 2017.

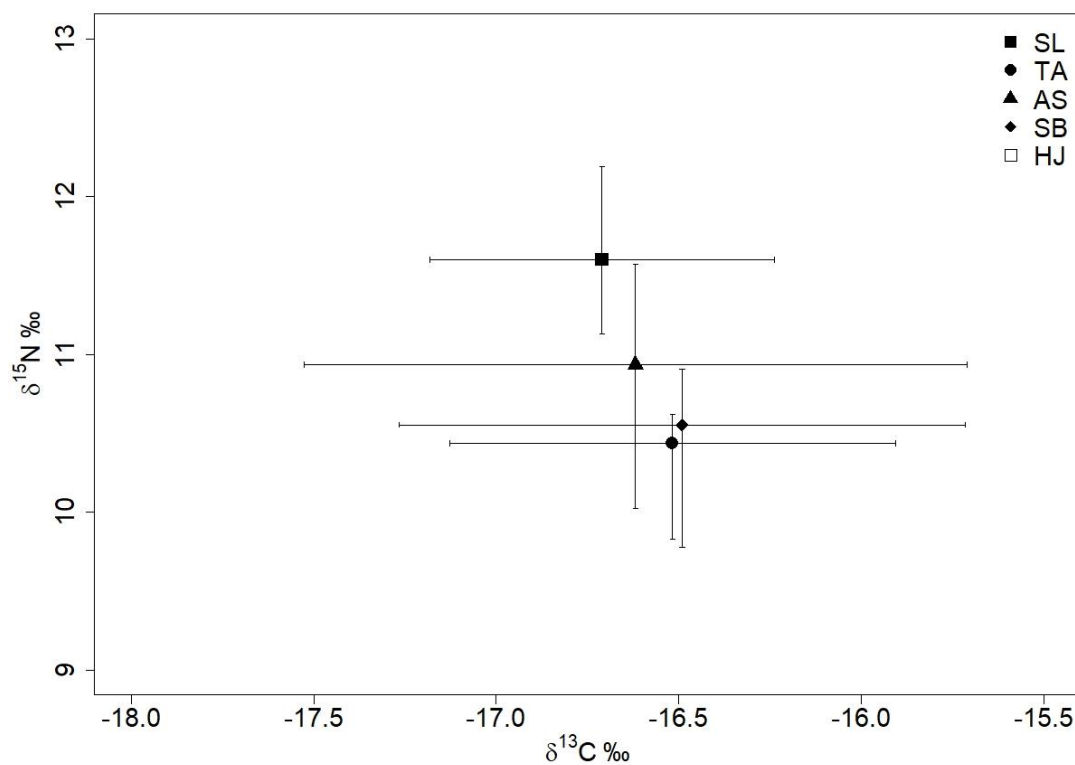


Figura 9 – Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) calculados para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* – SL; n=40), albacoras-laje (*Thunnus albacares* – TA; n=14), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* – AS; n=10) e barracudas (*Sphyraena barracuda* – SB; n=5) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. O gráfico mostra os respectivos valores médios e os desvios padrões estimados. As letras distintas indicam as comparações estatísticas individuais que se apresentaram como significativamente diferentes ($p < 0,05$).

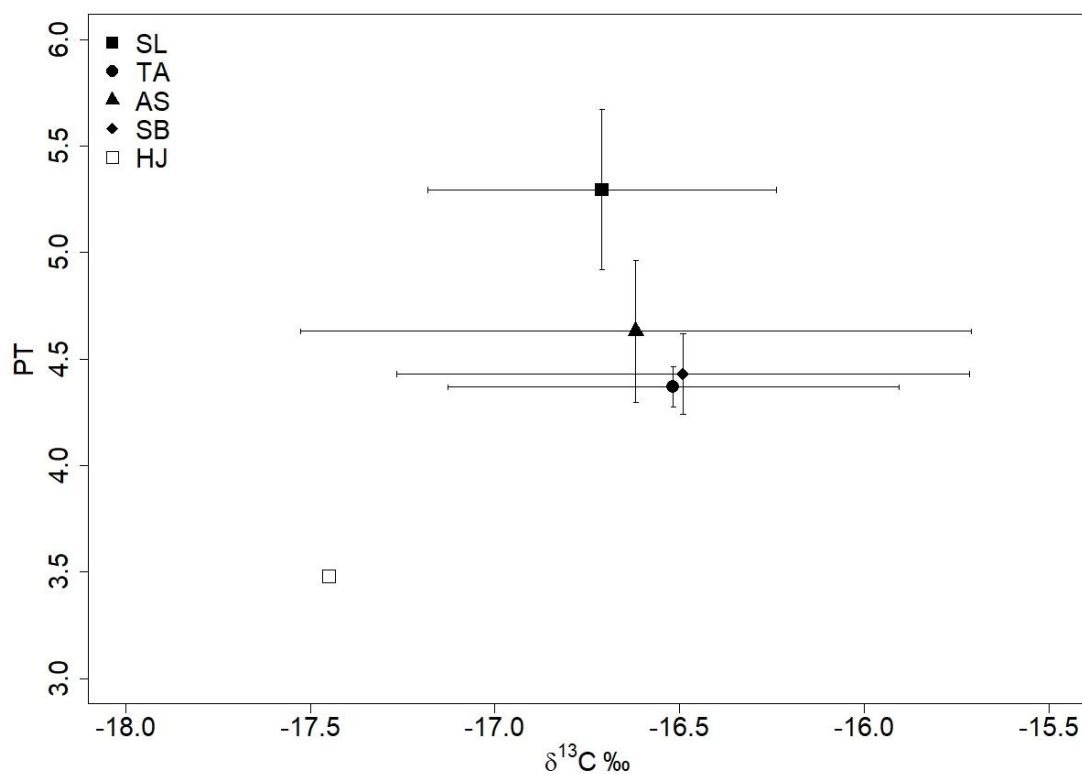


Figura 10 – Posições tróficas (PT) valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* – SL; n=40), albacoras-laje (*Thunnus albacares* – TA; n=14), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* – AS; n=10), barracudas (*Sphyraena barracuda* – SB; n=5) e sardinhas-cascudas (*Harengula jaguana* – HJ; n=15) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. O gráfico mostra os respectivos valores médios e os desvios padrões estimados.

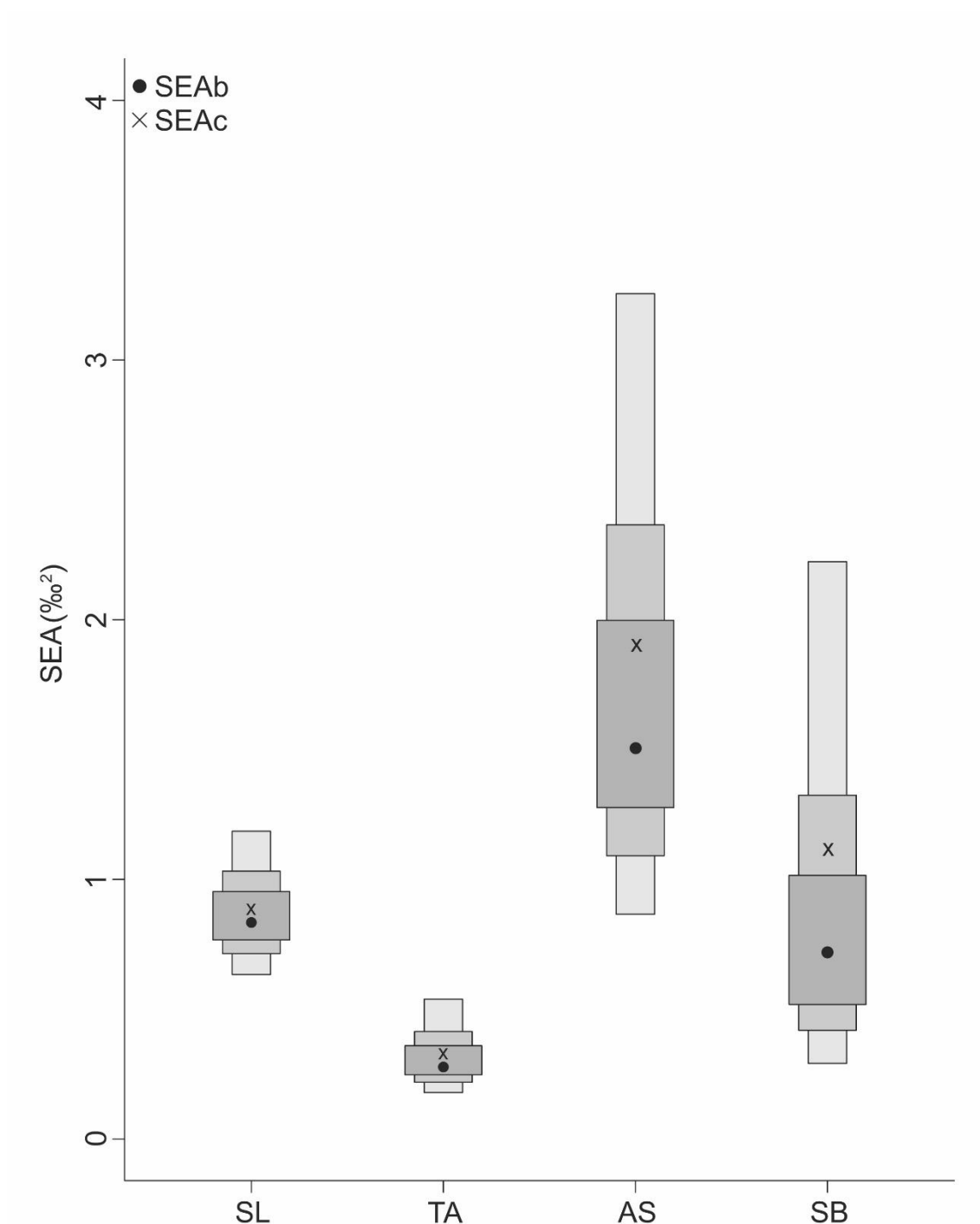


Figura 11 - Plot de densidade das áreas das elipses padrão Bayesianas (SE_{Ab} ; % 2) calculadas para golfinho-rotadores (*Stenella longirostris* – SL; n=40), albacoras-lage (*Thunnus albacares* – TA; n=14), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* – AS; n=10) e da barracudas (*Sphyrna barracuda* – SB; n=5) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. O “X” indica a área da elipse padrão (SE_{Ac} ; % 2) corrigida para pequenos números amostrais (SE_{Ac} ; % 2) de cada espécie e o ponto preto representa a moda da distribuição dos valores das SE_{Ab} . As caixas cinza demonstram os intervalos de credibilidade de 50, 75 e 95 % (do cinza escuro ao claro, respectivamente).

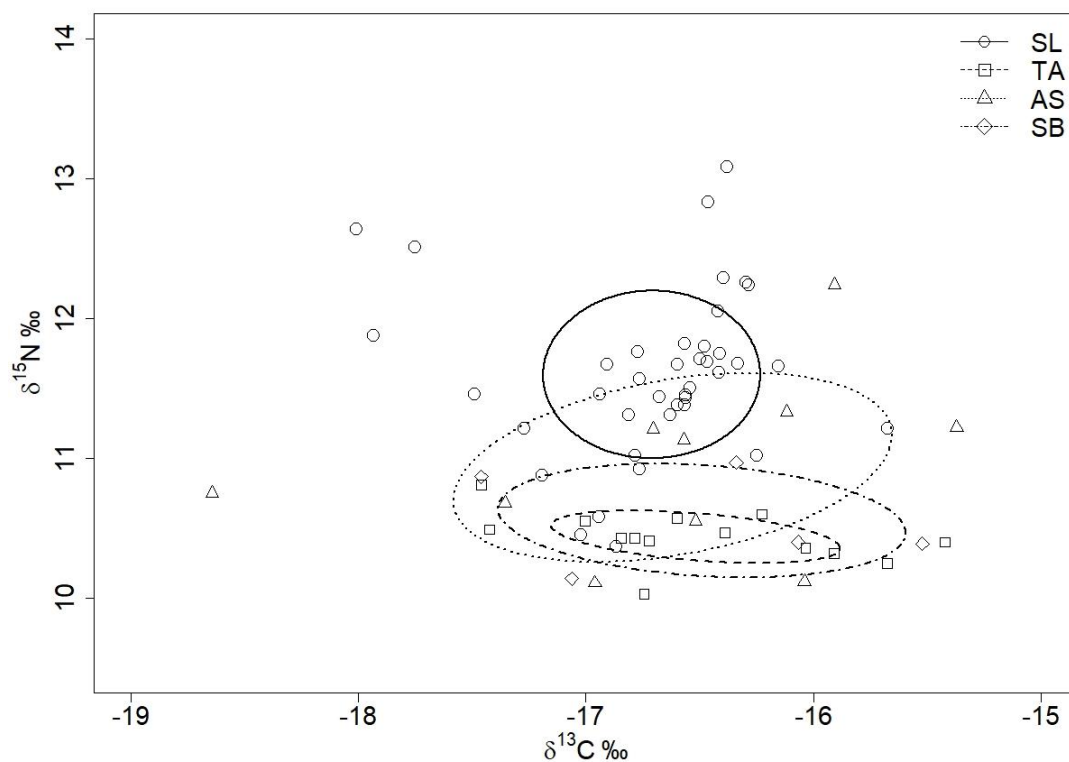


Figura 12 - Distribuição dos valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) juntamente com as elipses padrão corrigidas para pequenos números amostrais (SEAc; ‰²) calculadas para golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris* – SL; n=40), albacoras-laje (*Thunnus albacares* – TA; n=14), cavalas-empinge (*Acanthocybium solandri* – AS; n=10) e barracudas (*Sphyrna barracuda* – SB; n=5) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017.

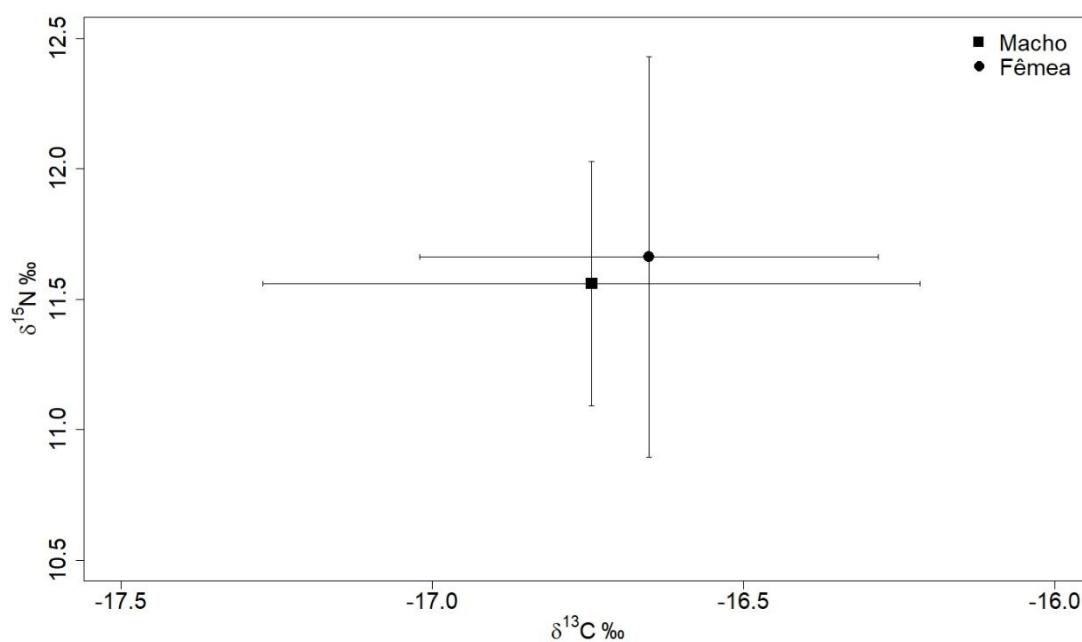


Figura 13 - Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) calculados para machos (n=25) e fêmeas (n=15) do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. Os gráficos mostram os respectivos valores médios e os desvios padrões estimados. As letras iguais indicam as comparações estatísticas que não se apresentaram como significativamente diferentes ($p \geq 0,05$).

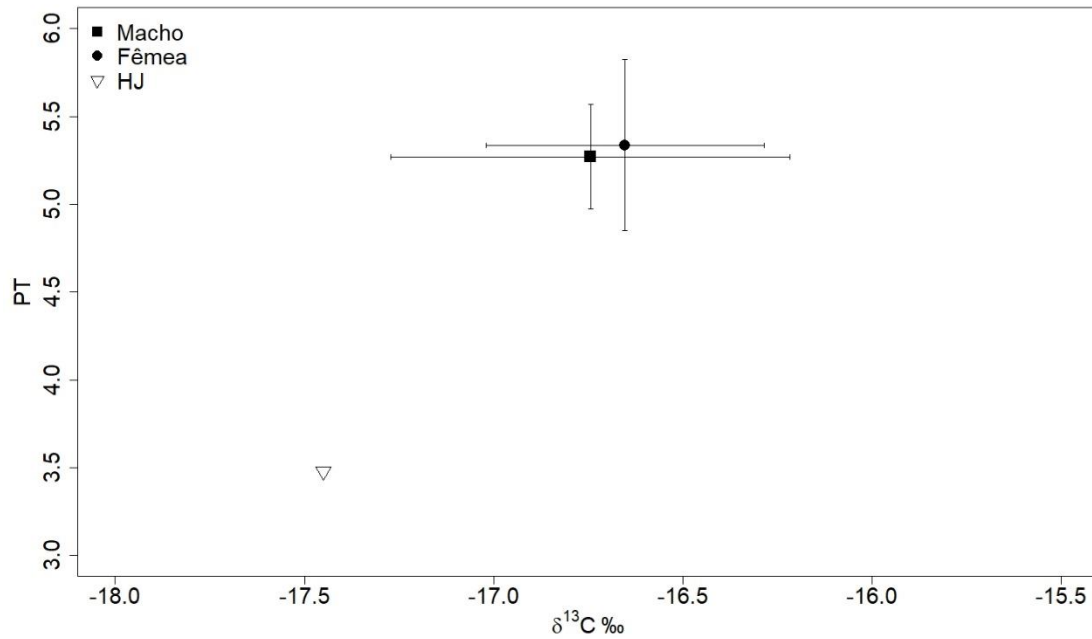


Figura 14 - Posições tróficas (PT) valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) calculadas para machos (n=25) e fêmeas (n=15) do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. Os gráficos mostram os respectivos valores médios e os desvios padrões estimados. HJ: sardinha-verdadeira, *Harengula jaguana* (n=15).

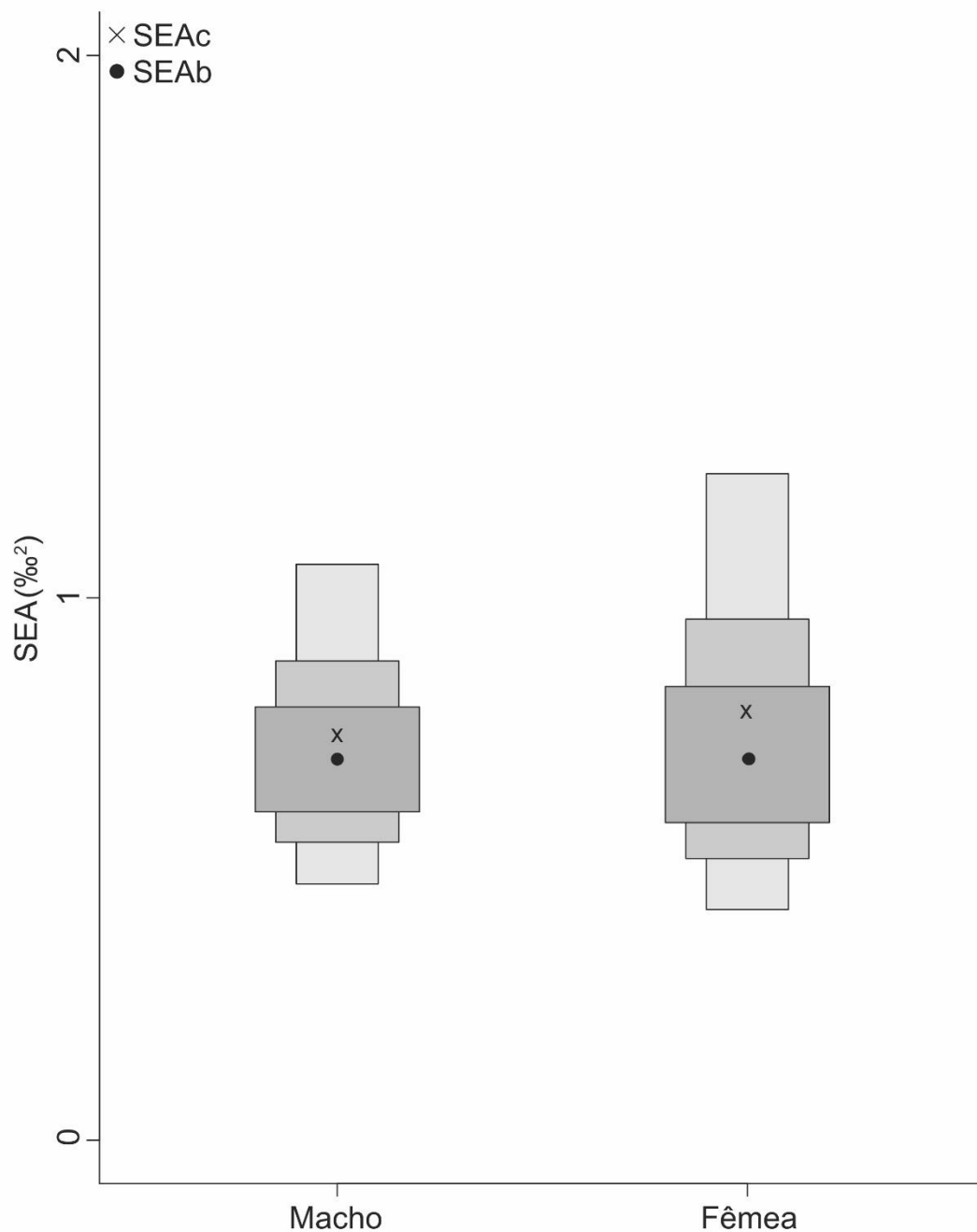


Figura 15 - Plot de densidade das áreas das elipses padrão Bayesianas ($SEAB; \%²$) calculadas para machos ($n=25$) e fêmeas ($n=15$) do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017. O "X" indica a área da elipse padrão ($SEA; \%²$) corrigida para pequenos números amostrais ($SEAc; \%²$) de cada espécie e o ponto preto representa a moda da distribuição dos valores das $SEAB$. As caixas cinza demonstram os intervalos de credibilidade de 50, 75 e 95 % (do cinza escuro ao claro, respectivamente)

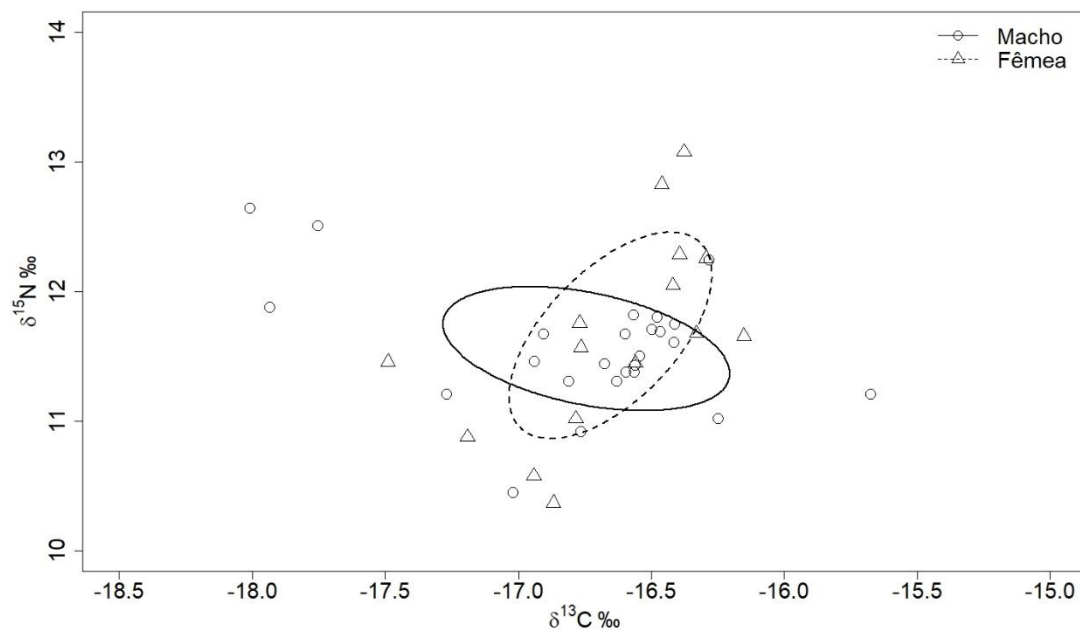


Figura 16 - Distribuição dos valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) juntamente com as elipses padrão corrigidas para pequenos números amostrais (SEAc ; $\%_0^2$) calculadas para machos ($n=25$) e fêmeas ($n=15$) do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) amostrados no Arquipélago de Fernando de Noronha entre maio e junho de 2017.