

USO DE FERRAMENTAS MÚLTIPLAS NA INVESTIGAÇÃO DO IMPACTO DE
UM RECIFE ARTIFICIAL SOBRE UMA ASSEMBLEIA DE PEIXES
TRANSIENTES NO NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

MARCOS ALBERTO LIMA FRANCO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES/RJ

SETEMBRO/2013

USO DE FERRAMENTAS MÚLTIPLAS NA INVESTIGAÇÃO DO IMPACTO DE
UM RECIFE ARTIFICIAL SOBRE UMA ASSEMBLEIA DE PEIXES
TRANSIENTES NO NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

MARCOS ALBERTO LIMA FRANCO

Tese de Doutorado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Recursos
Naturais do Centro de
Biotecnologia e Biociências da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das
exigências para obtenção do
título de Doutor em Ecologia e
Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Carlos Eduardo de Rezende

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES/RJ

SETEMBRO/2013

USO DE FERRAMENTAS MÚLTIPLAS NA INVESTIGAÇÃO DO IMPACTO DE
UM RECIFE ARTIFICIAL SOBRE UMA ASSEMBLEIA DE PEIXES
TRANSIENTES NO NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

MARCOS ALBERTO LIMA FRANCO

Tese de Doutorado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Recursos Naturais
do Centro de Biociências e
Biotecnologia da Universidade
Estadual do Norte Fluminense,
como parte das exigências para
obtenção do título de Doutor em
Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovado em 09 de setembro de 2013.

Comissão examinadora:

Dr. Abílio Soares Gomes – UFF
Doutor em Oceanografia Biológica

Dra. Cristina Maria Magalhães de Souza – UENF
Doutora em Biofísica

Dr. Luciano Neves dos Santos – UNIRIO
Doutor em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais

Dr. Carlos Eduardo de Rezende (Orientador) – UENF
Doutor em Ciências

Para Thaís, minha casa

“Writing is a lonely job. Having someone who believes in you makes a lot of difference. They don’t have to make speeches. Just believing is usually enough.”

Stephen King, 2000

“And after all this time, I still wish I could breath underwater.”

The Life Aquatic with Steve Zissou, 2004

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é fruto de uma parceria realizada entre diversas pessoas, sem as quais não seria possível concluir este doutorado. Nada mais justo do que reservar um momento e agradecer a elas por esse momento:

Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo de Rezende, orientador e amigo, pelos ensinamentos, paciência, conversas e oportunidades dadas a mim durante o doutorado. Realmente não tenho como agradecer o suficiente. Muito obrigado!

À Profa Dr^a. Ilana Rosenthal Zalmon, pelas conversas e por ter me dado a chance de trabalhar nos recifes artificiais.

Ao Dr. Marcelo Gomes de Almeida, pela paciência e ajuda na análise de determinação de mercúrio, e por ser meu revisor. Obrigado por suas críticas e sugestões.

Ao Dr. Matheus Carvalho de Carvalho e à equipe do *Centre for Coastal Biogeochemistry (Southern Cross University)* por terem me recebido na Austrália e pela paciência na transmissão do conhecimento.

À amiga Beatriz Ferreira Araújo, por seu empenho, auxílio e paciência na análise de mercúrio e pela sua amizade. Você foi uma grande tutora!

À Profa. Dr^a. Ana Paula Madeira Di Benedetto, pela ajuda na realização deste projeto, conversas e ensinamentos transmitidos.

À Profa. Dr^a. Marina Satika Suzuki, por toda ajuda e atenção durante o doutorado.

Ao Prof. Dr. Luciano Neves dos Santos, pela amizade, conversas e por fazer parte da banca.

Ao Prof. Dr. Abílio Soares Gomes e à Profa. Dr^a. Cristina Maria Magalhães de Souza, por aceitarem fazer parte da banca.

Ao amigo, natural de São José do Calçado, Diogo Fonseca da Rocha, pela parceria realizada durante este trabalho, que incluiu desde o planejamento do campo até a interpretação dos dados. Obrigado pela força!

À Bruna Rosa, Pedro Vianna Gatts, Pollyana Gomes, Roberto Alcântara Musso e Phillipe Mota Machado, pela ajuda e dedicação nos campos e nas amostragens em laboratório.

Aos amigos Fabrício Saleme de Sá e Eurico “Partoba” Dornellas, pela identificação das presas, ajuda no campo, além dos grandes bate-papos e amizade. Espero que possamos realizar muitos projetos juntos no futuro.

Ao Bruno Pereira Masi, pela ajuda no campo, empenho, amizade e por ter me devolvido a vontade de mergulhar.

Aos grandes amigos e companheiros do LCA, Bráulio Cherene, Diogo Quitete, Frederico Pinto de Britto, Isabela Macedo, Jayme Junior, Jomar Marques, Ligia Ribas e Thiago Rangel pela ajuda, apoio, parceria, conversas, brincadeiras e companheirismo ao longo de quatro anos. Sem vocês, seria tudo mais difícil. Um muito obrigado a todos!

Aos técnicos do Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF) pelo esforço e dedicação ao longo do doutorado.

A CAPES e FAPERJ pelas bolsas concedidas, que permitiram minha dedicação integral a este projeto.

Ao Prof. Dr. Paulo Alberto Silva da Costa e à Prof. Dr^a. Adriana da Costa Braga, que me receberam no Laboratório de Dinâmica de Populações Marinhas da UNIRIO quando eu estava no segundo período do curso de

graduação e me deram as ferramentas necessárias para prosseguir minha caminhada.

Por último, mas não menos importante, um muito obrigado aos meus avós, pais e irmãos pela educação, atenção e carinho.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a conclusão de mais esta etapa o meu muito obrigado.

Sumário:

Lista de tabelas

Lista de figuras

Resumo

Abstract

Introdução geral 03

Referências bibliográficas 27

Capítulo 1: 38

Resumo 38

Abstract 39

1. Introdução 40

1.1 Objetivo 42

1.2 Hipótese 42

2. Material e métodos 43

2.1 Área de estudo 43

2.2 Coleta de dados e amostragem biológica 44

2.3 Análise de dados 45

2.3.1 Estrutura da comunidade de peixes 45

2.3.2 Tratamento estatístico 46

3. Resultados 47

3.1 Composição e riqueza de espécies 47

3.1.1 Dados gerais 47

3.1.2 Estação seca 49

3.1.3 Estação chuvosa 50

3.1.4 Índice de Margalef (R) 52

3.1.5 Curva de rarefação 53

3.2 Abundância 53

3.2.1 Dados gerais 53

3.2.2 Estação seca	55
3.2.3 Estação chuvosa	56
3.3 Biomassa	58
3.3.1 Dados gerais	58
3.3.2 Estação seca	60
3.3.3 Estação chuvosa	61
3.4 Estrutura populacional	63
3.5 Análise de agrupamento e ordenação	69
4. Discussão	75
5. Conclusão	79
6. Referências bibliográficas	80
Capítulo 2:	85
Resumo	85
Abstract	86
1. Introdução	87
1.1 Objetivo	91
1.2 Hipótese	91
2. Material e métodos	92
2.1 Área de estudo	92
2.2 Amostragem	93
2.3 Análise de dados	94
2.3.1 Análise do conteúdo estomacal	94
2.3.2 Análise de isótopos estáveis	95
2.3.2.1 Análise de carbono	96
2.3.2.2 Análise de enxofre	97
2.3.2.3 Estimativas de nível trófico e nicho isotópico	99

2.3.3 Determinação de mercúrio total	100
2.3.4 Tratamento estatístico	100
3. Resultados	101
3.1 Dados gerais	101
3.2 Dinâmica trófica das espécies	111
4. Discussão	142
5. Conclusão	149
6. Referências bibliográficas	149
Discussão geral	159
Referências bibliográficas	160

Lista de tabelas:

Capítulo 1:

Tabela I: Táxons e famílias de peixes capturados durante o presente estudo.	48
Tabela II: Ocorrência dos táxons capturados na área recifal e nos controles norte e sul nas coletas realizadas durante as estações seca e chuvosa.	51
Tabela III: Abundância dos táxons capturados na área recifal e nos controles norte e sul nas durante as estações seca e chuvosa.	58
Tabela IV: Biomassa dos táxons capturados na área recifal e nos controles norte e sul nas durante as estações seca e chuvosa.	63
Tabela V: Resultados da PERMANOVA realizada a partir da base de dados de abundância desenvolvida para a análise de ordenamento não-métrico multidimensional (nMDS), que inclui três fatores: área (AR, CN e CS), estação (seca e chuvosa) e ano (2010 e 2011).	71
Tabela VI: Contribuição em porcentagem (%) das espécies mais representativas para a similaridade dentro das estações e para a dissimilaridade entre os períodos considerando os dados de abundância (método SIMPER).	72
Tabela VII. Resultados da PERMANOVA realizada a partir da base de dados de biomassa desenvolvida para a análise de ordenamento não-métrico multidimensional (nMDS), que inclui três fatores: área (AR, CN e CS), estação (seca e chuvosa) e ano (2010 e 2011).	74
Tabela VIII. Análise SIMPER com a contribuição de abundância das espécies para a similaridade dentro dos grupos e para a dissimilaridade entre os grupos.	75

Capítulo 2:

Tabela I: Lista das espécies mais representativas com a amplitude de comprimento observada e número de estômagos analisados.	101
Tabela II: Contribuição em porcentagem (%) das categorias alimentares mais representativas para a similaridade intra-guilda e para a dissimilaridade entre as guildas considerando os valores de IRI (método SIMPER).	105

Tabela III: Médias e desvios padrões de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg (peso úmido) calculados para as dez espécies mais representativas do presente estudo.	106
Tabela IV: Médias e desvios padrões de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e THg (peso úmido) calculados para sedimento, organismos de base e invertebrados coletados no presente estudo.	107
Tabela V: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para <i>A. luniscutis</i> ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	112
Tabela VI: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de <i>A. luniscutis</i> pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	112
Tabela VII. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>Aspistor luniscutis</i> entre estações e áreas.	113
Tabela VIII: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de <i>A. luniscutis</i> .	114
Tabela IX. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>B. bagre</i> entre estações e áreas.	116
Tabela X: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de <i>B. bagre</i> (valores em ‰).	117
Tabela XI. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>C. jamaicensis</i> entre estações e áreas.	118
Tabela XII: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de <i>C. jamaicensis</i> (valores em ‰).	119
Tabela XIII. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>G. genidens</i> entre estações e áreas.	120
Tabela XIV: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de <i>G. genidens</i> (valores em ‰).	121
Tabela XV: Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>I. parvipinnis</i> entre estações e áreas.	122

Tabela XVI: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de <i>I. parvipinnis</i> (valores em ‰).	123
Tabela XVII: Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>L. breviceps</i> entre estações e áreas	124
Tabela XVIII: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de <i>L. breviceps</i> (valores em ‰).	125
Tabela XIX: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para <i>M. ancylodon</i> ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	127
Tabela XX: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de <i>M. ancylodon</i> pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	127
Tabela XXI: Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>M. ancylodon</i> entre estações e áreas.	128
Tabela XXII: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de <i>M. ancylodon</i> .	129
Tabela XXIII: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para <i>O. oglinum</i> ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	130
Tabela XXIV: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de <i>O. oglinum</i> pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	131
Tabela XXV: Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>O. oglinum</i> entre estações e áreas.	132
Tabela XXVI: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de <i>O. oglinum</i> .	133
Tabela XXVII: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para <i>P. harroweri</i> ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	134
Tabela XXVIII: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de <i>P. harroweri</i> pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	135

Tabela XXIX. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>P. harroweri</i> entre estações e áreas.	136
Tabela XXX: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de <i>P. harroweri</i> .	137
Tabela XXXI: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para <i>R. porosus</i> ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	138
Tabela XXXII: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de <i>R. porosus</i> pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).	139
Tabela XXXIII: Resultados da análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para <i>R. porosus</i> entre estações e áreas.	140
Tabela XXXIV: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de <i>R. porosus</i> .	141

LISTA DE FIGURAS:

Introdução Geral:

Figura 1: Desenho representativo do censo visual por transect (a) e por ponto estacionário (b). Extraído de Jind (2012) e Brotto <i>et al.</i> (2007).	6
Figura 2: variação temporal da contribuição relativa de um anfípoda para a dieta de seu predador calculada a partir do SIAR. Extraído de Gillespie (2013).	19
Figura 3: exemplo de modelo de mistura com quatro fontes e dois traçadores, permitindo que haja diferentes respostas na contribuição das presas para a dieta do consumidor. Modificado de Fry (2013).	20
Figura 4: polígonos representando a área total do nicho isotópico de uma espécie de peixe calculada a partir dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Hexágonos pretos são indivíduos coletados na área de influência de um recife artificial. Triângulos cinzas e círculos brancos são espécimes amostrados nas áreas controle analisadas.	23

Capítulo 1:

- Figura 1: Valores de vazão mensais do Rio Paraíba do Sul durante os anos de 2010 e 2011. Setas escuras e claras (Janeiro, Abril e Julho) indicam os meses de coleta em 2010 (Abril, Junho e Outubro) e 2011, respectivamente (Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais – UENF). 43
- Figura 2: Mapa da área de instalação do recife (AR) (a), módulos de concreto do tipo *reefballs* utilizados no presente estudo (b) e coleta de peixes realizada na área de influência do recife artificial (c). 44
- Figura 3: Riqueza de táxons e famílias nas áreas de coleta (a) e nas estações (b) e riqueza das principais famílias nas áreas de coleta (c) e estações (d) (unidade amostral com captura: N = 54 em AR; N = 67 em CN; N = 61 em CS; N = 92 na estação seca; N = 90 na estação chuvosa). 49
- Figura 4: Riqueza de táxons e famílias encontradas nas áreas de coleta (a) e contribuição das principais famílias para a riqueza das áreas de coleta (b) durante a estação seca (unidade amostral com captura: N = 27 em AR; N = 36 em CN; N = 28 em CS). 50
- Figura 5: Riqueza de táxons e famílias encontradas nas áreas de coleta (a) e contribuição das principais famílias para a riqueza das áreas de coleta (b) durante a estação chuvosa (unidade amostral com captura: N = 26 em AR; N = 31 em CN; N = 33 em CS). 51
- Figura 6: Valores totais e médios e respectivos erros-padrão do Índice de Riqueza de Margalef (R) encontrados nas áreas (a), estações (b) e nas áreas durante os períodos de chuva (c) e seca (d). 52
- Figura 7: Curvas de rarefação para a área-recifal (AR), controle-norte (CN) e controle-sul (CS) baseada no número de indivíduos coletados na área de menor abundância (N = 372). 53
- Figura 8: Valores de abundância total encontrados nas áreas de coleta (a) e nas estações (b), e abundância relativa das principais famílias nas áreas de coleta (c) e nas estações (d) (unidade amostral com captura: N = 54 em AR; N = 67 em CN; N = 61 em CS; N = 92 na estação seca; N = 90 na estação chuvosa). 54
- Figura 9: Valores de abundância total (a) e abundância relativa das principais famílias (b) encontradas nas áreas durante a estação seca (unidade amostral com captura: N = 27 em AR; N = 36 em CN; N = 28 em CS). 55
- Figura 10: Contribuição da abundância observada para os cinco táxons mais representativos nas três áreas (a) e distribuição espacial das espécies durante a estação seca (b). 56

Figura 11: Valores de abundância total (a) e abundância relativa das principais famílias (b) encontradas nas áreas durante a estação chuvosa (unidade amostral com captura: N = 26 em AR; N = 31 em CN; N = 33 em CS).	56
Figura 12: Contribuição da abundância observada para os cinco táxons mais representativos nas três áreas (a) e distribuição espacial das espécies durante a estação chuvosa (b).	57
Figura 13: Valores de biomassa total, CPUE média e respectivos erros padrão encontrados nas áreas de coleta (a) e nas estações (b), e biomassa relativa das principais famílias nas áreas de coleta (c) e nas estações (d).	59
Figura 14: Valores de biomassa total, média e erro padrão (a) e biomassa relativa das principais famílias (b) encontradas nas áreas durante a estação seca.	60
Figura 15: Contribuição da biomassa observada para os cinco táxons mais representativos nas três áreas (a) e distribuição espacial da biomassa das espécies durante a estação seca (b).	61
Figura 16: Valores de biomassa total, média e erro padrão (a) e biomassa relativa das principais famílias (b) encontradas nas áreas durante a estação chuvosa.	62
Figura 17: Contribuição da biomassa observada para os cinco táxons mais representativos nas três áreas (a) e distribuição espacial da biomassa das espécies durante a estação chuvosa (b).	62
Figura 18: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de <i>A. luniscutis</i> coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS).	64
Figura 19: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de <i>M. ancylodon</i> coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS).	65
Figura 20: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de <i>O. oglinum</i> coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS).	66

Figura 21: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de *P. harroweri* coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS). 67

Figura 22: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de *R. porosus* coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS). 68

Figura 23: Análise de Presença-Ausência (Jaccard) das diferentes áreas por estação (ARS – área recifal seca; CNS – controle norte seca; CSS – controle sul seca; ARC – área recifal chuvosa; CNC – controle norte chuvoso; CSC – controle sul chuvoso) baseada na abundância dos táxons coletados. 69

Figura 24: Análise de Agrupamento (Similaridade de Bray-Curtis) das diferentes áreas por estação (ARS – área recifal seca; CNS – controle norte seca; CSS – controle sul seca; ARC – área recifal chuvosa; CNC – controle norte chuvoso; CSC – controle sul chuvoso) baseada na abundância dos 10 táxons mais representativos. 70

Figura 25: Ordenação multidimensional (MDS) das amostras das áreas por período e campanha (n = 18) baseada na abundância dos 10 táxons principais. 71

Figura 26: Análise de Agrupamento (Similaridade de Bray-Curtis) das diferentes áreas por estação (ARS – área recifal seca; CNS – controle norte seca; CSS – controle sul seca; ARC – área recifal chuvosa; CNC – controle norte chuvoso; CSC – controle sul chuvoso) baseada na biomassa dos 10 táxons principais. 73

Figura 27: Ordenação multidimensional (MDS) das amostras das áreas por período e campanha (n = 18) baseada na abundância dos 10 táxons principais. 73

Capítulo 2:

Figura 1: Mapa da área de instalação do recife (AR) (a), módulos de concreto do tipo *reefballs* utilizados no presente estudo (b) e coleta de peixes realizada na área de influência do recife artificial (c). 93

Figura 2: Correlação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre as amostras de tecido muscular de *A. luniscutis* antes e após o tratamento das mesmas para extração de lipídios. 97

Figura 3: Variabilidade obtida durante o estabelecimento da metodologia de enxofre, levando-se em consideração correções feitas nos valores de referência interna (sulfanilamida) a partir do resultado do padrão absoluto (Ag ₂ S).	98
Figura 4: Contribuição relativa (%) de estômagos cheios e vazios encontrados por estações (a) e por áreas nos períodos (b).	102
Figura 5: Análise de Agrupamento (Similaridade de Bray-Curtis) realizada a partir do índice de importância relativa (IRI) das categorias alimentares observadas nos estômagos de indivíduos pertencentes aos 10 táxons mais representativos nas diferentes áreas por estação (ARS – área recifal seca; CNS – controle norte seca; CSS – controle sul seca; ARC – área recifal chuvosa; CNC – controle norte chuvoso; CSC – controle sul chuvoso).	103
Figura 6: Contribuição relativa (%) das principais classes de presas na alimentação dos dez táxons principais.	104
Figura 7: Ordenação multidimensional (MDS) baseado no índice de importância relativa (IIR) dos grupos de presas para a alimentação dos dez táxons principais (Aslu – <i>A. luniscutis</i> ; Baba - <i>B. bagre</i> , Cyja – <i>C. jamaicensis</i> , Gege – <i>G. genidens</i> , Ispa – <i>I. parvipinnis</i> , Labr – <i>L. breviceps</i> , Maan – <i>M. ancylodon</i> , Opog – <i>O. oglinum</i> , Peha – <i>P. harroweri</i> e Ripo – <i>R. porosus</i>).	104
Figura 8: Relação entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ dos dez táxons de peixes analisados.	106
Figura 9: Médias e desvios-padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para os dez táxons de peixes, organismos de base e invertebrados analisados (a) e médias e desvios-padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ obtidos para a ictiofauna (b).	108
Figura 10: Médias e desvios-padrão de $\delta^{15}\text{N}$ e THg para os dez táxons de peixes, organismos de base e invertebrados analisados (a) e médias e desvios-padrão de $\delta^{15}\text{N}$ e THg obtidos para a ictiofauna (b).	109
Figura 11: Nível trófico e desvios-padrão calculados através da análise de isótopos estáveis (a) e da análise de conteúdo estomacal (b) para os 10 táxons mais representativos.	110
Figura 12: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de <i>A. luniscutis</i> ; e importância relativa das categorias por área.	111
Figura 13: Nível trófico e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>A. luniscutis</i> amostrados nas três áreas de coleta.	114

Figura 14: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>A. luniscutis</i> amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.	115
Figura 15: Nível trófico e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>B. bagre</i> amostrados nas três áreas de coleta.	116
Figura 16: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>B. bagre</i> amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.	117
Figura 17: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>C. jamaicensis</i> coletados em AR e CN.	118
Figura 18: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>C. jamaicensis</i> amostrados na área recifal (AR) e no controle norte (CN). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.	119
Figura 19: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>G. genidens</i> amostrados ao longo das três áreas de coleta.	120
Figura 20: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>G. genidens</i> amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.	121
Figura 21: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>I. parvipinnis</i> amostrados na área recifal (AR) e no controle-norte (CN).	122
Figura 22: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>Isopisthus parvipinnis</i> amostrados na área recifal (AR) e no controle norte (CN). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.	123
Figura 23: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>L. breviceps</i> amostrados ao longo das três áreas de coleta.	124
Figura 24: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>L. breviceps</i> amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS).	125

Figura 25: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de <i>M. ancylodon</i> ; e (d) importância relativa das categorias por área.	126
Figura 26: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>M. ancylodon</i> amostrados ao longo das três áreas de coleta.	128
Figura 27: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>M. ancylodon</i> amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS).	129
Figura 28: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de <i>O. oglinum</i> ; e (d) importância relativa das categorias por área	130
Figura 29: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>O. oglinum</i> amostrados ao longo das três áreas de coleta.	132
Figura 30: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>O. oglinum</i> amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.	133
Figura 31: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de <i>P. harroweri</i> ; e (d) importância relativa das categorias por área.	134
Figura 32: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>P. harroweri</i> amostrados ao longo das três áreas de coleta.	136
Figura 33: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de <i>P. harroweri</i> amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS).	137
Figura 34: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de <i>R. porosus</i> ; e (d) importância relativa das categorias por área.	138
Figura 35: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de <i>R. porosus</i> amostrados ao longo das três áreas de coleta.	140

Figura 36: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *R. porosus* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta. 141

RESUMO

Recifes artificiais vêm sendo utilizados com diferentes propósitos, como a recuperação de áreas degradadas e de estoques pesqueiros. O objetivo do presente estudo foi investigar um possível impacto de um complexo recifal da costa norte do estado do Rio de Janeiro sobre uma assembleia de peixes transientes. Foram obtidas informações acerca da estrutura da comunidade e das interações tróficas dos táxons mais representativos na área do recife e em duas áreas-controle adjacentes. Além da riqueza de espécies, foram examinadas as variações de abundância, biomassa e os resultados das análises de conteúdo estomacal, isótopos estáveis e determinação de mercúrio total. Entre abril de 2010 e julho de 2011, foram realizadas seis coletas com o auxílio de redes de espera de diferentes malhas (20, 30 e 40 mm entre-nós). A área-recifal apresentou uma maior riqueza de espécies quando comparada às demais áreas. As análises de abundância e biomassa mostraram não indicaram qualquer indícios de incremento na área-recifal, sendo encontrada uma variação significativa entre as estações seca e chuvosa. As espécies analisadas foram separadas em três guildas tróficas (carcinófagos, generalistas e piscívoros) de acordo com a contribuição relativa das categorias alimentares. Ainda assim, não foi observada qualquer preferência por determinado tipo de presa quando consideradas as variações na alimentação das espécies em relação às áreas ou estações. A partir dos dados de isótopos estáveis foi possível separar os táxons analisados em três diferentes níveis tróficos. Foram observadas correlações significativas entre $\delta^{15}\text{N}$ (isótopo de nitrogênio) e $\delta^{34}\text{S}$ (isótopo de enxofre) e entre $\delta^{15}\text{N}$ e THg (mercúrio total). A dinâmica trófica das espécies não mostrou qualquer variação mais significativa no conteúdo estomacal ou nos valores isotópicos dos indivíduos quando comparadas as diferentes áreas. Os resultados do presente estudo indicam que a assembleia de peixes transientes analisada não esteja sofrendo mudanças significativas (estruturais ou tróficas) promovidas pelo recife.

Palavras-chave: recife artificial, peixes transientes, conteúdo estomacal, isótopos estáveis, mercúrio total, Rio de Janeiro

ABSTRACT

Artificial reefs have been used for different purposes, such as the recovery of degraded areas and the rehabilitation of fish stocks. This study aims to investigate the potential impact of a reef complex on an assemblage of transient fish on the north coast of Rio de Janeiro. Data was obtained regarding community structure and trophic interactions of the most representative taxa of the reef area and two adjacent control areas. The analyses included species richness, abundance, biomass, gut content, stable isotopes and total mercury determination. Between April of 2010 and July of 2011, six surveys were made with bottom gillnets of different mesh sizes (20, 30 and 40 mm). A higher species richness was observed in the reef area when compared to the others sampling sites. The abundance and biomass analyses did not show any indication of increment promoted by the artificial reef, only a significant variation between dry and wet seasons. The species analyzed were separated in three trophic guilds (carcinofagous, generalists and piscivorous) according to the relative contribution of the feeding categories. Still, it was not observed any kind of preference for a particular type of prey when considering the spatial and temporal variation on the feeding data of the species. The stable isotope analysis separated the taxa in three different trophic levels. Significant correlations were found between $\delta^{15}\text{N}$ (nitrogen isotope) and $\delta^{34}\text{S}$ (sulfur isotope) and between $\delta^{15}\text{N}$ and THg (total mercury). The trophic dynamic analysis did not indicate any significant variations on the gut contents or on the isotopes signature of the species along the sampling areas. The results presented herein show that the assemblage of transient fish analyzed is not suffering significant changes (structural and trophic) promoted by the reef.

Keywords: artificial reef, transient fish, gut contents, stable isotopes, total mercury, Rio de Janeiro

INTRODUÇÃO GERAL

Recifes artificiais são “estruturas formadas por um ou mais objetos de origem natural ou humana submersos propositalmente no fundo do oceano com o intuito de influenciar processos físicos, biológicos ou sócio-econômicos relacionados com recursos vivos marinhos” (Seaman 2000, p. 5).

A utilização e potencial efeito dessas estruturas em diferentes ambientes têm sido amplamente discutidos na literatura. Entre os objetivos para sua implementação, destacam-se: a mitigação de áreas naturais degradadas (Reed *et al.* 2006, Al-Horani & Khalaf 2013), o estudo de teorias ecológicas (Zalmon *et al.* 2002, Jordan *et al.* 2005, Brotto *et al.* 2006) ou o estímulo ao turismo (Ammar 2009, Shani *et al.* 2012). Apesar de seus inúmeros propósitos, a recuperação e incremento de estoques pesqueiros são as principais razões pelas quais os recifes artificiais têm sido utilizados, sendo registradas alterações nas comunidades ícticas em períodos posteriores à instalação destas estruturas (Sánchez-Perez *et al.* 2002, Santos *et al.* 2010). Estas modificações observadas na ictiofauna seriam resultantes de uma disponibilidade maior de invertebrados que este grupo poderia vir a consumir. Alguns autores citam ainda a utilização do recife como refúgio e berçário por parte dos peixes, o que auxiliaria no recrutamento dos mesmos e levaria a um aumento na abundância e biomassa das populações locais (Glasby 1999, Peterson *et al.* 2003, Jordan *et al.* 2005).

Existe uma expectativa crescente de que os recifes artificiais possam substituir ou exceder, do ponto de vista ecológico, ambientes naturais na sua capacidade de reunir organismos (Lenihan *et al.* 2001, Perkol-Finkel *et al.* 2006). Diversos fatores podem afetar o potencial atrator de estruturas artificiais, entre eles: a disponibilidade de nutrientes no ambiente, o tipo de material utilizado na construção do recife, seu tempo de existência, design e complexidade (Pickering & Whitmarsh 1997, Charbonnel *et al.* 2002, Jordan *et al.* 2005). Estudos que procuram investigar a possível influência destes e outros aspectos, frequentemente questionam a real aplicabilidade e mudanças no ambiente promovidas pelos recifes artificiais. Como consequência, os resultados obtidos acabam sendo inseridos em uma discussão mais

abrangente, conhecida como o debate atração vs. produção (Bortone 1998, Osenberg *et al.* 2002, Brickhill *et al.* 2005).

ATRAÇÃO VS. PRODUÇÃO

Apesar da literatura muitas vezes apresentar informações conflitantes acerca dos efeitos de estruturas artificiais para a ictiofauna associada, os pesquisadores concordam que dois processos diferentes, e com consequências distintas para o ambiente, podem ocorrer.

Segundo a hipótese da atração, a presença de um recife artificial vai alterar apenas a distribuição espacial dos peixes de uma região. Estes organismos irão migrar em busca de alimento e abrigo que o novo habitat pode vir a oferecer. Assim, espera-se um aumento da abundância e biomassa destes organismos nos arredores da estrutura implementada, não sendo observada nenhuma modificação populacional significativa da ictiofauna da área como um todo. Além disso, os indivíduos normalmente atraídos nesta situação são adultos, o que pode gerar um problema adicional. Conseqüentemente, o recife irá concentrar os peixes antes dispersos no ambiente, o que facilitaria sua captura por parte de predadores naturais e pela atividade pesqueira (Grossman *et al.* 1997, Osenberg *et al.* 2002).

De acordo com a teoria da produção, a inserção do recife artificial irá permitir o assentamento de larvas que poderão se desenvolver em indivíduos adultos, contribuindo para um acréscimo da abundância e biomassa da população local. Ou seja, a presença de uma nova estrutura irá propiciar um aumento da capacidade de suporte do ambiente (Bohnsack 1989, Wilson *et al.* 2001).

Os processos de atração e produção não são mutualmente excludentes. Quando ambos ocorrem de maneira concomitante, será observada uma migração de peixes oriundos de áreas próximas em direção ao recife, além de uma contribuição para a população local através do recrutamento de novos indivíduos. Conseqüentemente, nota-se uma abundância maior nas áreas analisadas quando comparado ao período anterior à implementação do recife. Ainda assim, este incremento será geralmente menor do que o observado quando ocorre apenas o efeito de produção. Isto se deve a diversos fatores como a história de vida das espécies envolvidas, que pode influenciar os

mecanismos pelos quais as estruturas artificiais agem sobre a ictiofauna (Lindberg 1997, Brickhill *et al.* 2005).

As principais hipóteses relativas ao potencial atrator de recifes artificiais envolvem possíveis alterações na estrutura da comunidade íctica. Logo, grande parte dos trabalhos da área procuram entender seu efeito através da comparação entre a abundância e a biomassa obtidas por meio de redes de pesca em áreas sob influência de recifes e áreas-controle. Entretanto, esta abordagem seria resultado de um foco simplista que busca entender as consequências de um processo pelo seu produto final, sem fornecer dados acerca das mudanças que levaram ao resultado observado (Brickhill *et al.* 2005).

O uso de diferentes ferramentas auxiliam em um maior entendimento das transformações ocorridas após a implementação de um recife. Em especial, metodologias cujo foco seja as interações tróficas entre espécies, associadas à coleta por redes de pesca, podem proporcionar um panorama mais completo da influência de estruturas artificiais sobre os organismos presentes. O objetivo desta revisão é discutir algumas técnicas complementares quando se pretende investigar o potencial atrator de peixes em recifes artificiais, sendo apresentadas as vantagens e limitações de cada ferramenta e os benefícios gerados pelo emprego de uma abordagem múltipla.

CENSO VISUAL

O censo visual subaquático (CVS) é um dos métodos mais utilizados por pesquisadores em estudos de comunidades de peixes recifais. Esta técnica permite que se obtenha dados relativos à abundância, densidade, biomassa, riqueza e composição de espécies. Estas informações irão auxiliar no entendimento da dinâmica trófica e ecologia dos organismos presentes, fornecendo subsídios para tomadas de decisão envolvendo o manejo e conservação de áreas de preservação marinhas, além de ajudar na investigação dos efeitos de novas estruturas sobre a ictiofauna local (Seaman 2000, Relini *et al.* 2002, Irigoyen *et al.* 2013). De fato, através desta metodologia pesquisadores vêm observando alterações na comunidade íctica após a implementação de recifes artificiais (Charbonnel *et al.* 2002, Brotto *et al.* 2007).

O CVS é normalmente realizado através de mergulho autônomo (SCUBA) e consiste no levantamento de informações (taxonomia, comprimento, número de indivíduos) acerca dos peixes observados em uma determinada área, durante um intervalo de tempo definido. Diversas técnicas de censo visual são descritas na literatura, mas a maioria dos trabalhos que procuram observar a comunidade de peixes em um ambiente recifal, natural ou artificial, empregam esta metodologia de duas maneiras: o método do *transect* ou o do ponto estacionário (Labrosse 2002).

No censo por *transect* (Figura 1a), dois mergulhadores fazem suas anotações ao longo de um retângulo, cujos comprimento, largura e sentido são previamente estipulados. Normalmente, utiliza-se uma fita métrica que ajuda os observadores a respeitar as dimensões desejadas, além de auxiliar o senso de direção e tempo gasto. Na técnica do ponto estacionário (Figura 1b), o mergulhador começa o censo em uma posição e vai se movendo lentamente em um círculo, incluindo em seu levantamento os peixes que se encontram a uma distância (raio da circunferência) pré-definida (Bohnsack & Bannerot 1986, Samoilys & Carlos 2000).

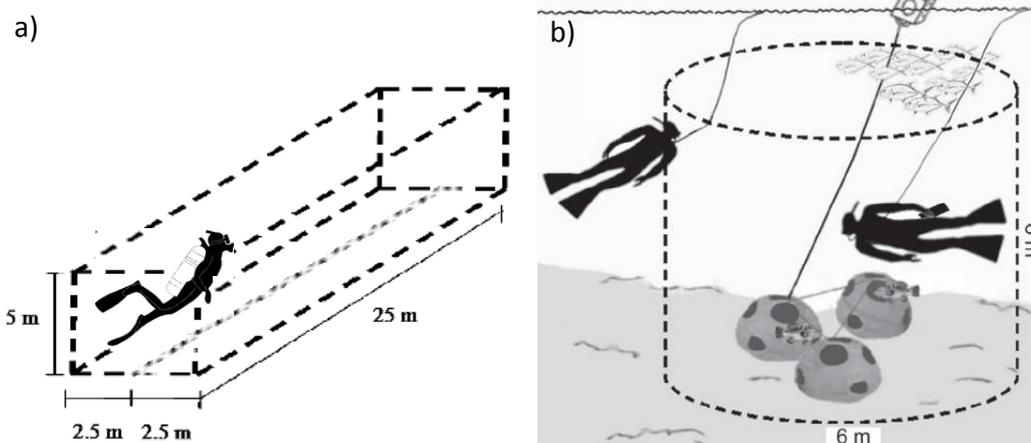


Figura 1: Desenho representativo do censo visual por transect (a) e por ponto estacionário (b). Extraído de Jind (2012) e Brotto *et al.* (2007).

A escolha sobre qual dos métodos deve ser utilizado e detalhes de sua aplicação, como comprimento do *transect* e parâmetros que serão registrados, devem levar em consideração alguns aspectos. Entre eles, é importante se definir as perguntas a serem respondidas e os objetivos da pesquisa. Enquanto alguns estudos desejam fazer um levantamento dos peixes colonizadores de

uma estrutura ou de uma região, outros procuram obter informações acerca de táxons específicos. Características das espécies-alvo (p. ex., mobilidade e hábitos) e do ambiente também devem ser analisadas: áreas que apresentam fundos muito heterogêneos ou com grandes formações isoladas, sejam elas naturais ou artificiais, geralmente devem ser investigadas pelo método do ponto estacionário. Finalmente, outras questões como o custo, a logística da operação a ser realizada e a experiência dos mergulhadores envolvidos precisam ser previamente discutidas (Rooker *et al.* 1997, Labrosse 2002, Ferreira *et al.* 2004).

O censo visual proporciona uma série de vantagens que não são compartilhadas por outras ferramentas, como a possibilidade de se obter amostras independentes em um curto espaço de tempo e observar *in situ* as espécies de peixes presentes e sua relação com o ambiente. É não destrutivo, o que possibilita seu uso em áreas de preservação, além de permitir o registro de informações acerca de táxons que não seriam amostrados por outras técnicas de coleta como redes de pesca, por exemplo (Acosta 1997, Seaman 2000, Stobart *et al.* 2007).

Em contrapartida, esta metodologia também apresenta limitações que devem ser entendidas por pesquisadores com o intuito de minimizar possíveis erros em seus estudos, normalmente atribuídos a três fatores: aos observadores, a características dos peixes e à amostragem em si (Thompson & Mapstone 1997, Labrosse 2002).

Problemas oriundos dos observadores podem ser gerados por condições desfavoráveis do ambiente (p. ex. profundidade, baixa visibilidade) e devido a diferentes níveis de experiência dos mergulhadores (Edgar *et al.* 2004, Lowry *et al.* 2011). De fato, alguns trabalhos mostraram como dados de abundância, riqueza, densidade e comprimento obtidos por censo visual podem levar a interpretações e conclusões equivocadas (Sanderson & Solansky 1986, Samoilys & Carlos 2000, MacNeil *et al.* 2008). Além desta metodologia apresentar erros inerentes a procedimentos que utilizam mais de um amostrador, questões como falta de atenção, insegurança em condições ambientais adversas e pouco conhecimento taxonômico das espécies presentes podem comprometer a coleta de dados e, conseqüentemente, o estudo como um todo (Labrosse 2002). Logo, recomenda-se um treinamento

prévio com o intuito de aprimorar o conhecimento dos pesquisadores em relação à aplicação da técnica de censo visual, com consequente diminuição da variabilidade entre as observações dos envolvidos. De preferência, este exercício deve ser feito na mesma área onde será realizado o trabalho, resultando em uma melhor ambientação e a um incremento na identificação taxonômica da ictiofauna local por parte dos mergulhadores (Thompson & Mapstone 1997).

Características dos peixes podem influenciar significativamente os dados gerados pelo censo visual, podendo-se destacar os padrões de distribuição espacial e temporal das espécies. Sendo assim, informações prévias acerca da comunidade a ser observada podem auxiliar os pesquisadores na hora de se definir detalhes da aplicação do método. A presença de táxons com hábitos diurnos e noturnos por exemplo, obrigam os pesquisadores a considerar distribuir o esforço de amostragem nestes dois períodos quando se pretende caracterizar a ictiofauna de um recife (Santos *et al.* 2002, Azzurro *et al.* 2007).

Uma questão relacionada ao comportamento das espécies diz respeito à mobilidade. A influência desta nos dados obtidos por censo visual pode ser acentuada quando os táxons mais abundantes são transientes (Harding & Mann 2001, Simonsen 2008). Mas, de acordo com McClanahan *et al.* (2007), mesmo peixes que apresentam uma relativa fidelidade ao ambiente recifal se movem, resultando em uma variabilidade quase instântanea da comunidade. Esta variação observada seria uma consequência, dentre outros fatores, do deslocamento de indivíduos que constantemente estão entrando ou saindo da área de detecção dos mergulhadores (MacNeil *et al.* 2008). Ao mesmo tempo, sabe-se que a técnica do censo visual tende a subestimar a diversidade e a densidade de espécies crípticas, normalmente representadas por indivíduos pequenos e de baixa mobilidade que vivem escondidos ou enterrados no sedimento (Willis 2001, Depczynski & Bellwood 2003). Finalmente, deve-se destacar que enquanto alguns táxons são atraídos e nadam na direção dos observadores, outros irão se afastar, afetando diretamente a coleta de dados (Labrosse 2002).

Estes fatores levaram autores a afirmarem que o censo visual representa apenas uma fotografia da comunidade no tempo em que o mesmo foi realizado (Nagelkerken *et al.* 2000, Layman *et al.* 2004). Ainda assim,

medidas relacionadas à amostragem em si podem ser tomadas com o intuito de minimizar os erros proporcionados pelos padrões de comportamento dos peixes. Uma alternativa consiste em realizar repetições do censo em uma mesma área, tendo como alvo em cada oportunidade, espécies com diferentes características. Em relação à mobilidade por exemplo, os pesquisadores envolvidos poderiam focar em táxons transientes ou crípticos separadamente, o que facilitaria a observação (Labrosse 2002).

Outro ponto associado à movimentação dos peixes e à aplicação da técnica é a velocidade dos mergulhadores. O tempo de duração do censo deve ser o maior possível com o intuito de aumentar a eficiência do processo de detecção por parte dos mergulhadores. Contudo, isto torna maior a probabilidade de que indivíduos com alta mobilidade sejam registrados mais de uma vez, sendo ressaltada novamente a importância de um treinamento adequado (Watson *et al.* 1995, Samoilys & Carlos 2000).

Definições acerca de detalhes da metodologia a ser empregada precisam considerar ainda outros aspectos. Deve-se evitar incluir ambientes heterogêneos em um mesmo momento de visualização, sendo interessante analisar áreas distintas de forma isolada. Logo, no caso de recifes artificiais, estruturas que apresentam diferentes características (p. ex. arranjo, material utilizado) devem ser amostradas de maneira independente (Santos *et al.* 2002, Brotto *et al.* 2007). Somado a isto, a largura de um *transect* ou o comprimento do raio na técnica de ponto estacionário também são apontados como possíveis fatores de influência sobre os resultados obtidos. De acordo com alguns autores, o aumento da área de amostragem dificulta ainda mais a visualização de espécies menores e crípticas, que por sua vez pode levar a uma subestimativa da importância destes táxons para a comunidade. Logo, recomenda-se definir a área de amostragem levando-se em conta comportamentos e hábitos dos peixes que serão investigados, além de fatores ambientais como a visibilidade (Cheal & Thompson 1997, Samoilys & Carlos 2000, Labrosse 2002, Hourinouchi *et al.* 2005).

ANÁLISE DE CONTEÚDO ESTOMACAL

Observações diretas de conteúdos estomacais e hábitos alimentares são importantes métodos de análise no estudo de uma teia trófica, sendo uma das

fontes de informação mais utilizadas nos estudos ecológicos de comunidades de peixes. Esta análise permite definir quali e quantitativamente os itens alimentares mais importantes na dieta de determinada espécie, fornecendo dados acerca das interações predador-presa e de variações espaço-temporais na dieta dos organismos (Hall *et al.*, 1995, Vivekanandan *et al.*, 2005, Abdurahiman *et al.*, 2010).

Esta técnica consiste na identificação de partes de presas encontradas nos estômagos dos peixes, sendo registrados dados de abundância, peso (ou volume) e frequência de ocorrência visando análises posteriores que auxiliarão no processo de caracterização da dieta de determinada espécie (Hyslop 1980).

Em trabalhos cujo objetivo é verificar a influência de um recife artificial sobre a ictiofauna de uma determinada área, acredita-se que uma nova estrutura deve resultar em uma maior complexidade de habitat, que por sua vez, irá proporcionar um aumento na disponibilidade de presas (Harding & Mann 2003, Simonsen 2008). Consequentemente, têm sido registradas alterações na dieta de peixes após a implementação de estruturas, que incluem desde variações na contribuição de itens alimentares até mudanças de nível trófico: Harding & Mann (2001) observaram uma dieta mais piscívora em representantes de um táxon estuarino amostrados em uma área sob influência de um recife artificial; Relini *et al.* (2002) constataram diferenças na alimentação de três espécies da ictiofauna do Mediterrâneo quando comparada a dieta de indivíduos coletados em uma área recifal e áreas-controle; e na China, Quan *et al.* (2012) destacaram que peixes de uma região sob efeito de um recife artificial, ocupavam um nível trófico superior a exemplares da mesma espécie encontrados em áreas adjacentes.

De maneira geral, autores que pretendem investigar como uma estrutura artificial pode afetar a dieta da comunidade íctica procuram analisar os resultados obtidos na área de influência do recife (AIR) e as observações feitas nas chamadas áreas-controle (AC). Normalmente, estas últimas são caracterizadas pela presença de substratos inconsolidados (p. ex. lama ou areia) e não oferecem nenhum tipo de complexidade maior ao ambiente. Uma abordagem frequentemente utilizada para se comparar os dados obtidos em AIR e AR é o emprego de índices, que podem servir a diversos propósitos e

devem ser escolhidos de acordo com a natureza dos dados e as perguntas a serem respondidas (Hyslop 1980, Hansson, 1998, Liao *et al.* 2001).

O Índice de Importância Relativa (*IIR*) é utilizado quando se pretende conhecer a contribuição de diferentes presas (ou categorias alimentares) na alimentação de um predador, sendo calculado a partir da fórmula presente em Pinkas *et al.* (1971) como se segue:

$$IIR = (%N \times \%W) \times \%Fo \quad (1)$$

onde *%N* (importância numérica) é a abundância relativa de cada categoria alimentar quando considerado o número total de espécimes observados; *%W* (peso) corresponde à biomassa relativa de cada categoria alimentar quando considerada a biomassa total de todos os conteúdos estomacais identificados; e *%Fo* (frequência de ocorrência) é definida como a frequência relativa de cada categoria alimentar quando considerado o número total de estômagos com conteúdo.

Por reunir diferentes parâmetros em uma mesma equação, o *IIR* é considerado um índice composto, sendo esta sua maior vantagem sobre outras abordagens. Ao considerar a abundância, a biomassa e a ocorrência das presas, os pesquisadores não estariam dando ênfase a categorias alimentares cujos organismos são pequenos e numerosos ou grandes e de baixa abundância (Hyslop 1980).

Ainda assim, este índice não está isento de questionamentos. MacDonald & Green (1983) afirmaram que os parâmetros utilizados no *IIR* se correlacionam entre si, sendo redundante e desnecessário incorporá-los em um mesmo cálculo. Hansson (1998) concorda ao sugerir que, dependendo da pergunta a ser respondida, apenas um parâmetro pode ser o suficiente. Para o autor, quando se pretende investigar a transferência de energia pelo diversos compartimentos de uma teia por exemplo, apenas a biomassa (*%W*) seria relevante. Outra crítica feita por Hansson (1998) é que o *IIR* tende a diminuir a contribuição relativa de determinada presa à medida que refinamos sua identificação, o que mostra como o índice é fortemente influenciado pela resolução taxonômica. Finalmente, Tirasin & Jorgensen (1999) argumentam que a combinação de percentuais, baixa precisão da análise de conteúdo

estomacal e um alto grau de incerteza acerca dos resultados deixa claro que os índices compostos não devem ser utilizados.

Apesar de Liao *et al.* (2001) admitirem a existência destas limitações, estes autores defendem o emprego do IIR ao afirmar que o mesmo preserva o objetivo original de índices compostos, que é o de “apresentar um panorama geral e equilibrado da contribuição das diferentes presas na dieta de seus predadores”. Assim, reafirmam a ideia de Pinkas *et al.* (1971), que buscavam desenvolver uma maneira de considerar a natureza das diferentes presas sem dar uma importância maior a nenhuma de suas características. Atualmente, o IIR é um dos índices mais utilizados em estudos alimentares de peixes, servindo de ponto de partida para análises envolvendo outras medidas como a largura de nicho e o nível trófico (Cortés 1998, Hahn & Delariva 2003).

Devido a uma maior disponibilidade de presas proporcionada pela implementação de estruturas artificiais, os peixes locais terão mais chances de se alimentar. Logo, espera-se que uma maior proporção de indivíduos coletados na área de influência do recife contenha algum tipo de conteúdo no estômago. O Índice de Vacuidade (*IV*) é utilizado para se estimar a frequência de alimentação, sendo calculado de acordo com Bowen (1996), como se segue:

$$IV = (E_S \times 100) / E_T \quad (2)$$

onde E_S representa o número de estômagos vazios e E_T corresponde ao número total de estômagos analisados.

Ainda que seja considerado útil como indicador de captura recente, os resultados obtidos através deste índice devem ser interpretados com cautela. Um baixo valor de *IV* (significando que há número pequeno de estômagos vazios) sugere, em um primeiro momento, que indivíduos de determinada espécie uma dieta formada por organismos associados ao recife. Porém, é necessário confirmar se as presas identificadas nos estômagos dos predadores ocorrem, de fato, sobre a estrutura e/ou seus arredores. Logo, recomenda-se que haja um esforço de amostragem que inclua outros tipos de organismos além dos peixes, visando uma caracterização mais ampla da fauna recifal (Relini *et al.* 2002, Leitão *et al.* 2007, Simonsen 2008). Da mesma forma, um alto valor de *IV* não indica necessariamente que os indivíduos analisados não

dependam do recife para se alimentar. Enquanto algumas espécies possuem hábitos alimentares noturnos, outras predam durante o dia. Assim, o horário de coleta vai influenciar os valores obtidos através do índice de vacuidade, sendo importante levantar informações acerca de hábitos e comportamentos dos táxons presentes (Relini *et al.* 2002, Harding & Mann 2003).

Apesar de problemas relacionados à definição de nicho ecológico (Godsoe 2010), o termo pode ser definido como os requerimentos acerca dos recursos e das condições ambientais que tornam possível a existência de uma espécie, e que irão afetar o quão abundante é a mesma em determinado ambiente (Pidwirny 2006). Este conceito é frequentemente utilizado por ecólogos que procuram investigar como o uso de recursos e as interações entre organismos influenciam a estrutura de uma teia alimentar (Newsome *et al.* 2007).

Os parâmetros tróficos que definem o nicho de um organismo podem responder rapidamente à variação na abundância de presas (Bearhop *et al.* 2004), tornando-o de suma importância quando leva-se em consideração as possíveis mudanças na teia trófica proporcionadas pela implementação de um recife artificial (Seaman 2000, Brickhill *et al.* 2005).

As medidas de nicho são normalmente empregadas quando se pretende analisar variações espaço-temporais na dieta a nível intra e inter-específico. A fórmula de Levins (1968) para Largura de Nicho (B) é utilizada para se definir quais recursos podem ser considerados freqüentes na dieta de cada espécie, sendo aplicada como se segue:

$$B = 1/\sum p_j^2 \quad (3)$$

onde p_j é a proporção dos itens da dieta que pertencem à categoria alimentar j ($\sum p_j = 1$). Neste caso, B pode variar de um a n , sendo n o número de categorias alimentares. A fim de padronizar a medida e permitir sua aplicação na comparação entre estudos que identificam um número diferente de categorias alimentares, Krebs (1987) propôs a fórmula

$$B_p = (B-1)/(n-1) \quad (4)$$

onde Bp é a medida de largura de nicho padronizada, B é a medida de Levins e n é o número de categorias alimentares. Assim, o valor obtido pode variar de 0 a 1. Ainda de acordo com Krebs (1987), resultados tendendo a 0 mostram que a espécie apresenta uma alimentação mais especializada, com poucas presas sendo frequentemente consumidas. Ao contrário, valores próximos a 1 apontam para um hábito mais generalista, onde um maior número de categorias alimentares contribuem de maneira relativamente igual.

Segundo Bolnick *et al.* (2002), a utilização de medidas de nicho requer um esforço de coleta bem planejado objetivando uma caracterização satisfatória da dieta das espécies. A análise de conteúdo estomacal retrata a alimentação recente dos indivíduos amostrados em determinado momento, que pode representar ou não os hábitos alimentares do táxon como um todo. Warburton *et al.* (1998) exemplificam a importância desta questão, afirmando que uma espécie generalista poderia ser classificada como especialista se os poucos exemplares analisados encontrassem com um mesmo tipo de presa momentos antes de serem capturados. Somado a isto, outros comportamentos alimentares atribuídos a diversos peixes, como a variação ontogenética (ao longo da vida) e mudanças espaciais na dieta, tornam importante que se realize uma amostragem consistente (Grutter 2000, Schafer *et al.* 2002, Bolnick *et al.* 2002)

Em casos onde ocorre uma variação significativa, como quando um táxon passa a apresentar uma predominância de outra categoria alimentar na área de influência do recife, pode ser observada uma mudança de nível trófico do predador (Simonsen 2008, Boecklen *et al.* 2011).

O nível trófico de uma espécie pode ser definido a partir do número de interações alimentares que a separa dos organismos de base (Thompson *et al.* 2007). Vander-Zanden *et al.* (1997) apresentaram uma equação para se definir a posição trófica (Tp) do predador a partir da análise de conteúdo estomacal, que leva em consideração o nível trófico das diferentes presas, como se segue:

$$Tp = \sum(Pi \times Ti) + 1 \quad (5)$$

onde Tp é a posição trófica, Pi é a contribuição percentual da categoria alimentar i (em frequência de ocorrência, abundância, biomassa ou de acordo

com o IRI) e T_i é a posição trófica de i . Para definir T_i , os autores se basearam em dados empíricos e desenvolveram uma tabela de pontuação para cada categoria alimentar. Apesar de destacar as vantagens de seu método, Vander-Zanden *et al.* (1997) admitem alguns problemas com esta abordagem: (1) os dados acerca das interações tróficas que envolvem espécies pertencentes a níveis baixos são escassos, sendo necessário generalizar os valores atribuídos a estes organismos de acordo com o conhecimento disponível: produtores ($T_i = 1$), herbívoros ($T_i = 2$), onívoros ($T_i = 2,5$) e carnívoros ($T_i = 3,0$); (2) a variação na posição trófica que determinado táxon pode sofrer quando comparadas diferentes regiões, e que não teria sido incorporada ao índice, o que deu ao mesmo um caráter estático.

As limitações da metodologia descrita por Vander-Zanden *et al.* (1997) e que foram apontadas pelos próprios autores, foram minimizadas pelo trabalho de Pauly *et al.* (2000). Estes pesquisadores desenvolveram um *software* para se definir o nível trófico de espécies de peixes denominado *Trophlab*, na qual também se atribui uma pontuação T_i (denominado *Troph* pelos autores) para as diferentes categorias alimentares identificadas na análise de conteúdo estomacal. Mas nesta nova abordagem, um detalhamento maior proporciona um refinamento superior à análise. Além disso, esta metodologia permite que os valores de cada presa sejam constantemente atualizados à medida que novos resultados vão sendo publicados, o que a torna mais dinâmica.

Os questionamentos acerca dos índices deixam evidente que deve-se buscar empregar os mesmos tendo o cuidado de minimizar suas limitações, sendo importante compreender também as desvantagens inerentes à própria análise de conteúdo estomacal. Extremamente dependente da classificação taxonômica das presas que muitas vezes apresentarão um alto grau de digestão, considera-se que os dados obtidos através desta técnica reflita apenas um momento da alimentação dos organismos. Além disso, o emprego desta metodologia não resulta em informações sobre a assimilação do alimento pelo consumidor e não define necessariamente o principal componente da dieta (Thomas & Cahoon 1993, Martinelli *et al.* 2009). Conseqüentemente, o uso de isótopos estáveis vem se intensificando, já que esta técnica possibilita alcançar uma indicação mais precisa da importância e assimilação dos alimentos pelos consumidores (Thomas & Cahoon, 1993, Manetta & Benedito-

Cecilio 2003, Estrada *et al.* 2006). Assim, através do emprego das análises de isótopos estáveis e de conteúdo estomacal é possível obter um complemento da informação, resultando em uma visão mais ampla e eficaz do fluxo de energia nas teias alimentares (Manetta & Benedito-Cecilio 2003). Em ambientes recifais, onde a onivoria (quando um organismo se alimenta de presas pertencentes a níveis tróficos distintos) pode ser considerado um comportamento alimentar comum (Silvano & Guth 2002, Kavanagh & Olney 2006), a inclusão da análise de isótopos estáveis se torna ainda mais importante (Carassou *et al.* 2008).

ANÁLISE DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS

Isótopos são espécies de um mesmo elemento químico que apresentam massas diferentes por possuírem um número de nêutrons distintos em seus núcleos, sendo considerados estáveis por não emitirem radiação (Martinelli *et al.* 2009). A composição isotópica é normalmente expressa pela diferença em partes por mil (‰) entre a amostra e um padrão internacional referenciado através da notação δ , como se segue:

$$\delta X = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1] \times 1000 \quad (6)$$

onde X é o elemento químico sendo analisado e R é a razão obtida entre o isótopo mais pesado e o mais leve. Logo, maiores ou menores valores de δ podem ser proporcionados respectivamente pelo acréscimo ou diminuição do isótopo mais pesado, por exemplo (Peterson & Fry 1987).

Os isótopos mais empregados em estudos ecológicos são o de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e o de nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Post (2002) demonstrou que ambos sofrem um padrão de enriquecimento trófico consistente, independente da posição do organismo na cadeia. Porém, enquanto o nitrogênio tem uma tendência de aumento em torno de 3,4 ‰ para cada nível trófico, o enriquecimento do carbono se dá de forma menor, sendo da ordem de 1 ‰. Logo, as taxas de carbono isotópico são usadas para traçar as origens da produção primária da cadeia alimentar, e as taxas de nitrogênio isotópico são empregadas para quantificar o nível trófico de determinado organismo.

Além do carbono e nitrogênio, o enxofre ($^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$) vem sendo cada vez mais utilizado em projetos de ecologia trófica. Estudos mostram que esse elemento apresenta um enriquecimento trófico desprezível, servindo como um marcador eficiente na distinção entre consumidores pelágicos e bentônicos em ambientes costeiros (Fry & Sherr, 1989; McCutchan *et al.*, 2003). Segundo estes autores, essa separação ocorre porque quando comparados aos consumidores pelágicos, os consumidores de fundo irão reter os menores valores de $\delta^{34}\text{S}$ dos organismos bentônicos. Thomas & Cahoon (1993) evidenciaram como o isótopo de enxofre ($\delta^{34}\text{S}$) pode auxiliar em uma maior separação entre diferentes fontes de produção primária que suportam a ictiofauna de ambientes recifais, enquanto Carvalho (2008) e Connolly *et al.* (2003) apresentaram como essa mesma análise pode complementar as informações obtidas através dos isótopos de carbono e nitrogênio quando as assinaturas das possíveis fontes de matéria orgânica se sobrepõem.

Empregada em estudos tróficos desde o final da década de 1970 (DeNiro & Epstein 1978, McConnaughey & McRoy 1979), a análise isotópica vem sendo constantemente utilizada em trabalhos relacionados aos hábitos alimentares da ictiofauna (Thomas & Cahoon, 1993, Simonsen 2008, Taylor & Mazumder 2010). Diferentes tecidos podem ser usados para se definir a assinatura isotópica de peixes, e a definição sobre qual deles deve ser escolhido passa pelos objetivos do próprio trabalho. Cada tipo de amostra tende a apresentar uma taxa distinta de *turnover*, definida como o tempo necessário para que a assinatura de um consumidor reflita a composição isotópica de sua presa (Manetta & Benedito-Cecilio, 2003), e este fator terá influência sobre os resultados obtidos. Enquanto alguns tecidos apresentam uma taxa de conversão rápida, como o fígado e o sangue, o uso de músculos ou estruturas ósseas é recomendado quando se pretende investigar a assimilação da dieta a médio ou longo prazo, respectivamente (Bosley *et al.* 2002, Post 2002, Buchheister & Latour 2010).

Depois de coletadas, as amostras congeladas são levadas ao laboratório, onde são liofilizadas e trituradas. Finalmente, são pesadas e colocadas em pequenas cápsulas para posterior medição em um equipamento chamado espectrômetro de massa. Informações acerca do funcionamento

deste aparelho, assim como metodologias para análise de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ podem ser obtidas em Fry *et al.* 2002, Fry *et al.* 2007, Martinelli *et al.* 2009.

Trabalhos que empregam os isótopos estáveis com o intuito de investigar o arranjo de teias alimentares e as interações tróficas que as definem, se baseiam em três premissas básicas: (1) diversos organismos (p. ex. fitoplâncton, algas verdes) apresentam diferenças na composição isotópica, possibilitando que a mesma seja utilizada como traçadora de origem destes grupos (2) devido à sua estabilidade, a composição isotópica do elemento analisado deve variar de forma previsível (fracionamento) ao longo dos compartimentos de uma teia; (3) os valores isotópicos medidos em um consumidor devem refletir a assinatura de suas dietas (Peterson & Fry 1987, Bearhop *et al.* 2004, Carvalho 2008, Martinelli *et al.* 2009, Boecklen *et al.* 2011).

Devido às suas características, a análise isotópica de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ permite que se obtenham dados acerca da assimilação das presas pelos predadores e identificar mudanças temporais ou espaciais na utilização de fontes primárias e na dieta dos organismos. Assim, alterações na teia alimentar promovidas pela implementação de um recife artificial podem resultar em diferentes valores de isótopos das espécies analisadas (Simonsen 2008, Quan *et al.* 2012).

Como já discutido anteriormente, a análise de isótopos estáveis complementa a informação oriunda da identificação do conteúdo estomacal por fornecer dados sobre a assimilação das presas pelos consumidores (Post, 2002). Logo, algumas abordagens envolvendo a composição isotópica de diferentes organismos em estudos tróficos foram desenvolvidas como alternativas a análises que antes eram possíveis apenas através da observação direta dos estômagos.

Assim como o *IRI* é utilizado para se caracterizar a dieta e a importância de diferentes itens alimentares na dieta de um predador através dos conteúdos gástricos, os modelos de mistura permitem que o mesmo seja feito tendo como ponto de partida os valores isotópicos das presas e de seus respectivos consumidores (Carvalho 2008). Resumidamente, pode-se dizer que após a entrada de dados isotópicos (e às vezes elementares), o *software* irá calcular a contribuição relativa das fontes, fornecendo ainda os intervalos de credibilidade

pedidos pelo pesquisador (Figura 2). Entre os programas mais utilizados atualmente com este propósito, destacam-se o IsoSource (Phillips & Gregg 2003) e o SIAR (Parnell *et al.* 2010), sendo recomendada a leitura destes artigos para quem quiser se aprofundar na base teórica e cálculos que envolvem a utilização destes programas.

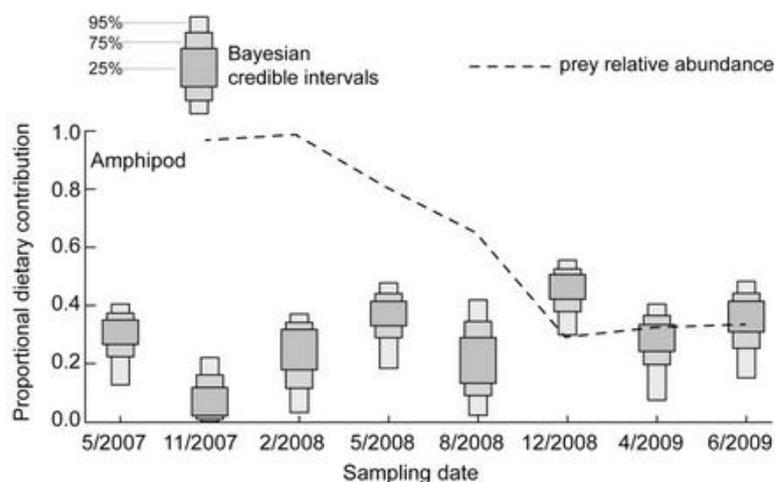


Figura 2: variação temporal da contribuição relativa de um anfípoda para a dieta de seu predador calculada a partir do SIAR. Extraído de Gillespie (2013).

Fry (2013) afirma que esta abordagem apresenta algumas limitações que podem influenciar ou não os resultados obtidos, sendo importante entender as características que tornam uma base de dados propícia a gerar um modelo com falhas. O desenvolvimento de modelos de mistura permitiu a análise concomitante da contribuição de um número n de fontes, sendo o mesmo definido pelos próprios pesquisadores. Porém, os mesmos isótopos ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e ocasionalmente $\delta^{34}\text{S}$) têm sido utilizados em estudos tróficos. Logo, há um excesso de fontes para um número reduzido de traçadores (Phillips 2012, Soto *et al.* 2013). Fry (2013) exemplifica esta questão ao mostrar um gráfico no qual um predador ocupa uma posição central em relação a quatro fontes em um plano cartesiano δ^1 - δ^2 , como $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 3). Neste caso, um modelo de mistura poderia atribuir 25% de contribuição de cada fonte na alimentação do predador, dando ao mesmo um caráter mais generalista. Outros cenários possíveis consistem em definir que as fontes 1 e 3 respondem cada uma por 50% da alimentação do consumidor, ou que as fontes 2 e 4 sejam responsáveis, separadamente, por metade da dieta do organismo em questão.

A fim de minimizar os erros associados à aplicação de modelos de mistura, Phillips *et al.* (2005) propôs agregar diferentes fontes quando seus valores isotópicos não diferem significativamente entre si. Como por exemplo, colocar em um mesmo grupo, diferentes espécies de crustáceos que apresentam assinaturas estatisticamente similares. Fry (2013) afirma que analisar as assinaturas isotópicas das fontes a fim de investigar a distribuição dos valores de cada fonte, além de trabalhar apenas com os valores médios, pode evidenciar tendências e ajudar na própria discussão do modelo final. O autor ressalta ainda que, informações prévias obtidas na análise de conteúdo estomacal podem ser fundamental para o desenvolvimento de um modelo mais robusto ao auxiliar na decisão de incluir ou excluir fontes.

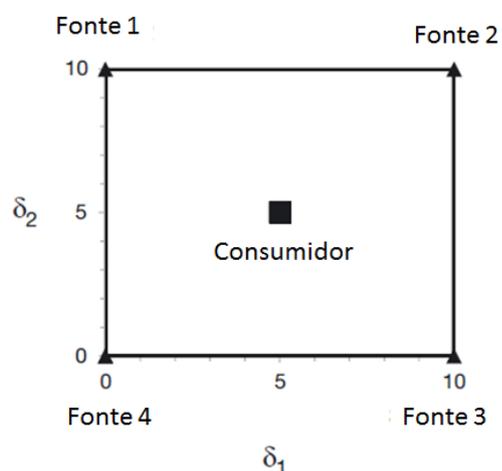


Figura 3: exemplo de modelo de mistura com quatro fontes e dois traçadores, permitindo que haja diferentes respostas na contribuição das presas para a dieta do consumidor. Modificado de Fry (2013).

Outra alternativa proporcionada pela análise de isótopos estáveis e que, associada ao conteúdo estomacal pode adicionar significativamente a estudos tróficos, consiste em investigar o nicho isotópico dos organismos (Bearhop *et al.* 2004). A abordagem descrita por Layman (2007) leva em consideração a variação dos valores isotópicos de uma população que seria resultado por exemplo, de mudanças na dieta dos indivíduos coletados em uma área sob influência de um recife artificial. Esta técnica pode ser utilizada entre os indivíduos de uma população ou para se comparar diferentes espécies, podendo ser estimadas três medidas principais:

- Variação δX – distância entre a maior e a menor assinatura isotópica encontrada entre os indivíduos coletados, representando toda a amplitude dos valores de δX . Uma grande variação de $\delta^{15}\text{N}$ sugere que os indivíduos estão posicionados em diferentes níveis tróficos e que a população como um todo apresenta um alto grau de plasticidade alimentar. Uma grande variação de $\delta^{13}\text{C}$ é esperada quando se analisa teias que dependem de diferentes organismos de base com valores distintos de $\delta^{13}\text{C}$, indicando uma maior diversidade de nicho nos compartimentos mais baixos.
- Área Total (AT) – representa a largura espacial de nicho e é determinada através do cálculo da área associada ao menor polígono contendo todos os indivíduos.
- Distância Centróide (DC) – é a medida de diversidade trófica, determinada pela distância euclidiana entre a assinatura de cada indivíduo e o valor médio de cada isótopo medido da população amostrada. Logo, maiores distâncias centróides vão indicar uma maior variação na dieta e na assimilação da mesma a nível individual.

Os valores médios destas medidas podem ser comparados a partir de um teste estatístico apropriado, e as assinaturas individuais podem ser plotadas em um plano para melhor visualização (Figura 4). Esta abordagem pode gerar informações adicionais sobre a assimilação das presas, e possibilita uma análise mais cuidadosa das medidas de nicho do que aquela obtida através da observação direta de conteúdos estomacais (Bearhop *et al.*, 2004; Layman, 2007; Layman *et al.*, 2007).

A análise de isótopos estáveis também oferece uma alternativa à medida de nível trófico dos organismos, uma abordagem bastante criticada quando aplicada através de informações geradas pela identificação de conteúdos estomacais (Vander-Zanden *et al.* 1997). Através desta estimativa, alguns autores identificaram uma mudança na posição trófica de espécies de peixes proporcionadas pela implementação de recifes artificiais (Simonsen 2008, Quan *et al.* 2012). A fórmula de nível trófico a partir da assinatura isotópica dos indivíduos foi descrita por Post (2002) como se segue:

$$Tp_{\text{cons.}} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{cons.}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{presa}})/3,4\text{‰}] + Tp_{\text{presa}} \quad (7)$$

onde $Tp_{\text{cons.}}$ é a posição trófica do predador, $\delta^{15}\text{N}_{\text{cons.}}$ é a assinatura do nitrogênio do consumidor, $\delta^{15}\text{N}_{\text{presa}}$ é valor do nitrogênio da presa, Tp_{presa} é a posição trófica da presa (fitoplâncton = 1, filtradores = 2...) e 3,4‰ é a constante de enriquecimento de esperada $\delta^{15}\text{N}$ entre níveis tróficos.

Uma discussão envolvendo a estimativa da posição trófica dos organismos através dos isótopos estáveis, consiste na escolha do organismo que seria mais confiável utilizarmos como presa. Quando se pretende definir o nível trófico de apenas uma presa e seu predador, não haverá problema. Mas se o objetivo de um pesquisador é calcular Tp de vários organismos a partir de um presa comum, a decisão do táxon de referência a se utilizar deve ser feita com cautela. Cabana & Rasmussen (1996) não recomendam utilizar a assinatura de organismos de base (fito e zooplâncton) com este propósito, afirmando que os valores isotópicos destes grupos são muito suscetíveis a variações ambientais. De acordo com os autores, possíveis erros podem ser evitados ao se escolher organismos filtradores, que são reconhecidamente pertencentes a níveis inferiores da teia e não são influenciados de maneira tão significativa por fatores abióticos.

Alguns trabalhos compararam os níveis tróficos de espécies obtidos através da observação do conteúdo estomacal e análise de isótopos estáveis, mostrando que os resultados podem ser bem similares (Vander-Zanden *et al.* 1997, Estrada *et al.* 2003). Mas segundo estes autores, diferenças entre os resultados obtidos pelas duas metodologias podem existir, acontecendo por dois motivos: (1) as duas ferramentas apresentam um enfoque distinto (dados da dieta a curto prazo e pontual no conteúdo estomacal, e informações sobre a assimilação de presas e dieta a médio e longo prazo com os isótopos estáveis), o que reforça o caráter complementar de estudos que utilizam ambas; (2) a definição da posição trófica das espécies a partir da análise dos conteúdos gástricos é muito dependente da pontuação utilizada para cada tipo de táxon.

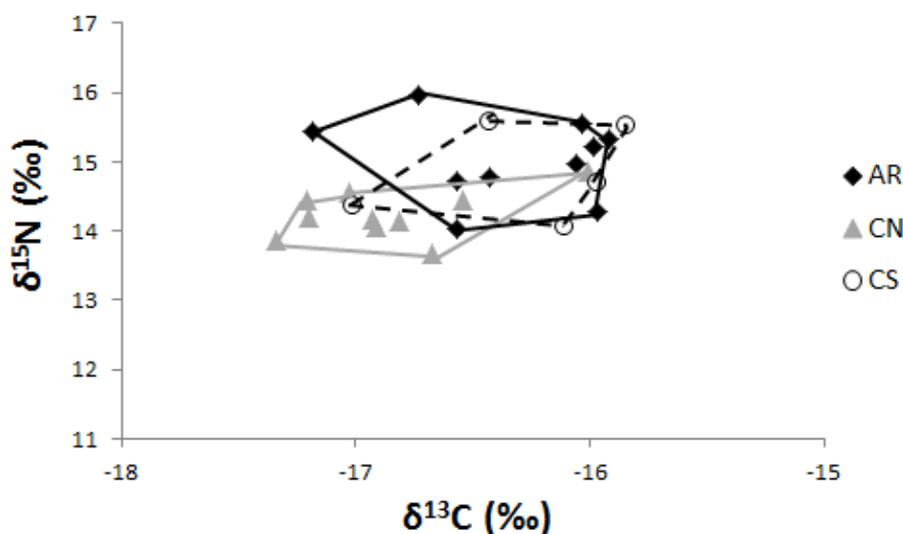


Figura 4: polígonos representando a área total do nicho isotópico de uma espécie de peixe calculada a partir dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Hexágonos pretos são indivíduos coletados na área de influência de um recife artificial. Triângulos cinzas e círculos brancos são espécimes amostrados nas áreas controle analisadas.

Por fim, o uso concomitante destas ferramentas é recomendado quando se busca maiores informações sobre o nível trófico das espécies. A escolha do organismo de referência para o cálculo do nível trófico dos consumidores deve levar em consideração os dados obtidos e informações prévias dos táxons e da área de estudo que serão analisados.

Apesar de sua contribuição em estudos tróficos, a análise de isótopos estáveis também apresenta suas limitações. A primeira crítica envolve a taxa de *turnover*, com a mesma apresentando uma dependência correlacionada a diversos fatores abióticos e bióticos (Post 2002, Boecklen *et al.* 2011). No caso dos peixes, destaca-se o metabolismo (Barnes & Jennings 2007, Madigan *et al.* 2012)

Em períodos de intensa atividade metabólica, como quando há um rápido crescimento, ocorrerá de maneira acelerada a síntese do novo tecido e degradação do velho. Como consequência desse processo, o tempo necessário para incorporação do sinal de uma presa pelo consumidor tende a ser menor. Ao mesmo tempo, períodos de desaceleração do metabolismo promovidos pela falta de alimento por exemplo, podem levar à redução da taxa de *turnover* de um organismo (Manetta & Benedito-Cecilio 2003, Gaye-Siesseger *et al.* 2004, Barnes & Jennings 2007).

Guelinckx *et al.* (2007) mostraram como há um aumento no valor de $\delta^{15}\text{N}$ em períodos de pouca alimentação e baixo metabolismo em uma espécie de peixe, atribuindo essa variação à excreção de ^{14}N sem reposição de proteína; Gaye-Siesseger *et al.* (2004) encontraram resultados similares ao investigar a variação isotópica de uma espécie de tilápia, que apresentou um decréscimo na assinatura de nitrogênio com o aumento na taxa de alimentação; Buchheister & Labour (2010) identificaram que o metabolismo foi responsável pela maior parte do *turnover* de ^{13}C observado para as amostras de fígado de uma espécie de linguado, enquanto foi atribuído apenas ao crescimento as variações obtidas para o músculos; e Madigan *et al.* (2012) encontraram uma correlação positiva entre a taxa de *turnover* e o metabolismo de uma espécie de atum, indicando ainda que tecidos que naturalmente apresentam uma atividade metabólica maior (como o fígado), são mais propensos a apresentar variações.

Ao investigar como a disponibilidade de alimento e as mudanças no metabolismo podem interferir no fracionamento isotópico, Gaye-Siesseger *et al.* (2007) afirmaram que é importante abordar essas questões para que se chegue a um resultado confiável. Segundo Boecklen (2011), ainda há uma grande variação a ser explicada na taxa de *turnover* e assumir que um tipo de tecido irá manter a consistência no que tange a integrar a dieta em um determinado tempo pode ser um equívoco.

Outra questão controversa em relação à análise de isótopos estáveis gira em torno de uma das premissas da técnica, que é o fracionamento isotópico ($\Delta\delta$) definido como a diferença da composição isotópica entre o consumidor e sua dieta (Hobson & Clark 1992). Apesar das taxas médias de enriquecimento trófico definidas por DeNiro & Epstein (1978) e Post (2002) serem seguidas pela maioria dos trabalhos (1‰ e 3,4‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente), estudos já mostraram que as mesmas podem variar significativamente (Pinnegar & Polunin 1999, Caut *et al.* 2009). A maioria dos autores apontam o tipo de alimento consumido como um dos principais fatores responsáveis por influenciar o $\Delta^{15}\text{N}$ (Wyatt *et al.* 2010), existindo duas visões contrastantes acerca do tema.

Segundo a “hipótese da quantidade”, o $\Delta^{15}\text{N}$ vai aumentar junto com o ‰N e a diminuição da razão C/N, resultando em um maior fracionamento à

medida que analisamos organismos em níveis tróficos superiores. Na segunda alternativa, conhecida como a “hipótese da qualidade”, o $\Delta^{15}\text{N}$ deve diminuir com o aumento da qualidade da proteína ingerida. Assim, seria observado um menor fracionamento em compartimentos superiores da teia. Logo, enquanto o primeiro processo teoriza um acréscimo do $\Delta^{15}\text{N}$ em animais com dieta predominantemente carnívora, o segundo prevê o mesmo para animais herbívoros (Roth & Hobson 2000, Pearson *et al.* 2003, Caut *et al.* 2010) . Independente da hipótese a ser seguida, em ambas espera-se uma variação do $\Delta^{15}\text{N}$ ao longo da cadeia. Para Caut *et al.* (2010), a definição da taxa de fracionamento continua sendo um desafio central em estudos ecológicos, sendo necessário mais experimentos que procurem entender a natureza das variações observadas. Hussey *et al.* (2012) concordam, mas assim como diversos autores (DeNiro & Epstein 1978, Post 2002, Brickhill *et al.* 2005, Fry 2006), confirmam o potencial da ferramenta e o ganho obtido na aplicação da análise de isótopos estáveis quando se busca um maior entendimento das interações tróficas.

DETERMINAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL

Outra ferramenta utilizada em estudos de ecologia trófica e que, associada à análise de dieta alimentar e isotópica, pode ajudar a modelar uma cadeia é a quantificação de mercúrio nos organismos estudados. O mercúrio (Hg) pode ser encontrado no ambiente em diversos compartimentos naturais (solos, rochas, rios, lagos e oceanos) e em uma grande variedade de estados químicos, influenciando os processos biológicos do meio (Windom & Kendall, 1979). A utilização desse elemento em estudos tróficos marinhos é fundamentada em dois pontos: (1) a principal via de ingestão de mercúrio em organismos que ocupam altos níveis tróficos ocorre através do consumo de presas (Hall *et al.*, 1997); (2) o mercúrio sofre um processo de transferência ao longo dos níveis tróficos de uma cadeia, mais especificamente através da bioacumulação (substâncias químicas provenientes do ambiente são assimiladas e retidas pelo organismo) e biomagnificação (contaminantes são transferidos de um nível trófico a outro, exibindo concentrações crescentes à medida que passam para os níveis mais elevados). Essa transferência ao longo da cadeia irá ocorrer com as formas metiladas (MeHg), originadas a

partir do mercúrio inorgânico pela ação de bactérias, e que podem contribuir com até 90% do THg encontrado em organismos de níveis tróficos superiores (Ullrich *et al.* 2001, Miranda *et al.* 2007).

Normalmente empregada na área da toxicologia (Sweet & Zelikoff 2001, Costa *et al.* 2012), esta ferramenta vem ganhando cada vez mais espaço em estudos ecológicos por servir como um bom indicador do nível trófico dos organismos (Kehrig *et al.* 2009, Fry & Chumchal 2012). Assim como na análise de isótopos estáveis, o músculo tem sido um dos tecidos mais utilizados para a determinação de mercúrio em peixes (Cappon & Smith 1981, Dusek *et al.* 2005, Gustin *et al.* 2005, Di Benedetto *et al.* 2012).

Apesar da influência que fatores abióticos e bióticos podem exercer sobre o mercúrio em ambientes marinhos (Chumchal *et al.* 2010), estudos já mostraram uma correlação significativa e positiva entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e as concentrações de Hg medidos ao longo dos compartimentos de uma teia (Silva *et al.* 2005, Bank *et al.* 2007, Di Benedetto *et al.* 2012).

Estes resultados não só evidenciam o auxílio que esta ferramenta adicional pode fornecer quando se procura definir o nível trófico de representantes da ictiofauna, como também revelam seu potencial uso como indicador dos efeitos da bioacumulação na biota local e no ambiente como um todo (Fry & Chumchal 2012).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As ferramentas apresentadas possuem vantagens e desvantagens, devendo ser empregadas de acordo com os objetivos do trabalho. Através do censo visual é possível reunir informações acerca da comunidade íctica *in situ*, gerando estimativas de densidade e biomassa que levam em consideração indivíduos que normalmente não seriam coletados por redes ou outros artefatos de pesca. Observações diretas do conteúdo estomacal permitem caracterizar e quantificar a dieta dos peixes, possibilitando ainda investigar as interações tróficas que envolvem a ictiofauna através de medidas de nicho e nível trófico. A análise de isótopos estáveis fornece dados acerca da assimilação das presas pelos consumidores, dando alternativas aos parâmetros calculados através da observação direta dos conteúdos gástricos. Finalmente, a determinação de mercúrio vem sendo cada vez mais usada por

pesquisadores como uma ferramenta adicional para se compreender a estruturação das teias tróficas marinhas.

Para Brickhill *et al.* (2005), compreender a transferência de energia do sistema é fundamental para se entender as modificações proporcionadas pela implementação de uma nova estrutura. Porém, a maioria dos trabalhos ainda focam em alterações na abundância ou biomassa da ictiofauna, sem considerar as interações entre os organismos. No Brasil por exemplo, não existem estudos tróficos em recifes artificiais que incluíram em sua metodologia a análise de isótopos estáveis ou a determinação de mercúrio.

Ao se analisar os prós e contras de cada técnica, fica evidente as vantagens oferecidas ao se empregar uma abordagem múltipla. Dificilmente um mesmo fator irá influenciar negativamente todas as ferramentas utilizadas, e o caráter complementar que estas apresentam entre si vai permitir aos pesquisadores obter uma visão mais ampla da comunidade sob influência de recifes artificiais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDURAHIMAN, K.P.; NAYAK, T.H.; ZACHARIA, P.U. & MOHAMED, K.S. 2010. Trophic organisation and predator-prey interactions among commercially exploited demersal finfishes in the coastal waters of the southeastern Arabian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87: 601-610.
- ACOSTA, A. 1997. Use of multi-mesh gillnets and trammel nets to estimate fish species composition in coral reef and mangroves in the southwest coast of Puerto Rico. 1997. *Caribbean Journal of Science*, 33: 45-47.
- AL-HORANI, F.A. & KHALAF, M.A. 2013. Developing artificial reefs for the mitigation of man-made coral reef damages in the Gulf of Aqaba, Red Sea: coral recruitment after 3.5 years of deployment. *Marine Biology Research*, 9: 749-757.
- AMMAR, M.S.A. 2009. Coral reef restoration and artificial reef management, future and economic. *The Open Environmental Engineering Journal*, 2: 37-49.
- AZZURRO, E.; PAIS, A.; CONSOLI, P. & ANDALORO, F. 2007. Evaluating day-night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census. *Marine Biology*, 151: 2245-2253.

- BANK, M.S.; CHESNEY, E.; SHINE, J.P.; MAAGE, A. & SEEN, D.B. 2007. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in sympatric snapper species from the Gulf of Mexico. *Ecological Applications*, 17: 2100-2110.
- BARNES, C. & JENNINGS, S. 2007. Effect of temperature, ration, body size and age on sulphur isotope fractionation in fish. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 21: 1461-1467.
- BEARHOP, S.; ADAMS, C.E.; WALDRON, S.; FUELLER, R.A. & MACLEOD, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology*, 73: 1007-1012.
- BOECKLEN, W.J.; YARNES, C.T.; COOK, B.A. & JAMES, A.C. 2011. On the use of stable isotopes of trophic ecology. *Annual Review of Ecology and Evolution and Systematics*, 42: 411-440.
- BOHNSACK, J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioural preference? *Bulletin of Marine Science*, 44: 631-645.
- BOHNSACK, J.A. & BANNEROT, S.P. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *Technical Report 41*. U. S. Department of Commerce. 21p.
- BOLNICK, D.I.; YANG, L.H.; FORDYCE, J. A.; DAVIS, J.M. & SVANBACK, R. 2002. Measuring individual-level resource specialization. *Ecology*, 83: 2936-2941.
- BORTONE, S.A. 1998. Resolving the attraction-production dilemma in artificial reef research: some years and nays. *Fisheries*, 23: 6-10.
- BOSLEY, K.L.; WITTING, D.A.; CHAMBERS, R.C. & WAINRIGHT, S.C. 2002. Estimating turnover rates of carbon and nitrogen in recently metamorphosed winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* with stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 236: 233-240.
- BOWEN, S. 1996. Quantitative description of the diet. Pp. 513-532. *In*: B.R. Murphy & D.W. Willis (eds.). *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, MA. 732p.
- BRICKHILL, M.J.; LEE, S.Y. & CONNOLLY, R.M. 2005. Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *Journal of Fish Biology*, 67: 53-71.
- BROTTO, D.S.; KROHLING, W. & ZALMON, I.R. 2006. Fish community modeling agents on an artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro – Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54: 205-212.
- BROTTO, D.S.; KROHLING, W. & ZALMON, I.R. 2007. Comparative evaluation of fish assemblages census on an artificial reef. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24: 1157-1162.
- BUCHHEISTER, A. & LATOUR, R.J. 2010. Turnover and fractionation of carbon and nitrogen isotopes in tissues of migratory
- CABANA, G. & RASMUSSEN, J.B. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*, 93: 10844-10847.

- CAPPON, C.J. & SMITH, J.C. 1981. Mercury and selenium content and chemical form in fish muscle. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 10: 305-319.
- CARASSOU, L.; KULBICKI, M.; NICOLA, T.J.R. & POLUNIN, N.V.C. 2008. Assessment of fish trophic status and relationships by stable isotope data in the coral reef lagoon of New Caledonia, southwest Pacific. *Aquatic Living Resources*, 21:1-12.
- CARVALHO, M.C. 2008. Uso dos isótopos estáveis de carbono, nitrogênio e enxofre em estudos de ecologia costeira. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 694-705.
- CAUT, S.; ANGULO, E. & COURCHAMP, F. 2009. Variation in discrimination factors ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *Journal of Applied Ecology*, 46: 443-453.
- CAUT, S.; ANGULO, E. & COURCHAMP, F. FIGUEROLA, J. 2010. Trophic experiments to estimate isotope discrimination factors. *Journal of Applied Ecology*, 47: 948-954.
- CHARBONNEL, E.; SERRE, C.; RUITTON, S.; HARMELIN, J.G. & JENSEN, A. 2002. Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59: S208-S213.
- CHEAL, A.J. & THOMPSON, A.A. 1997. Comparing visual counts of coral reef fish: implications of transect width and species selection. *Marine Ecology Progress Series*, 158: 241-248.
- CHUMCHAL, M. M. 2010. Factors influencing mercury accumulation in three species of forage fish from Caddo Lake, Texas, USA. *Journal of Environmental Sciences* 22: 1158-1163.
- CONNOLLY, R.M.; GUEST, M.A.; MELVILLE, A.J. & OAKES, J.M. 2003. Sulfur stable isotopes separate producers on a marine food-web analysis. *Oecologia* 138: 161-167.
- CORTÉS, E. Methods of fish feeding: reply. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 2708.
- COSTA, M.F.; LANDING, W.M.; KEHRIG, H.A.; BARLETTA, M.; HOLMES, C.D.; BARROCAS, P.R.G.; EVERS, D.C.; BUCK, D.G.; VASCONCELLOS, A.C.; HACON, S.S.; MOREIRA, J.C. & MALM, O. 2012. Mercury in tropical and subtropical coastal environments. *Environmental Research*, 119: 88-100.
- DENIRO, M.J. & EPSTEIN, S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42: 495-506.
- DEPCZYNSKI, M. & BELLWOOD, D.R. 2003. The role of cryptobenthic reef fishes in coral reef trophodynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 256: 183-191.

- DI BENEDITTO, A.P.M.; BITTAR, V.T.; CAMARGO, P.B.; REZENDE, C. E. & KEHRIG, H.A. 2012. Mercury and nitrogen isotope in a marine species from a tropical coastal food web. *Archive of Environmental Contamination Toxicology*, 62: 264-271.
- DUSEK, L.; SVOBODOVA, Z.; JANOUSKOVA, D.; VYKUSOVA, B.; JARKOVSKI, J.; SMID, R. & PAVLIS, P. 2005. Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of fish in the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991-1996. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61: 256-267.
- EDGAR, G.J.; BARRETT, N.S. & MORTON, A.J. 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308: 269-290.
- ESTRADA, J.A.; RICE, A.N.; LUTCAVAGE, M.E. & SKOMAL, G.B. 2003. Predicting trophic position in sharks of the north-west Atlantic Ocean using stable isotope analysis. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 1347-1350.
- ESTRADA, J.A.; RICE, A.N.; NATANSON, L.J. & SKOMAL, G.B. 2006. Use of isotopic analysis of vertebrae in reconstructing ontogenetic feeding ecology in white sharks. *Ecology* 87: 829-834.
- FERREIRA, C.E.L.; FLOETER, S.R.; GASPARINI, J.L.; FERREIRA, B.P. & JOYEUX, J.C. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*, 31: 1093-1106.
- FRY, B. 2006. *Stable isotopes Ecology*. Springer-Verlag, New York, NY. 320p.
- FRY, B. 2007. Coupled C, N and S stable isotope measurements using a dual-column gas chromatography system. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 21: 750-756.
- FRY, B. 2013. Alternative approaches for solving underdetermined isotope mixing problems. *Marine Ecology Progress Series*, 472: 1-13.
- FRY, B. & CHUMCHAL, M. M. 2012. Mercury bioaccumulation in estuarine food webs. *Ecological Applications*, 22: 606-623.
- FRY, B. & SHERR, E.B. 1989. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. Pp. 196-229. In: P.W. Rundel, J.R. Ehleringer & K.A. Nagy (eds.). *Stable Isotopes in Ecological Research*. Ecological Studies No. 68. Springer-Verlag, New York, NY. 525p.
- FRY, B.; SILVA, S.R.; KENDALL, C. & ANDERSON, R.K. 2002. Oxygen isotope corrections for online $\delta^{34}\text{S}$ analysis. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 16: 854-858.
- GAY-SIESSEGER, J.; FOCKEN, U.; MUETZEL, S.; ABEL, H.J. & BECKER, K. 2004. Feeding level and individual metabolic rate affect $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in carp: implications for food web studies. *Oecologia*, 138: 175-183.
- GAY-SIESSEGER, J.; MUETZEL, S.; ABEL, H.J. & BECKER, K. 2007. Starvation and low feeding levels result in an enrichment ^{13}C in lipids ^{15}N protein of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* L. *Journal of Fish Biology*, 71: 90-100.

- GILLESPIE, J.H. 2013. Application of stable isotope analysis to study temporal changes in foraging ecology in a highly endangered amphibian. *Plos One* 8: e53041, doi: 101371/journal.pone.0053041
- GLASBY, T.M. 1999. Differences between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reefs at marinas in Sydney, Australia. *Estuarine Coast and Shelf Science*, 48: 281-290.
- GODSOE, W. 2010. I can't define the niche, but I know it when I see it: a formal link between statistical theory and the ecological niche. *Oikos*, 119: 53-60.
- GROSSMAN, G.D.; JONES, G.P. & SEAMAN, W.J.J. 1997. Do artificial reefs increase regional production? *Fisheries*, 22: 17-23.
- GRUTTER, A.S. 2000. Ontogenetic variation in the diet of the cleaner fish *Labroides dimidiatus* and its ecological consequences. *Marine Ecology Progress Series*, 197: 241-246.
- GUELINCKX, J.; MAES, J.; VAN DEN DRIESSCHE, P.; GEYSEN, B.; DEHAIRS, F. & OLLEVIER, F. Changes in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in different tissues of juvenile sand goby *Pomatoschistus minutus*: a laboratory diet-switch experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 341: 205-215.
- GUSTIN, S.M.; SAITO, L. & PEACOCK, M. 2005. Anthropogenic impacts on mercury concentrations and nitrogen and carbon isotope ratios in fish muscle tissue of the Truckee River watershed, Nevada, USA. *The Science of the Total Environment*, 347: 282-294.
- HALL, B.D.; BODALY, R.A.; FUDGE, R.J.P.; RUDD, J.W.M. & ROSENBERG, D.M. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air and Soil Pollution*, 100: 13-24.
- HALL, S.L.; GURNEY, W.S.C.; DOBBY, H.; BASFORD, D.J.; HEANEY, S.D. & ROBERTSON, M.R. 1995. Inferring feeding patterns from stomach contents data. *Journal of Animal Ecology*, 64: 39-62.
- HAHN, N.S. & DELARIVA, R.L. 2003. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? *Interciencia*, 28: 100-104.
- HANSSON, S. Methods of studying fish feeding: a comment. 1998. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 2706-2707.
- HARDING, J.M. & MANN, R. 2001. Oyster reefs as fish habitat: opportunistic use of restored reefs by transient fishes. *Journal of Shellfish Research*, 20: 951-959.
- HARDING, J.M. & MANN, R. 2003. Influence of habitat on diet and distribution of striped bass (*Morone saxatilis*) in a temperate estuary. *Bulletin of Marine Science*, 72: 841-845.
- HOBSON, K.A. & CLARK, R.G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes. II. Factors influencing diet-tissue fractionation. *Condor*, 94: 189-197.
- HORINOUCHE, M.; NAKAMURA, Y. & SANO, M. 2005. Comparative analysis of visual censuses using different width strip-transects for a fish assemblage in a seagrass bed. *Estuarine Coast and Shelf Science*, 65: 53-60.

- HUSSEY, N.E.; MACNEIL, M.A.; OLINS, J.A.; MCMEANS, B.C.; KINNEY, M.J.; CHAPMAN, D.D. & FISK, A.T. 2012. Stable isotopes and elasmobranchs: tissue types, methods, applications and assumptions. *Journal of Fish Biology*, 80: 1449-1484.
- HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411–429.
- IRIGOYEN, A.J.; GALVÁN, D.E.; VENERUS, L.A. & PARMA, A.M. Variability in abundance of temperate reef fishes estimated by visual census. *Plos One* 8: e61072, doi: 101371/journal.pone.0061072
- JIND, S. 2008. A comparison of two underwater visual sampling techniques used to estimate trophic reef fish communities. *Monograph*. Dalhousie University. Halifax, Nova Scotia, Canada. 49p.
- JORDAN, L.K.B.; GILLIAM, D.S. & SPIELER, R.E. 2005. Reef fish assemblage structure affected by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 326: 170-186.
- KAVANAGH, K.D. & OLNEY, J.E. 2006. Ecological correlates of population density and behavior in the circumtropical black triggerfish *Melichthys niger* (Balistidae). *Environmental Biology of Fishes*, 76: 387-398.
- KEHRIG, H.A.; FERNANDES, K.W.G.; MALM, O.; SEIXAS, T.G.; DI BENEDETTO, A.P.M.; SOUZA, C.M.M. 2009. Trophic transference of mercury and selenium in the Northern Coast of Rio de Janeiro. *Quimica Nova*, 32: 1822-1828.
- KREBS, C.J. 1987. *Ecological Methodology*. Harper College Publisher, New York, NY. 654p.
- LABROSSE, P. 2002. *Underwater visual fish census surveys: proper use and implementation*. Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia. 60p.
- LAYMAN, C.A. 2007. What can stable isotope ratios reveal about mangroves as fish habitat? *Bulletin of Marine Science*, 80: 513-527.
- LAYMAN, C.A.; ARRINGTON, D.A.; LANGERHANS, R.B. & SILLIMAN, B.R. 2004. Degree of fragmentation affects fish assemblage structure in Andros Island (Bahamas) estuaries. *Caribbean Journal of Science*, 40: 232-244.
- LAYMAN, C.A.; ARRINGTON, D.A.; MONTAÑA, C.G. & POST, D.M. 2007. Can stable isotope ratio provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88: 42-48.
- LEITÃO, F. SANTOS, M.N. & MONTEIRO, C.C. 2007. Contribution of artificial reefs to the diet of the white sea bream (*Diplodus sargus*). *ICES Journal of Marine Science*, 64: 473-478.
- LENIHAN, H.S.; PETERSON, C.H.; BYERS, J.E.; GRABOWSKI, J.H.; THAYER, G.W. & COLBY, D. 2001. Cascading of habitat degradation: oyster reefs invaded by refugee fishes escaping stress. *Ecological Application*, 11: 746-782.

- LEVINS, R. 1968. *Evolution in changing environments*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 120p.
- LIAO, H.; PIERCE, C.L.; LARSCHEID, J.G. 2001. Empirical Assessment of indices of prey importance in the diet of predacious fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 583-591.
- LINDBERG, W.J. 1997. Can science resolve the attraction-production issue? *Fisheries*, 22: 10-13.
- LOWRY, M.; FOLPP, H.; GREGSON, M. & MCKENZIE, R. A comparison of methods for estimating fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. 2011. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59: 119-131.
- MACDONALD, J.S. & GREEN, R.H. 1983. Redundancy of variables used to describe importance of prey species in fish diets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 635-637.
- MACNEIL, M.A.; GRAHAM, N.A.J.; CONROY, M.J.; FONNESBECK, C.J.; POLUNIN, N.V.C.; RUSHTON, S.P.; CHABANET, P. & MCCLANAHAN, T.R. 2008. Detection heterogeneity in underwater visual-census data. *Journal of Fish Biology*, 73: 1748-1763.
- MADIGAN, D.J.; LITVIN, S.Y.; POPP, B.N.; CARLISLE, A.B.; FARWELL, C.J. & BLOCK, B.A. 2012. Tissue turnover rates and isotopic trophic discrimination factors in the endothermic teleost, pacific blue tuna (*Thunnus orientalis*). *Plos One* 7: e49220, doi: 101371/journal.pone.0049220
- MANETTA, G.I. & BENEDITO-CECILIO, E. 2003. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de *turnover* em estudos ecológicos: uma síntese. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 25: 121-129.
- MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B. & MOREIRA, M.Z. 2009. *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. Oficina de textos, São Paulo, SP. 144 p.
- MCCLANAHAN, T.R.; GRAHAM, N.A.J.; MANIA, J.; CHABANET, P.; BRUGGEMANN, J.H. & POLUNIN, N.V.C. 2007. The influence of instantaneous variation on estimates of coral reef fish populations and communities. *Marine Ecology Progress Series*, 340: 221-234.
- MCCONNAUGHEY, T. & MCROY, C.P. 1979. ¹³C label identifies eelgrass (*Zostera marina*) carbon in Alaskan estuarine food web. *Marine Biology*, 53: 263-269.
- MCCUTCHAN, J.H.; LEWIS, W.M.; KENDALL, C. & MCGRATH, C.C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulfur. *Oikos*, 102: 378-390.
- MIRANDA, M.R.; COELHO-SOUZA, S.A.; GUIMARÃES, J.R.D.; CORREIA, R.R.S. & OLIVEIRA, D. 2007. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 240-251.

- NAGELKERKEN, I.; Van der Velde, G.; GORISSEN, M.W.; MEIJER, G.J.; VAN'T HOF, T. & DEN HARTOG, C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as nursery for important coral reef fishes using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 31-44.
- NEWSOME, S.D.; RIO, C.M.; BEARHOP, S. & PHILLIPS, C.L. 2007. A niche for isotope ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 429-436.
- OSENBERG, C.W.; MARY, C.M.; WILSON, J.A. & LINDBERG, W.J. 2002. A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S214-S221.
- PARNELL, A.C.; INGER, R.; BEARHOP, S. & JACKSON, A.L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *Plos One* 5: e9672, doi: 10.371/journal.pone.0009672.
- PAULY, D.; FROESE, R.; PASCUALITA, S.; PALOMARES, M.L.; CHRISTENSEN, V. & RIUS, J. 2000. Trophlab manual. <http://www.fishbase.org>. (Acesso em 05 maio 2013).
- PEARSON, S.F.; LEVEY, D.J.; GREENBERG, C.H. & MARTINEZ DEL RIO, C. 2003. Effects of elemental composition on the incorporation of dietary nitrogen and carbon and isotopic signatures in an omnivorous songbird. *Oecologia*, 135: 516-523.
- PERKOL-FINKEL, S.; SHASHAR, N. & BENAYAHU, Y. 2006. Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Marine Environmental Research*, 61: 121-135.
- PETERSON, B.J. & FRY, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 293-320.
- PETERSON, C.H.; GRABOWSKI, J.H. & POWERS, S.P. 2003. Estimated enhancement of fish production resulting from restoring oyster reef habitat: quantitative evolution. *Marine Ecology Progress Series*, 264: 249-264.
- PHILLIPS, D.L. 2012. Converting isotope values to diet composition: the use of mixing models. *Journal of Mammalogy*, 93: 342-352.
- PHILLIPS, D.L. & GREGG, J.W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia*, 136: 261-269.
- PHILLIPS, D.L.; NEWSOME, S.D. & GREGG, J.D. 2005. Combining sources in stable isotope mixing models: alternative methods. *Oecologia*, 144: 520-527.
- PICKERING, H. & WHITMARSH, D. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research*, 31: 39-59.
- PINNEGAR, J.K. & POLUNIN, N.V.C. 1999. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Functional Ecology*, 13: 225-231.

- PINKAS, L.; OLIPHANT, M.S. & IVERSON, I. L.K. 1971. Food habits of albacore, Bluefin tuna, and bonito in California waters. *California Department of Fish and Game Fish Bulletin*, 152: 1-105.
- POST, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83: 703-718.
- QUAN, W.; HUMPHRIES, A. T.; SHI, L. & CHEN, Y. 2012. Determination of trophic transfer at a created intertidal oyster (*Crassostrea ariakensis*) reef in the Yangtze river estuary using stable isotope analyses. *Estuaries and Coasts*, 35: 109-120.
- REED, D.C.; SCHROETER, S.C.; HUANG, D.; ANDERSON, T.W. & AMBROSE, R.F. 2006. Quantitative assessment of different artificial reef designs in mitigating losses to kelp forest fishes. *Bulletin of Marine Science*, 78: 133-150.
- RELINI, G.; RELINI, M.; TORCHIA, G. & PALANDRI, G. 2002. Ten years of censuses of fish fauna on the Loano artificial reef. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S132-S137.
- ROOKER, J.R.; DOKKEN, Q.R.; PATTENGILL, C.V. & HOLT, G.J. 1997. Fish assemblages on artificial and natural reefs in the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary, USA. *Coral Reefs*, 16: 83-92.
- ROTH, J.D. & HOBSON, K.A. 2000. Stable carbon and nitrogen isotope fractionation between diet and tissue of captive red fox: implications for diet reconstruction. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 848-852.
- SAMOILYS, M.A. & CARLOS, G. 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 289-304.
- SÁNCHEZ-JEREZ, P.; GILLANDERS, S.R.R. & RAMOS-ESPLÁ, A.A. 2002. Effect of an artificial reef in *Posidonia* meadows on fish assemblage and diet of *Diplodus annularis*. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S59-S68.
- SANDERSON, S.L. & SOLANSKY, A.C. 1986. Comparison of rapid visual census and a strip transect technique for censusing reef fish assemblages. *Bulletin of Marine Science*, 39: 119-129.
- SANTOS, M.N.; MONTEIRO, C.C. & GASPAR, M.B. 2002. Diurnal variation in the fish assemblage of an artificial reef. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S32-S35.
- SANTOS, L.N.; BROTTTO, D.S. & ZALMON, I.R. 2012. Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386: 54-60.
- SCHAFER, L.N.; PLATELL, M.E.; VALESINI, F.J. & POTTER, I.C. 2002. Comparisons between the influence of habitat type, season and body size on the dietary compositions of fish species in nearshore marine waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 278: 67-92.
- SEAMAN, W.Jr. 2000. *Artificial reef evaluation – with application to related marine habitats*. CRC Press/Springer-Verlag, Boca Raton, FL. 246p.

- SHANI, A.; POLAK, M. & SHASHAR, N. 2012. Artificial reefs and mass marine ecotourism. *Tourism Geographies*, 14: 361-382.
- SILVA, D.S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; SANTOS, E.O. & CROSSA, M. 2005. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian amazon. *Water, Air and Soil Pollution*, 165: 77-94.
- SILVANO, R.A.M. & GUTH, A.Z. 2002. Diet and feeding behavior of *Kyphosus* spp. (Kyphosidae) in a Brazilian subtropical reef. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 623-629.
- SIMONSEN, K.A. 2008. The effect of an inshore artificial reef on the community structure and feeding ecology of estuarine fishes in Barataria Bay, Louisiana. 2008. *MSc Dissertation*. Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, Baton Rouge, LA, USA. 111p.
- SOTO, D.X.; GACIA, E. & CATALAN, J. Freshwater food web studies: a plea for multiple tracer approach. *Limnetica*, 32: 97-106.
- STOBART, B.; GARCÍA-CHARTON, J.A.; ESPEJO, C.; ROCHEL, E.; GOÑI, R.; REÑONES, O.; HERRERO, A.; CREC'HRIOU, R.; POLTI, S.; MARCOS, C.; PLANES, S. & PÉREZ-RUZAFÁ, A.A. 2007. Baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: methodological evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345: 158-174.
- SWEET, L.I. & ZELIKOFF, J.T. 2001. Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 4: 161-205.
- TAYLOR, M.D. & MAZUMDER, D. 2010. Stable isotopes reveal post-release trophodynamic and ontogenetic changes in a released finfish, mulloway (*Argyrosomus japonicas*). *Marine and Freshwater Research*, 61: 302-308.
- THOMAS, C.J. & CAHOON, L.B. 1993. Stable isotope analyses differentiate between different trophic pathways supporting rocky-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 95: 19-24.
- THOMPSON, A.A. & MAPSTONE, B.D. 1997. Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 154: 53-63.
- THOMPSON, R.M.; HEMBERG, M.; STARZOMSKI, B.M. & SHURIN, J.B. 2007. Trophic levels and trophic tangles: the prevalence of omnivory in real food webs. *Ecology* 88: 612-617.
- TIRASIN, M.E. & JORGENSEN, T. 1999. An evaluation of the precision of diet description. *Marine Ecology Progress Series*, 182: 243-252.
- ULLRICH, S.M.; TANTON, T.W.; TREVOR, W. & ABDRAHITOVA, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environments: a review of factors affecting methylation. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, 31: 241-293.

- VANDER-ZANDEN, M.J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J.B. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1142-1158.
- VIVEKANANDAN, E.; SRINATH, M. & KURIAKOSE, S. 2005. Fishing the marine food web along the Indian coast. *Fisheries Research*, 72: 241-252.
- WARBURTON, K.; RETIF, S. & HUME, D. 1998. Generalist as a sequential specialist: diets and prey switching in juvenile silverperch. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 445-454.
- WATSON, R.A.; CARLOS, G.M. & SAMOYLIS, M.A. 1995. Bias introduced by the non-random movement of fish in visual transect surveys. *Ecological Modelling*, 77: 205-214.
- WILLIS, T.J. 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology*, 59: 1408-1411.
- WILSON, J.; OSENBURG, C.W.; MARY, C.M.; WATSON, C.A. & LINDBERG, W.J. 2001. Artificial reefs, the attraction-production issue, and density dependence in marine ornamental fishes. *Aquarium Science and Conservation*, 3: 95-105.
- WINDOM, H. L. & KENDALL, D. R. (1979). Accumulation and biotransformation in coastal and marine biota. Pp. 303-323. In: J.O. Nriagu (ed.). Biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier, Amsterdam, Netherlands. 712p.
- WYATT, A.S.J.; WAITE, A.M. & HUMPHRIES, S. 2010. Variability in isotope discrimination factors in coral reef fishes: implications for diet and food web reconstruction. *Plos One*, 5: e13682, doi: 10.1371/journal.pone.0013682
- ZALMON, I.R.; NOVELLI, R.; GOMES, M.P. & FARIA, V.V. 2002. Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S83-S87.

CAPÍTULO 1 – IMPACTO DE UM RECIFE ARTIFICIAL SOBRE UMA ASSEMBLÉIA DE PEIXES TRANSIENTES NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO.

RESUMO

O presente estudo foi realizado a fim de se investigar possíveis mudanças na estrutura de uma assembleia de peixes transientes proporcionadas pelo assentamento de um complexo recifal na costa norte do Rio de Janeiro. Ao longo de dois anos, foram amostrados peixes com o auxílio de redes de espera na área recifal e em duas áreas controles adjacentes, sendo coletados 1314 indivíduos distribuídos em 65 táxons e 26 famílias. A composição faunística das três áreas foi similar e o índice de Margalef e a curva de rarefação indicaram uma maior riqueza de espécies na área recifal. A estrutura populacional das cinco espécies mais representativas não variou de acordo com a presença do recife, sugerindo que estes táxons não estão sendo atraídos por este novo habitat. Não foram observadas diferenças estatísticas na abundância e biomassa entre as três áreas, mas as análises multivariadas mostraram uma variação sazonal significativa destes parâmetros. Não há indicação que a implementação do recife artificial analisado tenha promovido qualquer alteração na assembleia de peixes transientes, e os resultados obtidos no presente estudo parecem ser uma consequência da forte sazonalidade já descrita para a região.

Palavras-Chave: recifes artificiais, peixes transientes, estrutura de comunidade, Rio de Janeiro

CHAPTER 1 – IMPACT OF AN ARTIFICIAL REEF ON AN ASSEMBLAGE OF TRANSIENT FISHES ON THE NORTH COAST OF RIO DE JANEIRO

ABSTRACT

This study aims to investigate potential changes promoted by the implementation of an artificial reef on the structure of an assemblage of transient fish on the north coast of Rio de Janeiro. During a two years survey, fishes were sampled with gillnets deployed near the artificial reef and two adjacent control areas, with a total of 1314 individuals collected and assigned to 65 taxa and 26 families. The faunal composition was very similar in the three areas, but the Margalef Index and the rarefaction curve indicated higher species richness on the artificial reef area. The population structure of the five most representative species did not vary according to reef presence, suggesting that these taxa are not being attracted by the new habitat. There were no statistical differences in the abundance and biomass between the three areas, but the multivariate analyzes showed a significant seasonal variation of these parameters. There is no indication whatsoever that the implementation of the artificial reef has promoted any changes on the assemblage of the transient fishes observed, and the results obtained herein appear to be a consequence of a strong seasonality already described for this region.

Keywords: artificial reef, transient fish, community structure, Rio de Janeiro

1. INTRODUÇÃO

A sobrepesca e a perda de habitats em regiões costeiras estão entre as maiores ameaças à pesca comercial e recreativa (Pauly & Watson, 2003; Caddy, 2007). Assim, pesquisadores começaram a investigar a influência de recifes artificiais sobre a ictiofauna com o intuito de se recuperar estoques pesqueiros e estimular a recolonização de peixes em áreas degradadas (Seaman Jr, 2000). Existe uma expectativa crescente de que estas estruturas substituam ou mesmo excedam, do ponto de vista ecológico, ambientes naturais na sua capacidade de promover mudanças na comunidade e de reunir organismos (com incremento na biomassa local) associados a sua estrutura, superfície e arredores (Carr & Hixon, 1997, Perkol-Finkel *et al.*, 2006).

Diversos fatores podem afetar o potencial atrator de estruturas artificiais, como o tipo de material utilizado na construção do recife, seu tempo de existência e tamanho (Pickering & Whitmarsh 1997; Brickhill *et al.*, 2005). Entre os aspectos mais analisados, destacam-se o design e a complexidade dos recifes, já que uma maior heterogeneidade do habitat pode promover um aumento na população de invertebrados com consequente incremento da população de peixes que os utilizam como presas (Charbonnel *et al.*, 2002, Relini *et al.*, 2002). Este incremento vem sendo registrado através de um aumento na abundância de peixes em períodos posteriores à instalação de recifes (Bohnsack, 1989; Charbonnel *et al.*, 2002, Folpp *et al.*, 2013). De acordo com Leitão *et al.* (2007), estas mudanças observadas nas teias analisadas são fruto das potenciais vantagens que as estruturas artificiais oferecem para a ictiofauna e que estariam relacionadas à alimentação, reprodução e refúgio. Porém, o uso do recife pela comunidade íctica local vai depender das necessidades e comportamento das espécies envolvidas (Folpp *et al.*, 2013).

Estudos que caracterizam comunidades de peixes associadas a recifes costumam identificar até três grupos distintos: espécies residentes e/ou crípticas que vivem associadas ao substrato e utilizam as estruturas artificiais como seu habitat primário; espécies residentes facultativas, que podem permanecer associadas ao recife para usufruir de vantagens que este oferece, como refúgio e maior facilidade de alimentação; e espécies transientes, que

são reconhecidamente oportunistas em relação ao habitat que exploram e apresentam alta mobilidade (Breitburg *et al.*, 1999; Coen *et al.*, 1999; Gregalis *et al.*, 2013). Devido à alta capacidade de movimentação observada neste último grupo, investigar os processos pelos quais uma estrutura estaria promovendo mudanças em uma assembléia de peixes pode ser complicado (Grossman *et al.*, 1997). Isto explicaria o motivo pelo qual a maior parte da literatura dedicada a recifes artificiais não inclui dados acerca de táxons transientes (Plunket, 2003). Mas de acordo com Gregalis *et al.* (2013), por normalmente ocuparem níveis tróficos superiores nestes ambientes, torna-se necessário contemplar este grupo em análises de estrutura de comunidades associadas a recifes artificiais.

Estudos que procuram entender a influência de estruturas sobre a ictiofauna normalmente empregam uma abordagem comparativa entre as comunidades presentes em áreas de recifes naturais e artificiais. Porém, muitas vezes isto não é possível devido ao caráter de isolamento que estas estruturas submersas podem apresentar. Nestes casos, recomenda-se incluir análises em áreas de substrato inconsolidado adjacentes para que se obtenha uma maior compreensão das modificações proporcionadas pelos recifes (Carr & Hixon, 1997; Folpp *et al.*, 2013). Trabalhos desta natureza já foram realizados em dezenas de países (Seaman, 2002, Baine & Side, 2003), entre eles: na França, o estudo de Charbonnel *et al.* (2002) investigou a influência da complexidade de habitats sobre uma assembléia de peixes, sendo observado um incremento da riqueza, abundância e biomassa em áreas próximas aos módulos recifais utilizados; no Senegal, Terashima *et al.* (2007) correlacionaram um aumento na riqueza e biomassa da ictiofauna local à instalação de uma estrutura artificial; em Portugal, Santos & Monteiro (1997) encontraram valores de captura por unidade de esforço (CPUE) duas vezes maiores em recifes artificiais em relação a áreas controles adjacentes; e nos Estados Unidos, um estudo desenvolvido por Harding & Mann (2001) evidenciou um acréscimo nos valores de abundância, biomassa e comprimento dos peixes coletados em uma área recifal quando comparados aos resultados obtidos em área controle adjacente; enquanto Simonsen (2008) observou que indivíduos de uma espécie de peixe transiente associados a uma estrutura

artificial presente no Golfo do México apresentavam comprimentos maiores que os exemplares da mesma espécie coletados nas demais áreas.

No Brasil, pesquisas envolvendo a implementação de recifes artificiais começaram a partir da segunda metade da década de 1990 nos estados do Ceará e do Rio de Janeiro (Conceição & Monteiro-Neto, 1998; Athiê, 1999; Faria *et al.* 2001). Mais recentemente, tem sido observado um esforço crescente por parte de pesquisadores brasileiros que procuram entender como o efeito de estruturas artificiais pode alterar as comunidades de peixes associadas (Jardewski & Almeida, 2004, 2005; Netto, 2010). Entre as iniciativas, destacam-se os trabalhos realizados na costa nordeste do Rio de Janeiro que incluem: a investigação do potencial atrator do recife artificial e dos padrões de uso e agentes modeladores de comunidades de peixes em estruturas artificiais, além da análise da influência da complexidade estrutural do recife e substrato sobre as assembleias de peixes e a comunidade bêntica (Faria *et al.*, 2001; Gomes *et al.*, 2001; Zalmon *et al.*, 2002; Brotto *et al.*, 2006a, 2006b; Brotto *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2010; Machado *et al.*, 2013).

O presente estudo pretende verificar uma possível relação entre um recife artificial e uma assembleia de peixes transientes na costa norte do estado do Rio de Janeiro, considerando aspectos da comunidade que servirão de base para estudos de interações tróficas.

1.1 Objetivo

Avaliar a influência de um recife artificial na composição, riqueza, abundância e biomassa de uma assembleia de peixes transientes associada na costa norte do estado do Rio de Janeiro.

1.2 Hipótese

A implementação de um recife artificial na costa norte do estado do Rio de Janeiro promoveu alterações na composição da ictiofauna associada, sendo observado um incremento na abundância e biomassa das espécies de peixes transientes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Baseando-se no índice mensal de pluviosidade, Godoy *et al.*, (2002) e Krohling *et al.* (2006a, 2006b) caracterizaram dois períodos distintos para a região norte-fluminense: uma estação chuvosa (meses de verão) e outra seca, que inclui os demais meses. A vazão média do rio Paraíba do Sul (RPS) estimada para os dois períodos ao longo da realização do presente estudo foi de $1996 \pm 610 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $827 \pm 381 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em 2010 e $1946 \pm 704 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $638 \pm 373 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em 2011 para os períodos chuvoso e seco, respectivamente (Figura 1). A área onde se encontra o complexo recifal sofre uma forte influência sazonal, especialmente durante o período chuvoso, quando a pluma do RPS alcança distâncias superiores a 30 km (Souza *et al.*, 2010).

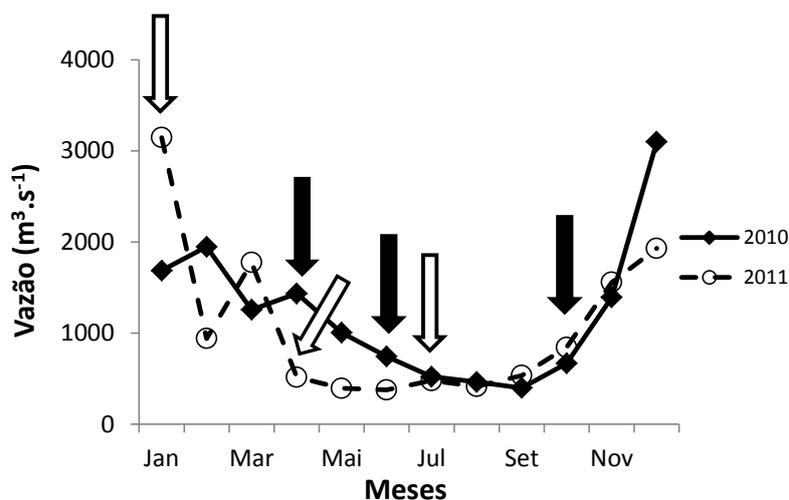


Figura 1: Valores de vazão mensais do Rio Paraíba do Sul durante os anos de 2010 e 2011. Setas escuras e claras (Janeiro, Abril e Julho) indicam os meses de coleta em 2010 (Abril, Junho e Outubro) e 2011, respectivamente (Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais – UENF).

O complexo recifal está localizado a cerca de 6 km da praia de Manguinhos ($21^{\circ}29'S$, $41^{\circ}00'W$), no município de São Francisco do Itabapoana, norte do estado do Rio de Janeiro. O recife encontra-se a cerca de nove metros de profundidade, cobrindo uma área de aproximadamente 60.000 m^2 situada entre a Foz do RPS e o Rio Itabapoana, equidistante 25 km destes

dois pontos (Zalmon *et al.*, 2002) (Figura 2a). Módulos de concreto do tipo *reefballs* (1,0 m³; 0,5 ton.) foram posicionados com o auxílio de um GPS (Sistema de Posicionamento Global), formando grupos distantes entre si por, no mínimo, 50 m. As duas áreas controles apresentam um sedimento com predomínio de silte/argila, enquanto em AR é observada uma composição mais heterogênea constituída por silte/argila, areia e cascalho (Machado *et al.*, 2013).

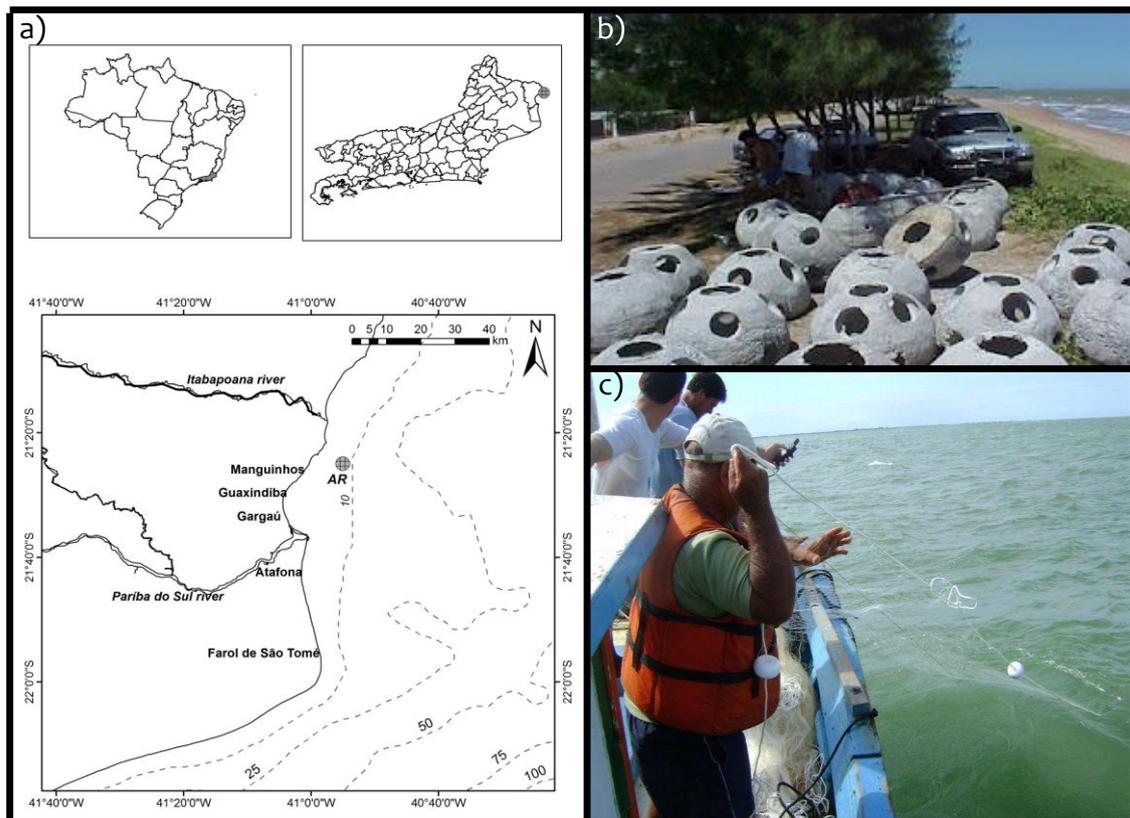


Figura 2: mapa da área de instalação do recife (AR) (a), módulos de concreto do tipo *reefballs* utilizados no presente estudo (b) e coleta de peixes realizada na área de influência do recife artificial (c).

2.2 Coleta de Dados e Amostragem Biológica

As coletas foram realizadas na área recifal (AR) e em duas regiões controles definidas ao norte (CN) e ao sul (CS), localizadas a mais de 500 m do complexo recifal. Ou seja, em uma distância superior ao limite máximo de 300 m definida através Modelos Aditivos Generalizados baseados em estimativas de abundância, como sendo o fim da área de influência do recife sobre a comunidade íctica (Santos *et al.*, 2010).

Os peixes foram amostrados com o auxílio de redes de espera, submersas por aproximadamente 24 horas. As coletas ocorreram em um intervalo de quatro meses ao longo de dois anos (2010 – 2011), sendo realizadas três campanhas em cada estação (seca e chuvosa). Com o objetivo de obter a melhor representatividade possível da comunidade foram utilizadas redes de diferentes malhas (20, 30 e 40 mm entre nós adjacentes) que apresentavam 75m² de área e configuração semelhante às usadas pelos pescadores da região (observação pessoal). A fim de se padronizar a amostragem, foi realizado o mesmo esforço de coleta, que correspondeu a 78 redes (18 de 20 mm, 42 de 30 mm e 18 de 40 mm) por área ou 117 redes por estação.

Os peixes capturados foram acondicionados em gelo e levados ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA – UENF), onde foram identificados ao menor nível taxonômico possível com o auxílio de literatura especializada. Posteriormente, foi obtido para cada indivíduo o seu comprimento (CT - distância da extremidade do focinho até o final da nadadeira caudal) e peso totais (PT) com o auxílio de um ictiômetro e uma balança eletrônica (0,1 g de precisão).

2.3 Análise de Dados

2.3.1 Estrutura da Comunidade de Peixes

Para se estimar a riqueza de espécies nas áreas e estações, foi calculado o Índice de Margalef (R), como se segue:

$$R = (S - 1) / \ln N \quad (8)$$

onde S é o número de espécies e N é o número de indivíduos da amostra (Margalef, 1958). A riqueza média foi obtida a partir dos valores de R calculados por unidade amostral (rede).

A comparação direta de riqueza entre áreas que apresentam números distintos de indivíduos amostrados pode levar a equívocos, já que o número de táxons coletados tende a aumentar junto com a abundância (Begon *et al.*, 2006; Gotelli & Colwell, 2010). Logo, curvas de rarefação foram calculadas tendo como base o número de exemplares observados na área que apresentou

uma menor captura. As curvas de rarefação de espécies para as três áreas foram desenvolvidas com o programa Past v. 2.17c (Hammer *et al.*, 2001). Cada ponto da curva é resultado de uma média obtida através da aleatorização na ordem das amostras, sendo atribuído um desvio padrão para cada valor (Gotelli & Colwell, 2010).

Para a análise da variação espacial e temporal da biomassa, foi calculada a captura por unidade de esforço (CPUE) dividindo-se o peso total registrado pela área da unidade amostral (rede).

2.3.2 Tratamento Estatístico

O teste *t* foi empregado para se comparar os valores médios de biomassa entre períodos, sendo utilizado seu equivalente não paramétrico (Mann-Whitney) na análise das médias de riqueza e abundância. A análise de variância paramétrica (ANOVA) ou não paramétrica (Kruskal-Wallis) foi empregada na comparação entre as médias dos parâmetros de comunidade (riqueza, abundância, biomassa) e de estrutura populacional (comprimento e peso) observadas para as áreas. Quando consideradas de maneira concomitante possíveis variações espaço-temporais para estes parâmetros, foi utilizada a ANOVA com dois fatores (2-way ANOVA), que incluiu a análise da interação entre áreas e estações. Diferenças significativas evidenciadas pelas análises de variância paramétrica e não paramétrica foram seguidas pelos testes *a posteriori* de Dunn ou Tukey HSD, respectivamente. Os testes não paramétricos foram realizados quando não eram respeitadas as condições de normalidade e homocedasticidade (Fry, 1993). Todas as comparações apresentadas foram testadas a um nível de significância $p < 0,05$.

A análise comparativa entre as assembleias de peixes da área recifal e das áreas controles nas estações seca e chuvosa foi realizada através da análise de agrupamento (UPGMA). O coeficiente de Jaccard foi utilizado para se comparar a composição da ictiofauna entre áreas e estações. O ordenamento não-métrico multidimensional (nMDS) foi empregado na interpretação dos valores de abundância e biomassa em relação aos diferentes fatores analisados (ano, estação e área). Estas análises foram desenvolvidas a partir do coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e incluíram as dez espécies

que responderam por mais de 70% da abundância e biomassa do presente estudo. A PERMANOVA foi realizada para se testar possíveis diferenças evidenciadas pelo nMDS, e o SIMPER definiu a contribuição percentual dos táxons na similaridade intra e intergrupos para os fatores significativos observados pela análise de agrupamento e o ordenamento não-métrico multidimensional. A análise multivariada dos dados foi através dos programas PRIMER 6.1.11 e PERMANOVA 1.0.1 (Anderson, 2005; Clarke & Gorley, 2006).

3. RESULTADOS

3.1 Composição e Riqueza de Espécies

3.1.1 Dados Gerais

Durante o presente estudo foram identificados 65 táxons distribuídos em 26 famílias (Tabela I). Dessas, 18 estiveram representadas por uma única espécie. Vinte e seis espécies (40%) foram registradas para as três áreas. Em AR, foram observadas 18 famílias e 44 táxons. Destes, doze foram identificados como exclusivos para a área, sendo que quatro são classificados como marinhos associados a recifes, a saber: *E. saurus*, *G. ocellatus*, *K. saltatrix*, e *S. regalis*. O controle-norte apresentou a maior riqueza de famílias do presente estudo (N = 19), enquanto em CS foram observados os menores valores (Figura 7a).

Entre as famílias, os cianídeos (Scianidae) apresentaram a maior riqueza, sendo identificados 18 táxons (27% do total) pertencentes a esse grupo (Figura 7c). Os ariídeos (bagres), carangídeos (Carangidae) e engraulídeos (Engraulidae - anchovas) vieram em seguida, cada um com seis táxons identificados. Juntas, as quatro famílias citadas responderam por aproximadamente 55% (N = 36) da riqueza total. Foram capturadas ainda duas moréias (*Gymnothorax moringa* e *Gymnothorax ocellatus*) e duas espécies de elasmobrânquios, o cação-frango *Rhizoprionodon porosus* (Carcharinidae) e a raia *Rhinobatos percellens* (Rhinobatidae).

Em relação às estações, pode-se notar que o período seco apresentou uma maior riqueza de táxons (N = 51) e famílias (N = 23) quando comparado

ao período chuvoso (Figura 7b). Os cianídeos foram predominantes ao longo de todo o estudo, enquanto os Ariídeos e Carangídeos se alternaram como segunda família de maior riqueza nos meses de seca e chuva respectivamente (Figura 7d). Os valores de riqueza observados no presente estudo foram influenciados por famílias que apresentaram um pequeno número de táxons (um ou dois), sendo as mesmas representadas pelo grupo “Outras”.

Tabela I: Táxons e famílias de peixes capturados durante o presente estudo.

Táxons	Nome Comum	Táxons	Nome Comum
Ariidae		Kyphosidae	
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840)	Bagre-amarelo	<i>Kyphosus saltatrix</i> (Linnaeus, 1758)	Pirajica
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	Bagre	Muraenidae	
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	Bagre	<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	Moréia-verde
<i>Bagre sp.</i>	Bagre	<i>Gymnothorax ocellatus</i> Agassiz, 1831	Moréia-pintada
<i>Genidens genidens</i> (Valenciennes, 1839)	Bagre branco	Polynemidae	
<i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes, 1840)	Bagre	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Barbudo
Batrachoididae		Pomatomidae	
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	Mangangá	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	Garoupa azul
Carangidae		Pristigasteridae	
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	Xerelete	<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	Sardinha
<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	Xaréu	Rhinobatidae	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1866)	Palombeta	<i>Rhinobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)	Cação-viola
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	Guaivira	Scianidae	
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Guaivira	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> (Metzelaar, 1919)	Goretê
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	Peixe-galo	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	Pescada
Carcharhinidae		<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1833)	Pescada amarela
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey, 1861)	Cação-frango	<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	Pescada
Centropomidae		<i>Cynoscion sp.</i>	Pescada
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	Robalo	<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	Pescada-branca
Chaetodontidae		<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	Pescadinha
<i>Chaetodon sp.</i>	Peixe-borboleta	<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier & Valenciennes, 1850)	Cangôá-relógio
Clupeidae		<i>Macrondon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Pescada cachorra
<i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier, 1829)	Sardinha	<i>Menticirrus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Papa-terra
<i>Odontognathus mucronatus</i> Lacépède, 1800	Sardinha	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	Corvina
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	Sardinha barriga-larga	<i>Nebris microps</i> Cuvier, 1830	Maria-mole
Dactylopteridae		<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925	Cangangüá
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	Coió	<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	Maria-Luísia
Diodontidae		<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	Cangangüá
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	Baiacú	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	Cangangüá
Elopidae		<i>Stellifer sp.</i>	Cangangüá
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	Ubarana	<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	Cangangüá
Engraulidae		Scombridae	
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	Manjuba	<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch, 1793)	Cavala
<i>Anchovia clupeiodes</i> (Swainson, 1839)	Manjuba	Scorpaenidae	
<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	Manjuba	<i>Scorpaena isthmensis</i> Meek & Hildebrand, 1928	Peixe-escorpião
<i>Anchoviella lepidostole</i> (Fowler, 1911)	Manjubinha	Sphraenidae	
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1828)	Anchoveta	<i>Sphraena guachancho</i> (Cuvier, 1829)	Barracuda
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Fowler, 1815)	Manjuba	<i>Sphraena sp.</i>	Barracuda
Gempylidae		Stromateidae	
<i>Thyrsitops lepidopoides</i> (Cuvier, 1832)	Cavalinha	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	Palombeta
Haemulidae		Trichiuridae	
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	Maria-Luísia	<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	Peixe-espada
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1832)	Cocoroca	Triglidae	
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	Cocoroca	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	Cabrinha
<i>Pomadasy corvinaeformis</i> (Steidachner, 1868)	Cocoroca		

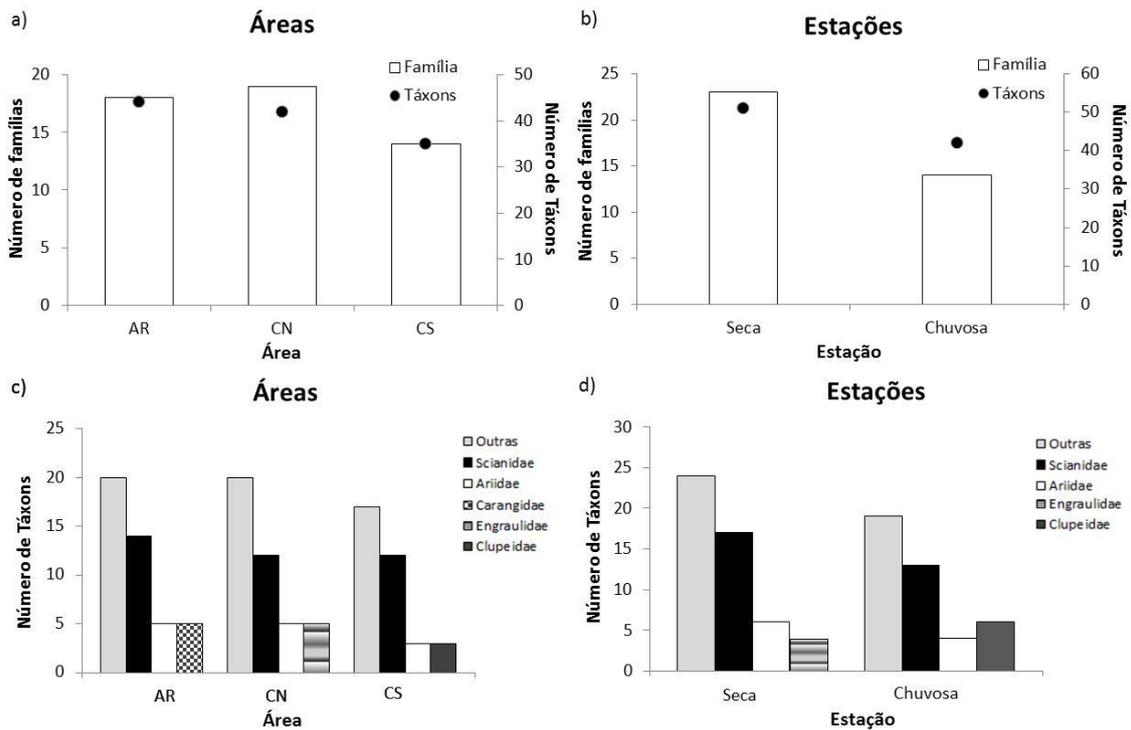


Figura 7: Riqueza total de táxons e famílias nas áreas de coleta (a) e nas estações (b) e riqueza das principais famílias nas áreas de coleta (c) e estações (d) (unidade amostral com captura: N = 54 em AR; N = 67 em CN; N = 61 em CS; N = 92 na estação seca; N = 90 na estação chuvosa).

3.1.2 Estação Seca

No período seco, AR apresentou uma maior riqueza de táxons (N = 37), sendo que no controle-norte foi observado um maior número de famílias (N = 19). No controle-sul, foram registrados os menores valores da estação (Figura 8a). A família Scianidae foi predominante ao longo de todo o período, sendo representada em AR e CN por 11 táxons. Os ariídeos apresentaram uma riqueza maior na área recifal, onde todas as espécies pertencentes ao grupo e capturadas no presente estudo ocorreram (Figura 8b).

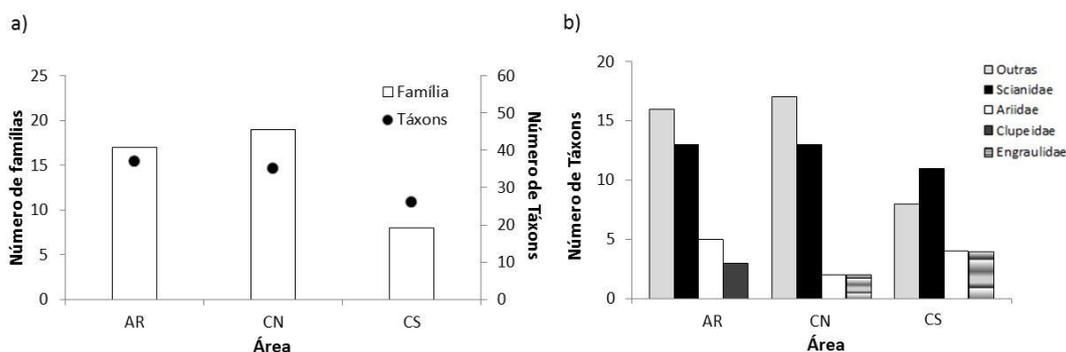


Figura 8: Riqueza total de táxons e famílias encontradas nas áreas de coleta (a) e contribuição das principais famílias para a riqueza das áreas de coleta (b) durante a estação seca (unidade amostral com captura: N = 27 em AR; N = 36 em CN; N = 28 em CS).

3.1.3 Estação Chuvosa

Durante os meses de chuva, CS foi a área que mais se destacou, sendo identificados 30 táxons pertencentes a 14 famílias. Nesta estação, tanto AR como CN apresentaram menores riquezas quando comparadas aos valores obtidos durante o período seco (Figura 9a). Esta diferença ocorreu devido a um menor número de famílias presentes, além de uma maior ausência de táxons pertencentes a grupos dominantes. Enquanto na estação seca, foram capturadas 13 espécies de cianídeos em AR e CN, no período seco foram registradas apenas cinco representantes da família nessas áreas (Figura 9b). Os ariídeos estiveram presentes mais uma vez ao longo de toda estação, com os carangídeos se destacando em AR e CN. As ocorrências de todos os táxons capturados são apresentadas na Tabela II.

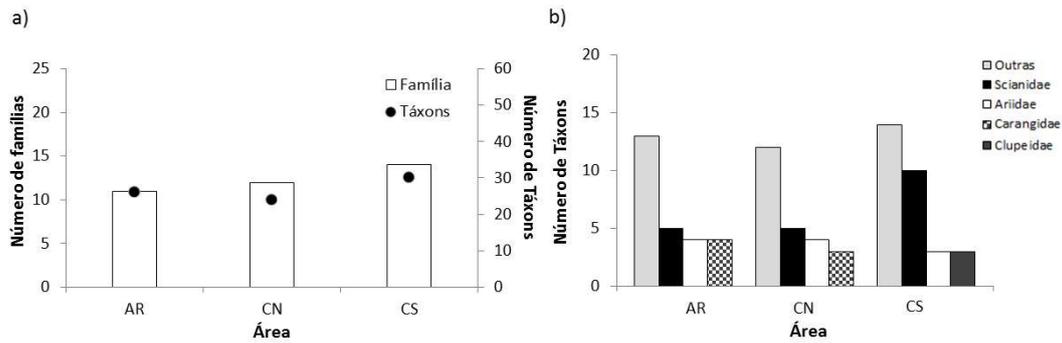


Figura 9: Riqueza total de táxons e famílias encontradas nas áreas de coleta (a) e contribuição das principais famílias para a riqueza das áreas de coleta (b) durante a estação chuvosa (unidade amostral com captura: N = 26 em AR; N = 31 em CN; N = 33 em CS).

Tabela II: Ocorrência dos táxons capturados na área recifal e nos controles norte e sul nas coletas realizadas durante as estações seca e chuvosa.

Táxons	Estação Seca			Estação Chuvosa			Táxons (Cont.)	Estação Seca			Estação Chuvosa		
	AR	CN	CS	AR	CN	CS		AR	CN	CS	AR	CN	CS
Ariidae							Kyphosidae						
<i>Aspistor luniscutis</i>	X	X	X	X	X	X	<i>Kyphosus saltatrix</i>	X					
<i>Bagre bagre</i>	X	X	X	X	X	X	Muraenidae						
<i>Bagre marinus</i>	X			X	X		<i>Gymnothorax moringa</i>		X				
<i>Bagre sp.</i>			X				<i>Gymnothorax ocellatus</i>	X					
<i>Genidens genidens</i>	X	X	X	X	X	X	Polynemidae						
<i>Notarius grandicassis</i>	X						<i>Polydactylus virginicus</i>		X			X	
Batrachoididae							Pomatomidae						
<i>Porichthys porosissimus</i>	X	X					<i>Pomatomus saltatrix</i>	X	X				X
Carangidae							Pristigasteridae						
<i>Caranx crysos</i>	X		X		X		<i>Pellona harroweri</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Caranx latus</i>				X			Rhinobatidae						
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	X			X	X	X	<i>Rhinobatos percellens</i>		X				
<i>Oligoplites saliens</i>				X			Scianidae						
<i>Oligoplites saurus</i>					X		<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>				X		
<i>Selene setapinnis</i>				X			<i>Cynoscion acoupa</i>		X				
Carcharhinidae							<i>Cynoscion jamaicensis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	X	X	X	X	X	X	<i>Cynoscion microlepdotus</i>	X					
Centropomidae							<i>Cynoscion sp.</i>		X		X		
<i>Centropomus parallelus</i>	X						<i>Cynoscion virescens</i>	X	X	X	X		
Chaetodontidae							<i>Isopisthus parvipinnis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Chaetodon sp.</i>		X					<i>Larimus breviceps</i>	X	X	X	X	X	X
Clupeidae							<i>Macrodon ancylodon</i>	X	X	X			X
<i>Harengula clupeola</i>	X				X	X	<i>Menticirrus americanus</i>	X	X	X		X	X
<i>Odontognathus mucronatus</i>	X	X	X	X	X	X	<i>Micropogonias furnieri</i>	X					
<i>Opisthonema oglinum</i>	X	X	X	X	X	X	<i>Nebris microps</i>		X	X			
Dactylopteridae							<i>Ophioscion punctatissimus</i>						X
<i>Dactylopterus volitans</i>	X	X					<i>Paralichthys brasiliensis</i>	X	X	X			X
Diodontidae							<i>Stellifer brasiliensis</i>	X		X			X
<i>Chilomycterus spinosus</i>					X		<i>Stellifer rastrifer</i>	X	X	X		X	
Elopidae							<i>Stellifer sp.</i>	X	X				X
<i>Elops saurus</i>	X						<i>Stellifer stelifer</i>	X	X				X
Engraulidae							Scombridae						
<i>Anchoa spinifer</i>	X	X	X	X		X	<i>Scomberomorus regalis</i>	X					
<i>Anchovia clupeiodes</i>			X				Scorpaenidae						
<i>Anchoviella brevirostris</i>					X	X	<i>Scorpaena isthmensis</i>		X				
<i>Anchoviella lepidentostole</i>			X				Sphyraenidae						
<i>Cetengraulis edentulus</i>	X	X	X	X	X		<i>Sphyraena guachancho</i>	X			X	X	X
<i>Lycengraulis grossidens</i>				X			<i>Sphyraena sp.</i>				X	X	
Gempylidae							Stromateidae						
<i>Thysitops lepidopoides</i>					X		<i>Peprilus paru</i>	X	X	X	X	X	X
Haemulidae							Trichiuridae						
<i>Conodon nobilis</i>			X		X		<i>Trichiurus lepturus</i>	X	X		X	X	X
<i>Haemulon steindachneri</i>				X	X		Triglidae						
<i>Orthopristis ruber</i>		X		X	X		<i>Prionotus punctatus</i>		X				
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>			X										

3.1.4 Índice de Margalef (R)

Considerando as áreas, AR apresentou o maior valor de índice de Margalef (7,1), seguida pelo CN (6,6) e CS (5,7). Entre as estações, o período seco foi responsável pelo maior valor de R total e médio (7,5 e $0,8 \pm 0,1$, respectivamente), sendo este último significativamente diferente do observado durante os meses de chuva (Mann-Whitney, $p < 0,0001$) (Figura 10a, b). Na estação chuvosa, CS apresentou valores superiores de R total (5,7) e médio ($0,8 \pm 0,13$) quando comparada às demais áreas, enquanto no período seco AR foi responsável pela maior riqueza R. Foi observada uma variação significativa entre as médias das áreas controles nos meses de seca (ANOVA 2-way, $p < 0,05$) (Figura 10c, d).

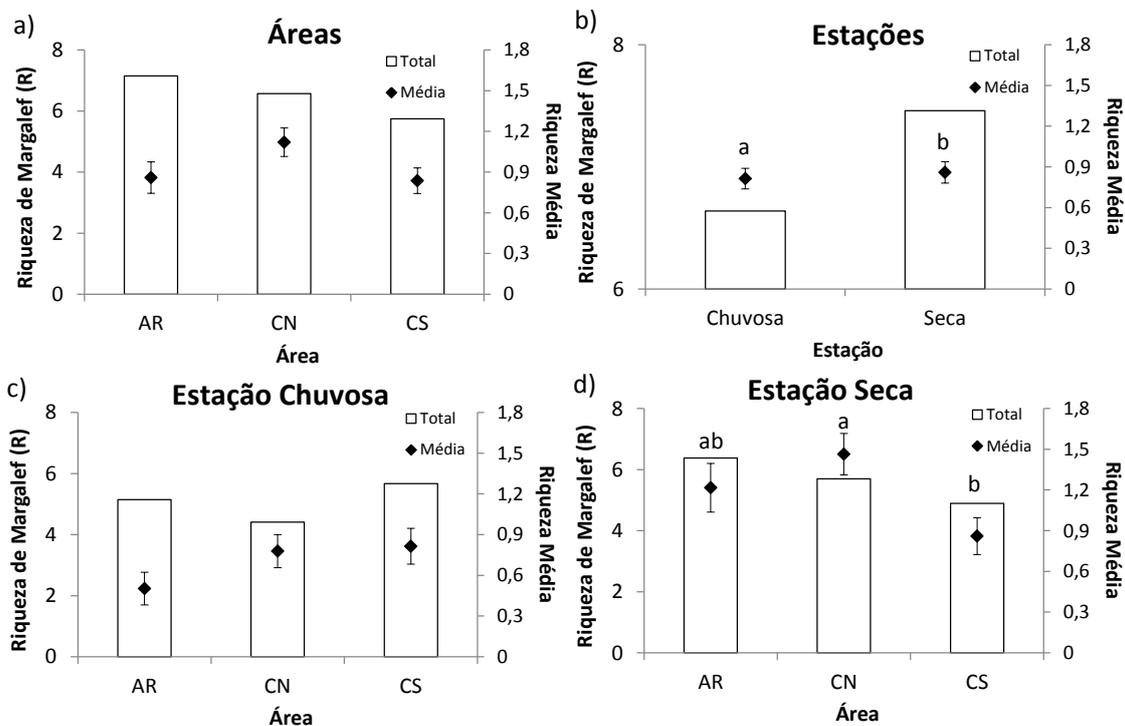


Figura 10: Valores totais e médios e respectivos erros-padrão do Índice de Riqueza de Margalef (R) encontrados nas áreas (a), estações (b) e nas áreas durante os períodos de chuva (c) e seca (d) (letras minúsculas distintas sobre os valores médios indicam diferença significativa, $p < 0,05$) ((unidade amostral: N = 78 por área; N = 117 por estação).

3.1.5 Curva de Rarefação

A curva de rarefação baseada no número de indivíduos coletados mostrou que AR não só apresentou a maior riqueza do presente estudo, como também responde por um maior número de espécies (N = 44) quando considerada a mesma abundância (372 espécimes) para as três áreas (Figura 11). Ainda assim, pode-se observar que nos três ambientes não foi alcançada a assíntota, sugerindo que não foram coletados todos os táxons presentes.

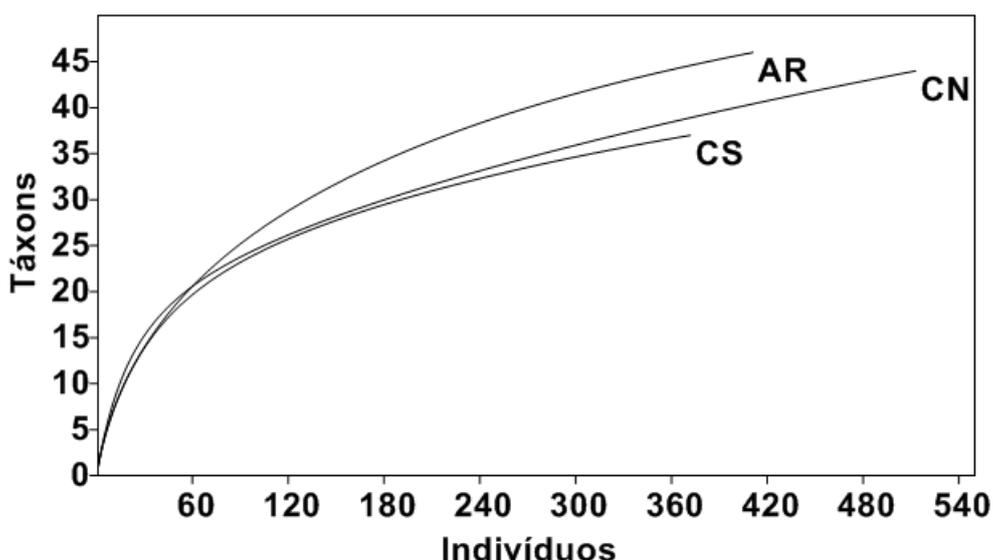


Figura 11: Curvas de rarefação para a área-recifal (AR), controle-norte (CN) e controle-sul (CS) baseada no número de indivíduos coletados na área de menor abundância (N = 372).

3.2 Abundância

3.2.1 Dados Gerais

No presente estudo, foram coletados 1314 indivíduos, sendo que 32% (N = 420) deste total foi registrado para AR. O controle norte apresentou a maior abundância relativa (39% ou 521 espécimes), enquanto em CS foi registrado o menor valor (373 espécimes representando 29%) (Figura 12a). A família Pristigasteridae foi predominante em AR e CS, respondendo respectivamente por 26% (N = 108) e 30% (N = 114) da captura total em cada área (Figura 12c). Porém, é importante ressaltar que a grande contribuição desse grupo é consequência da presença de uma única espécie, *P. harroweri*.

Em CN, foi observada uma grande participação dos cianídeos, que responderam por 34% (N = 180) da abundância total da região. Os ariídeos e clupeídeos também se destacaram e juntos foram responsáveis por mais de 20% da captura em cada área. Entre as estações, o período seco foi o que apresentou uma maior abundância, respondendo por aproximadamente 62% (N = 814) da captura total (Figura 12b). As famílias Scianidae e Pristigasteridae se destacaram nos meses de seca, respondendo respectivamente por 36% (N = 295) e 28% (N = 227) da abundância total observada para o período. Na estação chuvosa, as famílias Ariidae e Carcharinidae predominaram e contribuíram respectivamente por 21% (N = 104) e 17% (N = 86) da captura do período. A abundância relativa dos clupeídeos não variou, sendo a mesma responsável por aproximadamente 12% do total em ambas as estações (Figura 12d).

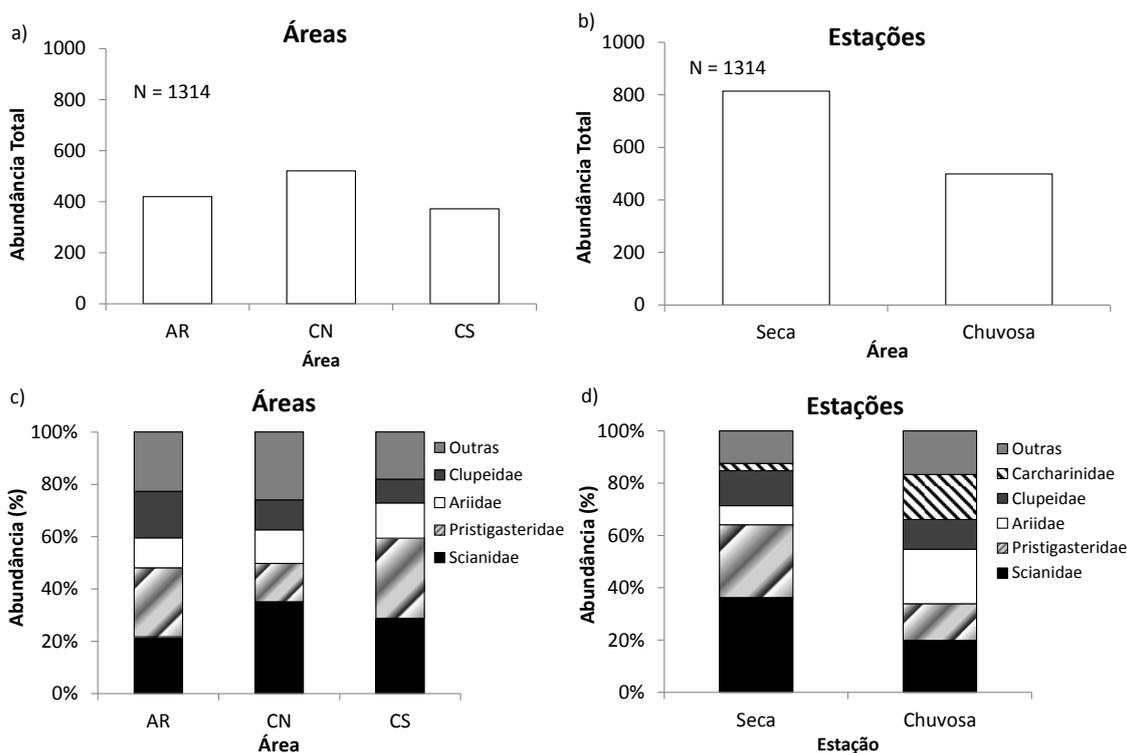


Figura 12: Valores de abundância total encontrados nas áreas de coleta (a) e nas estações (b), e abundância relativa das principais famílias nas áreas de coleta (c) e nas estações (d) (unidade amostral com captura: N = 54 em AR; N = 67 em CN; N = 61 em CS; N = 92 na estação seca; N = 90 na estação chuvosa).

3.2.2 Estação Seca

No período seco, a área recifal foi responsável por 35% (N = 283) da captura total, enquanto em CN foi observada a maior abundância do período (40% ou 328 indivíduos) (Figura 13a). A família Pristigasteridae se destacou em AR e CS, chegando a responder por mais de 30% da abundância total em cada área. Os cianídeos foram predominantes em CN e contribuíram com 50% (N = 166) da captura na região. As famílias Ariidae e Clupeidae foram representativas nas três áreas, com a última chegando a responder por 21% (N = 60) da abundância registrada para AR (Figura 13b).

Os cinco táxons mais representativos corresponderam a 56% (N = 485) da captura total do período. A espécie *P. harroweri* foi a que mais contribuiu para a abundância da estação (28% ou 227 exemplares) e das três áreas, chegando a responder por 30% (N = 90) e 42% (N = 86) da captura em AR e CS, respectivamente. O táxon *O. oglinum* foi a segunda mais abundante do período (9% ou 71 indivíduos) e respondeu por 17% (49 espécimes) da captura em AR. As espécies *M. ancylodon*, *L. breviceps* e *I. parvipinnis* também se destacaram e responderam juntos por 30% (N = 97 indivíduos) da abundância em CN (Figura 14).

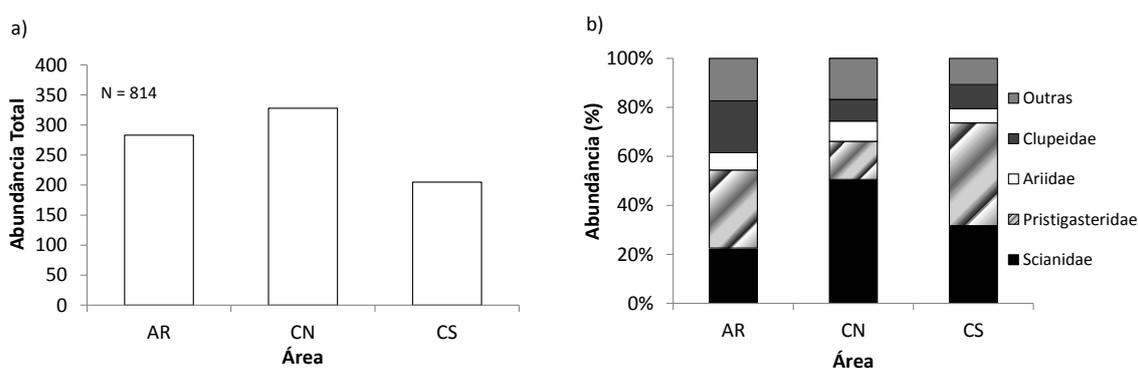


Figura 13: Valores de abundância total (a) e abundância relativa das principais famílias (b) encontradas nas áreas durante a estação seca (unidade amostral com captura: N = 27 em AR; N = 36 em CN; N = 28 em CS).

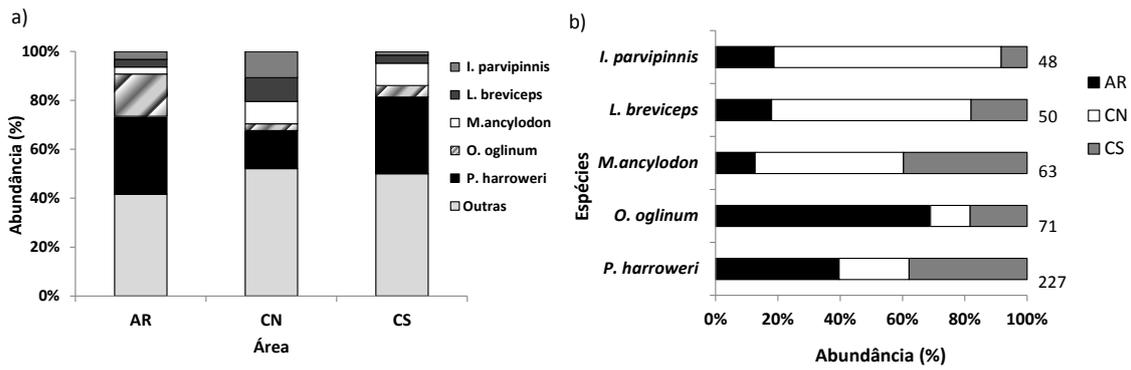


Figura 14: Contribuição da abundância observada para os cinco táxons mais representativos nas três áreas (a) e distribuição espacial das espécies durante a estação seca (b) (Números junto às barras indicam abundância registrada para cada espécie no período).

3.2.3 Estação Chuvosa

Durante os meses de seca, CN apresentou a maior abundância relativa (39% ou 195 exemplares) da estação, enquanto em AR foram observados os menores valores dentre as áreas (129 indivíduos respondendo por 26% do total) (Figura 15a). Os bagres foram os mais abundantes em AR e CS, chegando a responder por aproximadamente 20% em ambas as áreas. As famílias Pristigasteridae e Scianidae também se destacaram ao longo de toda a estação, sendo responsáveis respectivamente por 17% (N = 28) e 30% (N = 52) da abundância registrada para CS. Os clupeídeos estiveram presentes principalmente em CN, onde contribuíram com 15% (N = 30) da abundância local (Figura 15b).

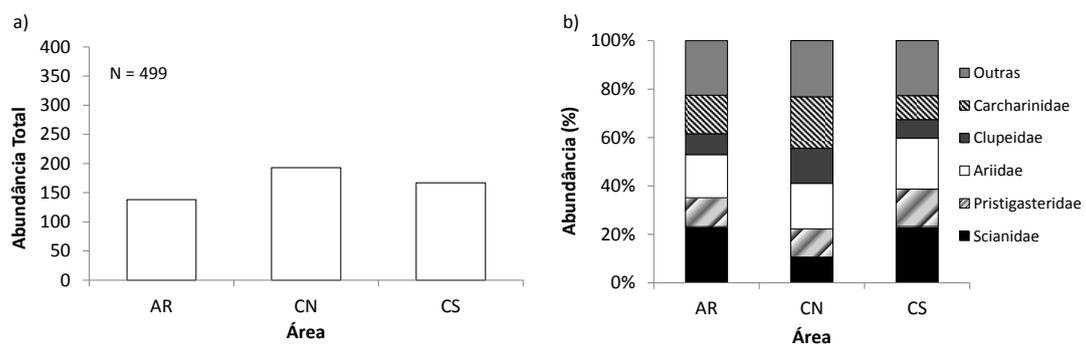


Figura 15: Valores de abundância total (a) e abundância relativa das principais famílias (b) encontradas nas áreas durante a estação chuvosa (unidade amostral com captura: N = 26 em AR; N = 31 em CN; N = 33 em CS).

Os cinco táxons mais abundantes do período pertenceram a famílias diferentes e responderam juntos por 58% (N = 289) da captura total da estação. A espécie *R. porosus* respondeu por 17% (N = 24) e 22% (N = 44) da abundância de AR e CN, respectivamente. *Pellona harroweri* foi o segundo táxon mais representativo do período e o mais abundante em CS, sendo responsável por 27% (N = 28) da captura local. *Aspistor luniscutis* foi registrado principalmente em AR e CN e contribuiu com 16 (N = 22) e 14% (N = 27) da abundância das áreas, respectivamente. *Opisthonema oglinum* e *C. chrysurus* estiveram presentes ao longo de toda estação e se destacaram em CN, onde responderam por 10 (N = 21) e 8% (N = 17) da captura local (Figura 16). As abundâncias de todos os táxons capturados são apresentadas na Tabela III.

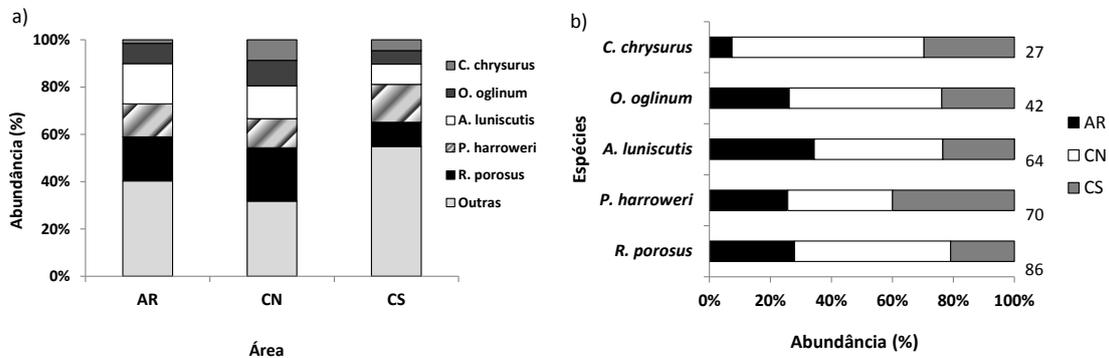


Figura 16: Contribuição da abundância observada para os cinco táxons mais representativos nas três áreas (a) e distribuição espacial das espécies durante a estação chuvosa (b) (Números junto às barras indicam o número de indivíduos registrados para cada espécie no período).

Tabela III: Abundância dos táxons capturados na área recifal e nos controles norte e sul nas durante as estações seca e chuvosa.

Táxons	Estação Seca			Estação Chuvosa			Ab.(%)	Táxons (Cont.)	Estação Seca			Estação Chuvosa			Ab.(%)
	AR	CN	CS	AR	CN	CS			AR	CN	CS	AR	CN	CS	
Ariidae								Kyphosidae							
<i>Aspistor luniscutis</i>	8	11	2	22	27	15	6,56	<i>Kyphosus saltatrix</i>	1						0,08
<i>Bagre bagre</i>	6	9	8	1	1	6	2,39	Muraenidae							
<i>Bagre marinus</i>	1			2	4		0,54	<i>Gymnothorax moringa</i>		1					0,08
<i>Bagre sp.</i>			1				0,08	<i>Gymnothorax ocellatus</i>	2						0,15
<i>Genidens genidens</i>	3	7	1	2	7	17	2,86	Polynemidae							
<i>Notarius grandicassis</i>	2						0,15	<i>Polydactylus virginicus</i>		1			1		0,15
Batrachoididae								Pomatomidae							
<i>Porichthys porosissimus</i>	1	1					0,15	<i>Pomatomus saltatrix</i>	1	1				2	0,31
Carangidae								Pristigasteridae							
<i>Caranx crysos</i>	1		1		1		0,23	<i>Pellona harroweri</i>	90	51	86	18	24	28	22,93
<i>Caranx latus</i>				3			0,23	Rhinobatidae							
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	2			2	17	8	2,24	<i>Rhinobatos percellens</i>		1					0,08
<i>Oligoplites saliens</i>				2			0,15	Scianidae							
<i>Oligoplites saurus</i>					1		0,08	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>			1				0,08
<i>Selene setapinnis</i>				1			0,08	<i>Cynoscion acoupa</i>		1					0,08
Carcharhinidae								<i>Cynoscion jamaicensis</i>	9	9	1	3	4	1	2,08
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	9	6	8	24	44	18	8,42	<i>Cynoscion microlepdotus</i>	1						0,08
Centropomidae								<i>Cynoscion sp.</i>		1		2			0,23
<i>Centropomus parallelus</i>	1						0,08	<i>Cynoscion virescens</i>	1	1	1	2			0,39
Chaetodontidae								<i>Isopisthus parvipinnis</i>	9	35	4	13	2	6	5,33
<i>Chaetodon sp.</i>		4					0,31	<i>Larimus breviceps</i>	9	32	9	5	4	1	4,63
Clupeidae								<i>Macrodon ancylodon</i>	8	30	25			9	5,56
<i>Harengula clupeiola</i>	1					2	0,23	<i>Menticirrhus americanus</i>	1	23	2		2	6	2,63
<i>Odontognathus mucronatus</i>	10	20	7	2	9	2	3,86	<i>Micropogonias furnieri</i>	3						0,23
<i>Opisthonema oglinum</i>	49	9	13	11	21	10	8,73	<i>Nebrius microps</i>		1	1				0,15
Dactylopteridae								<i>Ophioscion punctatissimus</i>							1
<i>Dactylopterus volitans</i>	2	1					0,23	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	5	4	5			8	1,70
Diodontidae								<i>Stellifer brasiliensis</i>	3		1				1
<i>Chilomycterus spinosus</i>						1	0,08	<i>Stellifer rastrifer</i>	9	20	15		2		3,55
Elopidae								<i>Stellifer sp.</i>	4	7					5
<i>Elops saurus</i>	1						0,08	<i>Stellifer stelifer</i>	2	2					4
Engraulidae								Scombridae							
<i>Anchoa spinifer</i>	4	10	2	1			1,31	<i>Scomberomorus regalis</i>	1						0,08
<i>Anchovia clupeiodes</i>		1					0,08	Scorpaenidae							
<i>Anchoviella brevirostris</i>					2	1	0,23	<i>Scorpaena isthmensis</i>		1					0,08
<i>Anchoviella lepidentostole</i>		1					0,08	Sphyraenidae							
<i>Cetengraulis edentulus</i>	9	13	4	3	1		2,32	<i>Sphyraena guachancho</i>	1			1	2	2	0,46
<i>Lycengraulis grossidens</i>				1			0,08	<i>Sphyraena sp.</i>				1	1		0,15
Gempylidae								Stromateidae							
<i>Thysitops lepidopoides</i>						1	0,08	<i>Pepilus paru</i>	11	8	1	1	6	4	2,39
Haemulidae								Trichiuridae							
<i>Conodon nobilis</i>			5			2	0,54	<i>Trichiurus lepturus</i>	1	2		1	1	1	0,39
<i>Haemulon steindachneri</i>				1	1		0,15	Triglidae							
<i>Orthopristis ruber</i>		2		4		5	0,85	<i>Prionotus punctatus</i>		1					0,08
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>			1				0,08								

3.3 Biomassa

3.3.1 Dados Gerais

Ao longo do presente estudo, foi registrado um peso total de 180 kg. Deste, 36% (62 kg) foram observados em AR. O controle-norte foi a área que mais contribuiu para a biomassa total (39% ou 70 kg) e que apresentou a maior média de CPUE ($12,8 \pm 1,2 \text{ g/m}^2$), enquanto CS foi responsável pela menor biomassa dentre as áreas (Figura 17a). Foi observada uma diferença significativa entre os valores de CPUE registrados para AR e CN (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Os cianídeos apresentaram a maior biomassa da estação e foram responsáveis por mais de 30% do peso total observado em cada área.

Os bagres se destacaram principalmente em AR e CS e responderam por 21% (13,5 kg) e 30% (14 kg) da biomassa local, respectivamente. A família Carcharinidae, representada por *R. porosus*, contribuiu com aproximadamente 23% (16 kg) do total em CN. Apesar de ter sido o grupo dominante em termos de abundância, a família Pristigasteridae não se destacou quando considerada a biomassa, respondendo por aproximadamente 3% (2 kg) do peso registrado em AR (Figura 17c).

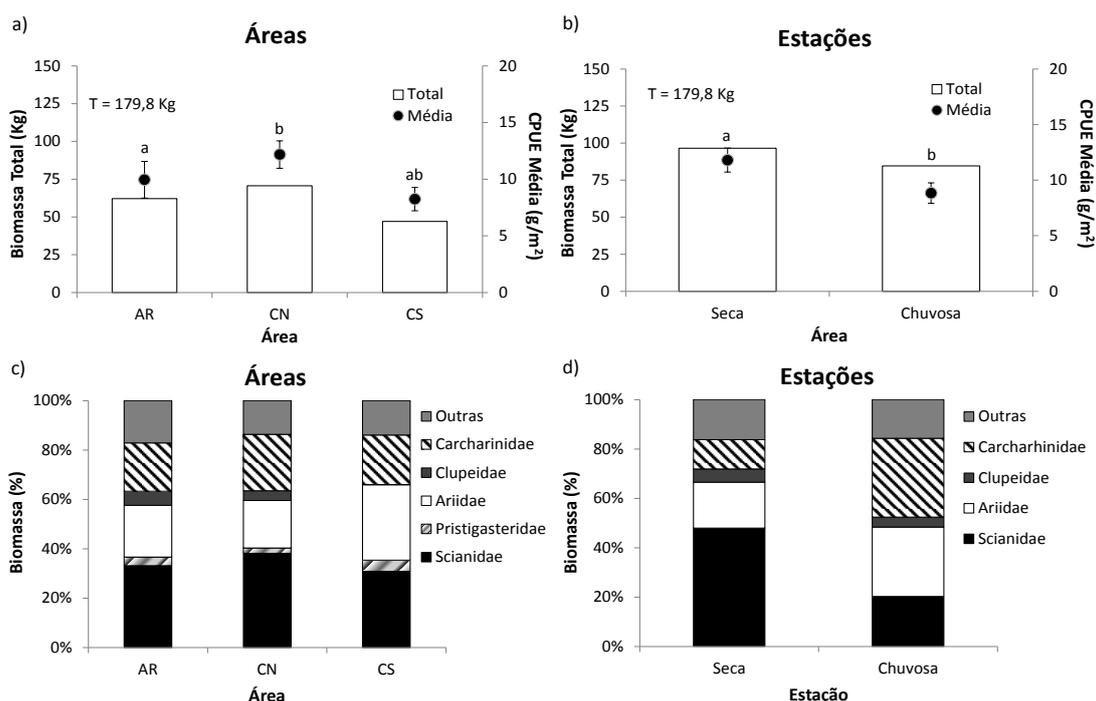


Figura 17: Valores de biomassa total, CPUE média e respectivos erros padrão encontrados nas áreas de coleta (a) e nas estações (b), e biomassa relativa das principais famílias nas áreas de coleta (c) e nas estações (d). Letras minúsculas distintas sobre os valores médios indicam diferença significativa, $p < 0,05$ (unidade amostral com captura: N = 54 em AR; N = 67 em CN; N = 61 em CS; N = 92 na estação seca; N = 90 na estação chuvosa).

As estações apresentaram biomassas semelhantes (Figura 17b), sendo observada uma contribuição maior durante os meses de seca (53% ou 96,6 kg). Os valores médios dos períodos foram significativamente diferentes entre si (Teste t , $p < 0,01$). Na estação seca, a família Scianidae foi predominante e respondeu por aproximadamente 47% (46 kg) da biomassa do período (Figura 17d). Na estação chuvosa, a família Carcharinidae foi a mais representativa e contribuiu com 32% (27 kg) do peso total registrado. Os bagres se destacaram

nos dois períodos e foram responsáveis por 18,6 (18 kg) e 28% (23 kg) da biomassa observada durante os meses de seca e chuva, respectivamente.

3.3.2 Estação Seca

A área recifal foi responsável por 36% (35 kg) do peso registrado e apresentou a maior CPUE média do período ($14,8 \pm 2,7 \text{ g/m}^2$), (Figura 18a). O controle-norte respondeu por 43% (41 kg) do total da estação, e a CPUE média da área foi $14,4 \pm 1,7 \text{ g/m}^2$. No controle-sul foram registrados a menor biomassa total e a média de CPUE da área variou significativamente em relação à AR (ANOVA, $p < 0,05$). Os cianídeos predominaram nas três áreas, chegando a responder por 37 (12 kg) e 57% (23 kg) da biomassa observada para AR e CN respectivamente. As famílias Carcharinidae e Ariidae também se destacaram ao longo da estação e contribuíram juntas com aproximadamente 33% (12 kg) da biomassa na área-recifal. Os clupeídeos também foram mais representativos em AR (8% ou 3 kg) e responderam por menos de 5% do total observado em cada área-controle (Figura 18b).

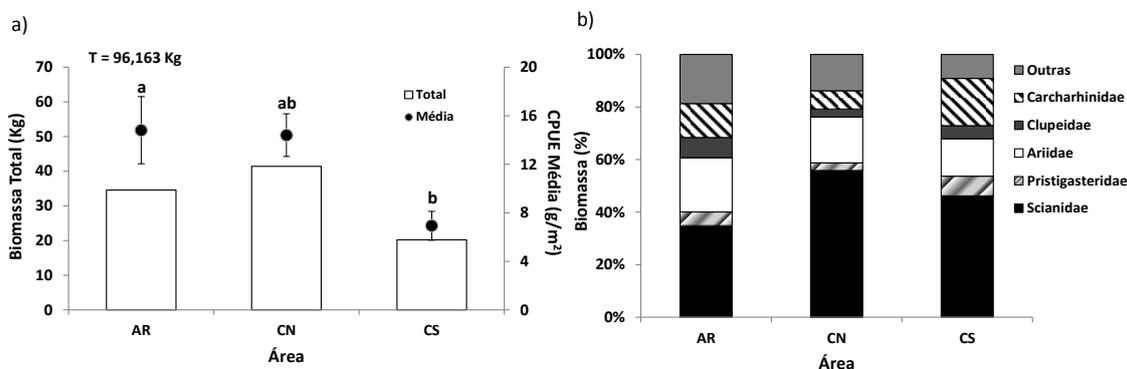


Figura 18: Valores de biomassa total, média e erro padrão (a) e biomassa relativa das principais famílias (b) encontradas nas áreas durante a estação seca. Letras minúsculas distintas sobre os valores médios indicam diferença significativa, $p < 0,05$ (unidade amostral com captura: N = 27 em AR; N = 36 em CN; N = 28 em CS).

As cinco espécies predominantes corresponderam a 60% (58 kg) da biomassa total do período (Figura 19a) e quatro delas apresentaram uma maior biomassa em AR. *Macrodon ancylodon* foi o táxon mais representativo da estação (14% ou 13,5 kg), se destacando principalmente em CN (17% ou 7 kg). *Rhizoprionodon porosus* foi a segunda espécie em termos de contribuição (12% ou 11,5 kg), sendo responsável por aproximadamente 14% (8 kg) do

peso registrado para AR. *Cynoscion jamaicensis* respondeu por 11% (10,7 kg) da biomassa total do período e foi o táxon mais representativo na área-recifal (21% ou 7,3 kg). *Aspistor luniscutis* e *Bagre bagre* contribuíram juntos com 37% (13 kg) da biomassa observada durante os meses de seca (Figura 19b).

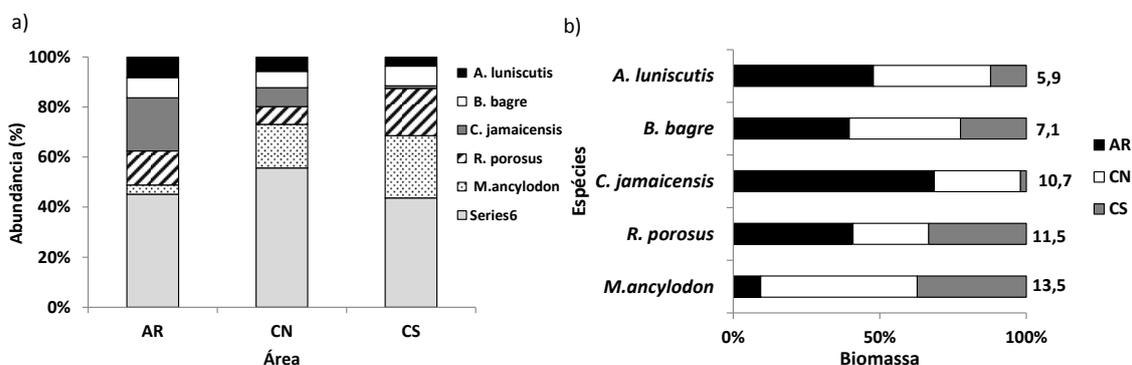


Figura 19: Contribuição da biomassa observada para os cinco táxons mais representativos nas três áreas (a) e distribuição espacial da biomassa das espécies durante a estação seca (b) (Números junto às barras indicam os pesos registrados para cada espécie no período).

3.3.3 Estação Chuvosa

Durante os meses de chuva, as três áreas contribuíram de maneira semelhante para a biomassa total (Figura 20a). Em AR, foi observada a menor CPUE da estação ($4,8 \pm 1,1 \text{ g/m}^2$), sendo esta significativamente diferente do valor encontrado em CN (Anova, $p < 0,05$). A família Scianidae foi a que mais contribuiu para a biomassa do período (37% ou 31 kg) e se destacou principalmente em AR, onde respondeu por 31% (8 kg) do peso registrado para a área. A família Carcharinidae foi a segunda mais representativa, sendo responsável por quase 50% (14 kg) da biomassa em CN. Os arídeos também se sobressaíram durante a estação (28% ou 28 kg) e contribuíram com 41% (11 kg) do peso observado para CS (Figura 20b).

As cinco espécies predominantes corresponderam a 68% (58 kg) da biomassa total do período (Figura 21). *Rhizoprionodon porosus* foi o táxon mais representativo da estação (33% ou 27 kg) e respondeu por metade do peso (14 kg) registrado em CN. *Aspistor luniscutis* foi responsável por 12% (10 kg) da biomassa observada durante os meses de chuva e contribuiu com aproximadamente 10% do total em cada área. *Genidens genidens* se destacou

principalmente em CS, correspondendo a 26% (7 kg) da biomassa local. *Macrodon ancylodon* e *C. jamaicensis* responderam juntos por 14% (12 kg) do peso total obtido no período. As biomassas registradas para todos os táxons capturados são apresentadas na Tabela IV.

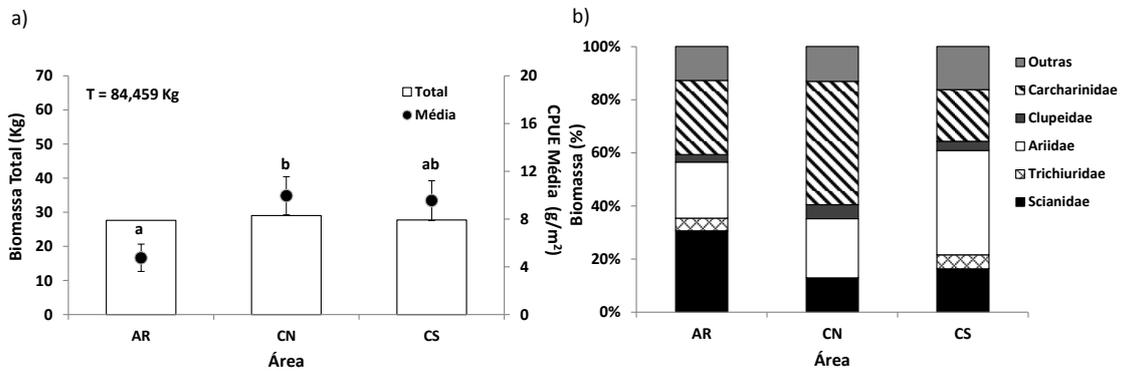


Figura 20: Valores de biomassa total, média e erro padrão (a) e biomassa relativa das principais famílias (b) encontradas nas áreas durante a estação chuvosa. Letras minúsculas distintas sobre os valores médios indicam diferença significativa, $p < 0,05$ (unidade amostral com captura: N = 26 em AR; N = 31 em CN; N = 33 em CS).

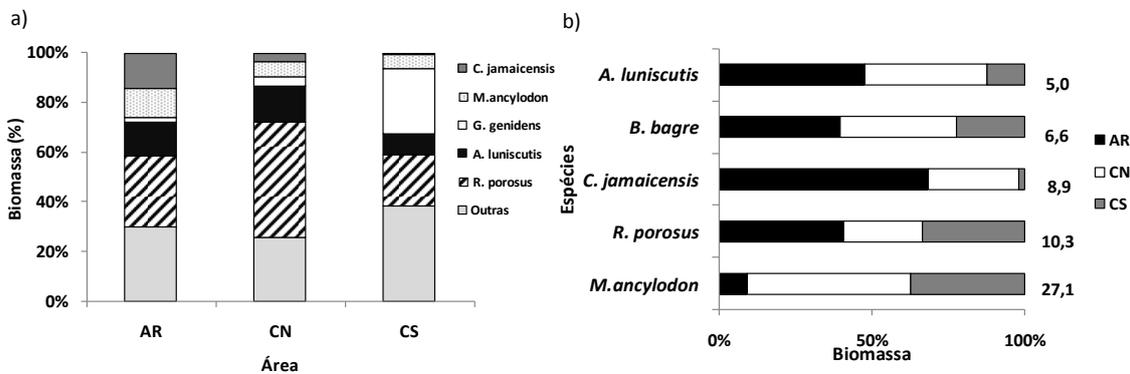


Figura 21: Contribuição da biomassa observada para os cinco táxons mais representativos nas três áreas (a) e distribuição espacial da biomassa das espécies durante a estação chuvosa (b) (Números junto às barras indicam os pesos registrados para cada espécie no período).

Tabela IV: Biomassa dos táxons capturados na área recifal e nos controles norte e sul nas durante as estações seca e chuvosa.

Táxons	Estação Seca			Estação Chuvosa			Biom.(%)	Táxons (Cont.)	Estação Seca			Estação Chuvosa			Biom.(%)
	AR	CN	CS	AR	CN	CS			AR	CN	CS	AR	CN	CS	
Ariidae								Kyphosidae							
<i>A. luniscutis</i>	2831,1	2365,8	722,1	3711,0	4177,0	2431,0	9,0	<i>K. saltatrix</i>	675,0						0,4
<i>B. bagre</i>	2796,9	2682,7	1587,7	875,0	600,0	1705,0	5,7	Muraenidae							
<i>B. marinus</i>				801,8	552,0		0,7	<i>G. moringa</i>		374,1					0,2
<i>Bagre sp.</i>			400,0				0,2	<i>G. ocellatus</i>	297,0						0,2
<i>G. genidens</i>	1443,7	2368,0	313,9	604,0	1091,0	7214,0	7,2	Polynemidae							
<i>N. grandicassis</i>	457,1						0,3	<i>P. virginicus</i>		95,1		142,0			0,1
Batrachoididae								Pomatomidae							
<i>P. porosissimus</i>	254,4	58,8					0,2	<i>P. saltatrix</i>	700,0	116,9			84,8		0,5
Carangidae								Pristigasteridae							
<i>C. crysos</i>	96,6		67,0		68,0		0,1	<i>P. harroweri</i>	1902,3	1245,9	1592,0	316,7	280,0	527,2	3,2
<i>C. latus</i>				462,0			0,3	Rhinobatidae							
<i>C. chrysurus</i>	34,0			163,5	716,6	379,6	0,7	<i>R. percellens</i>		817,0					0,5
<i>O. saliens</i>				182,0			0,1	Scianidae							
<i>O. saurus</i>					39,4		0,0	<i>C. gracilicirrhus</i>				27,7			0,0
<i>S. setapinnis</i>				13,0			0,0	<i>C. acoupa</i>			218,6				0,1
Carcharhinidae								<i>C. jamaicensis</i>	7342,2	3139,7	215,2	3900,0	1076,0	37,5	8,7
<i>R. porosus</i>	4693,0	2959,5	3821,1	7927,0	13537,4	5616,3	21,3	<i>C. microlepdotus</i>	251,8						0,1
Centropomidae								<i>C. virescens</i>	300,0		500,0	175,0			0,5
<i>C. parallelus</i>	72,6						0,0	<i>I. parvipinnis</i>	781,7	3685,6	241,0	758,0	187,0	515,0	3,4
Chaetodontidae								<i>L. breviceps</i>	968,1	2577,2	773,1	530,0	239,0	96,9	2,9
<i>Chaetodon sp.</i>		222,4					0,1	<i>M. ancylodon</i>	1271,3	7205,1	5031,8	3216,0	1708,0	1740,0	11,2
Clupeidae								<i>M. americanus</i>	111,9	4527,5	482,0		456,0	744,9	3,5
<i>H. clupeola</i>	33,2					61,8	0,1	<i>M. furnieri</i>	200,7						0,1
<i>O. mucronatus</i>	146,5	371,0	120,8	43,2	134,0	33,4	0,5	<i>N. microps</i>		267,1	315,0				0,3
<i>O. oglinum</i>	2636,9	732,1	943,8	774,6	1413,0	892,4	4,1	<i>O. punctatissimus</i>						550,0	0,3
Dactylopteridae								<i>P. brasiliensis</i>	344,2	308,5	740,6				0,9
<i>D. volitans</i>	600,0	88,1					0,4	<i>S. brasiliensis</i>	117,6		23,3			25,2	0,1
Diodontidae								<i>S. rastrifer</i>	632,5	1335,4	1473,9	105,0	82,0	97,6	2,1
<i>C. spinosus</i>					24,0		0,0	<i>Stellifer sp.</i>	275,8	431,8				384,0	0,6
Elopidae								<i>S. stellifer</i>	93,8	90,5				332,0	0,3
<i>E. saurus</i>	483,8						0,3	Scombridae							
Engraulidae								<i>S. regalis</i>	200,6						0,1
<i>A. spinifer</i>	165,6	399,8	50,8	49,8			0,4	Scorpaenidae							
<i>A. clupeoides</i>		43,7					0,0	<i>S. isthmensis</i>		625,0					0,3
<i>A. brevirostris</i>					1405,0	93,7	0,8	Sphyraenidae							
<i>A. lepidontostole</i>		53,2					0,0	<i>S. guachancho</i>	360,0			325,0	800,0	1047,2	1,4
<i>C. edentulus</i>	280,0	840,8	225,4	137,8			0,8	<i>Sphyraena sp.</i>				250,0			0,1
<i>L. grossidens</i>				87,0			0,0	Stromateidae							
Gempylidae								<i>P. paru</i>	440,0	703,7	336,0	29,0	340,0	293,9	1,2
<i>T. lepidopoides</i>					500,0		0,3	Trichiuridae							
Haemulidae								<i>T. lepturus</i>	265,0	211,2		1375,0		1540,0	1,9
<i>C. nobilis</i>			177,5			136,5	0,2	Triglidae							
<i>H. steindachneri</i>				193,0	24,0		0,1	<i>P. punctatus</i>		32,4					0,0
<i>O. ruber</i>		212,1		616,3		372,3	0,7								
<i>P. corvinaeformis</i>			20,4				0,0								

3.4 Frequências de Comprimento e Peso

As figuras 22 a 26 apresentam as distribuições de frequência de comprimento e peso totais das classes dos indivíduos pertencentes às espécies que juntas, responderam por metade da abundância e biomassa do presente estudo.

Os tamanhos representados por um maior número de indivíduos de *A. luniscutis* estiveram compreendidos no intervalo entre 161 e 200 mm em CN e entre 201 e 240 mm em AR e CS (Figura 22a). Em AR, foram observados espécimes com comprimentos totais entre 125 e 350 mm, enquanto em CN foram registrados indivíduos que variaram de 154 a 366 mm e que foram

responsáveis pela menor média dentre as áreas ($245 \pm 9,0$ mm). O controle-sul se destacou com a maior amplitude de comprimento (170 - 407 mm) e a maior média observada (255 ± 14 mm) (Figura 22c). Os indivíduos de *A. luniscutis* apresentaram biomassa variando de 34 a 648 g, sendo que espécimes até 340 g foram mais representativos (Figura 22b). Em AR, foram registrados exemplares com pesos totais entre 34 e 550 g. No controle-norte foi observada a maior amplitude de peso (27 - 550 g) e a menor média entre as áreas ($175 \pm 21,8$ g). Em CS, os indivíduos com peso entre 100 e 260 g foram mais representativos, sendo registrado o maior peso médio ($197 \pm 36,8$ g) para a espécie (Figura 22d). Ainda assim, não foram observadas diferenças significativas entre os comprimentos e pesos médios das três áreas (ANOVA, $p > 0,05$).

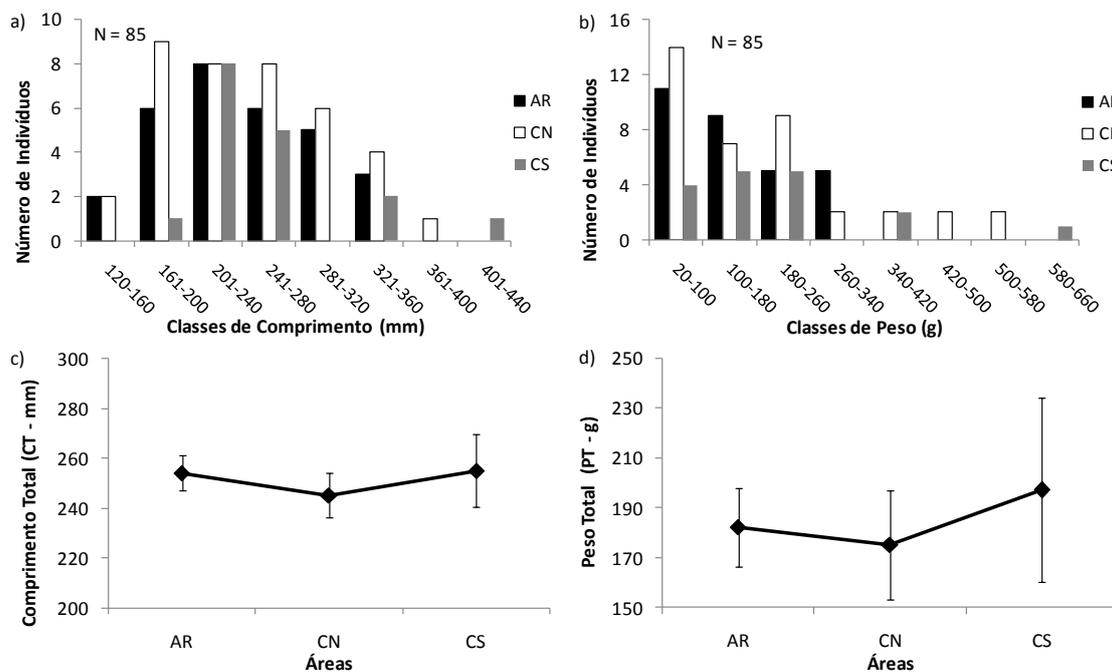


Figura 22: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de *A. luniscutis* coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS).

As classes representadas por um maior número de indivíduos de *M. ancylodon* compreenderam comprimentos variando de 250 a 279 mm em AR e CS, e de 310 a 339 mm em CN (Figura 23a). Os espécimes coletados apresentaram tamanhos variando de 160 a 434 mm em AR, 193 a 366 mm em

CN e 176 a 364 mm em CS. No controle-norte foi registrado o maior comprimento total médio para a espécie ($302 \pm 5,5$ mm), seguido por AR e CS que apresentaram médias iguais a $290 \pm 9,0$ mm e $275 \pm 7,3$ mm, respectivamente (Figura 23c). As biomassas dos exemplares de *M. ancylodon* variaram de 30 a 1070 g. A classe de peso compreendendo os indivíduos entre 111 e 190 g se destacaram em AR e CS, e os pesos totais entre 191-270 g apresentaram uma maior frequência em CN (Figura 23b). No controle-norte, foi observado o maior peso médio para a espécie ($262 \pm 14,8$ g), seguido por AR e CS que apresentaram médias iguais a 246 ± 22 g e $212 \pm 21,6$ g, respectivamente (Figura 23d). Não foram observadas diferenças significativas entre os comprimentos e pesos médios das três áreas (ANOVA, $p > 0,05$).

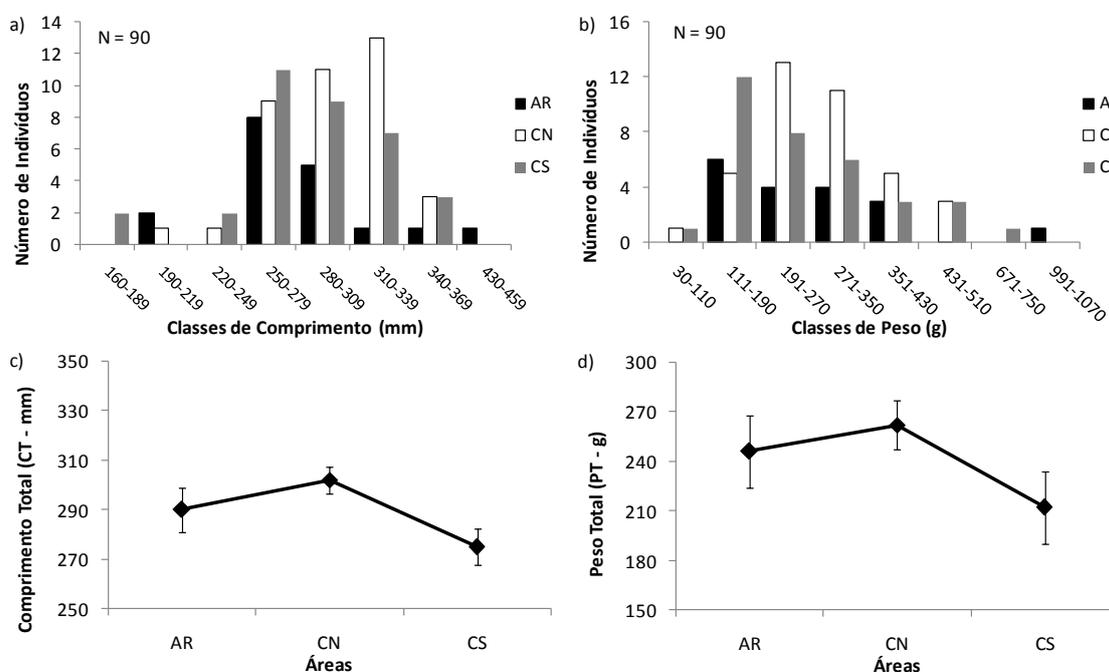


Figura 23: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de *M. ancylodon* coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS).

Os exemplares de *O. oglinum* coletados apresentaram comprimentos totais variando de 136 a 319 mm, sendo registrado um tamanho superior a 270 mm em apenas um indivíduo amostrado em CN. Os comprimentos variaram de 144 a 258 mm em AR, de 145 a 319 mm em CN e de 136 a 267 mm em CS (Figura 24a). O maior comprimento total médio ($212 \pm 5,4$ mm) foi observado

em AR (Figura 24c), sendo este significativamente diferente da média registrada para a espécie em CS ($187 \pm 5,1$ mm) (ANOVA, $p < 0,01$). Os pesos totais registrados para *O. oglinum* variaram de 23 a 286 g. Em AR foi observada uma variação de 23 a 145 g, sendo que as classes mais representativas compreenderam indivíduos com biomassa entre 61 e 80 g e 101 a 120 g (Figura 24b). Os espécimes amostrados em CN apresentaram pesos totais entre 145 e 319 g, onde uma concentração dos exemplares na menor classe de peso (40-60 g) resultou na menor média dentre as áreas ($76,6 \pm 9,2$ g) (Figura 24d). A área-recifal apresentou a maior média para a espécie ($83,4 \pm 5,5$ g), seguida pelo valor médio encontrado em CS ($81,7 \pm 5,8$ g), onde foram registrados exemplares variando de 27 a 160g.

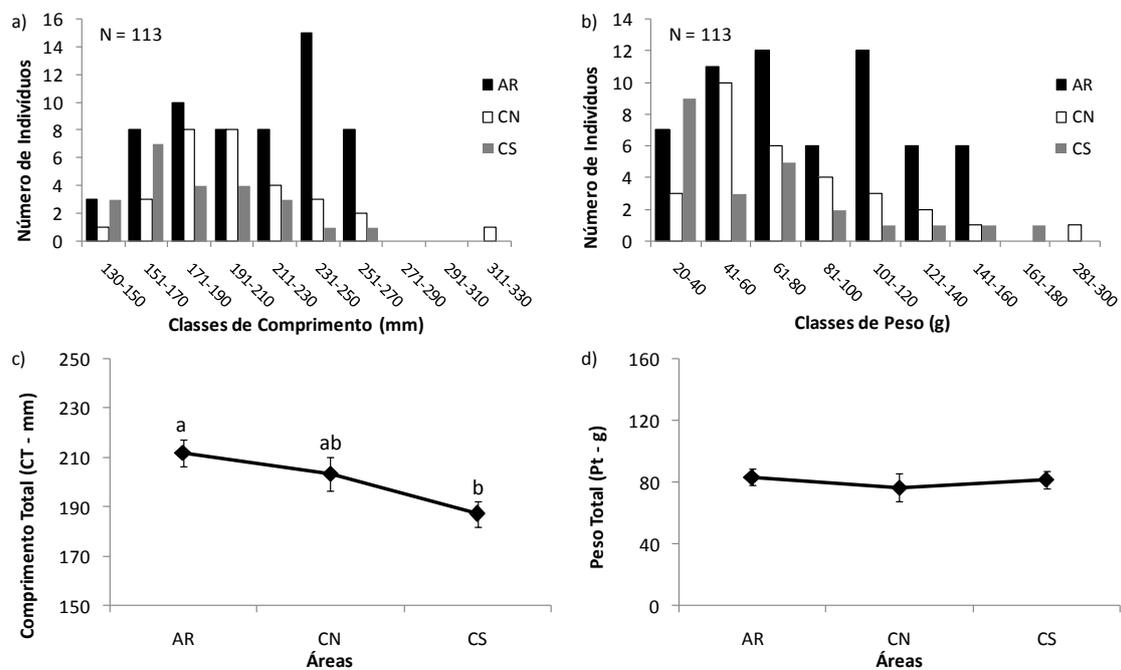


Figura 24: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de *O. oglinum* coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS). Letras minúsculas distintas sobre os valores médios indicam diferença significativa, $p < 0,05$.

Os indivíduos de *P. harroweri* coletados apresentaram tamanhos entre 80 a 195 mm. Os comprimentos totais variaram de 105 a 158 mm em AR, de 80 a 171 mm em CN e 114 a 195 mm em CS (Figura 25a). A classe de comprimento mais representativa para as três áreas compreendeu os

exemplares entre 126 e 140 mm, respondendo sozinha por mais da metade (53% ou 159 espécimes) da abundância total do táxon. Os valores médios observados para as três áreas foram próximos (Figura 25c), não sendo constatada diferença significativa (Anova, $p > 0,05$). As biomassas dos exemplares de *P. harroweri* coletados no presente estudo variaram de 10 a 52 g, com a classe compreendendo os indivíduos entre 21 e 25 g sendo mais representativa em AR e CN, e os pesos totais entre 16 e 20 g apresentando uma maior frequência em CS (Figura 25b). O maior peso total médio ($24 \pm 0,6$ g) foi observado em CN (Figura 25d), sendo este significativamente diferente da média registrada para a espécie em CS ($21,4 \pm 0,4$ g) (Anova, $p < 0,01$).

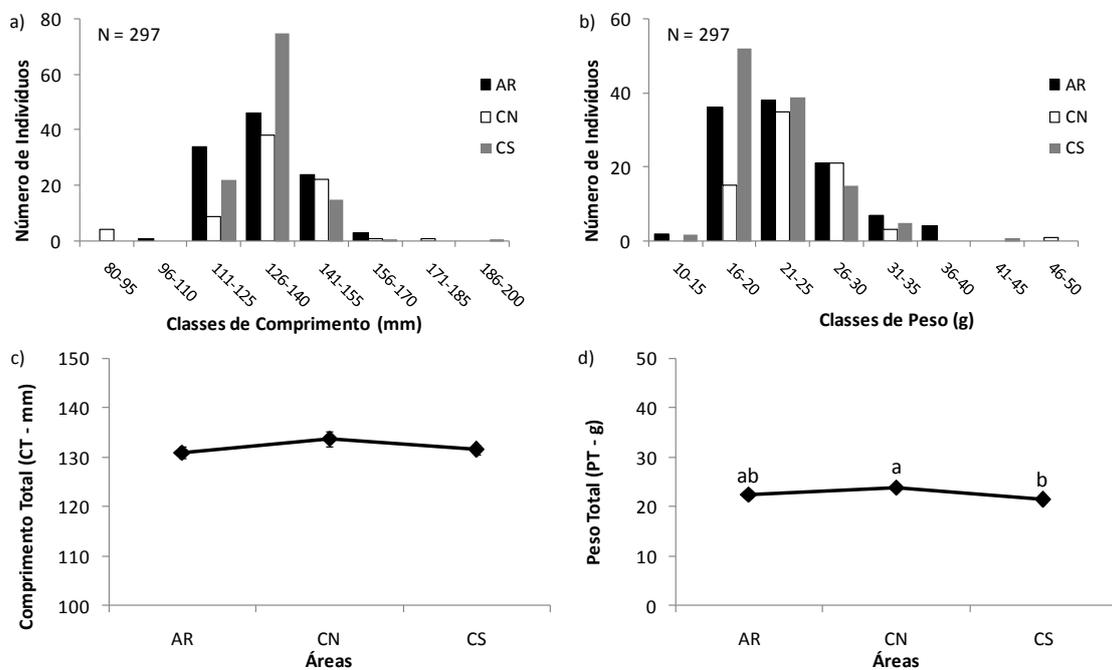


Figura 25: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de *P. harroweri* coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS). Letras minúsculas distintas sobre os valores médios indicam diferença significativa, $p < 0,05$.

Os tamanhos representados por um maior número de indivíduos de *R. porosus* estiveram compreendidos no intervalo entre 361 e 400 mm em AR e entre 401 e 440 mm nas áreas-controle (Figura 26a). Em AR, foram observados exemplares medindo entre 353 e 716 mm, onde foi registrado o maior comprimento total médio (438 ± 12 mm) para a espécie (Figura 26c). Em

CN, foram amostrados espécimes com o tamanho variando de 337 a 516 mm, enquanto em CS os indivíduos apresentaram comprimentos entre 244 e 560 mm, sendo registrado na área o menor valor médio ($421,3 \pm 14$ mm) do táxon no presente estudo. Os indivíduos de *R. porosus* apresentaram biomassa variando de 75 a 1600 g, sendo que exemplares até 670 g foram mais representativos (Figura 26b). Em AR, os pesos registrados variaram entre 130 e 1600 g, sendo observada na área a maior média ($382,4 \pm 44,8$ g) para a espécie no presente estudo (Figura 26d). Trinta indivíduos (60%) coletados em CN apresentaram uma biomassa até 370 g, onde foi constatado o menor valor médio ($336,7 \pm 18,2$ g) do táxon. Em CS, os pesos registrados variaram de 75 a 850 g e os espécimes coletados apresentaram uma biomassa média de 363 ± 37 g. Não foram observadas diferenças significativas entre os comprimentos e pesos médios das três áreas (ANOVA, $p > 0,05$).

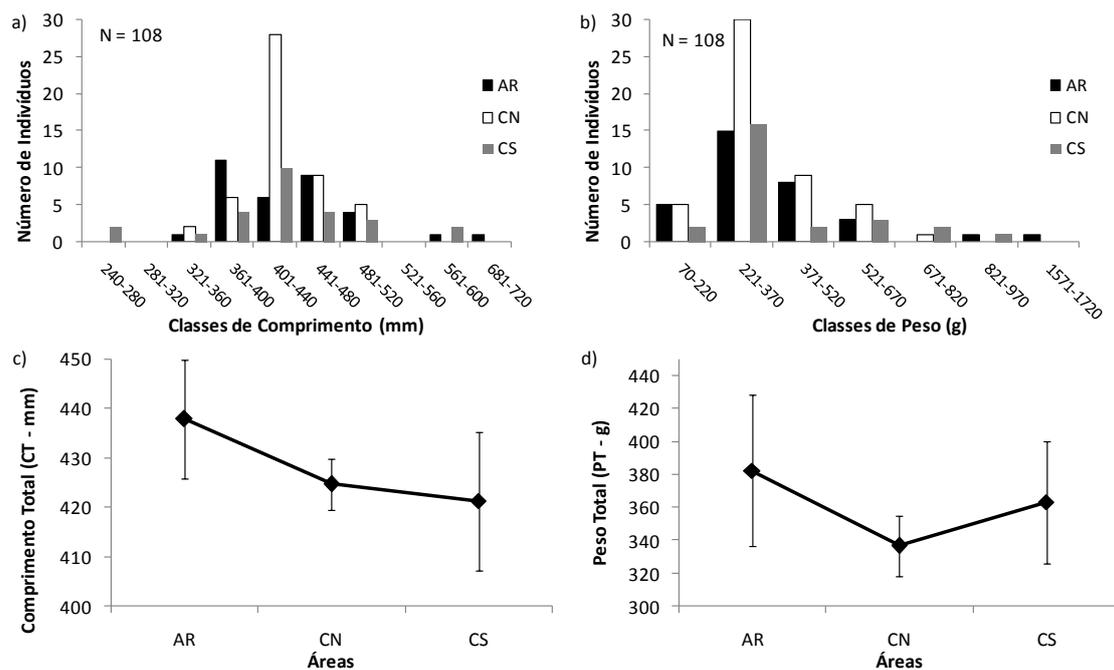


Figura 26: Distribuição de frequências de comprimento total (a), peso total (b) e valores médios e respectivos erros padrões de comprimento total (c) e peso total (d) observados para os indivíduos de *R. porosus* coletados na área recifal (AR), no controle-norte (CN) e no controle-sul (CS).

3.5 Análise de Agrupamento e Ordenação

A análise de agrupamento (cluster) baseada na presença e ausência das 10 espécies mais representativas, mostrou que as composições das assembléias de peixes observadas em AR e CN durante o período chuvoso foram as que mais se diferenciaram no presente estudo (Figura 27). As demais áreas/estações formaram um grupo com aproximadamente 85% de similaridade, podendo-se destacar a área-recifal e o controle-norte da estação seca, que apresentaram uma ictiofauna semelhante (em torno de 90% de similaridade).

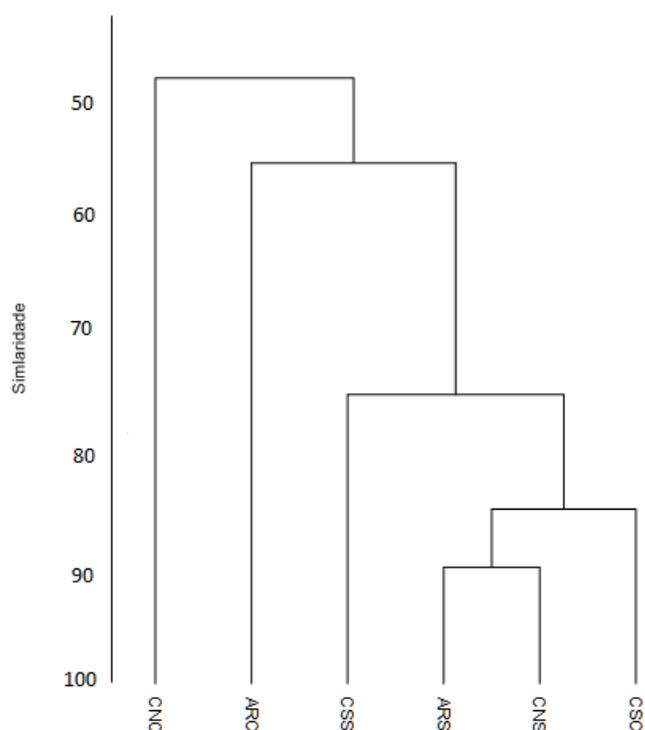


Figura 27: Análise de Presença-Ausência (Jaccard) das diferentes áreas por estação (ARS – área recifal seca; CNS – controle norte seca; CSS – controle sul seca; ARC – área recifal chuvosa; CNC – controle norte chuvoso; CSC – controle sul chuvoso) baseada na abundância dos táxons coletados.

A análise de agrupamento (cluster) baseada nos valores de abundância das 10 espécies mais representativas revelou a formação de dois grupos principais (Figura 28). O Grupo 1 reuniu as três áreas da campanha seca devido à codominância das espécies *P. harroweri*, *O. oglinum*, *M. ancylodon* e *I. parvipinnis*. O Grupo 2 foi formado pelas três áreas da campanha chuvosa como resultado de uma maior abundância de *R. porosus*, *A. luniscutis* e *G.*

genidens. Um maior grau de isolamento do controle-norte em ambos os grupos foi consequência de uma captura significativa de espécies secundárias nessa região, podendo-se destacar os cianídeos *L. breviceps* e *M. americanus* na campanha seca e *C. chrysurus* e *O. oglinum* na campanha chuvosa.

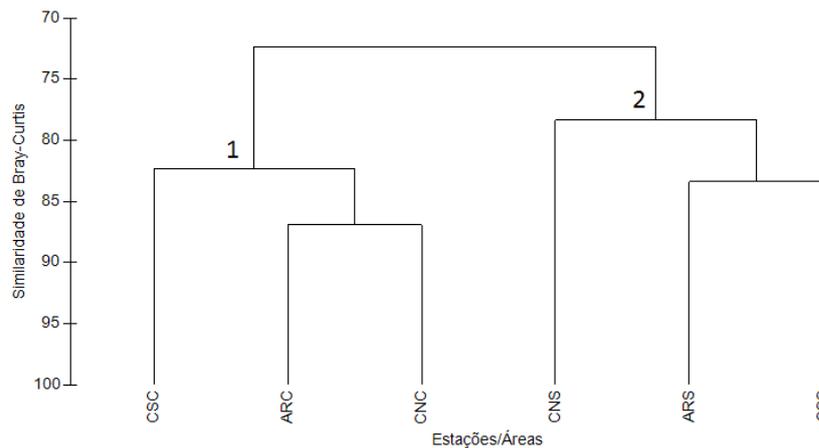


Figura 28: Análise de Agrupamento (Similaridade de Bray-Curtis) das diferentes áreas por estação (ARS – área recifal seca; CNS – controle norte seca; CSS – controle sul seca; ARC – área recifal chuvosa; CNC – controle norte chuvoso; CSC – controle sul chuvoso) baseada na abundância dos 10 táxons mais representativos.

A reunião dos dados de abundância das áreas por campo na análise de ordenação MDS gerou um grupo principal, formado por representantes das três regiões e de ambas as campanhas (Figura 29). Ainda assim, pode-se observar uma tendência de similaridade entre áreas de um mesmo período, corroborando o dendrograma anterior. A análise da abundância dos 10 táxons principais revelou uma diferença significativa entre estações (PERMANOVA, $p < 0,05$) (Tabela V).

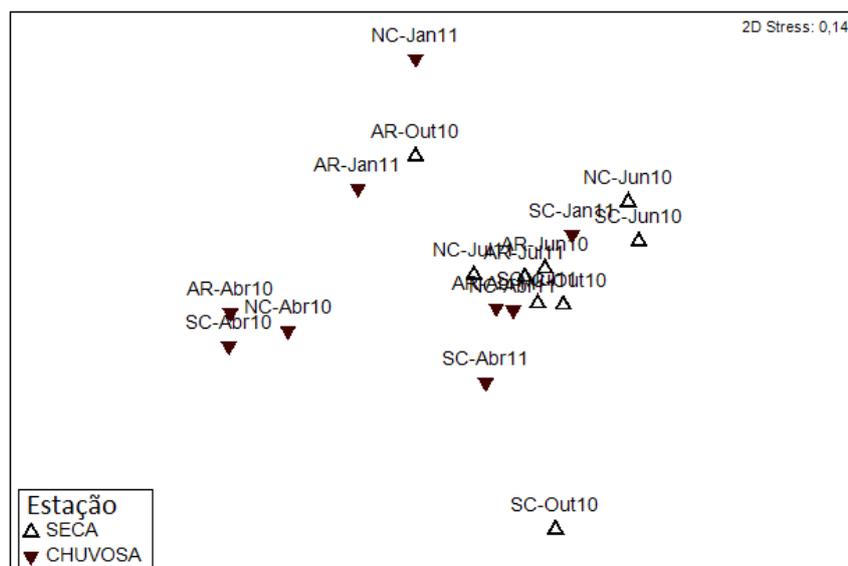


Figura 29: Ordenação multidimensional (MDS) das amostras das áreas por período e campanha (n = 18) baseada na abundância dos 10 táxons principais.

Tabela V: Resultados da PERMANOVA realizada a partir da base de dados de abundância desenvolvida para a análise de ordenamento não-métrico multidimensional (nMDS), que inclui três fatores: área (AR, CN e CS), estação (seca e chuvosa) e ano (2010 e 2011). *indica diferença significativa.

Fatores	df	MS	F	p
Área	2	973	0,47	0,906
Estação	1	6770	3,29	0,013*
Ano	1	4161	2,02	0,102
Área x Estação	2	533	0,25	0,982
Área x Ano	2	550	0,26	0,988
Estação x Ano	1	3854	1,87	0,111
Área x Estação x Ano	2	685	0,33	0,972

O SIMPER agrupou as espécies que mais contribuíram em abundância para a similaridade dentro e entre os grupos formados na análise de agrupamento e corroborados pela ordenação multidimensional, que identificaram uma diferença significativa entre estações (Tabela VI). A estação seca apresentou uma similaridade de 80%, sendo que *P. harroweri* foi responsável por aproximadamente 26% deste total. Para o período chuvoso, foi observada uma similaridade de 84%, com as espécies *P. harroweri* e *R. porosus* contribuindo com 17% do total cada uma. A dissimilaridade entre as estações foi de 27,6% e assim como para os meses de chuva, os táxons *P.*

harroweri e *R. porosus* se destacaram e responderam por 20,5 e 13,1% da diferença entre estações, respectivamente.

Tabela VI: Contribuição em porcentagem (%) das espécies mais representativas para a similaridade dentro das estações e para a dissimilaridade entre os períodos considerando os dados de abundância (método SIMPER).

Espécies	Contrib. (%)	Acum. (%)
SECA (80,1%)		
<i>P. harroweri</i>	26,6	26,6
<i>M. ancylodon</i>	12,0	38,6
<i>O. oglinum</i>	10,8	49,4
<i>L. breviceps</i>	9,7	59,1
<i>R. porosus</i>	8,7	67,8
CHUVOSA (40,22%)		
<i>P. harroweri</i>	16,9	16,9
<i>R. porosus</i>	16,9	33,8
<i>A. luniscutis</i>	15,6	49,4
<i>G. genidens</i>	12,2	61,6
SECA X CHUVOSA (62,83%)		
<i>P. harroweri</i>	20,5	20,5
<i>R. porosus</i>	13,1	33,6
<i>A. luniscutis</i>	11,1	44,7
<i>L. breviceps</i>	10,7	55,4
<i>I. parvipinnis</i>	8,9	64,3

A análise de agrupamento (cluster) baseada nos valores de biomassa das 10 espécies que responderam por mais de 70% (\approx 130 kg) do peso total, revelou a formação de dois grupos principais (Figura 30). O Grupo 1 reuniu as três áreas da campanha seca devido à codominância das pescadas *C. jamaicensis* e *M. ancylodon*. O Grupo 2 foi formado pelas três áreas da campanha chuvosa como resultado de uma maior biomassa de *R. porosus*, *A. luniscutis* e *G. genidens*.

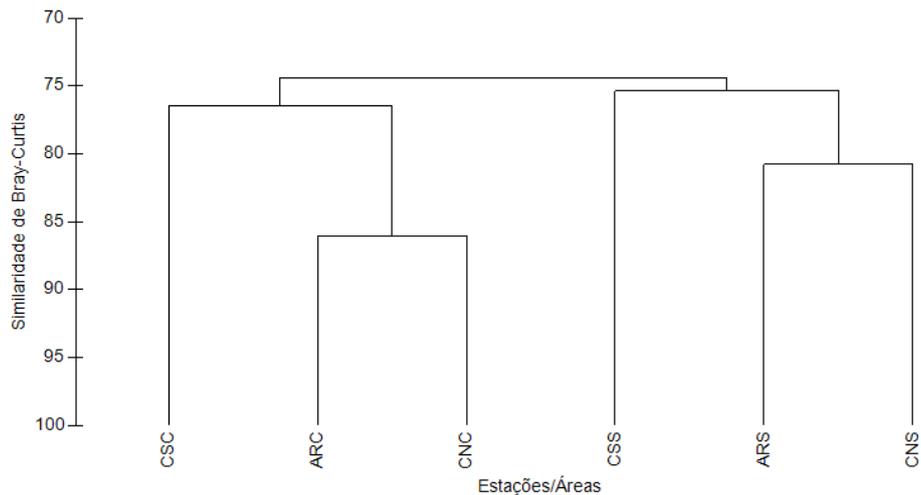


Figura 30: Análise de Agrupamento (Similaridade de Bray-Curtis) das diferentes áreas por estação (ARS – área recifal seca; CNS – controle norte seca; CSS – controle sul seca; ARC – área recifal chuvosa; CNC – controle norte chuvoso; CSC – controle sul chuvoso) baseada na biomassa dos 10 táxons principais.

A reunião dos dados de biomassa das áreas por campo na análise de ordenação MDS evidenciou uma tendência de similaridade entre áreas de um mesmo período, já observada na análise de agrupamento (Figura 31). Assim como ocorreu em relação à abundância, a análise da biomassa dos táxons principais revelou uma diferença significativa apenas entre estações (PERMANOVA, $p < 0,05$). (Tabela VII).

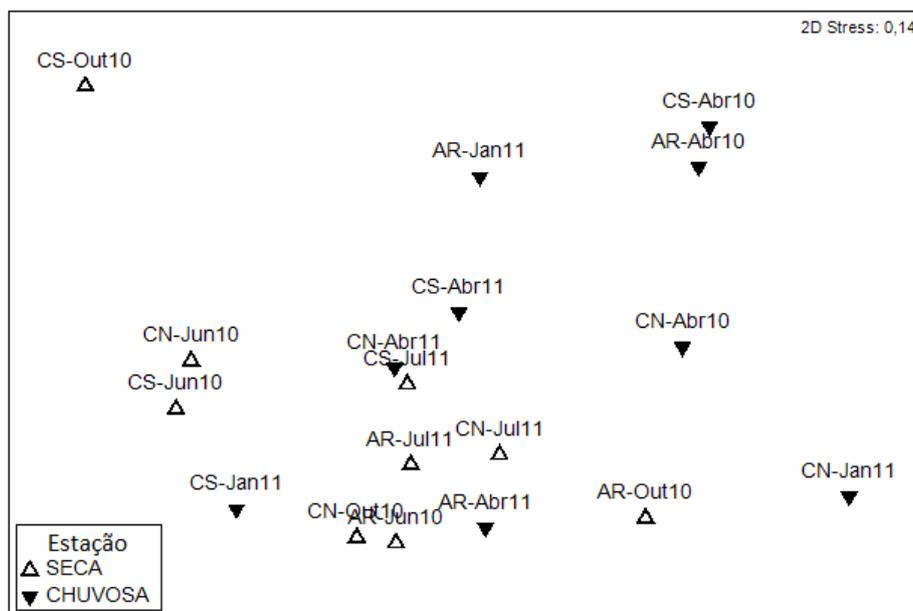


Figura 31: Ordenação multidimensional (MDS) das amostras das áreas por período e campanha (n = 18) baseada na abundância dos 10 táxons principais.

Tabela VII. Resultados da PERMANOVA realizada a partir da base de dados de biomassa desenvolvida para a análise de ordenamento não-métrico multidimensional (nMDS), que inclui três fatores: área (AR, CN e CS), estação (seca e chuvosa) e ano (2010 e 2011). *indica diferença significativa.

Fatores	df	MS	F	p
Área	2	1355	0,69	0,752
Estação	1	5655	2,88	0,028*
Ano	1	3454	1,76	0,143
Área x Estação	2	700	0,35	0,972
Área x Ano	2	804	0,41	0,936
Estação x Ano	1	3190	1,62	0,164
Área x Estação x Ano	2	678	0,34	0,96

A análise SIMPER agrupou as espécies que mais contribuíram em abundância para a similaridade intra-grupos (Tabela VIII), explicando a diferença entre estações (25,6%) identificada pela análise de agrupamento e pela ordenação multidimensional. O cação *R. porosus* respondeu por mais de 20% (\approx 36 kg) da biomassa total, o que acabou fazendo com que o mesmo influenciasse as análises realizadas. Essa espécie se destacou nos dois períodos, contribuindo com 16,5 e 25,2% da similaridade observada na estação seca e chuvosa, respectivamente. A pescada *M. ancylodon* apresentou a segunda maior contribuição para a similaridade observada no período seco e a terceira do período chuvoso, sendo substituída pelo bagre *A. luniscutis* neste último. A dissimilaridade entre as estações foi de 25,6%, e as espécies que mais contribuíram para esta diferença significativa foram *C. jamaicensis* (15,8%), *R. porosus* (14,8%) e *G. genidens* (12,2%).

Tabela VIII. Análise SIMPER com a contribuição de abundância das espécies para a similaridade dentro dos grupos e para a dissimilaridade entre os grupos.

Espécies	Contrib. (%)	Acum. (%)
SECA (77,2%)		
<i>R. porosus</i>	16,5	16,5
<i>M. ancylodon</i>	13,8	30,3
<i>B. bagre</i>	12,5	42,8
<i>P. harroweri</i>	10,6	53,4
<i>A. luniscutis</i>	9,6	63
CHUVOSA (79,6%)		
<i>R. porosus</i>	25,2	25,2
<i>A. luniscutis</i>	16,8	42,0
<i>M. ancylodon</i>	12,7	54,7
<i>O. oglinum</i>	9,0	63,7
SECA X CHUVOSA (27,6%)		
<i>C. jamaicensis</i>	15,8	15,8
<i>R. porosus</i>	14,8	30,6
<i>G. genidens</i>	12,2	42,8
<i>M. ancylodon</i>	11,5	54,3
<i>P. harroweri</i>	9,5	63,8

4. DISCUSSÃO

A implementação de um recife artificial e as mudanças que o mesmo pode promover após a sua instalação incluem alterações na riqueza, composição, abundância e biomassa da ictiofauna associada (Charbonnel *et al.*, 2002; Jordan *et al.*, 2005). O número de táxons e de famílias registradas para as áreas (principalmente AR e CN) foram similares, e das 65 espécies coletadas neste estudo, 40% (N = 26) estiveram presentes nas três áreas. Apesar disso, devem-se destacar alguns pontos relativos à análise de riqueza e composição das assembleias observadas.

A análise de presença e ausência de espécies mostrou não haver uma diferença espacial ou temporal na ictiofauna observada, provavelmente fruto do caráter transiente dos táxons encontrados. Ainda assim, a área recifal apresentou o maior número de espécies exclusivas e o maior valor de índice de Margalef. Os resultados obtidos através das curvas de rarefação mostraram que, para uma mesma abundância, AR tende a apresentar uma riqueza maior que as demais áreas. Esta conclusão está de acordo com alguns estudos que observaram um incremento na riqueza de assembleias de peixes associadas a

recifes artificiais, possivelmente devido à uma maior disponibilidade de alimento, além de uma maior complexidade e heterogeneidade do ambiente proporcionadas por essas estruturas (Fabi *et al.*, 2002; Plunket, 2003; Simonsen, 2008; Folpp *et al.*, 2013).

Ainda considerando o número de espécies, a família Scianidae se destacou, corroborando observações prévias realizadas na área (Zalmon *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2010). Uma maior riqueza desta família nas três áreas analisadas ao longo das duas estações reflete uma dominância já registrada ao longo da costa brasileira (Vazzoler *et al.*, 1999), e não sugere qualquer relação com o recife artificial. Segundo Menezes & Figueiredo (1980), os cianídeos são peixes costeiros normalmente encontrados em águas rasas da plataforma, normalmente associados a substratos arenosos e lamosos em áreas próximas à foz de rios e estuários. De acordo com estes autores, apenas dois gêneros da família apresentam espécies associadas a ambientes recifais (*Equetus* e *Odontoscion*), não sendo registrado nenhum táxon pertencente a estes no presente estudo.

Não foram observadas diferenças significativas entre os valores médios de comprimento ou peso dos exemplares dos táxons mais representativos coletados nas três áreas. Além disso, apesar de ser constatada uma diferença significativa entre os valores médios de biomassa observados para AR e CN, as análises multivariadas evidenciaram apenas uma forte tendência de mudanças sazonais na estrutura da assembleia analisada.

Assim, levando-se em consideração a relação entre a disponibilidade de presas e as alterações esperadas na estrutura de uma comunidade, o resultado apresentado sugere que o complexo recifal não está promovendo alterações na assembleia de peixes locais a ponto de atrair maiores exemplares de espécies transientes.

A coleta através de redes de espera foi escolhida por ser o principal método de captura adotado pelos pescadores da região. Contudo, a limitação desta metodologia deve ser levada em consideração ao se comparar a composição da assembleia observada neste trabalho com investigações prévias realizadas na mesma área recifal. Zalmon *et al.* (2002) investigaram possíveis modificações na ictiofauna promovidas por um recife artificial formado por pneus e concretos, localizado onde se encontram os módulos atuais. Assim

como no presente estudo, apenas redes de espera foram utilizadas para a coleta dos indivíduos, sendo observados 26 táxons comuns aos dois levantamentos. Brotto *et al.* (2007) fizeram uma avaliação da assembleia de peixes associada ao recife artificial do presente estudo, empregando o censo visual como única técnica de amostragem. Das espécies registradas pelos autores, apenas cinco também ocorreram nas campanhas realizadas neste trabalho e dentre os táxons mais abundantes, somente *C. chrysurus* também foi observado. No mesmo local, Santos *et al.* (2010) empregaram a técnica de censo visual associada à amostragem por redes, com o intuito de verificar a influência do recife artificial a diferentes distâncias. Foram identificados 19 táxons em comum, e as famílias Haemulidae e Serranidae se destacaram como as duas mais abundantes segundo o censo visual. No presente estudo, a primeira respondeu por menos de 2% (N = 21) do número de indivíduos coletados, enquanto a segunda não foi registrada.

A utilização de redes de espera pode influenciar nos resultados obtidos de duas maneiras: através do tamanho de malha, que vai restringir a amostragem de indivíduos de acordo com o comprimento que os mesmos apresentam; e devido a sua baixa seletividade, que possibilita a coleta de espécies que apresentam diferentes hábitos de vida, sejam eles bentônicos, pelágicos ou transientes (Nielsen & Johnson, 1983; Acosta, 1997). Em contrapartida, o censo visual permite a observação *in situ* das espécies de peixes presentes e suas relações com o ambiente, além de permitir o registro de informações acerca de táxons (ex.: residentes) que não seriam amostrados por outras técnicas de coleta (Labrosse, 2002; Stobart *et al.* 2007). Logo, as diferenças nos dados obtidos através destes métodos (rede de pesca e censo visual), podem ser uma consequência das limitações de cada ferramenta (Acosta, 1997).

A maior complexidade de habitat proporcionada pela implementação de um recife artificial pode alterar significativamente a estrutura populacional das espécies associadas. Segundo Harding & Mann (2001), uma maior heterogeneidade do ambiente pode resultar em um incremento na diversidade, qualidade e disponibilidade de presas, que por sua vez, irá gerar um acréscimo da capacidade de suporte da área e atrair exemplares maiores de peixes. Estes autores constataram um aumento gradativo no tamanho de indivíduos de

espécies transientes em direção ao recife, relacionando esta mudança a uma alimentação diferenciada dos exemplares coletados nesta área (Harding & Mann, 2001, 2003). Simonsen (2008) obteve o mesmo resultado, sendo registrados espécimes maiores de diferentes táxons transientes no ambiente recifal quando comparados às áreas controles. Este incremento na estrutura populacional observado pelo autor foi acompanhado por alterações nos hábitos alimentares, corroborando o estudo de Harding & Mann (2001, 2003).

Alguns autores sugerem que a resposta da ictiofauna ao assentamento de uma nova estrutura pode ser influenciada pelas características das espécies analisadas (Bohnsack *et al.*, 1989; Pickering & Whitmarsh, 1997; Leitão, 2013). Fabi *et al.* (2002) e Santos *et al.* (2010) observaram que de maneira geral, táxons que não apresentavam uma relação com substratos consolidados foram mais abundantes em áreas distantes dos recifes. Por outro lado, Plunket (2003) e Simonsen (2008) encontraram um maior número de indivíduos de espécies transientes em áreas próximas ao ambiente recifal do que em áreas adjacentes, argumentando que outras questões como características do recife e parâmetros ambientais também podem estar envolvidas.

Faria *et al.* (2001) investigaram o efeito atrator de uma estrutura artificial sobre algumas espécies de elasmobrânquios da região norte-fluminense, sendo encontrada uma abundância similar de *R. porosus* em AR e na área controle. Fagundes-Netto *et al.* (2011) também não identificaram uma preferência da espécie pela estrutura artificial, levando os autores a admitir a ausência de um efeito atrator do recife sobre a espécie. No presente estudo, a espécie foi mais abundante em CN e contribuiu com o maior percentual de biomassa da estação chuvosa.

Gomes *et al.* (2001) avaliaram o impacto de um recife artificial sobre a ictiofauna na mesma área de estudo deste trabalho. Os autores observaram valores de abundância e biomassa superiores em AR quando comparado à uma área controle adjacente, identificando ainda uma forte variação entre estações. Esta diferença sazonal foi atribuída à influência do rio Paraíba do Sul na região e a um possível comportamento migratório de *C. chrysurus*, que foi a espécie mais representativa e contribuiu de maneira significativa para a abundância de AR no verão. Apesar de não ter apresentado a mesma importância no presente estudo, também foram observados maiores valores de

abundância e biomassa para este táxon durante a estação chuvosa, corroborando o padrão previamente evidenciado por Gomes *et al.* (2001).

Em um projeto realizado de maneira concomitante, Machado *et al.* (2013) investigaram o impacto do recife sobre a comunidade macrobentônica, observando uma maior riqueza e abundância de invertebrados no sedimento coletado em AR quando comparado aos valores obtidos nas áreas controles. Porém, esta diferença foi significativa apenas durante a estação chuvosa. Este resultado, associado aos dados acerca da assembleia de peixes deste estudo, sugere que os organismos podem estar sofrendo uma influência maior das condições ambientais locais do que do próprio complexo recifal.

Gregalis *et al.* (2013) identificaram uma forte pressão sazonal sendo exercida sobre um recife de ostras no Golfo do México, resultando em variações na abundância de peixes transientes de acordo com as estações. Segundo os autores, condições ambientais podem comprometer a sucessão ecológica de um recife e inviabilizar um aumento da capacidade de suporte do mesmo. Como consequência, seria observado um processo de atração e não de produção.

As situações que induzem a um ou outro cenário e os fatores que os distinguem são pontos de controvérsia e debate na literatura (Pickering & Whitmarsh, 1997; Osenberg, 2002; Fagundes-Netto & Zalmon, 2011). Em se tratando de peixes transientes, a questão pode ser ainda mais complicada devido ao caráter generalista e oportunista deste grupo (Harding & Mann, 2001; Gregalis *et al.*, 2013).

5. CONCLUSÃO

Não foram encontradas evidências da ocorrência dos processos de atração e produção ou de mudanças significativas na assembleia de peixes coletada na área recifal. Os resultados apresentados aqui, associados aos dados obtidos por Machado *et al.* (2013), apontam apenas para uma predominância da sazonalidade sobre os organismos da região e refutam a hipótese previamente formulada.

Segundo Santos *et al.* (2010), apesar da influência do recife artificial sobre a assembleia de peixes alcançar os 300 m de distância, um decréscimo

significativo da capacidade de atração da estrutura pode ser observado a partir de 50 m. Como esta é a distância mínima entre os grupamentos dos módulos, é possível que o recife não esteja funcionando como um grande complexo, sendo importante investigar se existe uma influência isolada de cada grupamento sobre a ictiofauna.

A disponibilidade de presas é citado como o principal fator responsável pela atração de peixes transientes em recifes artificiais. Logo, recomenda-se que análises de estrutura de comunidade sejam acompanhadas por abordagens complementares que procurem definir e compreender as interações tróficas entre este habitat e a ictiofauna (Plunket, 2003; Simonsen, 2008; Gregalis *et al.*, 2013).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, A. (1997). Use of multi-mesh gillnets and trammel nets to estimate fish species composition in coral reef and mangroves in the southwest coast of Puerto Rico. 1997. *Caribbean Journal of Science*, 33: 45-47.
- Anderson, M. J. (2005). *PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance*. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland. 55p.
- Athiê, A. A. R. (1999). Colonização e sucessão ecológica de peixes em recifes artificiais no canal de São Sebastião, litoral norte do estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP), São Paulo, SP, Brasil. 192p.
- Baine, M., Side, J. (2003). Habitat modification and manipulation as a management tool. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13: 187-199.
- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. R. (2006). Patterns in species richness. pp. 602-632. *In*: Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. R. (eds.). *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4ª edição. Blackwell Publishing, Malden, MA. 752p.
- Bohnsack, J.A. (1989). Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioural preference? *Bulletin of Marine Science*, 44: 631-645.
- Brickhill, M.J., Lee, S.Y., Connolly, R.M. (2005). Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *Journal of Fish Biology*, 67: 53-71.

- Breitburg, D. L. (1999). Are three-dimensional structure and healthy oyster populations the keys to an ecologically interesting and important fish community? pp. 239-250. *In: Luckenbach, M. W., Mann, R. & Wesson, J. A. (eds.). Oyster reef habitat restoration: a synopsis and synthesis of approaches.* Proceedings from the symposium. Virginia Institute of Marine Science Press, Gloucester Point, VA.
- Brotto, D. S., Krohling, W., Zalmon, I. R. (2006a). Usage patterns of an artificial reef by the fish community on the northern coast of Rio de Janeiro – Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI39: 1276-1280.
- Brotto, D. S., Krohling, W., Zalmon, I. R. (2006b). Fish community modeling agents on an artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54: 205-212.
- Brotto, D. S., Zalmon, I. R. (2007). The effect of an artificial reef structural complexity and benthic colonization on gill net fish assemblages. *Tropical Oceanography*, 35: 1-16.
- Caddy, J. F. (2007). *Marine Habitat and Cover: Their Importance for Productive Coastal Fishery Resources.* UNESCO Publishing, Paris, France, 253p.
- Carr, M. H., Hixon, M. A. (1997). Artificial reefs: the importance of comparison with natural reefs. *Artificial Reef Management*, 22: 28-33.
- Charbonnel, E., Serre, C., Ruitton, S., Harmelin, J.G., Jensen, A. (2002). Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59: S208-S213.
- Clarke, K. R., Gorley, R. N. (2006). Primer v6: user manual/tutorial. Primer-e, Plymouth.
- Coen, L. D., Luckenbach, M. W., Breitburg, D. L. (1999). The role of oyster reefs as essential fish habitat: a review of current knowledge and some new perspectives. *American Fisheries Society Symposium*, 22: 438-454.
- Conceição, R. N. L., Monteiro-Neto, C. (1998). Recifes artificiais marinhos. *Revista Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento*, 6: 14-17.
- Fabi, G., Grati, F., Lucchetti, A., Trovarelli, L. (2002). Evolution of the fish assemblage around a gas platform in the northern Adriatic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S309-S315.
- Fagundes-Netto, E. B., Gaelzer, L. R., Coutinho, R., Zalmon, I. R. (2011). Influence of a shipwreck on a nearshore-reef fish assemblages off the coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39: 103-116.
- Fagundes-Netto, E. B., Zalmon, I. R. (2011). Recifes Artificiais: “Atração versus Produção”. *Vértices*, 13: 183-195.

- Faria, V. V., Novelli, R., Gomes, M. P., Zalmon, I. R. (2001). Potencial atrator de tubarões costeiros em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 813-821.
- Folpp, H., Lowry, M., Gregson, M., Suthers, I. (2013). Fish assemblages on estuarine artificial reefs: natural rocky-reef mimics or discrete assemblages? *Plos One*, 8: e63505. doi:10.1371/journal.pone.0063505.
- Fry, J. C. (1993). *Biological data analysis*. Oxford University Press, Oxford. 417p.
- Godoy, E. A. S., Almeida, T. C. M., Zalmon, I. R. (2002). Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef – Rio de Janeiro, Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S138-S143.
- Gomes, M. P., Faria, V. V., Novelli, R., Zalmon, I. R. (2001). Potencial atrator de peixes ósseos em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 813-821.
- Gotelli, N. J., Colwell, R. K. (2010). Estimating species richness. pp. 39-54. In: Magurran, A. E. & McGill B. J. (eds.). *Biological Diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Oxford. 345p.
- Gregalis, K. C., Johnson, M. W., Powers, S. P. (2013). Restored oyster reef location and design affect responses of resident and transient fish, crab and shellfish species in Mobile Bay, Alabama. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 314-327.
- Grossman, G. D., Jones, G. P., Seaman Jr., W. (1997). Do artificial reefs increase regional production? *Fisheries*, 22: 17-23.
- Hammer, O., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4: 1-9.
- Harding, J. M., Mann, R. (2001). Oyster reefs as fish habitat: opportunistic use of restored reefs by transient fishes. *Journal of Shellfish Research*, 20: 951-959.
- Harding, J. M., Mann, R. (2003). Influence of habitat on diet and distribution of striped bass (*Morone saxatilis*) in a temperate estuary. *Bulletin of Marine Science*, 72: 841-845.
- Jardewski, C. L. F., Almeida, T.C. M. (2004). Fish assemblage on artificial reefs in south brazilian coast. *Journal of Coastal Research*, SI39: 1210-1214.
- Jardewski, C. L. F., Almeida, T.C. M. (2005). Sucessão de espécies de peixes em recifes artificiais numa ilha costeira do litoral sul brasileiro. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 9: 57-63.
- Jordan, L. K. B., Gilliam, D. S., Spieler, R. E. (2005). Reef fish assemblage structure affect by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 326: 170-186.

- Krohling, W., Brotto, D.S., Zalmon, I. R. (2006a) Fouling community recruitment on an artificial reef in the north coast of Rio de Janeiro. *Journal of Coastal Research*, 39: 1118-1121.
- Krohling, W., Brotto, D. S., Zalmon, I. R. (2006b) Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54 (4): 183-191.
- Labrosse, P. (2002). *Underwater visual fish census surveys: proper use and implementation*. Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia. 60p.
- Leitão, F. (2013). Artificial reefs: from ecological processes to fishing enhancement tools. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61: 77-81.
- Leitão, F., Santos, M.N., Monteiro, C.C. (2007). Contribution of artificial reefs to the diet of the white sea bream (*Diplodus sargus*). *ICES Journal of Marine Science*, 64: 473-478.
- Machado, P. M., Sá, F. S., Rezende, C. E., Zalmon, I. R. (2013). Artificial reef impact on macrobenthic community on south-eastern Brazil coast. *Marine Biodiversity Records*, 6: e40 doi: 10.1017/S1755267213000183.
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*, 3: 36-71.
- Menezes, N. A., Figueiredo, J. L. Família Scianidae. (1980). pp 42. In: Menezes, N. A., Figueiredo, J. L. (eds.). IV. *Manual de peixes Marinhos do Sudeste do Brasil (3)*. Editora da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo. 96p.
- Nielsen, L. A., Johnson, D. L. (1983). *Fisheries Techniques*. Amer Fisheries Society, Bethesda, MD. 468p.
- Osenberg, C.W., Mary, C.M., Wilson, J.A., Lindberg, W.J. (2002). A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S214-S221.
- Pauly, D., Watson, R. (2003). Counting the last fish. *Scientific American*, 289: 43-47.
- Perkol-Finkel, S., Shashar, N., Benayahu, Y. (2006). Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Marine Environmental Research*, 61: 121-135.
- Pickering, H., Whitmarsh, D. (1997). Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research*, 31: 39-59.
- Plunket, J. T. (2003). A comparison of finfish assemblages on subtidal oyster shell (cultched oyster lease) and mud bottom in Barataria Bay, Louisiana. *Dissertação de Mestrado*. Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, Baton Rouge, LA, USA. 84p.

- Relini, G.; Relini, M.; Torchia, G. & Palandri, G. 2002. Ten years of censuses of fish fauna on the Loano artificial reef. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S132-S137.
- Santos, L. N., Brotto, D. S., Zalmon, I. R. (2010). Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386: 54-60.
- Santos, M. N., Monteiro, C. C. (1997). The Olhão artificial reef system (south Portugal): fish assemblages and fishing yield. *Fisheries Research*, 30: 33-41.
- Seaman Jr., W. (2000). *Artificial reef evaluation – with application to related marine habitats*. CRC Press/Springer-Verlag, Boca Raton, FL. 246p.
- Seaman Jr., W. (2002). Unifying trends and opportunities in global artificial reef research, including evaluation. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S14-S16.
- Simonsen, K. A. (2008). The effect of an inshore artificial reef on the community structure and feeding ecology of estuarine fishes in Barataria Bay, Louisiana. *Dissertação de Mestrado*. Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, Baton Rouge, LA, USA. 111p.
- Souza, T. A., Godoy, J. M., Godoy, M. L. D. P., Moreira, I., Carvalho, Z. L., Salomão, M. S. M. B., Rezende, C. E. (2010). Use of multitracers for the study of water mixing in the Paraíba do Sul River estuary. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101: 564-570.
- Stobart, B., García-Charton, J.A., Espejo, C., Rochel, E., Goñi, R., Reñones, O., Herrero, A., Crec'hriou, R., Polti, S., Marcos, C., Planes, S., Pérez-Ruzafa, A. A. (2007). Baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: methodological evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345: 158-174.
- Terashima, H., Sato, M., Kawasaki, H., Thiam, D. (2007). Quantitative biological assessment of a newly installed artificial reef in Yenne, Senegal. *Zoological Studies*, 46: 69-82.
- Vazzoler, A. E. M., Soares, L. S. H., Cunningham, P. M. Ictiofauna da costa brasileira. pp: 424-467. (1999). *In*: Lowe-McConnell, C. M. (ed.). *Estudos ecológicos de peixes tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo. 505p.
- Zalmon, I. R., Novelli, R., Gomes, M. P., & Faria, V. V. (2002). Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S83-S87.

CAPÍTULO 2 – DINÂMICA TRÓFICA DE ESPÉCIES DE PEIXES TRANSIENTES EM UMA ÁREA DE INFLUÊNCIA DE UM RECIFE ARTIFICIAL DA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

RESUMO

O presente estudo foi realizado a fim de se investigar possíveis mudanças nas interações tróficas de uma assembléia de peixes transientes proporcionadas pelo assentamento de um complexo recifal na costa norte do Rio de Janeiro. As interações tróficas das espécies mais representativas foram examinadas a partir das análises do conteúdo estomacal, isótopos estáveis e determinação de mercúrio total (THg). Através de observações diretas das presas, foi possível separar os táxons em três guildas tróficas (carcinófagos, generalistas e piscívoros), sendo que apenas os representantes desta última (*B. bagre*, *C. jamaicensis*, *M. ancylodon* e *R. porosus*) apresentaram uma alimentação significativamente diferente das demais espécies. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ (isótopo de carbono) e $\delta^{34}\text{S}$ (isótopo de enxofre) mostraram que *O. oglinum* apresenta uma alimentação planctívora típica, sendo este fato corroborado pelo menor valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ (isótopo de nitrogênio) obtido para os peixes do presente estudo. Foi observada uma correlação significativa negativa entre $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$, sugerindo uma tendência de espécies bentônicas ocuparem níveis tróficos superiores na cadeia. A correlação entre $\delta^{15}\text{N}$ e THg corroborou a forte biomagnificação deste elemento ao longo da teia trófica local, como já apontado na literatura. Apesar das medidas de nicho obtidas através do conteúdo estomacal e da assinatura isotópica apresentarem uma maior amplitude na área-recifal em alguns casos, não foram identificados indícios significativos de mudanças na alimentação das espécies analisadas. Os resultados apresentados não indicam alterações contundentes na dinâmica trófica dos táxons ao longo das áreas, sugerindo que o recife não está exercendo influência sobre a assembleia de peixes investigada.

Palavras-Chave: recifes artificiais, peixes transientes, interações tróficas, conteúdo estomacal, isótopos estáveis, mercúrio total, Rio de Janeiro

CHAPTER 2 – TROPHIC DYNAMIC OF TRANSIENT FISH SPECIES ON AN AREA OF INFLUENCE OF AN ARTIFICIAL REEF ON THE NORTH COAST OF RIO DE JANEIRO

ABSTRACT

This study aims to investigate potential changes promoted by the implementation of an artificial reef on the trophic interactions of an assemblage of transient fish on the north coast of Rio de Janeiro. The trophic dynamic of the most representative species were examined through gut content, stable isotopes and determination of total mercury (THg) analyses. Direct observations of the preys allowed the separation of the taxa in three different trophic guilds (carcinofagous, generalists and piscivorous), but only the species forming the latter (*B. bagre*, *C. jamaicensis*, *M. ancylodon* e *R. porosus*) showed feeding habits significantly different from the others. $\delta^{13}\text{C}$ (carbon isotope) and $\delta^{34}\text{S}$ (sulfur isotope) values indicated a planktivorous diet for *O. oglinum*, confirmed by the lowest average $\delta^{15}\text{N}$ signature (nitrogen isotope) obtained herein for a fish species. A significant and negative correlation observed between $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{34}\text{S}$ suggests a trend of benthic species occupying higher trophic levels. The correlation found between $\delta^{15}\text{N}$ and THg confirmed the biomagnification of mercury already described for this region. The niche measures obtained through gut contents and stable isotopes signatures showed a higher range for some species in the reef area. Still, no significant changes were observed in the feeding habits of the taxa analyzed. The results presented herein did not indicate scathing variations on the trophic dynamic of the species along the sampling areas, suggesting that the reef is not influencing the fish assemblage investigated.

Keywords: artificial reef, transient fish, trophic interactions, gut contents, stable isotopes, total mercury, Rio de Janeiro

1. INTRODUÇÃO

Recifes artificiais têm sido instalados ao redor do mundo com vários propósitos, como a recuperação e manutenção da biodiversidade marinha (Seaman, 2000). Neste contexto, a ictiofauna está entre os grupos cujas respostas à implementação de um novo habitat vem sendo mais estudadas, com trabalhos procurando compreender o verdadeiro potencial que estruturas submersas pelo homem apresentam em termos de estímulo à produção pesqueira (Grossman *et al.*, 1997; Cowan *et al.*, 2010).

Apesar de discussões acerca do tema (Pickering & Whitmarsh, 1997; Osenberg *et al.*, 2002), sabe-se que recifes artificiais são capazes de promover mudanças nas assembléias de peixes devido à capacidade dos mesmos em reunir organismos que, por sua vez, servirão de presas para a comunidade íctica local (Jordan *et al.*, 2005; Perkol-Finkel *et al.*, 2006). Historicamente, pesquisadores têm investigado os impactos de estruturas artificiais sobre a ictiofauna através de uma análise que engloba aspectos relativos à estrutura da comunidade, como riqueza de espécies, abundância e biomassa (Fabi *et al.*, 2002; Zalmon *et al.*, 2002; Whitmarsh *et al.*, 2008; Humphries *et al.*, 2011). Porém, de acordo com Brickhill *et al.* (2005), esta abordagem busca entender as consequências de um processo pelo seu produto final, sem fornecer dados acerca das mudanças que de fato estariam levando aos resultados obtidos.

A estrutura e a funcionalidade de uma assembléia de peixes recai sobre as relações tróficas que caracterizam as espécies (Carassou *et al.*, 2008) e, segundo alguns autores, a disponibilidade de presas é citado como o principal fator responsável pela atração de peixes transientes em recifes artificiais (Harding & Mann, 2001a; Simonsen, 2008). Logo, pesquisas que procuram avaliar o impacto destas estruturas sobre a ictiofauna devem incluir o uso de ferramentas que auxiliem na compreensão das interações tróficas entre os peixes e demais organismos (Relini *et al.*, 2002; Leitão *et al.*, 2007; Simonsen, 2008).

Observações diretas de conteúdos estomacais e hábitos alimentares são importantes métodos de análise no estudo de uma teia trófica (Brodeur & Pearcy, 1992; Hopkins, 1985; Laptikhovsky, 2005), sendo uma das fontes de informação mais utilizadas nos estudos ecológicos de comunidades de peixes

(Hall *et al.*, 1995). O emprego dessa metodologia fornece dados sobre o comportamento alimentar, caracterizando e definindo a dieta das espécies. Em se tratando de recifes artificiais, espera-se que a análise dos conteúdos gástricos apresente indícios de mudanças na alimentação dos peixes proporcionadas pelo incremento da abundância e da riqueza de presas na área. É o caso de estudos como o de Harding & Mann (2001b) e Leitão *et al.* (2007), realizados respectivamente nos Estados Unidos e Portugal, nos quais os autores observaram que indivíduos coletados na área de influência de uma estrutura artificial, apresentaram uma dieta diferente dos exemplares da mesma espécie amostrados em áreas-controle adjacentes.

Apesar de bastante utilizada, a análise de conteúdo estomacal não resulta em informações sobre a assimilação do alimento pelo consumidor e não define necessariamente o principal componente da dieta (Martinelli *et al.*, 2009; Thomas & Cahoon, 1993). Conseqüentemente, o uso de análises da ocorrência natural de isótopos estáveis (principalmente carbono e nitrogênio) vem se intensificando, já que esta técnica possibilita alcançar uma indicação mais precisa da importância e assimilação dos alimentos pelos consumidores (Estrada *et al.*, 2006; Manetta & Benedito-Cecilio, 2003; Thomas & Cahoon, 1993). Assim, através do emprego dessas duas técnicas (análise de isótopos estáveis e observação do conteúdo estomacal dos organismos) é possível obter um complemento da informação, resultando em uma visão mais ampla e eficaz do fluxo de energia nas teias alimentares (Manetta & Benedito-Cecilio, 2003).

Os isótopos estáveis mais utilizados em estudos biológicos são os de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) (Manetta & Benedito-Cecilio, 2003). Apesar de diversos fatores abióticos e bióticos serem capazes de influenciar as taxas de enriquecimento trófico destes elementos (Boecklen *et al.*, 2011). Post (2002) demonstrou que ambos apresentam um padrão consistente independente da posição do organismo na cadeia. Porém, enquanto o nitrogênio tem uma tendência de aumento de 3,4 ‰ para cada nível trófico, o enriquecimento do carbono se dá de forma menor, sendo da ordem de 1 ‰. Logo, as taxas de carbono isotópico ($^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$) são usadas para traçar as origens da produção primária da cadeia alimentar, enquanto que as taxas de nitrogênio isotópico ($^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$) são empregadas para quantificar o nível trófico de

determinado organismo (Fry *et al.*, 1999; Manetta & Benedito-Cecilio, 2003; Martinelli *et al.*, 2009).

Além do carbono e nitrogênio, o enxofre vem sendo cada vez mais utilizado em projetos de ecologia trófica. Estudos mostram que esse elemento apresenta um enriquecimento trófico desprezível, servindo como um marcador eficiente na distinção entre consumidores pelágicos e bentônicos em ambientes costeiros (Connolly *et al.*, 2003; McCutchan *et al.*, 2003). Segundo estes autores, essa separação ocorre porque, quando comparados aos consumidores pelágicos, os consumidores de fundo irão reter os menores valores de $\delta^{34}\text{S}$ dos produtores primários bentônicos. Thomas & Cahoon (1993) evidenciaram como o isótopo de enxofre pode auxiliar em uma maior separação entre diferentes fontes de produção primária que suportam a ictiofauna de ambientes recifais, enquanto Carvalho (2008) apresentou como esta mesma análise pode substituir o isótopo de carbono e nitrogênio quando as assinaturas das possíveis fontes de matéria orgânica se sobrepõem.

Em se tratando de recifes artificiais, espera-se que a implementação de uma nova estrutura possibilite que as espécies diversifiquem suas dietas, seja através da inclusão de novas presas que podem ou não estar em um mesmo nível trófico das anteriores (onivoria), ou simplesmente a partir de uma mudança significativa em sua alimentação. Como consequência, os valores isotópicos observados para os exemplares coletados em áreas recifais apresentariam assinaturas distintas e possivelmente uma maior amplitude na assinatura isotópica quando comparados aos indivíduos amostrados em outras áreas (Bearhop *et al.*, 2004; Layman *et al.*, 2007).

Pesquisadores ao redor do mundo têm utilizado a análise de isótopos estáveis com o intuito de aperfeiçoar o conhecimento das relações tróficas em ambientes recifais (naturais e artificiais): na Califórnia, Thomas & Cahoon (1993) correlacionaram a disponibilidade de alimento a variações intraespecíficas na assinatura isotópica de indivíduos presentes em diferentes localidades do mesmo recife, além de mostrar que esses ambientes apresentam uma tendência a possuírem representantes da ictiofauna que ocupam o mesmo nível trófico e são suportados por vias tróficas diferentes; no Mediterrâneo, Jennings *et al.* (1997) citaram a importância da disponibilidade de alimento em áreas recifais, ressaltando ainda o caráter adaptativo

característico dos peixes desse ambiente (onivoria), que mudam sua dieta em resposta a diferentes possibilidades de presa; na Austrália, Carassou *et al.* (2008), mostraram como uma maior disponibilidade de alimento e variações ontogenéticas podem resultar em táxons com uma assinatura isotópica mais ampla; e Simonsen (2008) observou uma variação na assinatura isotópica de peixes transientes quando comparados os valores de indivíduos coletados próximos a um recife de ostras e espécimes oriundos de áreas-controle.

Outra ferramenta empregada em estudos de ecologia trófica e que, associada à análise de dieta alimentar e isotópica, pode ajudar a modelar uma cadeia é a determinação de mercúrio nos organismos estudados. Esse elemento pode ser encontrado no ambiente em diversos compartimentos naturais (solos, rochas, rios, lagos e oceanos) e em uma grande variedade de estados químicos, influenciando os processos biológicos do meio (Windom & Kendall, 1979). A principal forma de mercúrio liberada no ambiente marinho é o inorgânico, que pode ser convertido em metilmercúrio (CH_3Hg^+) por meio da metilação bacteriana. As formas metiladas são as que prevalecem nos tecidos da biota aquática e respondem por mais de 90% do mercúrio retido em peixes (Buratini & Brandelli, 2006).

A acumulação de mercúrio em organismos que ocupam altos níveis tróficos resulta principalmente da ingestão de presas (Ulrich *et al.*, 2001). A transferência deste elemento ao longo dos compartimentos de uma teia ocorre através dos processos de bioacumulação (substâncias químicas provenientes do ambiente são assimiladas e retidas pelo organismo) e biomagnificação (contaminantes são transferidos de um nível trófico a outro, exibindo valores crescentes à medida que passam para os níveis mais elevados) (Buratini & Brandelli, 2006; Forstner & Wittmann, 1983). Devido à relação deste elemento com a posição trófica das espécies, pesquisadores começaram a investigar se a concentração de Hg também poderia se comportar de modo semelhante com os valores de $\delta^{15}\text{N}$, sendo observada uma relação significativa positiva entre estes dois parâmetros em diversos trabalhos (Cabana & Rasmussen, 1994; Chumchal & Hambright, 2009; Sluis *et al.*, 2013). Logo, a determinação de mercúrio passou a ser mais uma ferramenta utilizada quando se pretende gerar informações acerca do *status* trófico de espécies de peixes em diferentes ambientes (Di Benedetto *et al.*, 2012; Fry & Chumchal, 2012; Quan *et al.*, 2012)

Trabalhos ao redor do mundo cujo foco seja as interações tróficas entre a ictiofauna e suas presas em ambientes de recifes artificiais, vêm sendo desenvolvidos há décadas e estão ficando cada vez mais comuns (Huckel & Stayton, 1982; Lindquist *et al.*, 1994; Harding & Mann, 2001b; Relini *et al.*, 2002; Plunket, 2003; Fabi *et al.*, 2006; Wells, 2007; Simonsen, 2008). No Brasil, projetos desenvolvidos em diferentes estados como o Ceará (Conceição & Pereira, 2006), Espírito Santo (Simon, 2010), Rio de Janeiro (Faria *et al.*, 2001; Zalmon *et al.*, 2002; Gomes *et al.*, 2004; Brotto *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2010) e Santa Catarina (Jardewski & Almeida, 2005; Freitas & Velastin, 2010) procuraram entender como a utilização de recifes artificiais pode promover alterações nas assembléias de peixes locais. Porém, estes estudos abordaram a questão através da análise de parâmetros da comunidade, e não geraram informações tróficas para as espécies analisadas. Até o momento por exemplo, o presente trabalho é o primeiro no Brasil a utilizar a análise de isótopos estáveis e a determinação de mercúrio como ferramentas de investigação do potencial de influência de um recife artificial.

1.1 Objetivo

Avaliar a influência de um recife artificial sobre a assembléia de peixes transientes associada da costa norte do estado do Rio de Janeiro através da análise da dieta e parâmetros tróficos das espécies mais representativas.

1.2 Hipótese

A implementação de um recife artificial na costa norte do estado do Rio de Janeiro e um conseqüente aumento da disponibilidade de presas, resultou em alterações na dinâmica trófica da ictiofauna associada que, por sua vez, irá se refletir em mudanças na dieta e em uma maior amplitude dos valores isotópicos dos indivíduos analisados na área de influência do recife quando comparadas às áreas-controle.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A região norte do estado do Rio de Janeiro é caracterizada por uma ausência de substratos duros, apresentando um fundo predominante arenoso e parcialmente por lama e rodolitos (Zalmon *et al.*, 2002).

Baseando-se no índice mensal de pluviosidade, Godoy *et al.*, (2002) e Krohling *et al.* (2006a, 2006b) caracterizaram dois períodos distintos para a região: uma estação chuvosa (meses de verão) e outra seca, que inclui os demais meses. A área onde se encontra o complexo recifal sofre uma forte influência sazonal, especialmente durante o período chuvoso, quando a pluma do RPS alcança distâncias superiores a 30 km (Souza *et al.*, 2010).

O complexo recifal está localizado a cerca de 6 km da praia de Manguinhos (21°29'S, 41°00'W), no município de São Francisco do Itabapoana, norte do estado do Rio de Janeiro. O recife encontra-se a cerca de nove metros de profundidade, cobrindo uma área de aproximadamente 60.000 m² situada entre a Foz do Rio Paraíba do Sul (RPS) e o Rio Itabapoana, eqüidistante 25 km destes dois pontos (Zalmon *et al.*, 2002) (Figura 1). Módulos de concreto do tipo *reefballs* (1,0 m³; 0,5 ton.) foram posicionados com o auxílio de um GPS (Sistema de Posicionamento Global), formando grupamentos distantes entre si por, no mínimo, 50 m. As duas áreas controles apresentam um sedimento com predomínio de lama, enquanto em AR é observada uma composição mais heterogênea constituída por lama, areia e cascalho (Machado *et al.*, 2013).

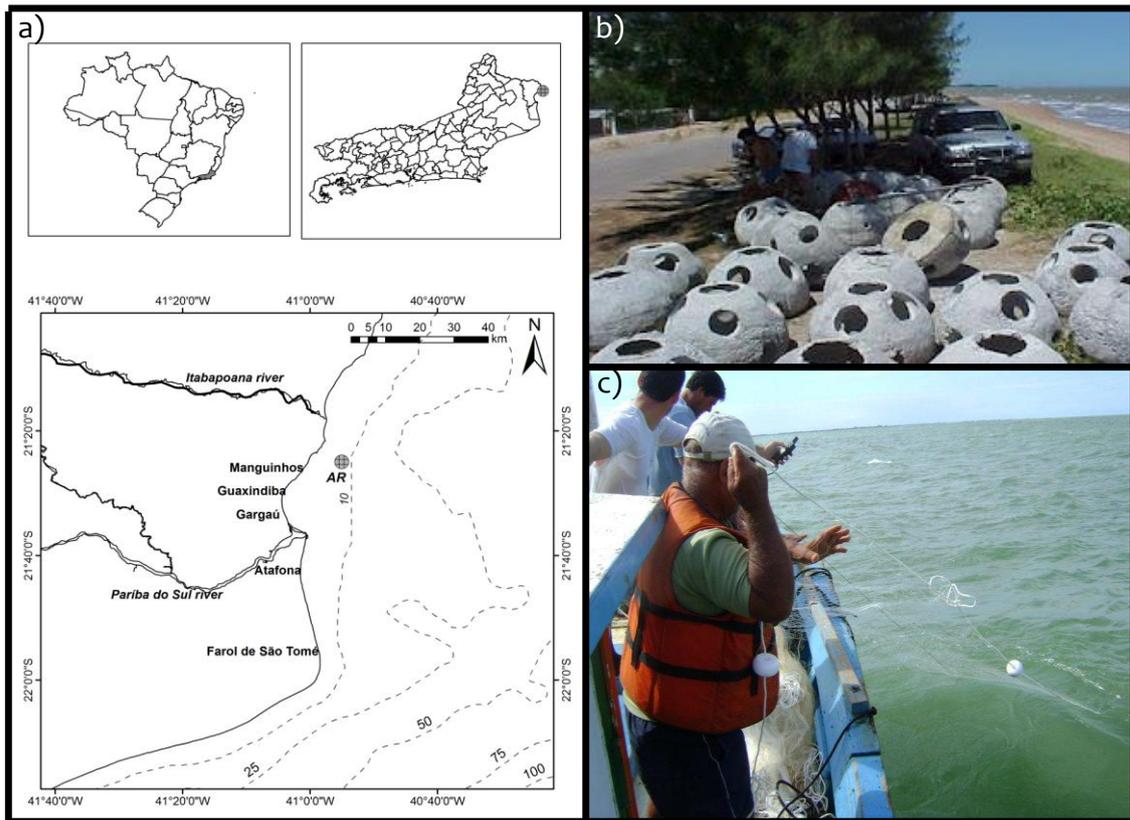


Figura 1: Mapa da área de instalação do recife (AR) (a), módulos de concreto do tipo *reefballs* utilizados no presente estudo (b) e coleta de peixes realizada na área de influência do recife artificial (c).

2.2 Amostragem

As coletas foram realizadas na área recifal (AR) e em duas regiões controles definidas ao norte (CN) e ao sul (CS), localizadas a mais de 500 m do complexo recifal. Ou seja, em uma distância superior ao limite máximo de 300 m definido através de Modelos Aditivos Generalizados baseados em estimativas de abundância, como sendo o fim da área de influência do recife sobre a comunidade íctica (Santos *et al.*, 2010).

Os peixes foram amostrados com o auxílio de redes de espera, submersas por aproximadamente 24 horas. As coletas ocorreram em um intervalo de quatro meses ao longo de dois anos (2010 – 2011), sendo realizadas três campanhas em cada estação (seca e chuvosa). Com o objetivo de obter a melhor representatividade possível da comunidade foram utilizadas redes de diferentes malhas (20, 30 e 40 mm entre nós adjacentes) que apresentavam 75m² de área e configuração semelhante àquelas usadas pelos pescadores da região (observação pessoal). Os indivíduos capturados foram

aconicionados em gelo e levados ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA – UENF), onde foram identificados com o auxílio de literatura especializada.

Visando a obtenção de dados mais robustos sobre as relações tróficas dos peixes amostrados, foram feitas coletas adicionais de sedimento e organismos constituintes da teia local. Amostras de fito e zooplâncton foram obtidas através de arrastos de superfície com redes que apresentavam uma configuração de 30 cm de boca, 1,10 m de altura e malha de 20 µm e 70 µm, respectivamente. Amostras de sedimento foram coletadas por mergulhadores utilizando um *corer* de aço inox com 15 cm de diâmetro interno. Os invertebrados analisados foram coletados quando vinham presos às redes ou com pescadores da região.

2.3 Análise de Dados

2.3.1 Análise de Conteúdo Estomacal

Os estômagos foram extraídos e seus conteúdos determinados ao menor nível taxonômico possível. Após a identificação das presas, foram empregados diferentes métodos de análise de conteúdo estomacal, a saber: frequência de ocorrência (FO%), importância numérica (N%) e biomassa (B%). Essa abordagem tem como objetivo, minimizar possíveis erros oriundos de uma análise que utiliza apenas uma variável (presença, abundância ou biomassa) para determinar a significância de presas muito distintas ou que se encontram em diferentes estágios de digestão (Hyslop, 1980). Finalmente será calculado o Índice de Importância Relativa (IRI), como descrito na equação a seguir:

$$IRI = (N\% + B\%) \times (FO\%)$$

Segundo Hansson (1998), os resultados obtidos através da aplicação deste índice são influenciados pela resolução taxonômica, já que existe uma tendência em diminuir a contribuição percentual das presas à medida que refinamos sua identificação. Logo, o IRI foi calculado para as categorias alimentares (ex.: crustáceos, peixes ósseos) e uma classificação mais detalhada dos conteúdos é fornecida em sequência.

As medidas de nicho foram empregadas com o intuito de se verificar variações espaço-temporais na dieta das espécies. A fórmula de Levins (1968) para Largura de Nicho (B) foi utilizada para se definir quais recursos podem ser considerados freqüentes na dieta de cada espécie, sendo aplicada como se segue:

$$B = 1/\sum p_j^2$$

onde p_j é a proporção dos itens da dieta que pertencem à categoria alimentar j ($\sum p_j = 1$). Neste caso, B pode variar de um a n , sendo n o número de categorias alimentares. A fim de se definir o grau de especialização da dieta, foi calculada a medida de Largura de Nicho Padronizada (Bp) proposta por Krebs (1998), como se segue:

$$Bp = (B-1)/(n-1)$$

onde é a medida de largura de nicho padronizada, B é a medida de Levins e n é o número de categorias alimentares. Assim, o valor obtido pode variar de 0 a 1. Ainda de acordo com Krebs (1998), resultados tendendo a 0 mostram que a espécie apresenta uma alimentação mais especializada, com poucas presas sendo frequentemente consumidas. Ao contrário, valores próximos a 1 apontam para um hábito mais generalista, onde um maior número de categorias alimentares contribuem de maneira relativamente igual.

2.3.2 Análise de Isótopos Estáveis

Um fragmento de tecido muscular da porção dorsal dos peixes foi extraído e utilizado na análise de isótopos estáveis devido à capacidade que os tecidos desta região têm em refletir e conservar a assinatura isotópica da dieta do consumidor (Pinnegar & Polunin, 1999). Dos invertebrados, também foram utilizadas partes de músculos, tendo-se o cuidado de se separar estes de partes duras ou de porções do estômago e intestino que podem interferir na assinatura isotópica (Mateo *et al.*, 2008). As algas foram rinsadas com água destilada para remoção de sais e pequenos organismos (Moncreiff & Sullivan, 2001). Às amostras de fito e zooplâncton foi adicionada água Mili-Q e

centrifugadas até ser atingida uma salinidade inferior a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os sedimentos coletados foram peneirados (< 2 mm), liofilizados e macerados com o moinho de bola. Finalmente, foi realizada a acidificação direta das amostras visando a descarbonatação de acordo com Ryba & Burgess (2002), que consiste na adição de solução de HCl 1M e posterior secagem do material em estufa a 60 °C *overnight*. De cada amostra, foram retiradas três alíquotas, sendo que uma delas foi liofilizada, triturada, encapsulada e levada diretamente ao equipamento para análise de nitrogênio. As outras duas subamostras passaram por pré-tratamentos necessários às análises de carbono e enxofre (ver adiante).

Os valores de δ foram calculados a partir dos padrões de referência de carbono, nitrogênio e enxofre (Beleminito de *Pee Dee*, ar e troilito de *Canon Diablo*, respectivamente), de acordo com a equação:

$$\delta_{\text{amostra}}(\text{‰}) = (\text{Ramostra}/\text{Rpadr\~{a}o}-1) \times 1000$$

onde R representa a razão entre o isótopo mais pesado e o mais leve ($^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$; $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$; $^{34}\text{S}:^{32}\text{S}$). As análises foram realizadas com o auxílio de um espectrômetro de massa de fluxo contínuo THERMO-FINNINGAN Delta Plus, sob a supervisão do Dr. Matheus Carvalho de Carvalho do *Centre for Coastal Biogeochemistry (Southern Cross University)* localizado em Lismore, Austrália.

2.3.2.1 Análise de Carbono

Os lipídios são empobrecidos em ^{13}C quando comparados aos principais componentes formadores dos tecidos. Logo, uma grande quantidade desse tipo de composto pode alterar a assinatura isotópica de carbono, pois leva a valores menores de $\delta^{13}\text{C}$ e incorpora incertezas na análise (Kilujen *et al.*, 2006; Logan *et al.*, 2008). Segundo Post *et al.* (2007), amostras de peixes que apresentam uma razão C/N superior a 3,5 podem estar sofrendo alguma influência oriunda da presença de lipídios, sendo recomendada sua extração. Ainda de acordo com os autores, não é a quantidade de lipídios que interfere na assinatura de carbono, e sim a variabilidade na concentração desse composto observada ao longo dos diferentes organismos (peixes, invertebrados e fontes primárias) de

necessário estabelecer a metodologia. Os dados gerados foram verificados de acordo com as regras de WECO, modificadas por Champ & Woodall (1987), que ajudam a definir a confiabilidade de uma técnica através dos desvios-padrões observados, como se segue:

- Qualquer ponto além da linha que marca ± 3 desvios padrões;
- Dois dos últimos três pontos além da linha que marca ± 2 desvios padrões;
- Quatro dos últimos cinco pontos além da linha que marca ± 1 desvio padrão;
- Oito pontos consecutivos em um mesmo lado da linha central (Padrão);

Logo, foi calculada a variação do padrão do laboratório (sulfanilamida) a partir dos resultados obtidos para o padrão absoluto (sulfeto de prata - Ag_2S) (Figura 3), a fim de se checar a reprodutibilidade do processo. A análise não evidenciou violação às regras e confirmou que nenhum agente externo (como problemas metodológicos ou falhas no equipamento) influenciou nas medições, sendo estabelecida a metodologia com uma precisão analítica de $\pm 0,26$.

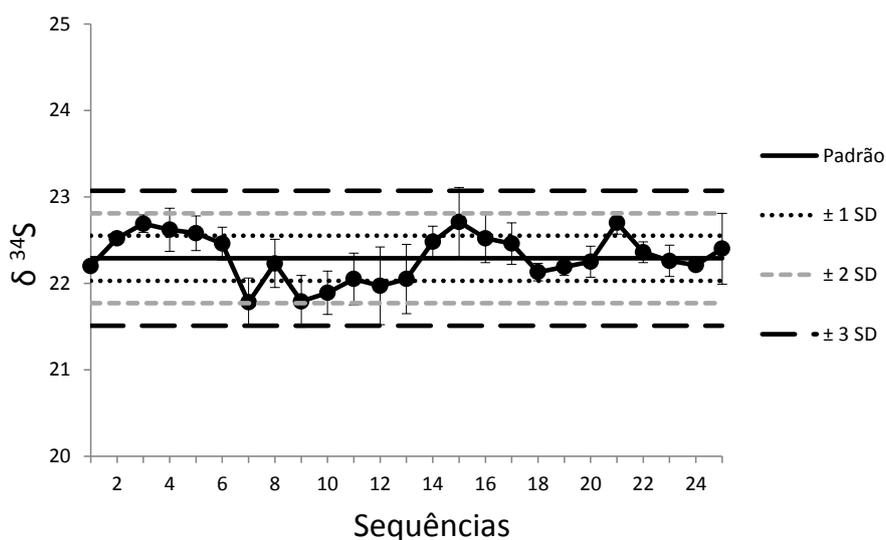


Figura 3: Variabilidade obtida durante o estabelecimento da metodologia de enxofre, levando-se em consideração correções feitas nos valores de referência interna (sulfanilamida) a partir do resultado do padrão absoluto (Ag_2S).

2.3.2.3 Estimativas de Nível Trófico e Nicho Isotópico

A assinatura isotópica do fitoplâncton serviu de base para o cálculo do nível trófico das espécies da ictiofauna, calculado a partir da fórmula descrita por Post (2002), como se segue:

$$Tp_{\text{cons.}} = Tp_{\text{presa}} + (\delta^{15}\text{N}_{\text{cons.}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{presa}})/3,4\text{‰}$$

onde $Tp_{\text{cons.}}$ é a posição trófica do predador, Tp_{presa} é a posição trófica da presa (fitoplâncton = 1, filtradores = 2...), $\delta^{15}\text{N}_{\text{cons.}}$ é a assinatura do nitrogênio do consumidor, $\delta^{15}\text{N}_{\text{presa}}$ é valor do nitrogênio da presa e 3,4‰ é a constante de enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ esperada entre níveis tróficos.

A análise de nicho foi baseada na metodologia descrita em Layman *et al.* (2007), desenvolvida para investigar uma variação nos valores isotópicos resultante de possíveis mudanças na dieta dos indivíduos. Esta abordagem foi empregada para se comparar a assinatura de exemplares de uma mesma espécie coletados na área-recifal e áreas-controle, sendo estimadas as medidas a seguir:

- Variação δX – distância entre a maior e a menor assinatura isotópica encontrada entre os indivíduos coletados, representando toda a amplitude dos valores de δX . Uma grande variação de $\delta^{15}\text{N}$ por exemplo, sugere que os indivíduos estão posicionados em diferentes níveis tróficos e que os espécimes apresentam um alto grau de plasticidade alimentar. Uma grande variação de $\delta^{13}\text{C}$ é esperada quando se analisa teias que dependem de diferentes organismos de base com valores distintos de $\delta^{13}\text{C}$, indicando uma maior diversidade de nicho nos compartimentos mais baixos.
- Área Total (AT) – representa a largura espacial de nicho e é determinada através do cálculo da área associada ao menor polígono contendo todos os indivíduos.
- Distância Centróide (DC) – é a medida de diversidade trófica, determinada pela distância euclidiana entre a assinatura de cada indivíduo e o valor médio

de cada isótopo medido da população amostrada. Logo, maiores distâncias centroides vão indicar uma maior variação na dieta e na assimilação da mesma a nível individual.

2.3.3 Determinação de Mercúrio Total

A extração do mercúrio total foi adaptada de Bastos *et al.* (1998), como se segue: aproximadamente 1,0 g de tecido seco (liofilizado) foi colocado em um tubo de ensaio para digestão. A seguir, foi adicionado 1,0 ml de peróxido de hidrogênio concentrado (H₂O₂ a 30%) em banho de gelo (\pm 10 min), com posterior adição de 3,0 ml de solução de 1:1 de ácido sulfúrico e ácido nítrico (H₂SO₄:HNO₃) em banho de gelo (\pm 4 horas). Os tubos com as amostras e reagentes foram levados ao bloco digestor a 60 °C até total solubilização da amostra através do método do “dedo frio”, sendo adicionados 5 ml de permanganato de potássio (KMnO₄) a 5% para se certificar que toda a matéria orgânica foi digerida. Finalmente, foi feita a titulação com uma solução de cloridrato de hidroxilamina (NH₄OH:HCL) a 12% até o ponto de viragem e filtração do volume final aferido em 25 ml. O coeficiente de variação analítico entre réplicas foi inferior a 10% e a exatidão do método foi calculada através do padrão certificado para peixes DORM-2, com recuperação superior a 90%. A determinação das amostras foi realizada com o analisador de Hg dedicado QuickTrace M-7500 da CETAC-VARIAN (CV-AAS), com o método apresentando limite de detecção de 0,25 ng/g.

2.3.4 Tratamento Estatístico

A análise de variância paramétrica (ANOVA) ou não paramétrica (Kruskal-Wallis) foi empregada na comparação entre as médias dos valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$, THg e nível trófico observadas. Diferenças significativas evidenciadas pelas análises de variância paramétrica e não paramétrica foram seguidas pelos testes *a posteriori* de Dunn ou Tukey HSD, respectivamente. Os testes não paramétricos foram realizados quando não eram respeitadas as condições de normalidade e homocedasticidade (Fry, 1993). Todas as comparações apresentadas foram testadas a um nível de significância $p < 0,05$. A análise comparativa da contribuição espaço-temporal (áreas e

estações) das diferentes categorias alimentares para a dieta dos peixes coletados foi realizada através da análise de agrupamento (UPGMA). O ordenamento não-métrico multidimensional (nMDS) foi empregado para se identificar a formação de guildas tróficas, tendo como base os valores de IRI para os diferentes grupos de presas. Estas análises foram desenvolvidas a partir do coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e incluíram as dez espécies mais representativas do presente estudo (capítulo 1). A PERMANOVA foi realizada para se testar possíveis diferenças evidenciadas pelo nMDS, e o SIMPER apresentou a contribuição percentual das categorias alimentares na similaridade e dissimilaridade intra e interguildas observadas no ordenamento não-métrico multidimensional. A análise multivariada dos dados foi através do programa PRIMER 6.1.11 (Anderson, 2005; Clarke & Gorley, 2006).

3. RESULTADOS

3.1 Dados Gerais

Ao todo, foram analisados 766 estômagos de indivíduos pertencentes aos dez táxons mais representativos, dos quais 449 (~56%) apresentaram algum tipo de conteúdo (Tabela I).

Tabela I: Lista das espécies mais representativas com a amplitude de comprimento observada e número de estômagos analisados.

Espécie	Intervalo de Compr. (mm)	N° Estômagos		
		Cheio	Vazio	Total
<i>Aspistor luniscutis</i>	147-207	56	29	85
<i>Bagre bagre</i>	243-469	22	8	30
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	156-645	18	9	27
<i>Genidens genidens</i>	200-412	26	9	35
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	103-284	38	31	69
<i>Larimus breviceps</i>	78-236	38	17	55
<i>Macrodon ancylodon</i>	160-434	52	38	90
<i>Opisthonema oglinum</i>	136-258	62	48	110
<i>Pellona harroweri</i>	105-224	66	94	160
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	244-716	71	34	105
Total		449	317	766

Em ambas as estações, foi encontrado um maior número de estômagos cheios, sendo que na época de chuvas foi observada uma proporção mais equilibrada entre indivíduos com e sem conteúdos gástricos. Em relação aos sítios, AR apresentou mais de 60% de estômagos cheios, sugerindo uma maior predação por parte dos peixes próximos ao complexo recifal (Figura 4). Ainda assim, deve-se destacar que foram encontradas proporções similares em CN e CS das estações seca e chuvosa, respectivamente.

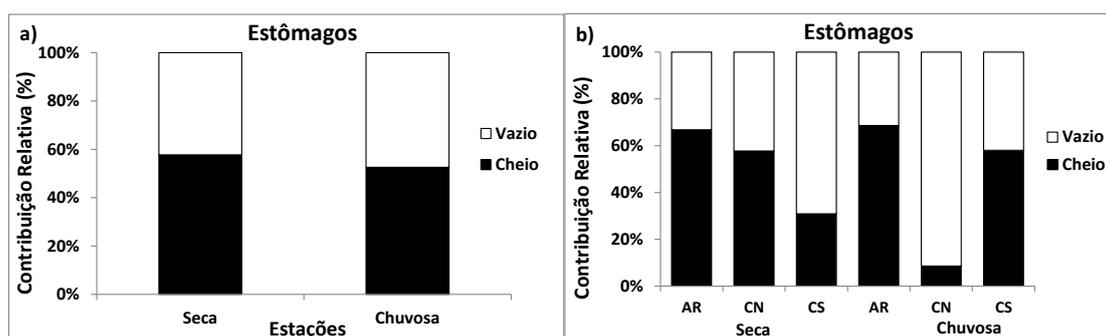


Figura 4: Contribuição relativa (%) de estômagos cheios e vazios encontrados por estações (a) e por áreas nos períodos (b).

O agrupamento (cluster) formado a partir dos valores de IRI das categorias alimentares observadas no conteúdo gástrico dos exemplares coletados não revelou qualquer similaridade entre áreas ou estações (Figura 5). O arranjo do dendograma foi corroborado pela análise de variância permutacional, que não evidenciou diferenças espaço-temporais significativas na contribuição das diferentes presas (PERMANOVA, $p > 0,05$).



Figura 5: Análise de Agrupamento (Similaridade de Bray-Curtis) realizada a partir do índice de importância relativa (IRI) das categorias alimentares observadas nos estômagos de indivíduos pertencentes aos 10 táxons mais representativos nas diferentes áreas por estação (ARS – área recifal seca; CNS – controle norte seca; CSS – controle sul seca; ARC – área recifal chuvosa; CNC – controle norte chuvoso; CSC – controle sul chuvoso).

A análise do conteúdo estomacal de *O. oglinum* mostrou uma forte contribuição de crustáceos (~40%), sendo importante destacar que esta espécie foi a única a apresentar a classe dos copépodes entre as presas principais (Figura 6). Os moluscos e os peixes ósseos responderam por mais de 90% das presas observadas para *B. bagre*. Os táxons *R. porosus*, *M. ancylodon* e *C. jamaicensis* apresentaram uma alimentação consistindo majoritariamente por peixes (> 70%), enquanto *L. breviceps* mostrou um hábito alimentar dominado por crustáceos. Os grupos de presas mais representativas para *I. parvipinnis* foram os camarões peneídeos e os peixes ósseos. A espécie *P. harroweri* e os bagres *A. luniscutis* e *G. genidens* apresentaram uma alimentação mais generalista, com três ou mais classes de presas respondendo com, pelo menos, 20% do total.

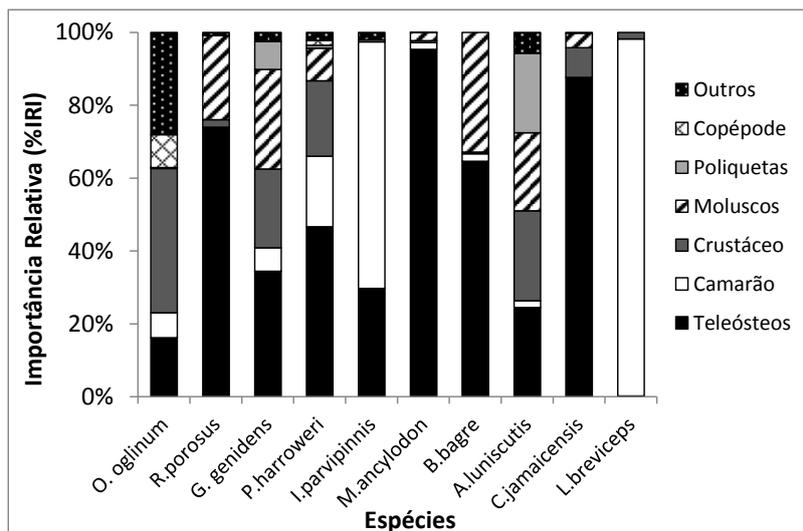


Figura 6: Contribuição relativa (%) das principais classes de presas na alimentação dos dez táxons principais.

Baseado na contribuição relativa observada dos diferentes grupos de presas, as espécies foram separadas em guildas alimentares, como se segue: carcinófagos (*I. parvipinnis*, *L. breviceps*, *O. oglinum*), generalistas (*A. luniscutis*, *G. genidens* e *P. harroweri*) e piscívoros (*B. bagre*, *C. jamaicensis*, *M. ancylodon* e *R. porosus*). A análise de ordenação MDS confirmou apenas o agrupamento composto pelos táxons piscívoros, que diferiu significativamente das outras duas guildas (PERMANOVA, $p < 0,05$) (Figura 7).

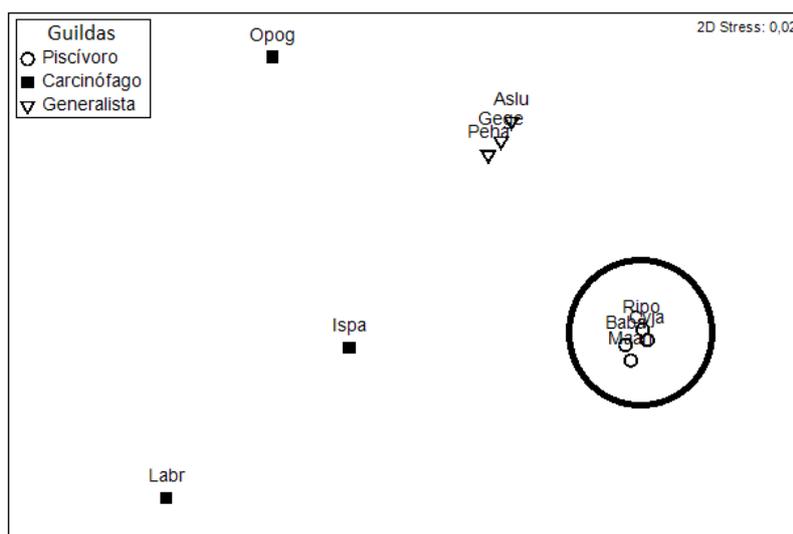


Figura 7: Ordenação multidimensional (MDS) baseado no índice de importância relativa (IIR) dos grupos de presas para a alimentação dos dez táxons principais (Aslu – *A. luniscutis*; Baba - *B. bagre*, Cyja – *C. jamaicensis*, Gege – *G. genidens*, Ispa – *I. parvipinnis*, Labr – *L. breviceps*, Maan – *M. ancylodon*, Opog – *O. oglinum*, Peha – *P. harroweri* e Ripo – *R. porosus*). Círculo indica a guilda significativamente diferente.

A análise SIMPER mostrou as presas que mais contribuíram para a similaridade dentro e entre guildas analisadas pela ordenação multidimensional, que separou os táxons piscívoros das demais espécies (Tabela II). Crustáceos não identificados foram os principais responsáveis pela diferença entre as guildas de peixes piscívoros e generalistas, enquanto os camarões peneídeos responderam por mais de 30% da dissimilaridade entre as espécies piscívoras e carcinófagas.

Tabela II: Contribuição em porcentagem (%) das categorias alimentares mais representativas para a similaridade intra-guilda e para a dissimilaridade entre as guildas considerando os valores de IRI (método SIMPER).

Categorias	Contribuição (%)	Acumulado (%)
PISCÍVORA (77,1%)		
Teleósteos	72,3	72,3
Moluscos	18,6	90,9
PISCÍVORA X GENERALISTA (39,6%)		
Crustáceos	22,1	22,1
Teleósteos	20,5	42,7
Poliquetas	17,7	60,3
Camarões	14,0	74,4
PISCÍVORA X CARCINÓFAGA (67,1%)		
Camarões	31,8	31,8
Teleósteos	28,1	59,9
Moluscos	16,6	76,6

Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg dos táxons mais representativos e seus respectivos desvios padrões são apresentados na Tabela III. A pescada *C. jamaicensis* foi responsável pelas assinaturas mais pesadas de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$. O cação *R. porosus* respondeu pela segunda menor média de nitrogênio e mercúrio total do presente estudo, além de um valor de $\delta^{34}\text{S}$ inferior apenas ao encontrado para *O. oglinum*, que por sua vez apresentou as médias mais baixas de $\delta^{15}\text{N}$ e THg. As espécies de bagres analisadas se destacaram em relação ao mercúrio total, sendo observadas as maiores médias desta variável para *A. luniscutis*, *B. bagre* e *G. genidens*. Houve uma correlação negativa significativa entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ ($r = -0,82$; $p < 0,01$) (Figura 8).

Tabela III: Médias e desvios padrões de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg (peso úmido) calculados para as dez espécies mais representativas do presente estudo.

Espécie	Análise Isotópica				Determinação de Mercúrio Total (THg)		
	N	$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) \pm \text{DP}$	$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) \pm \text{DP}$	$\delta^{34}\text{S}(\text{‰}) \pm \text{DP}$	C : N	N	THg (ng.g ⁻¹) \pm DP
<i>A. luniscutis</i>	29	-16,0 \pm 1,1	14,6 \pm 0,4	16,3 \pm 0,5	3,7	28	167 \pm 72
<i>B. bagre</i>	25	-16,1 \pm 0,3	14,7 \pm 0,4	16,7 \pm 0,8	3,7	28	146 \pm 125
<i>C. jamicensis</i>	22	-15,9 \pm 0,5	14,8 \pm 0,7	16,2 \pm 0,9	3,7	21	75 \pm 35
<i>G. genidens</i>	28	-16,2 \pm 0,7	13,8 \pm 0,8	16,7 \pm 0,9	3,7	25	239 \pm 148
<i>I. parvipinnis</i>	17	-17,3 \pm 1,0	14,4 \pm 0,9	16,3 \pm 0,4	4,0	19	136 \pm 127
<i>L. breviceps</i>	25	-16,5 \pm 0,5	14,7 \pm 0,6	17,0 \pm 0,6	3,9	12	77 \pm 34
<i>M. ancylodon</i>	42	-16,3 \pm 0,7	14,5 \pm 0,5	16,0 \pm 0,6	4,0	52	69 \pm 46
<i>O. oglinum</i>	25	-17,6 \pm 0,3	11,4 \pm 0,6	18,1 \pm 0,6	3,7	24	34 \pm 14
<i>P. harroweri</i>	32	-16,9 \pm 0,3	13,9 \pm 0,4	17,4 \pm 0,7	3,8	13	82 \pm 27
<i>R. porosus</i>	38	-16,6 \pm 0,7	13,5 \pm 0,6	17,4 \pm 0,7	3,2	56	66 \pm 48

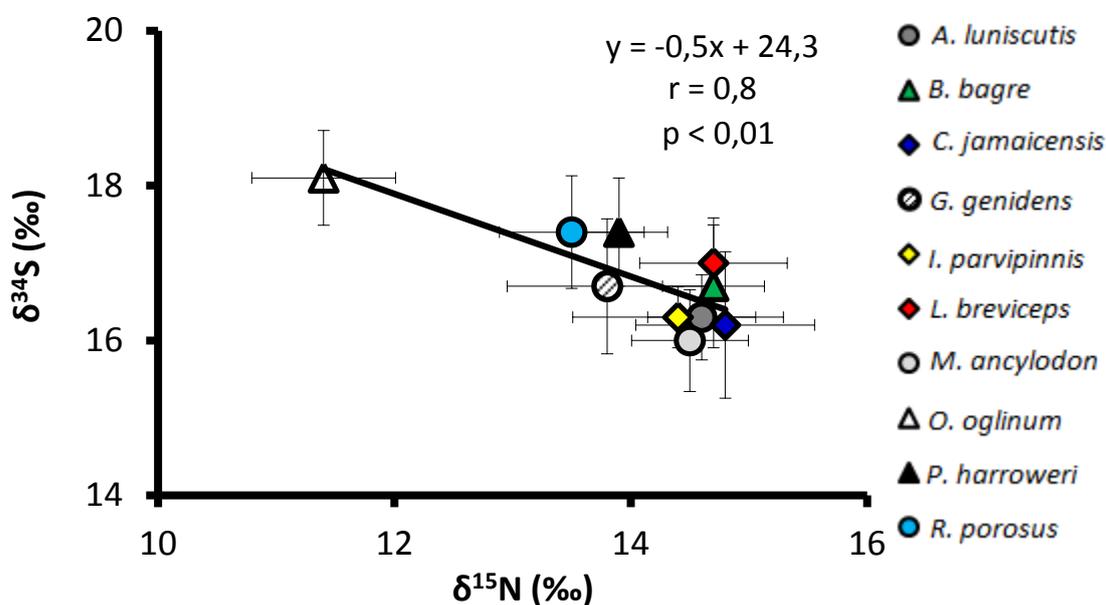


Figura 8: Relação entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ dos dez táxons de peixes analisados.

As médias de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e THg calculadas para algas, fito e zooplâncton, sedimento e demais invertebrados são apresentadas na tabela IV. As algas vermelhas apresentaram o menor valor de $\delta^{15}\text{N}$, enquanto a assinatura mais baixa de $\delta^{13}\text{C}$ foi observada para o fitoplâncton. O caranguejo *Libinia ferreirae* apresentou médias de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e THg superiores às encontradas para a lula *Loligo sanpualensis* e o camarão *Xiphopenaeus kroyeri*.

Tabela IV: Médias e desvios padrões de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e THg (peso úmido) calculados para sedimento, organismos de base e invertebrados coletados no presente estudo (* indica amostra composta; nd indica abaixo do limite de detecção).

Organismo	Táxon	N	$\delta^{15}\text{N} \pm \text{DP}$	$\delta^{13}\text{C} \pm \text{DP}$	$\delta^{34}\text{S} \pm \text{DP}$
Fitoplâncton	-	1*	7,5	-19,0	nd
Zooplâncton	-	3	8,4 \pm 0,1	-17,7 \pm 0,6	nd
Algas vermelhas	<i>Gelidium sp.</i>	3	6,8 \pm 0,5	-17,9 \pm 1,3	2,6 \pm 0,4
Algas marrons	<i>Dyctiopteris sp.</i>	3	7,1 \pm 0,3	-15,4 \pm 0,5	3,1 \pm 0,2
Camarão	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	13	11,9 \pm 0,2	-17,2 \pm 0,4	3,1 \pm 1,4
Caranguejo	<i>Libinia ferreirae</i>	5	13,3 \pm 0,3	-16,7 \pm 0,3	53,2 \pm 21
Lula	<i>Loligo sanpaulensis</i>	8	13,3 \pm 0,5	-17,3 \pm 0,3	2,5 \pm 1,2

Considerando as espécies de peixes analisadas, a pescada *C. jamaicensis* foi a responsável pelas assinaturas mais pesadas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do presente estudo. A espécie *O.oglinum* respondeu pelas médias de carbono e nitrogênio mais próximas dos valores encontrados para o fito e zooplâncton amostrados na região (Figura 9). Este táxon apresentou ainda uma assinatura menos enriquecida em comparação com a lula e o camarão, que estiveram presentes no estômago de indivíduos pertencentes a diferentes táxons. As médias de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos demais representantes da ictiofauna foram superiores aos valores encontrados para os invertebrados, com exceção de *I. parvipinnis*, cujo valor de carbono encontrado foi o segundo menor dentre os peixes e inferior ao observado para outros tipos de organismos. A análise de $\delta^{15}\text{N}$ e THg evidenciou uma correlação significativa ($r > 0,9$; $p < 0,001$) entre estas variáveis, sugerindo a ocorrência de um processo de biomagnificação ao longo dos compartimentos da teia alimentar e confirmando o potencial do THg como indicador de nível trófico (Figura 10).

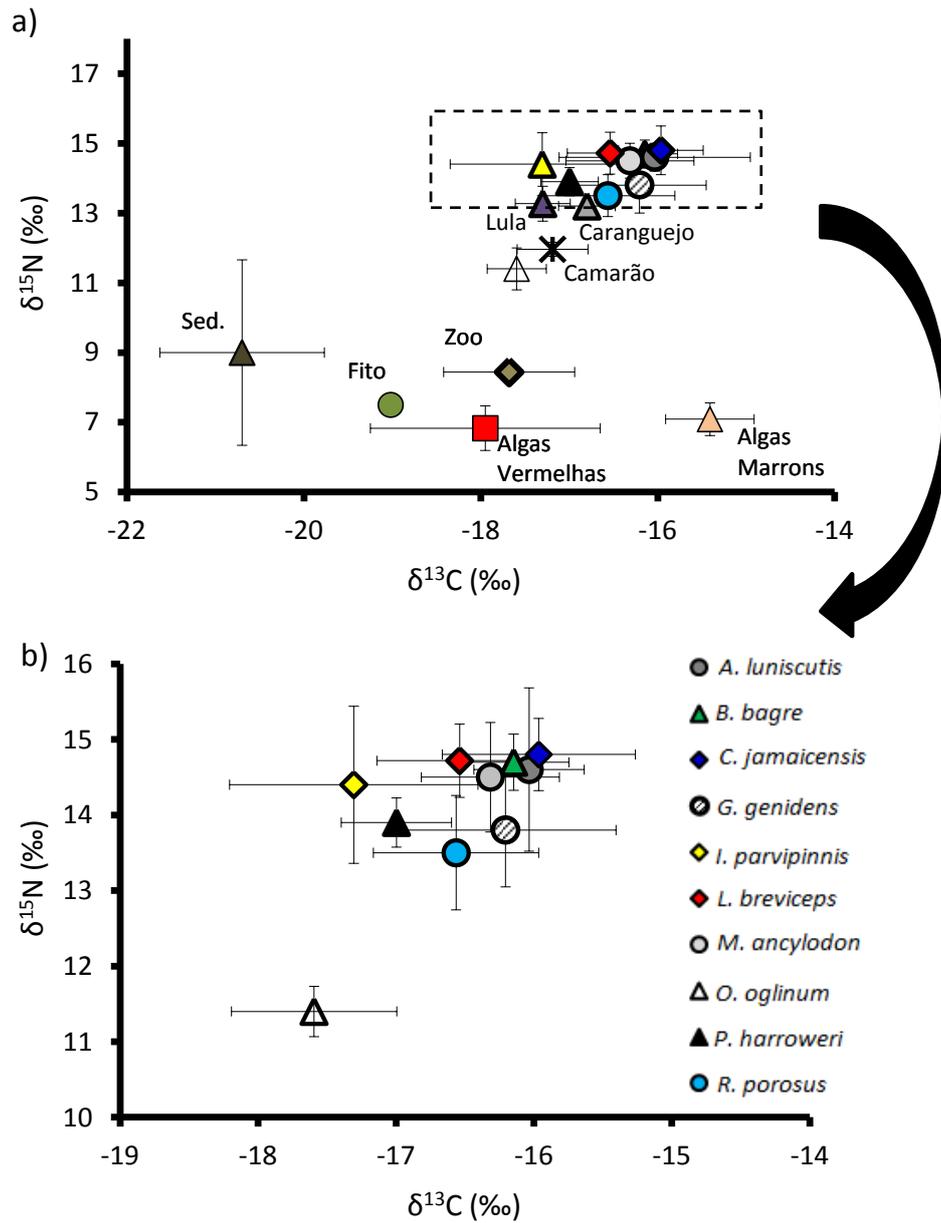


Figura 9: Médias e desvios-padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para os dez táxons de peixes, organismos de base e invertebrados analisados (a) e médias e desvios-padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ obtidos para a ictiofauna (b).

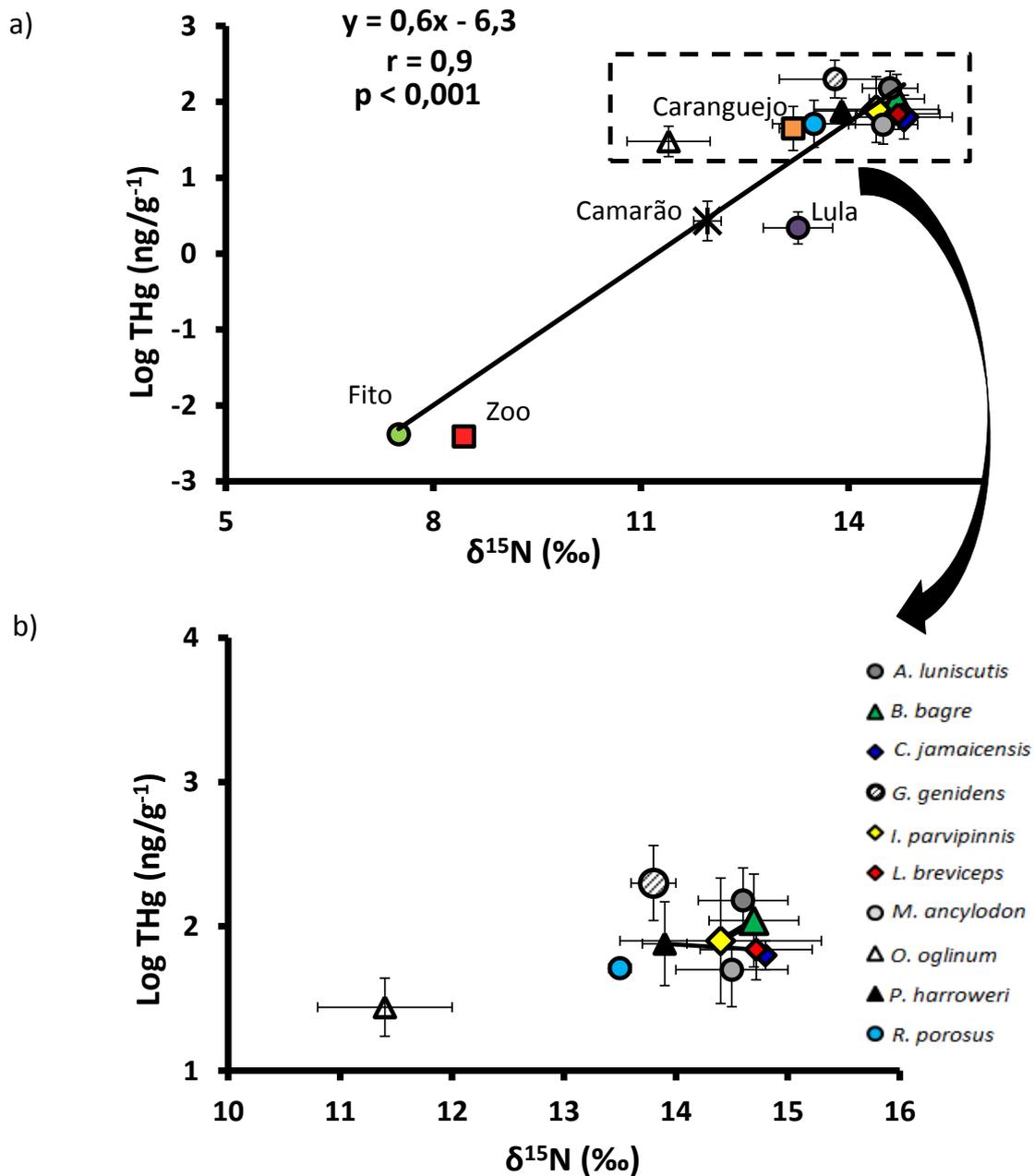


Figura 10: Médias e desvios-padrão de $\delta^{15}N$ e THg para os dez táxons de peixes, organismos de base e invertebrados analisados (a) e médias e desvios-padrão de $\delta^{15}N$ e THg obtidos para a ictiofauna (b).

A análise de nível trófico a partir da assinatura de $\delta^{15}N$ dividiu os táxons analisados em três grupos (Figura 11a). A espécie *O. oglinum* apresentou o menor valor médio do presente estudo, sendo este significativamente distinto dos demais (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). A pescada *C. jamaicensis*, cujos conteúdos gástricos indicaram uma dominância de peixes teleósteos como presas, foi responsável pelo maior valor médio. O táxon *R. porosus*, que

também apresentou uma alimentação piscívora, foi incluído no grupo de nível trófico intermediário, formado ainda pelas espécies *G. genidens* e *P. harroweri* que foram previamente definidas como generalistas. Estes resultados diferiram das estimativas obtidas através da análise de conteúdo estomacal (Figura 11b). A partir da contribuição das diversas categorias alimentares, os quatro táxons pertencentes à guilda de piscívoros apresentaram os maiores valores médios de nível trófico. As espécies supracitadas também ocuparam posições superiores às observadas através da análise de isótopos estáveis, enquanto o contrário foi verificado para as espécies restantes. Apenas para *O. oglinum* não foram constatadas diferenças, com este táxon sendo responsável pelo menor nível trófico médio em ambas as abordagens.

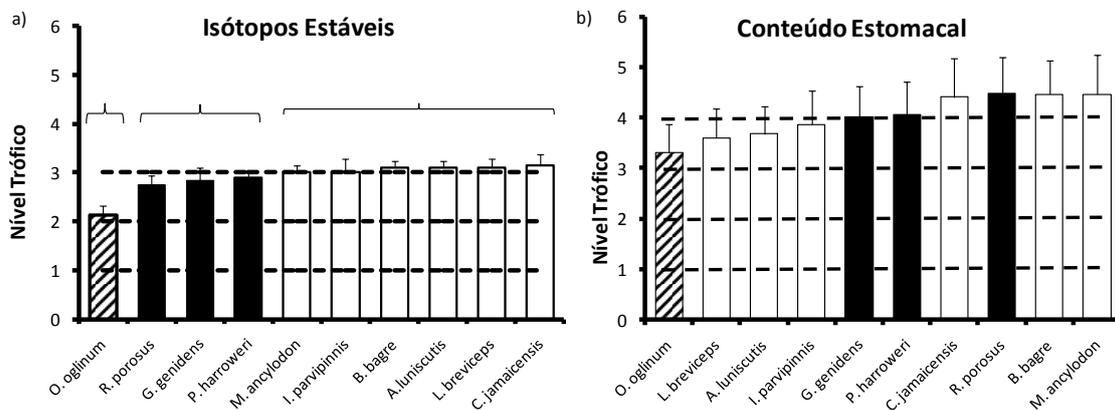


Figura 11: Nível trófico e desvios-padrão calculados através da análise de isótopos estáveis (a) e da análise de conteúdo estomacal (b) para os 10 táxons mais representativos.

A seguir, são apresentados os dados de conteúdo estomacal das cinco espécies mais representativas, assim como os valores de isótopos e mercúrio total dos dez táxons principais levando-se em consideração as variações observadas entre áreas e estações. Os valores médios e desvios-padrões obtidos podem ser vistos ao final do capítulo (Anexo I).

3.2 Dinâmica Trófica das Espécies

Aspistor luniscutis

Dos 56 estômagos de *A. luniscutis* que apresentaram conteúdo, 25 foram provenientes de indivíduos coletados em AR. Os poliquetas e os crustáceos decápodes responderam juntos por, aproximadamente, 50% da abundância de presas para a área (Figura 12). Os crustáceos decápodes também se destacaram como a principal categoria quando consideradas a biomassa e a frequência de ocorrência, levando este grupo a apresentar o maior IRI na área do complexo recifal. No controle-norte, os teleósteos foram as principais presas, principalmente devido a uma grande contribuição dos mesmos para a biomassa encontrada nesta região. No controle-sul, os poliquetas formaram o grupo dominante nos estômagos de *A. luniscutis* (Tabela V), e apesar de não ser a principal categoria alimentar em AR, um maior número de famílias de poliquetas foram identificadas nos estômagos desta área (Tabela VI). A área-recifal também apresentou uma maior riqueza de moluscos e crustáceos decápodes, representados pelas famílias Portunidade e Xantidae.

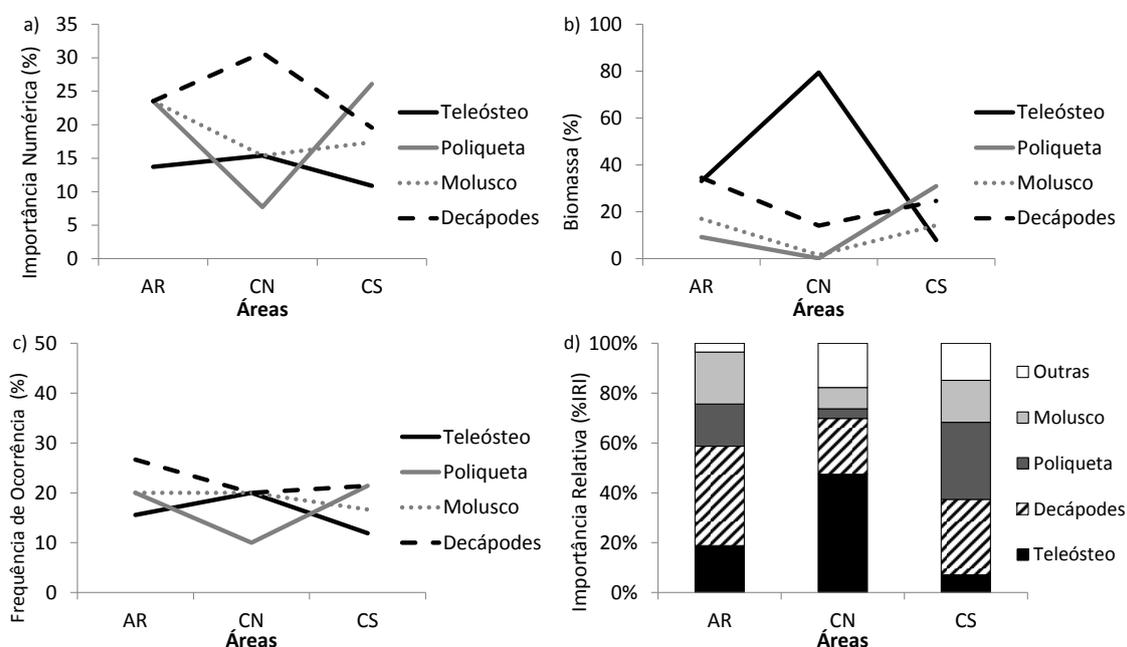


Figura 12: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de *A. luniscutis*; e importância relativa das categorias por área.

Tabela V: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para *A. luniscutis* ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Crustáceos	0,3	4,6	11,8
Crustáceos Decápodes	39,9	25,0	30,2
Camarões	2,0	0,2	1,8
Equinoderma	0,2	3,2	0,0
Molusco	20,9	9,5	16,8
Lula	1,0	2,2	1,4
Peixes Teleósteos	18,8	53,2	7,1
Poliqueta	16,9	2,2	31,0

Tabela VI: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de *A. luniscutis* pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Crustáceos			
Anfípoda		X	
Stomatopoda			X
Crustáceos Decápodes			
Portunidae	X		
<i>Calinectes sp.</i>		X	
<i>Cronius sp.</i>			X
<i>Eriphia gonagra</i>	X		
Xantidae			
<i>Panopeus sp.</i>	X		
Camarões			
Peneidae	X		X
Equinoderma			
holothuria	X	X	
Molusco			
Bivalve	X	X	X
Mactridae	X		
Mytilidae	X		X
Lula			
<i>Loligo sanpaulensis.</i>	X		X
Peixes Teleósteos			
Poliqueta			
<i>Arabellidae</i>	X		
<i>Dorvilleidae</i>	X		
<i>Eunicidae</i>			X
<i>Goniadidae</i>			X
<i>Lumbrineridae</i>	X		
<i>Onuphidae</i>	X		
<i>Americanophus sp.</i>			X
<i>Serpullidae</i>	X		

Em AR, foram encontrados as maiores médias de $\delta^{15}\text{N}$ ($14,8 \pm 0,6\text{‰}$), $\delta^{34}\text{S}$ ($16,5 \pm 0,7\text{‰}$) e THg ($524 \pm 282 \text{ ng.g}^{-1}$), enquanto CS foi responsável pela assinatura mais pesada de $\delta^{13}\text{C}$ ($-15,7 \pm 0,3\text{‰}$). Não houve diferença estatística nos valores de isótopos e mercúrio total entre áreas (Anova, $p > 0,05$). Quando comparados os períodos, a estação chuvosa apresentou maiores médias de $\delta^{13}\text{C}$ ($-15,9 \pm 1,2\text{‰}$), $\delta^{34}\text{S}$ ($16,4 \pm 0,5\text{‰}$) e THg ($607 \pm 204 \text{ ng.g}^{-1}$), sendo esta última significativamente distinta do observado para a estação seca (Tabela VII). O nível trófico da espécie calculado a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ não variaram significativamente entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$) (Figura 13).

Tabela VII. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *Aspistor luniscutis* entre estações e áreas (*indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,074	0,074	0,788
	Área	2	0,449	0,447	0,645
	Estação X Área	2	4,055	4,038	0,031*
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	0,041	0,205	0,655
	Área	2	0,223	1,101	0,349
	Estação X Área	2	0,312	1,540	0,236
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	0,780	2,920	0,104
	Área	2	0,456	1,700	0,209
	Estação X Área	2	0,127	0,480	0,628
THg	Estação	1	15259	0,424	0,007*
	Área	2	309422	8,603	0,660
	Estação X Área	2	22300	0,620	0,547

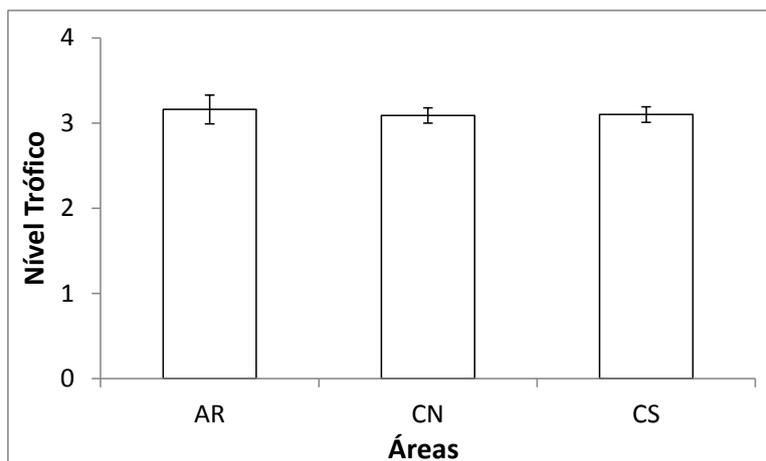


Figura 13: Nível trófico e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *A. luniscutis* amostrados nas três áreas de coleta.

Os valores isotópicos dos indivíduos analisados de *A. luniscutis* apresentaram uma maior variação na área recifal, com as assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ variando 5,7‰, 2,2‰ e 2,3‰, respectivamente. Como consequência, as medidas de largura de nicho foram superiores em AR quando comparadas às encontradas nas regiões-controle (Tabela VIII). A área total (AT) calculada foi 5,7‰ no complexo recifal, 1,4‰ em CN e 0,3‰ em CS (Figura 14). As distâncias centróides observadas também foram maiores em AR. Ainda assim, não foi identificada diferença significativa entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$). Estes resultados contrastam com as observações feitas através dos dados de conteúdo estomacal, que apontaram uma maior plasticidade alimentar de *A. luniscutis* no controle sul.

Tabela VIII: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de *A. luniscutis*.

	AR	CN	CS
Conteúdo Estomacal			
Largura de Nicho (B)	3,7	3,4	4,3
Largura de Nicho Padronizada (Bp)	0,4	0,4	0,5
Isótopos Estáveis (‰)			
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	5,7	2,5	0,7
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	2,2	0,8	0,9
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	2,3	1,7	0,9
Área Total (AT)	5,7	1,4	0,3
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}$	$1,0 \pm 1,3$	$0,8 \pm 0,7$	$0,2 \pm 0,1$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}-\delta^{34}\text{S}$	$3,3 \pm 7,0$	$1,0 \pm 0,7$	$0,1 \pm 0,1$

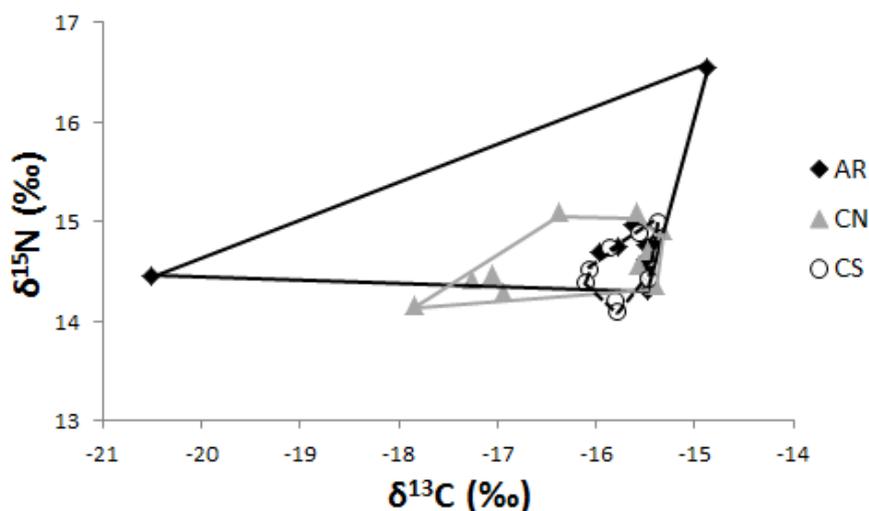


Figura 14: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *A. luniscutis* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

Bagre bagre

A média de $\delta^{13}\text{C}$ em AR foi $-16,0 \pm 0,4\text{‰}$, enquanto em CN e CS foram observados valores inferiores ($-16,3 \pm 0,4\text{‰}$ e $-16,1 \pm 0,3\text{‰}$, respectivamente). O controle-sul apresentou as maiores médias de $\delta^{15}\text{N}$ ($14,8 \pm 0,3\text{‰}$) e $\delta^{34}\text{S}$ ($17,4 \pm 0,6\text{‰}$). A assinatura de enxofre foi significativamente distinta entre as regiões-controle, e o alto valor de THg registrado para CN ($656 \pm 525 \text{ ng.g}^{-1}$) também diferiu estatisticamente das demais áreas (Tabela IX). A estação chuvosa apresentou médias de $\delta^{13}\text{C}$ ($-16,1 \pm 0,3\text{‰}$), $\delta^{15}\text{N}$ ($14,7 \pm 0,3\text{‰}$) e $\delta^{34}\text{S}$ ($17,4 \pm 0,6\text{‰}$) superiores ao período seco, com os valores de enxofre variando significativamente entre estações (ANOVA, $p < 0,05$). É importante ressaltar que esses resultados devem ser considerados com ressalvas, já que não foram analisados indivíduos coletados em CN durante a estação chuvosa e foi obtido apenas um único valor em CS no período seco. O nível trófico da espécie calculado a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ não variou significativamente entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$) (Figura 15).

Tabela IX. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *B. bagre* entre estações e áreas (* indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,00	0,01	0,93
	Área	2	0,22	1,63	0,22
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	0,01	0,05	0,83
	Área	2	0,08	0,37	0,70
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	3,79	7,94	0,010*
	Área	2	2,66	6,29	0,007*
THg	Estação	1	44,00	0,00	0,987
	Área	2	434029	3,495	0,046*

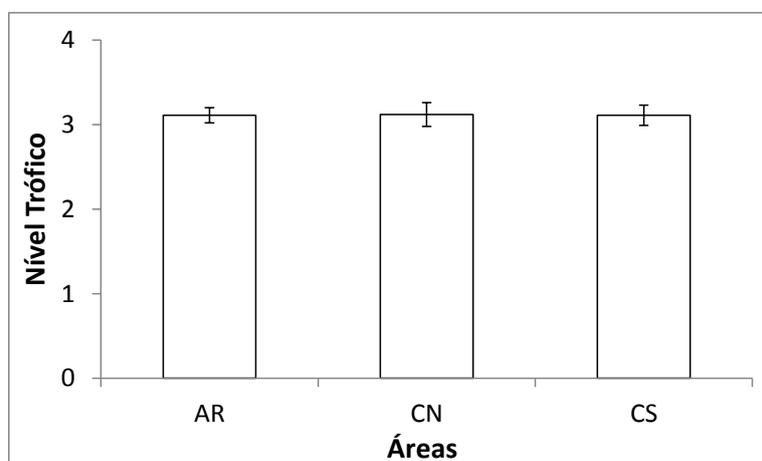


Figura 15: Nível trófico e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *B. bagre* amostrados nas três áreas de coleta.

Em AR, foram registradas as maiores amplitudes de $\delta^{13}\text{C}$ (1,4‰) e $\delta^{34}\text{S}$ (2,4‰) (Tabela X). O controle-norte apresentou a maior variação de $\delta^{15}\text{N}$ (1,6‰), assim como a maior área total (1,1‰) para a espécie (Figura 16). Em CN e AR, foram observadas as maiores DC2-D ($0,4 \pm 0,2\%$ e $0,4 \pm 0,3\%$, respectivamente), sendo na área recifal também foi constatada uma média de DC3-D ($0,8 \pm 0,8\%$) superior às demais. As duas medidas de distância não diferiram significativamente entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$).

Tabela X: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de *B. bagre* (valores em ‰).

	AR	CN	CS
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	1,4	1,2	0,8
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	0,5	1,6	0,2
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	2,4	1,1	1,6
Área Total (AT)	0,7	1,1	0,2
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$	$0,4 \pm 0,3$	$0,4 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,3$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{34}\text{S}$	$0,8 \pm 0,8$	$0,7 \pm 0,3$	$0,4 \pm 0,6$

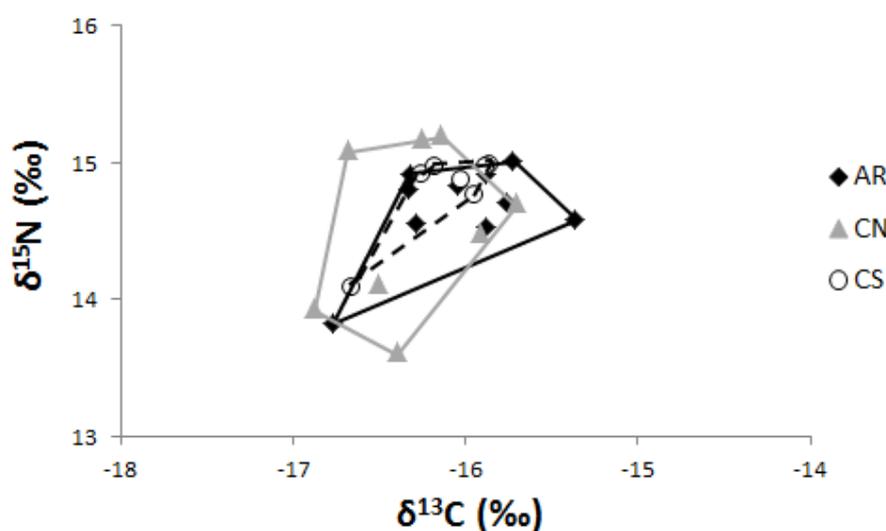


Figura 16: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *B. bagre* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

Cynoscion jamaicensis

As maiores médias de $\delta^{13}\text{C}$ ($-15,8 \pm 0,5\text{‰}$) e THg ($239 \pm 110 \text{ ng.g}^{-1}$) foram observadas em AR. Os indivíduos de *C. jamaicensis* amostrados em CN se destacaram pelas suas assinaturas de $\delta^{34}\text{S}$ ($16,4 \pm 0,5\text{‰}$) e $\delta^{15}\text{N}$ ($14,9 \pm 0,6\text{‰}$), sendo esta última significativamente distinta do valor obtido para a área recifal (Tabela XI). Apenas um indivíduo da espécie foi analisado em CS, não sendo possível comparar a mesma com as demais áreas. A estação seca superou o período chuvoso nas médias de $\delta^{13}\text{C}$ ($-15,8 \pm 0,4\text{‰}$) e $\delta^{15}\text{N}$ ($15,1 \pm 0,5\text{‰}$) registradas, e a análise de variância apontou uma diferença significativa entre os valores obtidos para os períodos quando considerado os valores isotópicos e a concentração de mercúrio (ANOVA, $p < 0,05$). O nível trófico da

espécie calculado a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ não variaram significativamente entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$) (Figura 17).

Tabela XI. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *C. jamaicensis* entre estações e áreas (* indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	1,719	15,12	0,002*
	Área	1	0,046	0,40	0,536
	Estação X Área	2	0,562	4,94	0,043*
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	5,825	19,053	0,001*
	Área	1	1,547	5,061	0,041*
	Estação X Área	2	0,572	1,870	0,193
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	7,342	20,842	0,0004*
	Área	1	0,251	0,713	0,413
	Estação X Área	2	2,286	6,489	0,023*
THg	Estação	1	68081,9	10,140	0,006*
	Área	1	918,4	0,137	0,720
	Estação X Área	2	5279	0,786	0,388

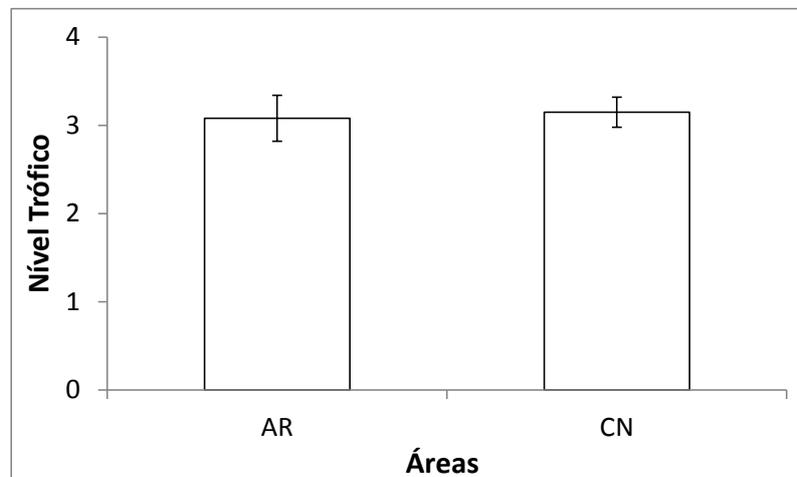


Figura 17: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *C. jamaicensis* coletados em AR e CN.

As medidas de largura de nicho mostraram que os indivíduos coletados na área de influência do complexo recifal apresentaram uma variação maior em suas assinaturas (Tabela XII). Em AR, foi observada a maior área total (Figura 18) e valores de distâncias superiores aos encontrados em CN. Os valores encontrados para a DC2-D variaram significativamente entre áreas (ANOVA, $p < 0,05$).

Tabela XII: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de *C. jamaicensis* (valores em ‰).

	AR	CN
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	1,8	1,3
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	2,7	1,6
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	3,7	1,5
Área Total (AT)	1,5	1,0
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}$	$0,9 \pm 0,5$	$0,4 \pm 0,4$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}-\delta^{34}\text{S}$	$2,4 \pm 2,4$	$0,6 \pm 0,5$

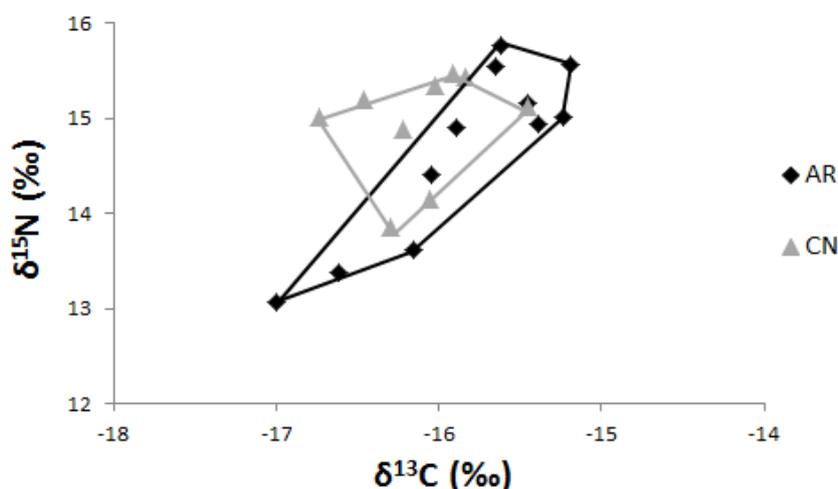


Figura 18: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *C. jamaicensis* amostrados na área recifal (AR) e no controle norte (CN). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

Genidens genidens

Os resultados isotópicos observados para os indivíduos do bagre *G. genidens* foram muito similares entre áreas. As médias de $\delta^{13}\text{C}$ observadas foram $-16,0 \pm 0,1\text{‰}$, $-16,2 \pm 0,4\text{‰}$ e $-16,3 \pm 1,0\text{‰}$ (AR, CN e CS, respectivamente). Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados foram $13,6 \pm 0,3\text{‰}$ em AR, $13,7 \pm 0,7\text{‰}$ em CN e $13,9 \pm 1,1\text{‰}$ em CS. As assinaturas de $\delta^{34}\text{S}$ registradas em AR ($16,9 \pm 0,7\text{‰}$) e CS ($16,9 \pm 0,6\text{‰}$) foram muito próximas, enquanto em CN o valor observado foi um pouco inferior ($16,2 \pm 1,1\text{‰}$). A proximidade dos valores isotópicos também ficou clara quando comparadas as estações, já que as assinaturas não apresentaram uma diferença maior que 1‰ para $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$. Não foram constatadas diferenças significativas entre áreas ou

estações (Tabela XIII). Todos os indivíduos analisados provenientes do controle-sul foram amostrados durante a estação chuvosa, e o valor de THg encontrado em CS ($918 \pm 453 \text{ ng.g}^{-1}$) variou significativamente das médias registradas para as demais áreas ($290 \pm 67 \text{ ng.g}^{-1}$ e $379 \pm 121 \text{ ng.g}^{-1}$ em AR e CN, respectivamente) (ANOVA, $p < 0,05$). O nível trófico da espécie calculado a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ não variou significativamente entre áreas (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) (Figura 19).

Tabela XIII. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *G. genidens* entre estações e áreas (* indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,013	0,16	0,699
	Área	1	0,009	0,11	0,747
	Estação X Área	1	0,055	0,64	0,442
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	0,025	0,059	0,812
	Área	1	0,064	0,151	0,706
	Estação X Área	1	0,047	0,111	0,745
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	0,513	0,540	0,479
	Área	1	1,562	1,643	0,229
	Estação X Área	1	1,086	1,143	0,310
THg	Estação	1	1380480	9,190	0,006*
	Área	1	703054	4,490	0,02*

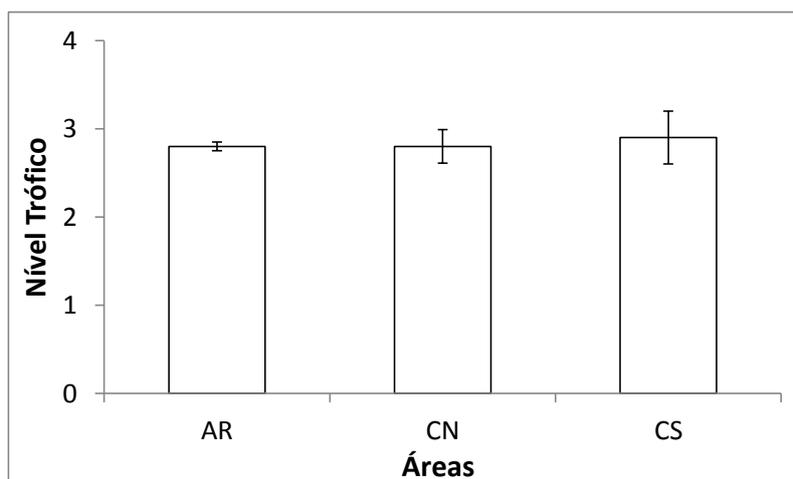


Figura 19: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *G. genidens* amostrados ao longo das três áreas de coleta.

O controle sul apresentou as maiores amplitudes nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$, assim como as maiores distâncias centroides (Tabela XIV). Como consequência, foi observada em CS a maior área total para a espécie. Em AR, uma pequena variação na assinatura dos indivíduos coletados na área resultou na menor AT dentre os sítios de coleta (Figura 20).

Tabela XIV: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de *G. genidens* (valores em ‰).

	AR	CN	CS
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	0,3	1,4	2,9
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	0,6	1,5	3,3
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	0,5	3,4	2,1
Área Total (AT)	0,1	1,2	5,9
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$	$0,1 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,3$	$2,1 \pm 1,7$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{34}\text{S}$	$0,5 \pm 0,5$	$1,2 \pm 1,3$	$1,4 \pm 1,1$

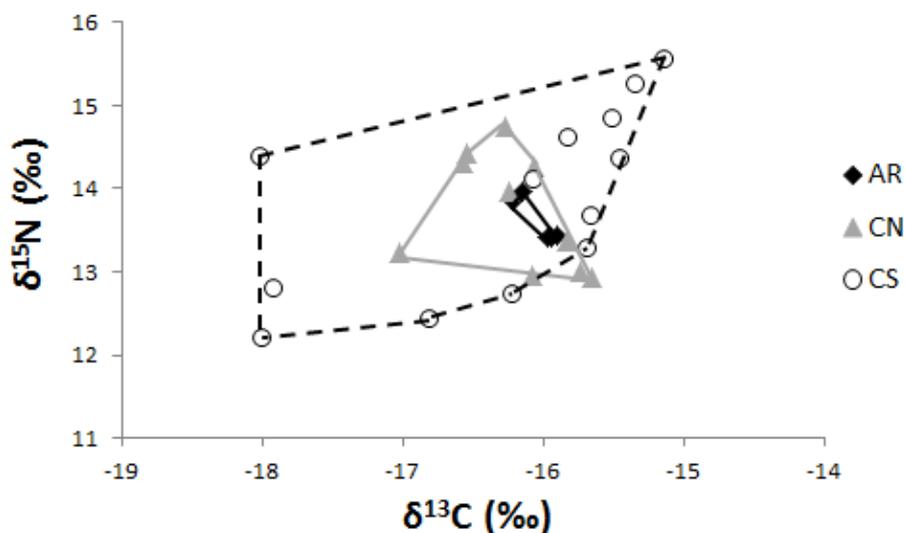


Figura 20: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *G. genidens* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

Isopisthus parvipinnis

As assinaturas isotópicas e a concentração de mercúrio dos indivíduos amostrados em AR foram superiores aos valores apresentados em CN (Tabela XV). A média de $\delta^{15}\text{N}$ ($15,1 \pm 0,5\text{‰}$) registrada no complexo recifal foi significativamente diferente do observado para o controle-norte ($13,7 \pm 0,6\text{‰}$) (ANOVA, $p < 0,05$). A estação chuvosa apresentou maiores valores de $\delta^{13}\text{C}$ (-

17,1 ± 0,5‰), $\delta^{15}\text{N}$ (14,9 ± 0,5‰) e $\delta^{34}\text{S}$ (16,4 ± 0,3‰), enquanto no período seco foi observado um valor de THg (488 ± 410 ng.g⁻¹) estatisticamente superior. Não foram analisados espécimes coletados no controle-sul. O nível trófico da espécie calculado a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaram significativamente entre áreas (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 21).

Tabela XV: Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *I. parvipinnis* entre estações e áreas (asteriscos indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,556	0,452	0,514
	Área	1	3,434	3,469	0,087
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	3,417	4,592	0,053
	Área	1	8,842	30,271	0,0001*
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	0,109	0,68	0,425
	Área	1	0,029	0,17	0,686
THg	Estação	1	0,3	2	0,236
	Área	1	573567	4,69565	0,044*

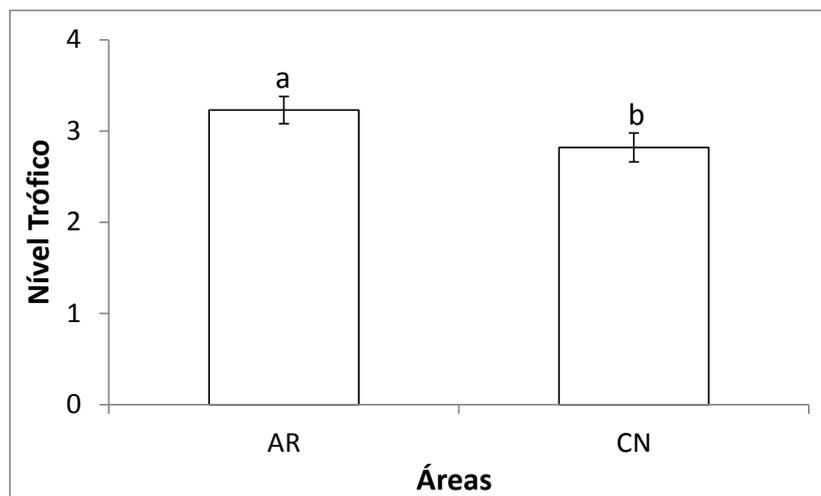


Figura 21: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *I. parvipinnis* amostrados na área-recifal (AR) e no controle-norte (CN). Letras minúsculas distintas sobre as colunas indicam diferença significativa $p < 0,05$.

Os indivíduos coletados em AR foram responsáveis pela maior amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ observada para a espécie, enquanto as variações de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ foram maiores em CN (Tabela XVI). O controle-norte também apresentou

a maior área total (Figura 22) e valores de DC2-D e DC3-D superiores à área-recifal. Não houve diferença significativa entre as medidas de distância das áreas (Mann-Whitney, $p > 0,05$).

Tabela XVI: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de *I. parvipinnis* (valores em ‰).

	AR	CN
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	1,5	4,1
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	1,7	1,4
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	1,0	1,1
Área Total (AT)	1,5	3,3
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}$	$0,5 \pm 0,4$	$1,4 \pm 2,0$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}-\delta^{34}\text{S}$	$0,5 \pm 0,4$	$1,6 \pm 2,5$

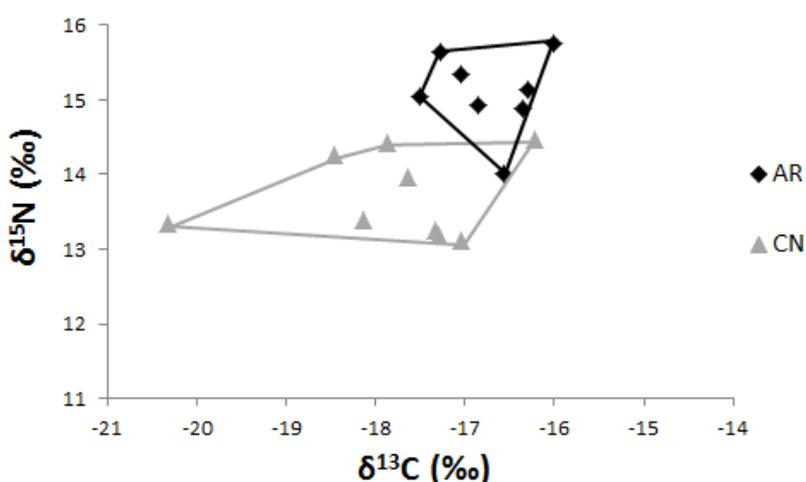


Figura 22: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *Isopisthus parvipinnis* amostrados na área recifal (AR) e no controle norte (CN). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

Larimus breviceps

A assinatura de $\delta^{15}\text{N}$ ($15,0 \pm 0,6\text{‰}$) e a concentração de THg ($329 \pm 97 \text{ ng.g}^{-1}$) registradas em AR foram as maiores para a espécie, variando significativamente entre áreas (Tabela XVII). O controle-sul, onde foram analisados apenas indivíduos coletados durante a estação chuvosa, respondeu pela maior média de $\delta^{13}\text{C}$ ($-16,3 \pm 0,5\text{‰}$), variando significativamente das demais. Os valores de $\delta^{34}\text{S}$ observados para AR, CN e CS foram $17,3 \pm 0,4\text{‰}$, $16,7 \pm 0,6\text{‰}$ e $17,1 \pm 0,6\text{‰}$, respectivamente. Os valores obtidos quando

comparadas as estações foram muito similares, não sendo constatadas diferenças estatísticas para nenhum dos parâmetros (ANOVA, $p > 0,05$). O maior valor médio de nível trófico foi encontrado em AR ($3,2 \pm 0,2$), sendo este significativamente diferente do observado para CN (ANOVA, $p < 0,01$) (Figura 23).

Tabela XVII: Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *L. breviceps* entre estações e áreas (* indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,006	0,02	0,878
	Área	2	0,666	3,63	0,045*
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	0,026	0,062	0,806
	Área	2	1,785	6,75	0,005*
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	0,000	0,00	0,986
	Área	2	0,943	3,35	0,056
THg	Estação	1	1809,1	0,24411	0,636
	Área	1	58260,2	7,86118	0,026*
	Estação X Área	1	2496,5	0,33686	0,580

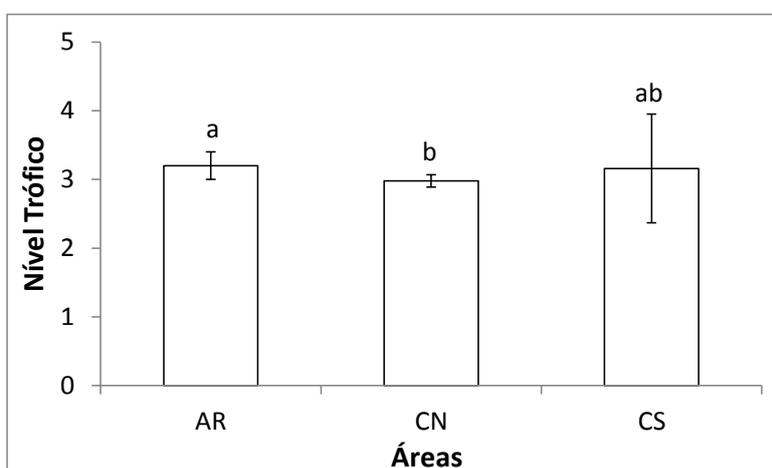


Figura 23: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *L. breviceps* amostrados ao longo das três áreas de coleta. Letras minúsculas distintas sobre as colunas indicam diferença significativa $p < 0,05$.

Foi encontrada uma mesma variação de $\delta^{13}\text{C}$ (1,3‰) em AR e CN, sendo observada nesta última a maior amplitude de $\delta^{34}\text{S}$. (Tabela XVIII). O controle-sul foi responsável pela maior distância centroide 3D, e apresentou

valores de $\delta^{15}\text{N}$ variando de maneira semelhante ao observado em AR (1,5‰). A área total calculada para AR foi de 1,6‰, e correspondeu ao dobro do valor obtido para CN (Figura 24).

Tabela XVIII: Medidas de nicho obtidas através dos dados de isótopos estáveis dos indivíduos de *L. breviceps* (valores em ‰).

	AR	CN	CS
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	1,3	1,3	1,2
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	1,5	1,2	1,5
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	1,1	2,2	1,5
Área Total (AT)	1,6	0,8	1,1
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}$	$0,5 \pm 0,4$	$0,2 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,2$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}-\delta^{34}\text{S}$	$0,6 \pm 0,4$	$0,5 \pm 0,6$	$0,8 \pm 0,4$

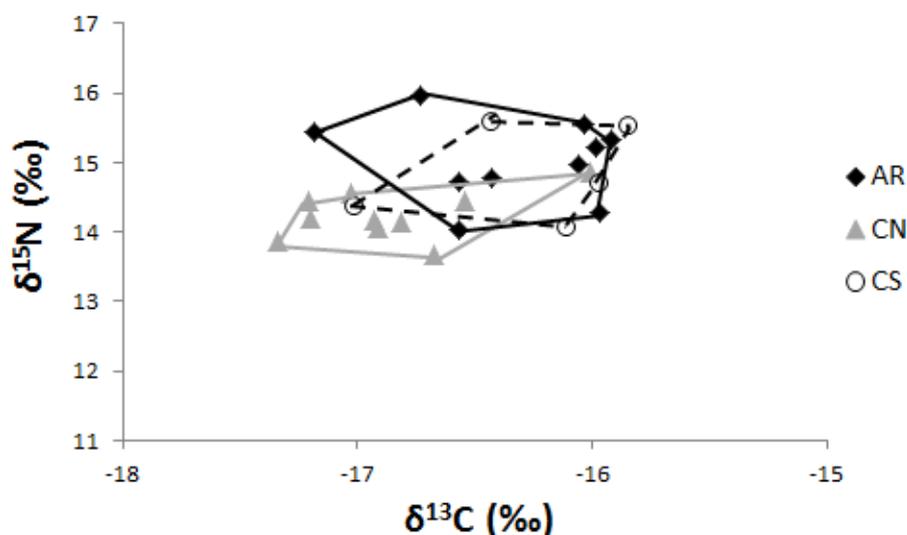


Figura 24: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *L. breviceps* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

Macrodon ancylodon

Foram encontrados 24 estômagos com presas em AR, que corresponderam a aproximadamente 45% do total (N = 52) de conteúdos obtidos para a espécie. Considerando a abundância, biomassa e frequência de ocorrência, observou-se uma evidente dominância de peixes ósseos como principal categoria alimentar ao longo das três áreas (Figura 25). Como consequência, este grupo respondeu por mais de 80% do IRI na área-recifal e

áreas-controle, e definiu *M. ancylodon* como um táxon piscívoro (Tabela XIX). Em CN, uma maior participação de camarões peneídeos se deve a uma frequência de ocorrência deste grupo nos estômagos da área acima de 30%. Em AR, foi registrada a presença de crustáceos decápodes das famílias Portunidae e Xantidae nos conteúdos gástricos analisados, além de um representante da infraordem Thalassinidea. Lulas foram observadas nos estômagos de exemplares coletados nas três áreas, e em CS foi identificado um indivíduo de *O. oglinum* compondo parte de um conteúdo gástrico (Tabela XX).

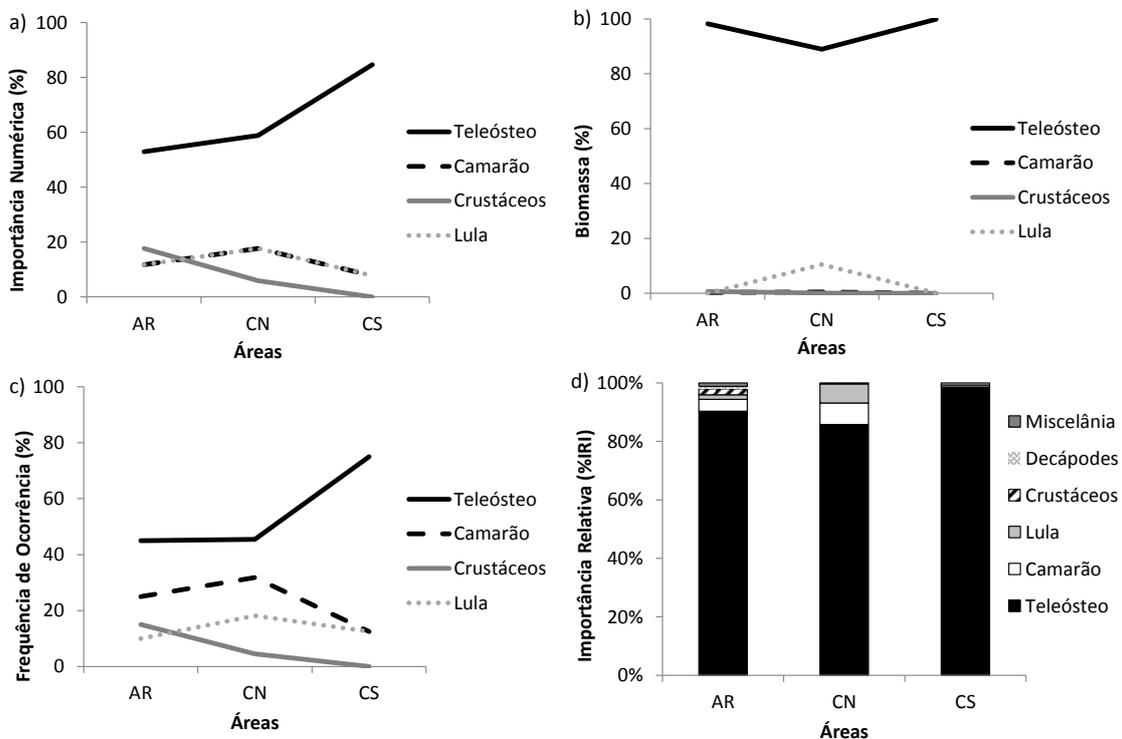


Figura 25: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de *M. ancylodon*; e (d) importância relativa das categorias por área.

Tabela XIX: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para *M. ancylo don* ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Crustáceos	2,1	0,4	0
Camarões	4,1	7,4	0,7
Decápodes	0,86	0	0
Lula	0,5	6,6	0,7
Peixes Teleósteos	91,3	85,7	98,6
Miscelânea	1,2	0	0

Tabela XX: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de *M. ancylo don* pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Crustáceos Decápodes			
Portunidae	X		
Xantidae	X		
Thalassinidea	X		
Camarões			
Peneidae	X	X	X
Lula			
<i>Loligo sanpaulensis.</i>		X	
Peixes Teleósteos			
<i>O. oglinum</i>			X

Em AR, foram encontrados as maiores médias de $\delta^{15}\text{N}$ ($14,7 \pm 0,6\text{‰}$), $\delta^{34}\text{S}$ ($16,3 \pm 0,8\text{‰}$) e THg ($223 \pm 115 \text{ ng.g}^{-1}$), enquanto CS foi responsável pela assinatura mais pesada de $\delta^{13}\text{C}$ ($-16,1 \pm 0,4\text{‰}$). Não houve diferença estatística nos valores de isótopos e mercúrio total entre áreas (Anova, $p > 0,05$). Quando comparados os períodos, a estação chuvosa apresentou maiores médias de $\delta^{13}\text{C}$ ($-16,0 \pm 0,3\text{‰}$), $\delta^{34}\text{S}$ ($16,9 \pm 0,2\text{‰}$) e THg ($301 \pm 216 \text{ ng.g}^{-1}$), sendo as duas últimas significativamente distintas dos valores registrados para a estação seca (Tabela XXI). O nível trófico da espécie calculado a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ não variou significativamente entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$) (Figura 26).

Tabela XXI: Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *M. ancylodon* entre estações e áreas (* indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,163	0,58	0,453
	Área	2	0,459	1,71	0,197
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	0,036	0,16	0,690
	Área	2	0,181	0,83	0,443
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	3,968	11,97	0,001*
	Área	2	0,791	2,33	0,110
THg	Estação	1	111984	5,97	0,018*
	Área	2	591	0,031	0,969
	Estação X Área	2	10050	0,536	0,589

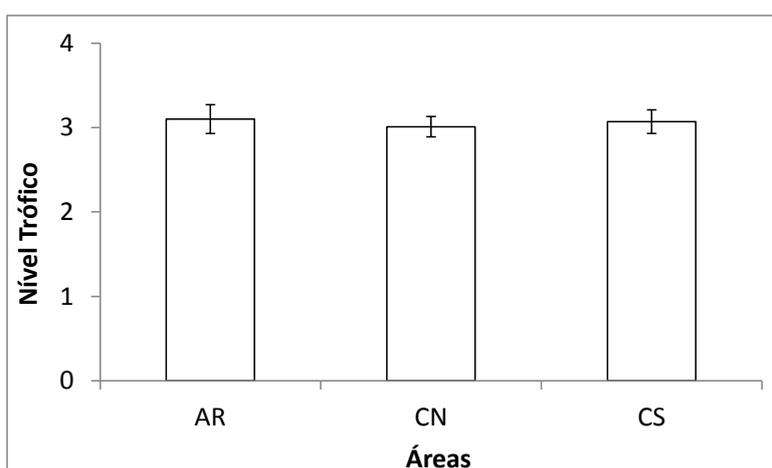


Figura 26: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *M. ancylodon* amostrados ao longo das três áreas de coleta.

As larguras de nicho obtidas através da análise de conteúdo estomacal foram similares para as três áreas, e os baixos valores de largura de nicho padronizada refletiram a dominância de teleósteos nos estômagos analisados (Tabela XXII). Em CN, foi observada a maior variação de $\delta^{13}\text{C}$ para a espécie, enquanto as amplitudes de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ foram superiores em CS e AR, respectivamente. A maior área total calculada foi registrada para CN, que representou quase o dobro de AT para a área-recifal (Figura 27). Não houve diferença significativa das distâncias centroides entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$).

Tabela XXII: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de *M. ancylodon*.

	AR	CN	CS
Conteúdo Estomacal			
Largura de Nicho (<i>B</i>)	1,2	1,4	1,0
Largura de Nicho Padronizada (<i>Bp</i>)	0,03	0,1	0,01
Isótopos Estáveis (‰)			
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	2,5	3,8	1,1
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	1,4	1,5	2,0
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	2,5	1,5	1,9
Área Total (AT)	1,8	3,4	1,2
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}$	$0,9 \pm 1,4$	$0,9 \pm 1,8$	$0,2 \pm 0,3$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}-\delta^{34}\text{S}$	$1,5 \pm 1,5$	$0,5 \pm 0,4$	$0,8 \pm 0,5$

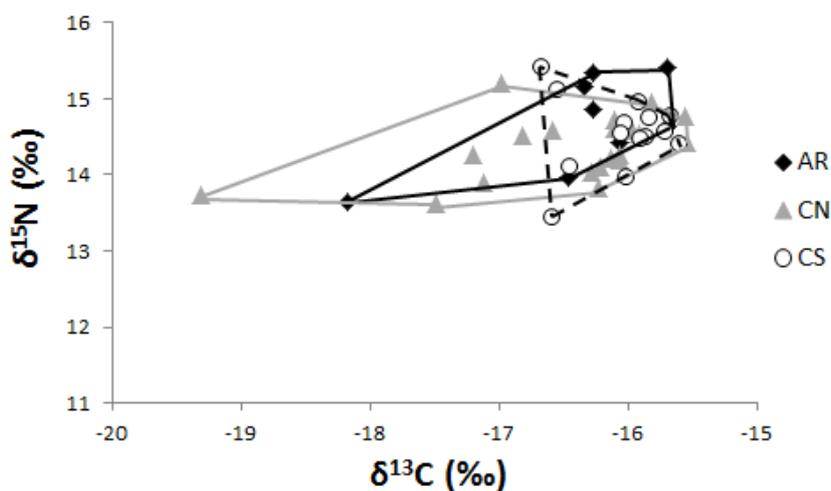


Figura 27: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *M. ancylodon* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

Opisthonema oglinum

Foram registrados 62 estômagos de *O. oglinum* com conteúdo, mas o estágio avançado de digestão no qual se encontrava grande parte das presas impossibilitou um refinamento mais detalhado na identificação das mesmas. Logo, houve uma grande contribuição de miscelânea (material digerido não identificado) para a alimentação da espécie nas três áreas de coleta (Figura 28). Em AR, os crustáceos responderam por aproximadamente 40% da

importância numérica e 20% da frequência de ocorrência de presas na área recifal, enquanto em CN este grupo foi responsável por cerca de 60% da biomassa. Como consequência, a categoria alimentar foi a principal nas duas áreas, sendo substituída pelos copépodes em CS (Tabela XXIII). Dentre as poucas presas cujo grau de digestão permitiu algum tipo de classificação, pode-se observar anfípodos, camarões peneídeos e um decápode da superfamília Paguroidea (XXIV).

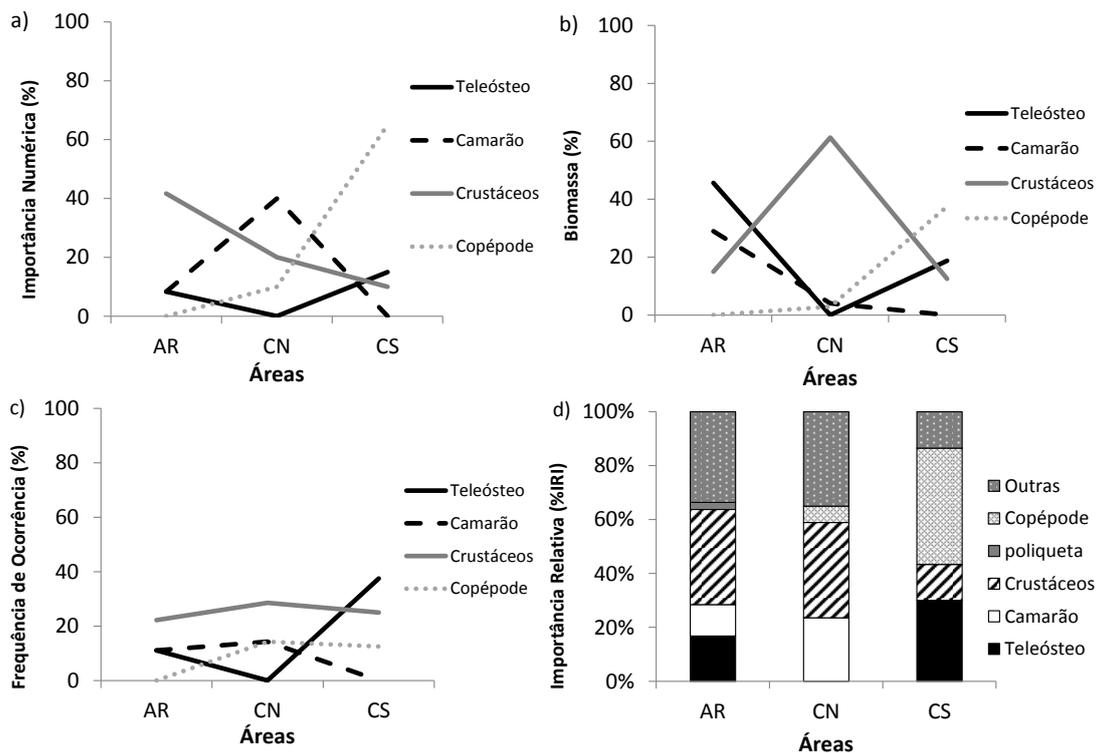


Figura 28: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de *O. oglinum*; e (d) importância relativa das categorias por área.

Tabela XXIII: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para *O. oglinum* ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Algas	3,6	0	0
Crustáceos	35,3	35,4	13,3
Camarões	11,6	0	0
Copépodes	0	23,5	43,1
Decápodes	0	6,1	0
Peixes Teleósteos	16,8	0,0	30,0
Poliqueta	2,6	0	0
Miscelânea	29,9	28,9	13,5

Tabela XXIV: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de *O. oglinum* pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Crustáceos			
Anfípoda	X		
Camarões			
Peneidae	X	X	
Decápodes			
Paguroidea		X	

As médias de $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram um valor mínimo em CS ($11,3 \pm 0,7\text{‰}$) e um máximo em AR ($11,6 \pm 0,2\text{‰}$) (Tabela XXV). A área recifal também foi responsável pela maior média de $\delta^{34}\text{S}$ ($18,1 \pm 0,4\text{‰}$), enquanto em CN foi registrado o menor valor ($18,1 \pm 0,8\text{‰}$). Os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ observados para AR, CN e CS foram $-17,6 \pm 0,3\text{‰}$, $-17,6 \pm 0,4\text{‰}$ e $-17,6 \pm 0,3\text{‰}$, respectivamente. As médias de THg variaram de $92 \pm 37 \text{ ng.g}^{-1}$ (AR) a $118 \pm 53 \text{ ng.g}^{-1}$ (CS). Não houve diferença significativa entre os valores de isótopos e mercúrio total entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$). Quando comparados os períodos, a estação chuvosa apresentou as maiores assinaturas de isótopos e THg, sendo que a média de $\delta^{13}\text{C}$ foi significativamente superior ao constatado para a estação seca (ANOVA, $p < 0,03$). O nível trófico da espécie calculado a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ não variou significativamente entre áreas (ANOVA, $p > 0,05$) (Figura 29).

Tabela XXV: Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *O. oglinum* entre estações e áreas (asteriscos indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,597	6,310	0,025*
	Área	2	0,061	0,650	0,541
	Estação X Área	2	0,213	2,250	0,144
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	1,034	3,210	0,096
	Área	2	0,164	0,510	0,612
	Estação X Área	2	0,343	1,060	0,373
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	1,484	4,100	0,064
	Área	2	0,052	0,140	0,868
	Estação X Área	2	0,318	0,880	0,439
THg	Estação	1	663,5	0,320	0,574
	Área	2	588,8	0,291	0,751
	Estação X Área	2	2724,9	1,347	0,285

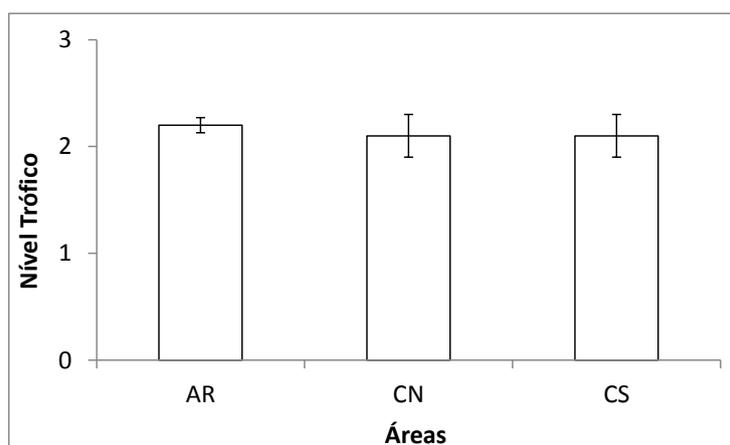


Figura 29: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *O. oglinum* amostrados ao longo das três áreas de coleta.

A maior largura de nicho obtida através da análise de conteúdo estomacal foi observada na área-recifal (Tabela XXVI). Porém, foi em CN que se registrou as maiores amplitudes de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$. Não houve diferença significativa entre as distâncias euclidianas das áreas (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). O controle-norte apresentou ainda uma área total superior às encontradas para os outros sítios, sendo observado o menor valor em CS (Figura 30).

Tabela XXVI: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de *O. oglinum*.

	AR	CN	CS
Conteúdo Estomacal			
Largura de Nicho (<i>B</i>)	3,9	3,7	3,2
Largura de Nicho Padronizada (<i>Bp</i>)	0,6	0,7	0,7
Isótopos Estáveis (‰)			
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	1,1	1,2	0,9
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	0,7	2,7	2,1
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	1,2	2,1	1,6
Área Total (AT)	1,1	1,5	0,8
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}$	$0,2 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,7$	$0,1 \pm 0,5$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}-\delta^{34}\text{S}$	$0,3 \pm 0,3$	$1,2 \pm 0,9$	$0,9 \pm 1,0$

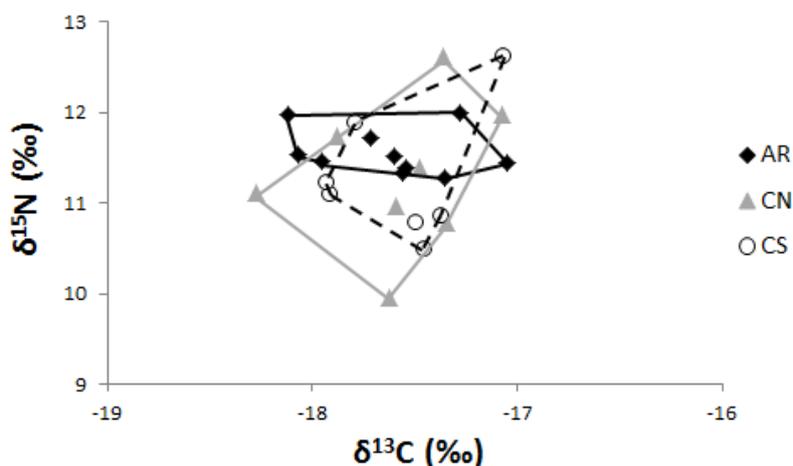


Figura 30: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *O. oglinum* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta

Pellona harroweri

A análise de conteúdo estomacal mostrou que diferentes categorias alimentares se destacaram ao longo das três áreas analisadas (Figura 31). Em AR, os camarões responderam por cerca de 40% do IRI, principalmente devido a uma alta frequência de ocorrência na área. Os peixes ósseos responderam por mais de 90% da biomassa registrada para o controle-norte, fazendo com que este grupo fosse o dominante na alimentação de *P. harroweri* para a área (Tabela XXVII). No controle-sul, as lulas representaram a categoria alimentar

que mais contribuíram para a abundância, biomassa e frequência de ocorrência, fazendo com que as mesmas respondessem por mais da metade do IRI total deste sítio. Os camarões peneídeos foram identificados nas três áreas de coleta, sendo possível identificar poliquetas pertencentes a família Onuphidae em estômagos de indivíduos coletados em CS (Tabela XXVIII).

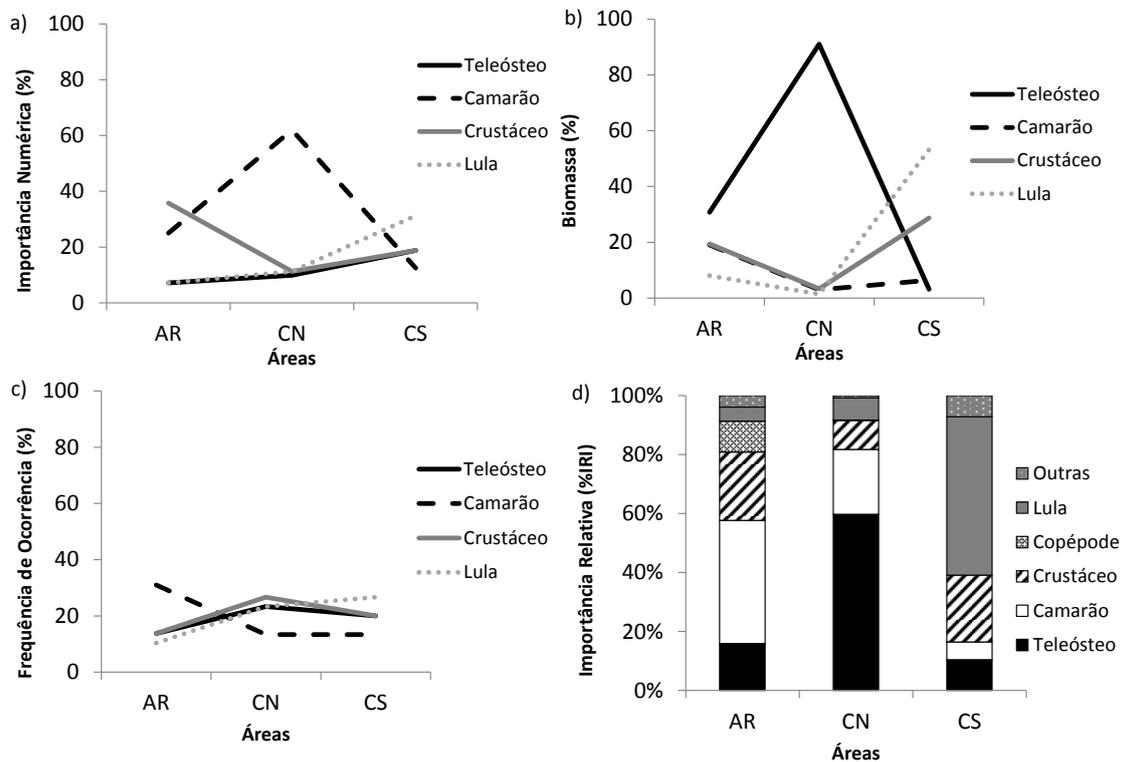


Figura 31: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de *P. harroweri*; e (d) importância relativa das categorias por área.

Tabela XXVII: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para *P. harroweri* ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Crustáceos	23,2	9,9	22,6
Camarões	41,7	22,0	6,0
Copépodes	10,5	0,1	0
Lula	4,8	7,5	53,7
Peixes Teleósteos	15,9	59,7	10,5
Poliqueta	0,6	0,6	5,7
Miscelânea	3,3	0,2	1,5

Tabela XXVIII: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de *P. harroweri* pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Crustáceos			
Anfípoda		X	
Isópodes (Aegidae)	X		
Malacostraca	X		
Camarões			
Peneidae	X	X	X
Poliqueta			
Onuphidae			X

As maiores médias de $\delta^{13}\text{C}$ ($-16,95 \pm 0,3\text{‰}$) e THg ($267 \pm 113 \text{ ng.g}^{-1}$) foram observadas em AR, enquanto os indivíduos de *P. harroweri* amostrados em CS se destacaram pelas suas assinaturas de $\delta^{34}\text{S}$ ($-16,9 \pm 0,3\text{‰}$). A área recifal foi a responsável por apresentar o maior valor de $\delta^{15}\text{N}$ ($14,3 \pm 0,3\text{‰}$), que variou significativamente dos demais (ANOVA, $p < 0,01$) (Tabela XXIX). No período seco, foram registradas as maiores médias de $\delta^{15}\text{N}$ ($14,1 \pm 0,4\text{‰}$) e THg ($252 \pm 65 \text{ ng.g}^{-1}$). Na época de chuvas, observou-se altos valores de $\delta^{13}\text{C}$ ($-16,9 \pm 0,2\text{‰}$) e $\delta^{34}\text{S}$ ($17,6 \pm 0,8\text{‰}$). A assinatura de $\delta^{15}\text{N}$ variou significativamente entre estações (ANOVA, $p < 0,001$). O nível trófico médio da espécie obtido em AR variou significativamente dos valores encontrados nas áreas-controle (Tukey HSD, $p < 0,01$) (Figura 32).

Tabela XXIX. Resultados da análise de variância (ANOVA) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *P. harroweri* entre estações e áreas (* indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,247	2,21	0,153
	Área	2	0,129	1,150	0,336
	Estação X Área	1	0,069	0,620	0,550
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	0,899	12,510	0,002*
	Área	2	1,183	16,470	0,000*
	Estação X Área	1	0,111	1,550	0,237
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	1,338	2,690	0,117
	Área	2	0,430	0,860	0,436
	Estação X Área	2	0,262	0,530	0,598
THg	Estação	1	897,6	0,109	0,748
	Área	2	3199,1	0,376	0,696

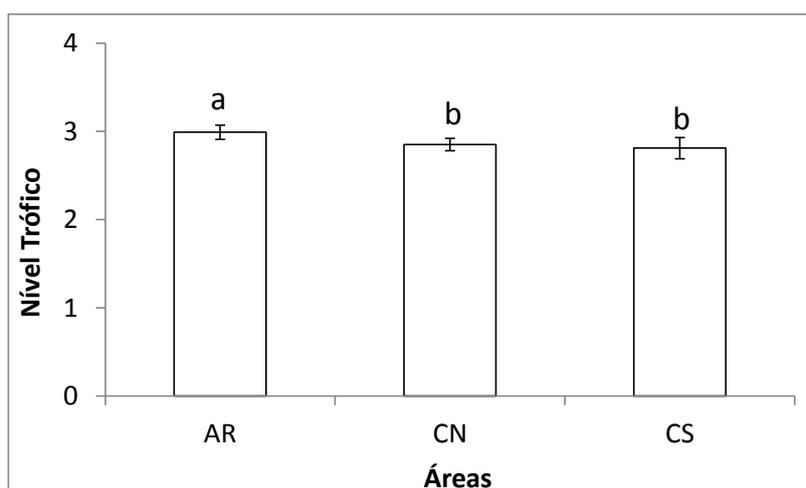


Figura 32: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *P. harroweri* amostrados ao longo das três áreas de coleta. Letras minúsculas distintas sobre as colunas indicam diferença significativa $p < 0,05$.

Na área-recifal, foi observada a maior largura de nicho obtida através dos dados de conteúdo estomacal, enquanto em CS foi registrado o menor valor (Tabela XXX). Em CN, foi observada a maior variação de $\delta^{13}\text{C}$ para a espécie, enquanto as amplitudes de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ foram superiores em AR e CS, respectivamente. O controle-norte apresentou a maior área total para a espécie (Figura 33), e não constatada qualquer diferença significativa entre as medidas de distância calculadas para as áreas (ANOVA, $p > 0,05$).

Tabela XXX: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de *P. harroweri*.

	AR	CN	CS
Conteúdo Estomacal			
Largura de Nicho (<i>B</i>)	3,7	2,4	2,8
Largura de Nicho Padronizada (<i>Bp</i>)	0,4	0,2	0,3
Isótopos Estáveis (‰)			
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	1,1	1,5	0,7
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	1,3	0,8	1,2
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	1,8	1,3	2,2
Área Total (AT)	0,5	0,6	0,5
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{34}\text{S}$	0,6 ± 0,5	0,4 ± 0,4	0,9 ± 0,5

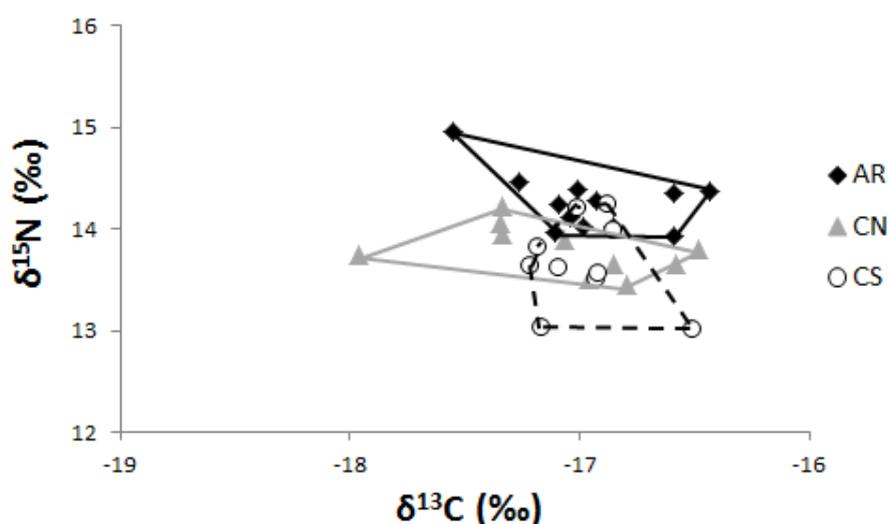


Figura 33: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *P. harroweri* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

Rhizoprionodon porosus

As lulas formaram o grupo principal nas três áreas quando considerada a importância numérica das presas, sendo responsável por aproximadamente 60% da abundância observada em CS (Figura 34). Os peixes ósseos foram a categoria dominante em termos de biomassa, contribuindo com mais de 80% do peso encontrado nas três áreas. Os teleósteos e as lulas também se destacaram em frequência de ocorrência, fazendo com que estas duas categorias respondessem por quase 100% do IRI nas três áreas (Tabela XXXI).

Foram registrados camarões peneídeos nos estômagos de indivíduos coletados em AR e CS, e no controle-norte foi possível identificar organismos de diferentes grupos como equinodermas, moluscos e peixes ósseos (Tabela XXXII).

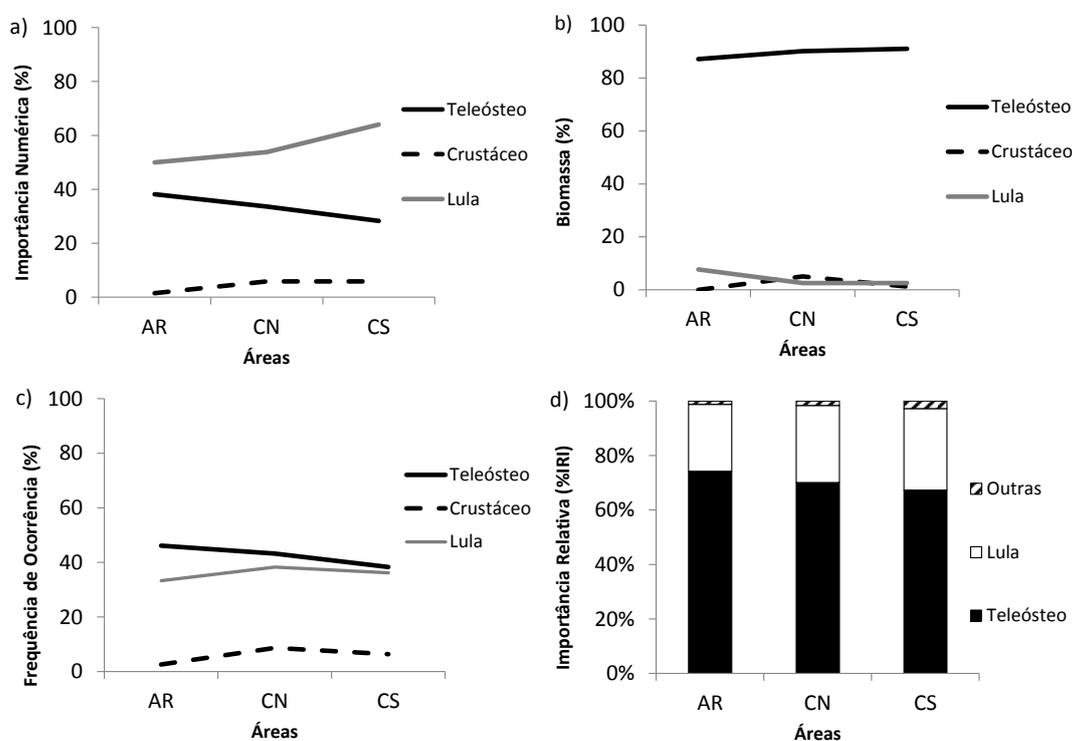


Figura 34: Contribuição percentual para a importância numérica (a), biomassa (b) e frequência de ocorrência (c) das principais categorias alimentares observadas nos estômagos de *R. porosus*; e (d) importância relativa das categorias por área.

Tabela XXXI: Importância relativa (%) das principais categorias alimentares observadas para *R. porosus* ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Algas	0,3	0	0,2
Anelídeos	0,1	0	0,1
Crustáceos	0,1	1,3	0,5
Camarões	0,1	0	0,1
Equinoderma	0	0,1	0
Molusco	0	0,1	0
Lula	24,6	28,3	29,9
Peixes Teleósteos	74,2	69,8	67,3
Poliqueta	0	0,1	0
Tunicados	0	0,1	0
Miscelânea	0,6	0,2	1,9

Tabela XXXII: Ocorrência de presas identificadas nos estômagos dos indivíduos de *R. porosus* pertencentes às categorias alimentares (em negrito) incluídas no cálculo do IRI ao longo das três áreas de coleta (AR – área recifal, CN – controle norte, CS – controle sul).

	AR	CN	CS
Camarões			
Peneidae	X		X
Equinoderma			
Ofiuróide		X	
Molusco			
Bivalve		X	
Gastrópode		X	
Lula			
<i>Loligo sanpaulensis.</i>			X
Peixes Teleósteos			
<i>Gymnothorax sp.</i>		X	
Tunicados			
Ascídia		X	

As maiores médias de $\delta^{15}\text{N}$ ($13,5 \pm 0,4\text{‰}$) e THg ($219 \pm 163 \text{ ng.g}^{-1}$) foram observadas em CN. Os indivíduos de *R. porosus* amostrados em AR se destacaram pelo valor de $\delta^{13}\text{C}$ ($-16,5 \pm 0,8\text{‰}$), enquanto em CS foi registrada a maior assinatura média de $\delta^{34}\text{S}$ ($17,6 \pm 0,6\text{‰}$). A estação chuvosa apresentou maiores valores de $\delta^{13}\text{C}$ ($-16,4 \pm 0,8\text{‰}$), e $\delta^{34}\text{S}$ ($17,5 \pm 0,7\text{‰}$), enquanto no período seco foram observadas médias superiores de $\delta^{15}\text{N}$ ($13,7 \pm 0,3\text{‰}$) e THg ($307 \pm 228 \text{ ng.g}^{-1}$). Foi observada uma diferença significativa na assinatura de $\delta^{34}\text{S}$ quando considerado os dois fatores abordados (estação e área) em conjunto (ANOVA, $p < 0,05$) (Tabela XXXIII). O nível trófico da espécie calculado a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ não variaram significativamente entre áreas (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) (Figura 35).

Tabela XXXIII: Resultados da análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis) comparando os valores observados de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg para *R. porosus* entre estações e áreas (* indicam diferenças a um nível de significância de $p < 0,05$).

		gl	MS	F	valor p
$\delta^{13}\text{C}$	Estação	1	0,922	1,270	0,271
	Área	2	0,445	0,610	0,550
	Estação X Área	2	0,436	0,600	0,557
$\delta^{15}\text{N}$	Estação	1	1,216	2,680	0,114
	Área	2	0,016	0,040	0,965
	Estação X Área	2	0,057	0,130	0,882
$\delta^{34}\text{S}$	Estação	1	0,215	0,480	0,496
	Área	2	0,858	1,910	0,169
	Estação X Área	2	1,588	3,530	0,045*
THg	Estação	1	55971	2,918	0,094
	Área	2	47094	2,455	0,096
	Estação X Área	2	50367	2,626	0,082

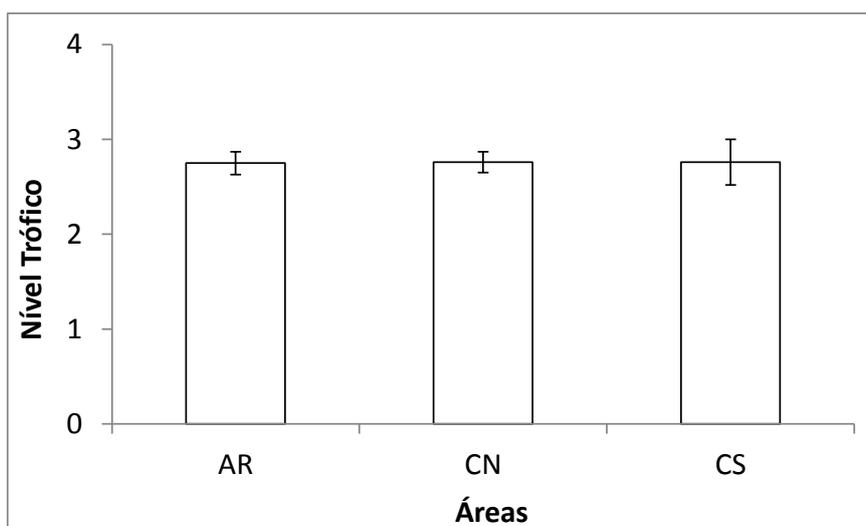


Figura 35: Nível trófico médio e desvio padrão calculados a partir dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos de *R. porosus* amostrados ao longo das três áreas de coleta.

A largura de nicho obtida através da análise de conteúdo estomacal foi similar para as três áreas, e os baixos valores encontrados para a medida padronizada (Bp) refletiu a dominância de lulas e peixes ósseos na contribuição da importância relativa destas categorias. (Tabela XXXIV). Em AR, foi registrada a maior variação de $\delta^{13}\text{C}$ para a espécie, enquanto as amplitudes de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ foram superiores em CS e CN, respectivamente. As medidas de

distância apresentaram valores maiores no controle-sul quando comparadas às observadas nas outras áreas, mas não foi constatada uma diferença significativa entre os sítios de coleta (ANOVA, $p > 0,05$). O controle-sul apresentou a maior área total para a espécie, enquanto em CN foi registrado o menor valor (Figura 36).

Tabela XXXIV: Medidas de nicho obtidas através dos dados de conteúdo estomacal e isótopos estáveis dos indivíduos de *R. porosus*.

	AR	CN	CS
Conteúdo Estomacal			
Largura de Nicho (B)	1,6	1,7	1,8
Largura de Nicho Padronizada (Bp)	0,1	0,1	0,1
Isótopos Estáveis (‰)			
Amplitude $\delta^{13}\text{C}$	3,0	2,6	2,9
Amplitude $\delta^{15}\text{N}$	1,5	1,3	3,0
Amplitude $\delta^{34}\text{S}$	1,5	2,9	1,7
Área Total (AT)	2,2	2,1	3,9
Distância Centróide (2D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}$	$0,7 \pm 1,0$	$0,7 \pm 0,8$	$2,7 \pm 1,2$
Distância Centróide (3D): $\delta^{13}\text{C}-\delta^{15}\text{N}-\delta^{34}\text{S}$	$1,1 \pm 1,1$	$1,6 \pm 1,2$	$1,8 \pm 1,3$

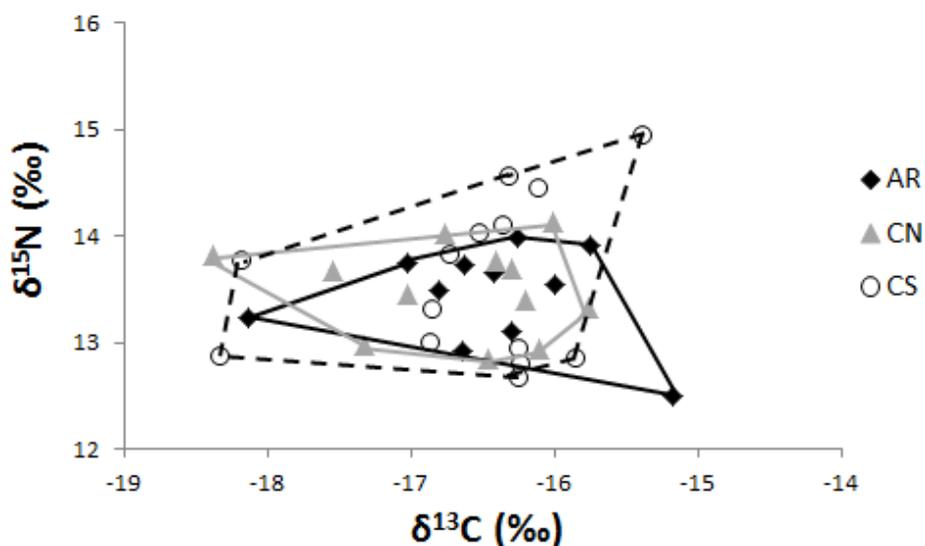


Figura 36: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados para os indivíduos de *R. porosus* amostrados na área recifal (AR), controles norte (CN) e sul (CS). As linhas representam a área total (AT) calculada para cada sítio de coleta.

4. DISCUSSÃO

A disponibilidade de presas é o principal fator responsável por atrair espécies transientes para áreas sob influência de recifes artificiais. Logo, necessariamente deve ser observada alguma mudança no comportamento trófico dos táxons analisados que comprove a existência deste processo (Simonsen, 2008; Gregalis *et al.*, 2013).

Devido aos problemas relacionados à análise de conteúdo estomacal, como dificuldades na identificação de presas e limitações dos índices utilizados ocasionadas por diferentes características das categorias alimentares (Hyslop, 1980; Warburton *et al.*, 1998), procurou-se delinear um desenho amostral que contemplasse as possíveis variações na dieta e representasse da maneira mais fiel possível a alimentação dos organismos. Ainda assim, em apenas cinco das dez espécies analisadas foi obtida um número superior a 50 estômagos com presas. Logo, os resultados oriundos da observação direta de conteúdos gástricos apresentados devem ser considerados com ressalvas.

Através do Índice de Vacuidade foi observada uma maior porcentagem de estômagos com conteúdo em AR, sugerindo uma alimentação mais frequente dos indivíduos na área devido a um teórico aumento da disponibilidade de presas proporcionado pelo complexo recifal. Este resultado também foi observado por Leitão *et al.* (2007), que observou uma alimentação mais frequente de uma espécie de peixe na área de um recife artificial. O autor constatou ainda uma presença maior de presas bentônicas pertencentes à comunidade local nos estômagos dos indivíduos analisados na área-recifal.

No presente estudo, não foi possível realizar uma análise mais meticulosa dos invertebrados locais devido às limitações impostas pelo ambiente (falta de visibilidade). Ainda assim, a identificação da endofauna realizada nas áreas de coleta mostrou que os poliquetas são o grupo dominante em AR (Machado *et al.*, 2013), enquanto uma análise dos conteúdos observados por área e estação não apontou nenhuma categoria alimentar específica como presa dominante em AR ou nas áreas-controle.

Os resultados obtidos através da análise de isótopos estáveis corroboraram as observações de conteúdo estomacal em alguns casos. Em outros, uma provável discrepância entre consumo e assimilação foi a

responsável por estas ferramentas mostrarem tendências distintas para a mesma espécie. Como exemplo da convergência destas análises, pode-se citar os dados observados para *O. oglinum*. Este táxon é descrito como planctívoro na literatura (Chaves & Vendel, 2008), e uma contribuição de copépodes observada através da análise de conteúdo estomacal parece corroborar o hábito alimentar sugerido por esses autores. Segundo a análise de isótopos estáveis, esta espécie apresentou a maior assinatura de $\delta^{34}\text{S}$ e os menores valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do presente estudo. Logo, estes resultados sugerem um comportamento mais pelágico da espécie, ao mesmo tempo em que comprovam a assimilação de presas pertencentes a baixos níveis tróficos (Post, 2002; Connolly *et al.*, 2003; McCutchan *et al.*, 2003). Por outro lado, as informações obtidas para *R. porosus* mostram como as análises realizadas podem divergir. A análise do conteúdo estomacal desta espécie confirmou as observações feitas por Silva & Almeida (2001), indicando que os indivíduos da espécie apresentam uma alimentação caracterizada por peixes teleósteos e lulas. Mas apesar de apresentar um hábito predominantemente carnívoro, as assinaturas isotópicas obtidas para o táxon sugerem que o mesmo ocupa uma posição trófica inferior à maioria das espécies analisadas no presente estudo e que, segundo Silva & Almeida (2001) são presas comuns de *R. porosus*. Estas diferenças se tornam ainda mais evidentes quando são analisados em detalhe os cálculos de nível trófico (Pauly *et al.*, 2000; Post, 2002).

O *TrophLab* determina uma pontuação fixa para as categorias alimentares, sem considerar possíveis hábitos alimentares das presas (Pauly *et al.*, 2000). Mas um peixe que foi encontrado no estômago de seu predador pode ser planctívoro ou carnívoro e, de acordo com a teoria isotópica, isto deve influenciar no resultado (Post, 2002; Carvalho, 2008). Logo, as espécies que apresentaram uma contribuição significativa de peixes na dieta ficaram em uma posição superior considerando a análise de conteúdo estomacal, provavelmente devido à alta pontuação que o *TrophLab* determina para a categoria de teleósteos (Sinopoli *et al.*, 2012). Assim, as análises subsequentes realizadas com o intuito de compreender a dinâmica trófica das espécies devem levar em consideração as diferenças inerentes às duas abordagens.

No presente estudo, as três espécies de bagres foram responsáveis pelas maiores médias de THg e das dez espécies analisadas, quatro

apresentaram valores significativamente superiores na estação chuvosa. A associação do Hg com a matéria orgânica e a lixiviação dos detritos orgânicos presentes nos solos é uma das vias de transporte do mercúrio em estuários, regiões costeiras e para a Plataforma Continental onde cerca de 90% do material de origem terrestre é depositado no fundo ao longo destes ambientes. Logo, os peixes depositívoros como os bagres estariam mais expostos ao Hg do ambiente (Lacerda *et al.*, 1993; Lacerda & Malm, 2008).

Espécies carnívoras tendem a apresentar concentrações de mercúrio maiores do que o observado para espécies herbívoras, já que existe uma correlação entre os processos de bioacumulação, biomagnificação e os hábitos alimentares dos táxons (McIntyre & Beauchamp, 2007; Eagles-Smith *et al.*, 2008; Kasper *et al.*, 2009). Porém, o cação *R. porosus* respondeu pela segunda menor média de THg ($66 \pm 49 \text{ ng.g}^{-1}$) do presente estudo, mesmo apresentando uma dieta predominantemente piscívora. Ainda assim, este valor foi consideravelmente maior do que o observado por Lacerda *et al.* (2000) para a mesma espécie na costa sudeste do Brasil ($9,4 \text{ ng.g}^{-1}$). Apesar desta grande diferença, estes autores analisaram indivíduos relativamente menores (260-500 mm) do que os encontrados neste trabalho (244-716 mm). Este fator pode ter contribuído para que se observasse médias de THg tão distintas, já que espécimes mais velhos e maiores estão expostos ao Hg do ambiente por mais tempo. Logo, irão reter o mercúrio orgânico por um período mais longo, resultando em altos valores deste elemento na biota (Trudel & Rasmussen, 2006; Sluis *et al.*, 2013). A diferença no tamanho dos indivíduos também pode ser uma das razões que justificam o maior valor médio de THg encontrado para a pescada *M. ancylodon* no presente estudo ($69 \pm 46 \text{ ng.g}^{-1}$), quando comparado ao observado por Curcho *et al.* (2009). Estes autores registraram uma média de mercúrio total inferior ($42 \pm 24 \text{ ng.g}^{-1}$) ao analisar indivíduos coletados na região sudeste do país que apresentavam comprimentos variando de 281 a 340 mm, enquanto o tamanho máximo observado para a espécie neste trabalho foi de 434 mm. A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) estipula como limite máximo de concentração de THg para consumo, valores de 500 ng.g^{-1} e 1000 ng.g^{-1} para peixes de hábitos não-carnívoros e carnívoros, respectivamente (ANVISA, 1998), sendo o primeiro valor adotado também pela Organização Mundial de Saúde (OMS, 1989). Logo, é importante

destacar que, apesar das concentrações observadas serem maiores do que as previamente registradas para a região, estas ainda estão abaixo dos limites máximos recomendados para consumo.

A relação significativa positiva observada entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e a concentração de mercúrio confirmou a utilidade deste último como indicador de nível trófico e corroborou um padrão de biomagnificação deste elemento já observado para a costa norte do estado do Rio de Janeiro (Carvalho *et al.*, 2008; Di Benedetto *et al.*, 2012). Segundo estes autores, este resultado pode estar relacionado ao histórico do uso da terra na região, onde há o registro da aplicação de mercúrio em atividades de mineração e agricultura (Lacerda *et al.*, 1993).

Os parâmetros tróficos que definem o nicho de um organismo podem responder rapidamente à variação na abundância de presas (Bearhop *et al.* 2004), tornando-o de suma importância quando se leva em consideração as possíveis mudanças na teia trófica proporcionadas pela implementação de um recife artificial (Seaman 2000, Brickhill *et al.* 2005). Apesar das duas ferramentas mais utilizadas em estudos tróficos envolvendo peixes (conteúdo estomacal e análise isotópica) apresentarem limitações, as técnicas são complementares (Hyslop, 1980; Warburton *et al.*, 1998; Matthews & Mazumder, 2004; Araújo *et al.*, 2007; Harvey *et al.*, 2007). Logo, é importante que os dados acerca da dinâmica trófica obtidos através destas duas abordagens sejam considerados de maneira concomitante. Deste modo, na discussão que se segue foi dada uma maior ênfase às espécies sobre as quais foi possível fazer ponderações baseadas nos conteúdos gástricos.

A análise de conteúdo estomacal dos indivíduos de *A. luniscutis* evidenciou uma variação na alimentação observada ao longo das três áreas de coleta. Em AR, apesar de não representar a categoria dominante, foi possível identificar espécimes de cinco famílias diferentes de poliquetas que não apresentavam um alto grau de digestão, sugerindo um consumo recente. Mas de acordo com Machado *et al.* (2013), este grupo é abundante na região como um todo e sua alta contribuição para a dieta de exemplares de *A. luniscutis* coletados em CS parecem corroborar o fato. Denadai *et al.* (2012) analisaram a dieta da espécie em uma área sob influência do rio Juqueriquerê no estado de São Paulo, encontrando uma predominância de crustáceos e peixes nos

estômagos analisados. No presente estudo, estas duas categorias alimentares se destacaram na área-recifal e controle-norte respectivamente, e parecem estar de acordo com o esperado para a espécie. Ainda assim, quatro tipos de presas foram responsáveis por pelo menos 15% do IRI em AR. Nesta área, além dos poliquetas foram registradas maiores contribuições de crustáceos decápodes e bivalves. O aumento de consumo destas categorias atribuiu às presas bentônicas uma importância mais significativa que, por sua vez, poderia estar relacionada ao recife artificial.

Apesar de não terem sido constatadas diferenças nas médias isotópicas de *A. luniscutis* entre áreas, as medidas de nicho calculados a partir da análise de isótopos estáveis apresentaram uma variação superior em AR quando comparada ao observado nas áreas-controle. Simonsen (2008) encontrou um resultado semelhante ao investigar a dieta de um peixe transiente no Golfo do México, relacionando a sua observação à presença de uma estrutura artificial na região. De acordo com Layman *et al.* (2007), uma maior amplitude isotópica é resultado de um aumento na plasticidade alimentar da espécie, que por sua vez estaria incorporando presas de diferentes vias tróficas e de distintos níveis da teia. Porém, deve-se ressaltar que esta variabilidade na assinatura isotópica encontrada em AR é uma consequência dos valores obtidos para apenas dois indivíduos, e que diferiram da tendência geral observada para os outros exemplares da espécie na área. Se contrapondo à variabilidade espacial encontrada nos estômagos de *A. luniscutis*, não foi registrada qualquer mudança na dieta de *M. aencylodon* ao longo das três áreas de coleta. Uma forte dominância de peixes como presas resultou em uma pequena largura de nicho na área recifal e nas áreas-controle, não sendo encontrada qualquer indicação da influência do recife artificial na dieta da espécie quando consideradas as assinaturas isotópicas.

Harding & Mann (2001b) notaram um acréscimo de teleósteos nos estômagos do peixe *Pomatomus saltatrix*, relacionando este fato à presença de uma estrutura artificial. De acordo com alguns autores, isto se daria porque um novo habitat não seria apenas capaz de atrair e agregar invertebrados bentônicos, mas também larvas e juvenis de representantes da ictiofauna que serviriam de presas para indivíduos adultos (Coen, 1999; Machado *et al.*, 2013). Porém, este cenário deveria vir acompanhado de uma variação na dieta

da espécie junto ao recife e, em casos mais extremos, poderia ser observada ainda uma mudança de nível trófico (Harding & Mann, 2001b; Quan *et al.*, 2012). A falta de qualquer indício neste sentido torna improvável que o recife artificial investigado esteja influenciando de maneira significativa a população de *M. ancylodon*.

O hábito pelágico e a alimentação planctívora de *O. oglinum* (Smith, 1994; Chaves & Vendel, 2008) fazem com que esta espécie seja a menos suscetível a um possível potencial atrator por parte do recife artificial. Uma maior contribuição de copépodes nos estômagos analisados no controle-sul corroboraram as informações da literatura, com o hábito alimentar da espécie podendo explicar ainda a grande presença de material digerido não identificado nas amostras. Apesar de terem sido observados peixes ósseos no estômago de indivíduos da espécie (principalmente em CS), uma assinatura isotópica típica de consumidores primários (alto valor de $\delta^{34}\text{S}$ e as menores médias de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ do presente estudo), sugere que esta presa seja acidental e não está sendo assimilada.

As alterações observadas na alimentação da espécie quando consideradas as áreas não foram acompanhadas por mudanças significativas nos valores isotópicos. As médias de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$ não variaram entre áreas, e as medidas de nicho obtidas através da análise de isótopos estáveis não sugeriram qualquer alteração que possa ter sido proporcionada pelo recife.

O táxon *P. harroweri* apresentou uma alimentação mais bentônica em AR (camarões), enquanto nas áreas-controle os grupos de presas dominantes foram os teleósteos e as lulas. Na área do recife artificial, ambas as ferramentas (conteúdo estomacal e isótopos estáveis) apontaram para uma maior plasticidade alimentar da espécie em AR, sendo observada uma maior largura de nicho e maiores amplitudes de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{34}\text{S}$. Além disso, nesta área a espécie apresentou um nível trófico significativamente maior.

Ao investigar como um recife artificial na China poderia influenciar uma comunidade, Quan *et al.* (2012) observaram que esta estrutura suporta uma teia trófica na qual indivíduos apresentam níveis tróficos superiores quando comparados aos valores observados para exemplares da mesma espécie em áreas adjacentes. Os autores afirmam que isto é viável pela maior quantidade de consumidores secundários e residentes no recife, como caranguejos,

poliquetas e bivalves. Machado *et al.* (2013), observaram uma maior abundância de representantes da macrofauna bentônica que seria proporcionada pela implementação do mesmo recife artificial investigado no presente estudo. Porém, uma forte influência da sazonalidade na comunidade de invertebrados local apontada pelos próprios autores, associada à falta de maiores evidências de variação da dieta torna improvável que um maior nível trófico de *P. harroweri* seja consequência de um incremento .

O tubarão *R. porosus* é descrito como oportunista, e como já citado anteriormente, sua dieta consiste principalmente de lulas e diversas espécies de peixes que foram encontradas nos arredores do recife e nas áreas-controle adjacentes, como o *Peprilus paru*, a pescada *M. ancylodon* e o clupeídeo *O. oglinum* (Silva & Almeida, 2001). Logo, o predomínio de telósteos e lulas em AR, CN e CS está de acordo com as informações da literatura. A falta de variação na dieta do táxon ao longo das áreas de coleta corroborou os resultados da análise de isótopos estáveis, que por sua vez não forneceu qualquer indicação de mudanças nos hábitos dos indivíduos de *R. porosus* ocasionadas pela presença do recife.

Para as demais espécies, um número menor de estômagos com conteúdo impossibilitou uma análise mais detalhada de seus hábitos alimentares, sendo possível apenas fazer algumas considerações baseadas na análise de isótopos estáveis.

Os indivíduos de *C. jamaicensis* coletados em AR foram responsáveis pelas maiores amplitudes, área total e distâncias centroides observadas para a espécie, o que poderia indicar uma maior plasticidade na alimentação promovida pela presença do recife artificial (Layman *et al.*, 2007). Porém, esta tendência não foi identificada para os outros táxons analisados, sendo constatados apenas valores isolados que apontam para a mesma direção. É o caso de *B. bagre*, que apresentou uma maior amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em AR, e a medida de área-total obtida para *L. breviceps*, que foi superior próxima ao complexo recifal.

As respostas ao assentamento de um novo habitat podem variar entre espécies e vão estar relacionadas aos seus hábitos de vida (Bohnsack *et al.*, 1989; Pickering & Whitmarsh, 1997). Para espécies transientes, que apresentam hábitos generalistas e pouca fidelidade à sítios específicos, a

melhor maneira de se avaliar o impacto de um recife é através de ferramentas de análise trófica (Simonsen, 2008; Gregalis *et al.* 2013). Mas no presente estudo, uma abordagem focando nas interações e na dinâmica dos táxons mais representativos da ictiofauna não mostrou qualquer variação que possa ser atribuída à presença da estrutura artificial.

5. CONCLUSÕES

No presente estudo, não foram observados resultados contundentes indicando que o recife está promovendo alterações significativas na dinâmica trófica das espécies analisadas, sendo refutada a hipótese previamente apresentada. Porém, deve-se lembrar que aqui estão incluídos apenas os táxons transientes e comercialmente importantes da região, enquanto trabalhos como o de Brotto *et al.* (2007) e Santos *et al.* (2010) já registraram a presença de espécies de caráter mais residente no recife, como lutjanídeos e serranídeos. Logo, estudos tróficos que envolvam estes organismos podem ajudar a esclarecer melhor o papel deste complexo recifal na região.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, M. J. (2005). *PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance*. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland. 55p.
- Anvisa (1998). Agência Nacional de Vigilância Sanitária. *Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998: Princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos*. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm. Acessado em: 19/08/2013.
- Araújo, M. S., Bolnick, D. I., Machado, G., Giaretta, A. A., Reis, S. F. (2007). Using $\delta^{13}\text{C}$ stable isotopes to quantify individual-level data variation. *Oecologia*, doi: 10.1007/s00442-007-0687-1.
- Bastos, W.R., Malm O., Pfeiffer, W.R. & Clearly, D. (1998). Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. *Ciência e Cultura*. 50(4): 255-260.

- Bearhop, S., Adams, C. E., Waldron, S., Fuller, R. A., Macleod, H. (2004). Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* 73: 1007-1012.
- Bligh, E. G., Dyer, W. J. (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37: 911-917.
- Boecklen, W. J., Yarnes, C. T., Cook, B. A., James, A. C. (2011). On the use of stable isotopes of trophic ecology. *Annual Review of Ecology and Evolution and Systematics* 42: 411-440.
- Brickhill, M.J., Lee, S.Y., Connolly, R.M. (2005). Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *Journal of Fish Biology*, 67: 53-71.
- Brodeur, R. D. & Pearcy, W. G. (1992). Effect of environmental variability on trophic interactions and food web structure in a pelagic upwelling ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 84: 101-119.
- Brotto, D. S., Zalmon, I. R. (2007). The effect of an artificial reef structural complexity and benthic colonization on gill net fish assemblages. *Tropical Oceanography*, 35: 1-16.
- Buratini, S. V. & Brandelli, A. (2006). Bioacumulação. In: Zagatto, P. A. ; Bertoletti, E. (eds.) *Ecotoxicologia aquática. Princípios e aplicações*. São Carlos: RiMa. Cap. 4, p. 56-88.
- Cabana, G. & Rasmussen, J. B. (1994). Modeling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, 372: 255-257.
- Carassou, L., Kulbicki, M., Nicola, T. J. R. & Polunin N. V. C. (2008). Assessment of fish trophic status and relationships by stable isotope data in the coral reef lagoon of New Caledonia, Southwest Pacific. *Aquatic Living Resources*, 21: 1-12.
- Carvalho, C. E. V., Di Benedetto, A. P. M., Souza, C. M. M., Ramos, R. M. A., Rezende, C. E. (2008). Heavy metal distribution in two cetacean species in Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. *Journal of Marine Biological Association UK*, 88: 1117-1120.
- Carvalho, M. C. (2008). Uso dos isótopos estáveis de carbono, nitrogênio e enxofre em estudos de ecologia costeira. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 694-705.
- Champ, C. W., Woodall, W. H. (1987). Exact results for Shewhart Control Charts with supplementary runs rules. *Technometrics*, 29: 393-399.

- Chaves, P. T., Vendel, A. L. (2008). Análise comparativa da alimentação de peixes (Teleostei) entre ambientes de marisma e manguezal em um estuário do sul do Brasil (Baía de Guaratuba, Paraná). *Revista Brasileira de Zoologia*, 25: 10-15.
- Chumchal, M. M., Hambright, K. D. (2009). Ecological factors regulating mercury contamination of fish from Caddo Lake, Texas, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28: 962-972.
- Clarke, K. R., Gorley, R. N. (2006). Primer v6: user manual/tutorial. Primer-e, Plymouth.
- Coen, L. D., Luckenbach, M. W., Breitburg, D. L. (1999). The role of oyster reefs as Essential Fish Habitats: a review of current knowledge and some new perspectives. *AFS Symposium*, 22: 438-454.
- Conceição, R. N. L., Pereira, J. A. (2006). Comunidades de peixes em recifes artificiais no estado do Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciência do Mar*, 39: 99-109.
- Connolly, R. M., Guest, M. A., Melville, A. J., Oakes, J. M. (2003). Sulfur stable isotopes separate producers on a marine food-web analysis. *Oecologia* 138: 161-167.
- Cowan Jr. J. H., Grimes, C. B., Patterson III, W. F., Walters, C. J., Jones, A. C., Lindberg, W. J., Sheehy, D. J., Pine III, W. E., Powers, J. E., Campbell, M. D., Lindeman, K. C., Diamond, S. L., Hilborn, R., Gibson, H. T., Rose, K. A. (2010). Red snapper management in the Gulf of Mexico: science- or faith-based? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, doi: 10.1007/s11160-010-9165-7.
- Curcho, M. R. S. M., Farias, L. A., Baggio, S. R., Fonseca, B. C., Nascimento, S. M., Bortoli, M. C., Braga, E. S., Fávoro, D. I. T. (2009). *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, 68: 442-450.
- Denadai, M. R., Bessa, E., Santos, F. B., Fernandez, W. F., Santos, F. M. S., Feijó, M. M., Arcuri, A. C. D., Turra, A. (2012). *Biota Neotropica*, 12: 74: 83.
- Di Benedetto, A. P. M., Bittar, V. T., Camargo, P. B., Rezende, C. E., Kehrig, H. A. (2012) Mercury and nitrogen isotope in a marine species from a tropical coastal food web. *Archive of Environmental Contamination Toxicology* 62: 264-271.
- Eagles-Smith, C. A., Suchanek, T. H., Colwell, A. E., Anderson, N. L., Moyle, P. B. (2008). Changes in fish diets and food web mercury bioaccumulation induced by an invasive planktivorous fish. *Ecological Applications* 18: A213-A226.

- Estrada, J. A., Rice, A. N., Natanson, L. J. & Skomal, G. B. (2006). Use of isotopic analysis of vertebrae in reconstructing ontogenetic feeding ecology in white sharks. *Ecology*, 87(4): 829-834.
- Fabi, G., Grati, F., Lucchetti, A., Trovarelli, L. (2002). Evolution of the fish assemblage around a gas platform in the northern Adriatic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S309-S315.
- Fabi, G., Manoukian, S., Spagnolo, A. (2006). Feeding behavior of three common fishes at an artificial reef in the northern Adriatic Sea. *Bulletin of Marine Science*, 78: 39-56.
- Faria, V. V., Novelli, R., Gomes, M. P., Zalmon, I. R. (2001). Potencial atrator de tubarões costeiros em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 813-821.
- Forstner, U. E. & Wittman, G. T. W. (1983) Metal Pollution in the Aquatic Environment. 2. ^{ed.} Berlin, *Spriger-Verlag*, p 475 - 486.
- Freitas, M. O. & Velastin, R. (2010). Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) Norte Catarinense, Sul do Brasil. *Acta Scenarium*, 32: 31-37.
- Fry, B. (2007). Coupled N, C and S stable isotope measurements using a dual-column gas chromatography system. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 21: 750-756.
- Fry, B.; Chumchal, M. M. (2012) Mercury bioaccumulation in estuarine food webs. *Ecological Applications* 22: 606-623.
- Fry, B.; Mumford, P. L.; Tam, F.; Fox, D. D.; Warren, G. L.; Havens, K. E. & Steinman, A. D. (1999). Trophic position and individual feeding histories of *Aquatic Sciences*, 56: 590-600.
- Fry, B.; Silva, S. R., Kendall, C., Anderson, R. K. (2002). Oxygen isotope corrections for online $\delta^{34}\text{S}$ analysis. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 16: 854-858.
- Fry, J. C. (1993). *Biological data analysis*. Oxford University Press, Oxford. 417p.
- Godoy, E. A. S., Almeida, T. C. M., Zalmon, I. R. (2002). Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef – Rio de Janeiro, Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S138-S143.
- Gomes, M. P., Novelli, R., Zalmon, I. R. (2004). Attraction of *Chloroscombrus crysurus* Linnaeus, 1766 (Teleostei: Carangidae) by artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26: 299-305.

- Gregalis, K. C., Johnson, M. W., Powers, S. P. (2013). Restored oyster reef location and design affect responses of resident and transient fish, crab and shellfish species in Mobile Bay, Alabama. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 314-327.
- Grossman, G. D., Jones, G. P., Seaman Jr., W. (1997). Do artificial reefs increase regional production? *Fisheries*, 22: 17-23.
- Hall, S. L., Gurney, W. S. C., Dobby, H., Basford, D. J., Heaney, S. D. & Robertson, M. R. (1995). Inferring feeding patterns from stomach contents data. *Journal of Animal Ecology*, 64: 39-62.
- Hansson, S. (1998). Methods of studying fish feeding: a comment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 2706-2707.
- Harding, J. M., Mann, R. (2001a). Oyster reefs as fish habitat: opportunistic use of restored reefs by transient fishes. *Journal of Shellfish Research*, 20: 951-959.
- Harding, J. M., Mann, R. (2001b). Diet and habitat use by bluefish, *Pomatomus Saltatrix*, in a Chesapeake Bay estuary. *Environmental Biology of Fishes*, 60: 401-409.
- Harvey, C. J., Hanson, P. C., Essington, T. E., Brown, P. B., Kitchell, J. F. (2007). Using bioenergetics models to predict stable isotope ratios in fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 115-124.
- Hopkins, T. L. (1985). Food web of an Antarctic midwater ecosystem. *Marine Biology*, 89: 197-212.
- Humphries, A. T., La Peyre, M. K., Kimball, M. E., Rozas, L. P. (2011). Testing the effect of habitat structure and complexity on nekton assemblages using experimental oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 409: 172-179.
- Hyslop, E.J. (1980). Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411–429.
- Jardewski, C. L. F., Almeida, T.C. M. (2005). Sucessão de espécies de peixes em recifes artificiais numa ilha costeira do litoral sul brasileiro. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 9: 57-63.
- Jennings, S.; Renones, O.; Morales-Nin, B.; Polunin, N. V. C.; Moranta, J. & Coll, J. (1997). Spatial variation in the $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ stable isotope composition of plants, invertebrates and fishes on Mediterranean reefs: implications for the study of trophic pathways. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 146: 109-116.
- Jordan, L. K. B., Gilliam, D. S., Spieler, R. E. (2005). Reef fish assemblage structure affect by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 326: 170-186.

- Kasper, D., Palermo, E. F. A., Dias, A. C. M. I., Ferreira, G. L., Leitão, R. P., Branco, C. W. C., Malm, O. (2009). Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fishes from a tropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7: 751-758.
- Kilujen, M., Grey, J., Sinisalo, T., Harrod, C., Immonen, H., Jones, R. I. (2006). A revised model for lipid-normalizing $\delta^{13}\text{C}$ values from aquatic organisms, with implications for isotope mixing models. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1213-1222.
- Krebs, C. (1998). *Ecological Methodology*. Addison Wesley, Longman (2ed). 620p.
- Krohling, W., Brotto, D.S., Zalmon, I. R. (2006a) Fouling community recruitment on an artificial reef in the north coast of Rio de Janeiro. *Journal of Coastal Research*., 39: 1118-1121.
- Krohling, W., Brotto, D. S., Zalmon, I. R. (2006b) Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54 (4): 183-191.
- Lacerda, L. D., Carvalho, C. E. V., Rezende, C. E., Pfeiffer, W. C. (1993). Mercury in the sediments from the Paraíba do Sul River continental shelf, SE Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 220-222.
- Lacerda, L. D., Malm, O. (2008). Mercury contamination in aquatic ecosystems: an analysis of the critical areas. *Estudos Avançados*, 22: 173-190.
- Lacerda, L. D., Paraquetti, H. H. M., Marins, R. V., Rezende, C. E., Zalmon, I. R., Gomes, M. P., Faria, V. (2000). *Revista Brasileira de Biologia*, 60: 571-576.
- Laptikhovskiy, V. V. (2005). A trophic ecology of two grenadier species (Macrouridae, Pisces) in deep waters of the Southwest Atlantic. *Deep-Sea Research I* 52: 1502-1514.
- Layman, C. A., Arrington, D. A., Montaña, C. G., Post, D. M. (2007). Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88: 42-48.
- Leitão, F., Santos, M.N., Monteiro, C.C. (2007). Contribution of artificial reefs to the diet of the white sea bream (*Diplodus sargus*). *ICES Journal of Marine Science*, 64: 473-478.
- Levins, R. (1968). *Evolutions in changing environments*. Princenton University Press, Princenton, N.J. 120p.

- Lindquist, D. G.; Cahoon, L. B.; Clavijo, I. E.; Posey, M. H.; Bolden, S. K.; Pike, L. A.; Burk, S. W. & Cardullo, P. A. (1994). Reef fish stomach contents and prey abundance on reef and sand substrata associated with adjacent artificial and natural reefs in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science*, Vol. 55, 2: 308-318.
- Logan, J. M., Jardine, T. D., Miller, T. J., Bunn, S. E., Cunjak, R. A., Lutcavage, M. E. (2008). Lipid correction in carbon and nitrogen stable isotope analyses: comparison of chemical extraction and modeling methods. *Journal of Animal Ecology* 77: 838-846, 2008.
- Machado, P. M., Sá, F. S., Rezende, C. E., Zalmon, I. R. (2013). Artificial reef impact on macrobenthic community on south-eastern Brazil coast. *Marine Biodiversity Records*, 6: e40 doi: 10.1017/S1755267213000183.
- Manetta, G. I. & Benedito-Cecilio, E. (2003). Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 25(1): 121-129.
- Martinelli, L. A.; Ometto, J. P. H. B.; Ferraz, E. S.; Victoria, R. L.; Camargo, P. B. & Moreira, M. Z. (2009). *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. Oficina de textos, São Paulo. 144 pp.
- Mateo, M. A., Serrano, O., Serrano, L., Michener, R. H. (2008). Effects of sample preparation on stable isotope ratios of carbon and nitrogen in marine invertebrates: implications for food web studies using stable isotopes. *Oecologia*, 157: 105-115.
- Matthews, B., Mazumder, A. (2004). A critical evaluation of intrapopulation variation of $\delta^{13}\text{C}$ and isotopic evidence of individual specialization. *Oecologia*, 140: 361-371.
- McCutchan Jr., J. H., Lewis Jr., W. M., Kendall, C., McGrath, C. C. (2003). Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulfur. *Oikos*, 102: 378-390.
- Mcyntire, J. K., Beauchamp, D. A. (2007). Age and trophic position dominate bioaccumulation of mercury and organochlorines in the food web of lake Washington. *Science of Total Environment* 372: 571-584.
- Moncreiff, C. A., Sullivan, M. J. (2001). Trophic importance of epiphytic algae in subtropical seagrass beds: evidence from multiple stable isotope analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 93-106.
- OMS (1989). Organização Mundial de Saúde. *Mercury Environmental Aspects*. Environmental Health Criteria, 86. Disponível em: <http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc86.pdf>. Acessado em: 19/08/2013.

- Osenberg, C.W., Mary, C.M., Wilson, J.A., Lindberg, W.J. (2002). A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S214-S221.
- Pauly, D., Froese, R., Sa-a, P. S., Palomares, M. L., Christensen, V., Rius, J. (2000). TrophLab Manual. ICLARM, Manila, Phillipines.
- Perkol-Finkel, S., Shashar, N., Benayahu, Y. (2006). Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Marine Environmental Research*, 61: 121-135.
- Pickering, H., Whitmarsh, D. (1997). Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research*, 31: 39-59.
- Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C. (1999). Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Functional Ecology*, 13: 225-231.
- Plunket, J. T. (2003). A comparison of finfish assemblages on subtidal oyster shell (cultched oyster lease) and mud bottom in Barataria Bay, Louisiana. *Dissertação de Mestrado*. Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, Baton Rouge, LA, USA. 84p.
- Post, D.M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83: 703–18.
- Post, D. M., Layman, C. A., Arrington, D. A., Takimoto, G., Quattrochi, J., Montaña, C. G. (2007). Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, doi: 10.1007/s00442-006-0630-x.
- Quan, Wm., Humphries, A. T., Shi, Ly., Chen, Yq. (2012). Determination of trophic transfer at a created intertidal oyster (*Crassostrea ariakensis*) reef in the Yangtze River estuary using stable isotope analyses. *Estuaries and Coasts*, 35: 109-120.
- Relini, G.; Relini, M.; Torchia, G. & Palandri, G. (2002). Ten years of censuses of fish fauna on the Loano artificial reef. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S132-S137.
- Ryba, S. A., Burgess, R. M. (2002). Effects of sample preparation on the measurement of organic carbon, hydrogen, nitrogen, sulfur and oxygen concentrations in marine sediments. *Chemosphere*, 139-147.
- Santos, L. N., Brotto, D. S., Zalmon, I. R. (2010). Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386: 54-60.

- Seaman Jr., W. (2000). *Artificial reef evaluation – with application to related marine habitats*. CRC Press/Springer-Verlag, Boca Raton, FL. 246p.
- Silva, C. M. L., Almeida, Z. S. (2001). Alimentação de *Rhizoprionodon porosus* (Elasmobranchii: Carcharinidae) da costa do Maranhão, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 27: 201-207.
- Simon, T. E. (2010). Peixes recifais: comparação entre ambientes artificiais e naturais. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil. 70p.
- Simonsen, K. A. (2008). The effect of an inshore artificial reef on the community structure and feeding ecology of estuarine fishes in Barataria Bay, Louisiana. *Dissertação de Mestrado*. Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, Baton Rouge, LA, USA. 111p.
- Sinopoli, M., Fanelli, E., D'anna, G., Badalamenti, F., Pipitone, C. (2012). Assessing the effects of a trawling ban on diet and trophic level of Hake, *Merluccius merluccius*, in the southern Tyrrhenian Sea. *Scientia Marina*, 76: 677-690.
- Sluis, M. Z., Boswell, K. M., Chumchal, M. M., Wells, R. J. D., Soulen, B., Cowan Jr, J. H. (2013). Regional variation in mercury and stable isotopes of red snapper (*Lutjanus campechanus*) in the northern Gulf of Mexico, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32: 434-441.
- Smith, J. W. (1994). Biology and Fishery of Atlantic Thread Herring, *Opisthonema oglinum*, along the North Carolina coast. *Marine Fisheries Review*, 64: 1-7.
- Souza, T. A., Godoy, J. M., Godoy, M. L. D. P., Moreira, I., Carvalho, Z. L., Salomão, M. S. M. B., Rezende, C. E. (2010). Use of multitracers for the study of water mixing in the Paraíba do Sul River estuary. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101: 564-570.
- Thomas, C. J. & Cahoon, L. B. (1993). Stable isotope analyses differentiate between different trophic pathways supporting rocky-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 95: 19-24.
- Trudel, M., Rasmussen, J. B. (2006). Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modeling perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1890-1902.
- Ulrich, S. M., Tanton, T., Abdrashitova, S. A. (2001). Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 31: 241-293.

- Wells, R. J. D. (2007). The effects of trawling and habitat use on red snapper and the associated community. *Dissertação de Mestrado*. Louisiana State University, Department of Oceanography and Coastal Sciences. Baton Rouge, LA, USA. 179p.
- Warburton, K.; Retif, S. & Hume, D. 1998. Generalist as a sequential specialist: diets and prey switching in juvenile silverperch. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 445-454.
- Windom, H. L. & Kendall, D. R. (1979). Accumulation and biotransformation in coastal and marine biota. In: Nriagu, J. O. (ed.). *Biogeochemistry of mercury in the environment*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. P. 303-323.
- Whitmarsh, D., Santos, M. N., Ramos, J., Monteiro, C. C. (2008). Marine habitat modification through artificial reefs off the Algarve (southern Portugal): an economic analysis of the fisheries and the prospects for management. *Ocean & Coastal Management*, 51: 463-468.
- Zalmon, I. R., Novelli, R., Gomes, M. P., & Faria, V. V. (2002). Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S83-S87.

DISCUSSÃO GERAL

A análise da estrutura da comunidade evidenciou uma tendência à maior riqueza de espécies na área sob influência do recife artificial. Mesmo assim, não foram observadas variações significativas na assembléia investigada quando considerados os dados de abundância e biomassa, sugerindo que o recife não está agindo de maneira contundente sobre a ictiofauna local. A análise das interações tróficas subsequentes parecem corroborar o fato, e apesar de serem identificadas alterações isoladas na dinâmica trófica de algumas espécies, não foram levantadas informações suficientes que provem o caráter modificador da estrutura artificial investigada.

Harding & Mann (2001) discutem a função de um habitat específico, inserindo a questão dentro do conceito da essencialidade do mesmo para a ictiofauna. Estes autores afirmam que não se deve pensar em fidelidade ao ambiente quando considerados peixes oportunistas que, independentemente da existência de determinada estrutura artificial, estão presentes na região. Certamente, este é o caso no presente estudo, já que as espécies analisadas são conhecidas e se distribuem ao longo da costa brasileira e na região norte do estado do Rio de Janeiro (Figueiredo & Menezes, 1980). Ainda assim, mudanças observadas após o assentamento de recifes artificiais mostram que estes podem promover consequências para a estrutura da ictiofauna (Harding & Mann, 2001; Simonsen, 2008).

A relação entre um recife artificial e a ictiofauna associada parece ocorrer nos dois sentidos. O recife irá modificar o ambiente, disponibilizando uma maior quantidade de presas para os peixes (Simonsen, 2008). Mas este grupo também vai proporcionar alterações na comunidade associada ao recife, principalmente ao considerarmos as espécies transientes, que normalmente são topos de cadeia e podem influenciar o ambiente através da predação (Linehan *et al.*, 2001; Laurel *et al.*, 2003; Gregalis *et al.*, 2013).

A avaliação de uma possível relação entre uma estrutura artificial e a ictiofauna deve levar em consideração diversos fatores. Sabe-se que as características do recife, como sua complexidade, tempo de existência e área de instalação, devem influenciar o impacto que o mesmo vai exercer sobre os organismos. Ao mesmo tempo, as respostas dos peixes à instalação de um

novo habitat parecem variar de espécie para espécie de acordo com os requerimentos e necessidades de cada táxon. Logo, entender os processos de interação que devem proporcionar mudanças de qualquer magnitude na assembléia de peixes transientes muitas vezes é complicado (Peterson *et al.*, 2003; Brickhill *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2010; Folpp *et al.*, 2013).

No presente estudo, não foi observada qualquer alteração significativa na estrutura ou na dinâmica trófica da assembléia de peixes transientes analisada, sendo constatada apenas uma forte sazonalidade já encontrada para os invertebrados da região (Machado *et al.*, 2013). Até onde esta variação temporal está ofuscando uma possível influência do próprio recife não está claro, mas talvez uma abordagem um pouco diferente possa ajudar a elucidar a questão. Trabalhos de Brotto *et al.* (2007) e Santos *et al.* (2010) identificaram, por censo visual no mesmo recife, algumas espécies de peixes com caráter mais residente do que os táxons investigados aqui, incluindo alguns representantes do chamado complexo recifal Lutjanidae-Serranidae (Coleman *et al.*, 2000). Apesar destes não proporcionarem um incremento da abundância e biomassa que possa ser sentido através da arte de pesca predominante na região (rede de espera), um estudo trófico tendo essas espécies como alvo pode ajudar a entender se e como o recife pode estar agindo na área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brickhill, M.J., Lee, S.Y., Connolly, R.M. (2005). Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *Journal of Fish Biology*, 67: 53-71.
- Brotto, D. S., Zalmon, I. R. (2007). The effect of an artificial reef structural complexity and benthic colonization on gill net fish assemblages. *Tropical Oceanography*, 35: 1-16.
- Coleman, F. C., Koenig, C. C., Huntsman, G. R., Musick, J. A., Eklund, A. M., McGovern, J. C., Chapman, R. W., Sedberry, G. R., Grimes, C. B. (2000). Long-lived reef fishes: the grouper-snapper complex. *Fisheries*, 25: 14-20.
- Figueiredo, J. L., Menezes, N. A. (eds.). *Manual de peixes Marinhos do Sudeste do Brasil*. Editora da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo.

- Folpp, H., Lowry, M., Gregson, M., Suthers, I. (2013). Fish assemblages on estuarine artificial reefs: natural rocky-reef mimics or discrete assemblages? *Plos One*, 8: e63505. doi:10.1371/journal.pone.0063505.
- Gregalis, K. C., Johnson, M. W., Powers, S. P. (2013). Restored oyster reef location and design affect responses of resident and transient fish, crab and shellfish species in Mobile Bay, Alabama. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 314-327.
- Harding, J. M., Mann, R. (2001). Oyster reefs as fish habitat: opportunistic use of restored reefs by transient fishes. *Journal of Shellfish Research*, 20: 951-959.
- Laurel, B. J., Gregory, R. S., Brown, J. A. (2003). Predator distribution and habitat patch area determine predation rates on age-0 juvenile cod *Gadus spp.* *Marine Ecology Progress Series*, 251: 245-254.
- Linehan, J. E., Gregory, R. S., Schneider, D. C. (2001). Predation risk of age 0 cod (*Gadus morhua*) relative to depth and substrate in coastal waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 263: 25-44.
- Machado, P. M., Sá, F. S., Rezende, C. E., Zalmon, I. R. (2013). Artificial reef impact on macrobenthic community on south-eastern Brazil coast. *Marine Biodiversity Records*, 6: e40 doi: 10.1017/S1755267213000183.
- Peterson, C. H., Grabowski, J. H., Powers, S. P. (2003). Estimated enhancement of fish production resulting from restoring oyster reef habitat: quantitative evaluation. *Marine Ecology Progress Series*, 264: 249-264.
- Santos, L. N., Brotto, D. S., Zalmon, I. R. (2010). Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386: 54-60.
- Simonsen, K. A. (2008). The effect of an inshore artificial reef on the community structure and feeding ecology of estuarine fishes in Barataria Bay, Louisiana. *Dissertação de Mestrado*. Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, Baton Rouge, LA, USA. 111p.

ANEXO I

Tabela I: Médias e desvios-padrões de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ e THg (ng/g⁻¹) observados para as dez espécies mais representativas ao longo das três áreas e coleta.

	$\delta^{13}\text{C}$			$\delta^{15}\text{N}$			$\delta^{34}\text{S}$			THg		
	AR	CN	CS	AR	CN	CS	AR	CN	CS	AR	CN	CS
<i>A. luniscutis</i>	-16,02 ± 1,6	-16,26 ± 0,88	-15,74 ± 0,26	14,83 ± 0,63	14,59 ± 0,32	14,51 ± 0,31	16,49 ± 0,69	16,18 ± 0,47	16,05 ± 0,33	524 ± 282	490 ± 191	463 ± 125
<i>B. bagre</i>	-16,03 ± 0,4	-16,31 ± 0,39	-16,11 ± 0,28	14,66 ± 0,33	14,54 ± 0,6	14,79 ± 0,32	16,73 ± 0,77	16,16 ± 0,44	17,45 ± 0,62	319 ± 174	656 ± 525	260 ± 83
<i>C. jamicensis</i>	-15,85 ± 0,55	-16,11 ± 0,37	-16,04	14,72 ± 0,9	14,94 ± 0,57	15,15	16,07 ± 1,17	16,41 ± 0,51	16,89	239 ± 109	213 ± 112	96
<i>G. genidens</i>	-16,03 ± 0,14	-16,2 ± 0,42	-16,27 ± 1,05	13,61 ± 0,26	13,71 ± 0,69	13,86 ± 1,09	16,94 ± 0,7	16,16 ± 1,1	16,93 ± 0,61	289 ± 67	379 ± 121	917 ± 452
<i>I. parvipinnis</i>	-16,73 ± 0,52	-17,81 ± 1,14		15,09 ± 0,54	13,7 ± 0,56		16,35 ± 0,34	16,26 ± 0,46		582 ± 491	234 ± 134	
<i>L. breviceps</i>	-16,34 ± 0,42	-16,86 ± 0,39	-16,27 ± 0,46	15,02 ± 0,59	14,24 ± 0,34	14,83 ± 0,68	17,33 ± 0,4	16,7 ± 0,62	17,12 ± 0,62	328 ± 99	165 ± 67	288
<i>M. ancylodon</i>	-16,37 ± 0,78	-16,47 ± 0,86	-16,05 ± 0,36	14,68 ± 0,64	14,35 ± 0,41	14,54 ± 0,49	16,32 ± 0,82	15,78 ± 0,43	16,3 ± 0,72	223 ± 114	207 ± 130	195 ± 180
<i>O. oglinum</i>	-17,62 ± 0,35	-17,57 ± 0,37	-17,57 ± 0,32	11,56 ± 0,25	11,31 ± 0,81	11,28 ± 0,73	18,15 ± 0,44	18,08 ± 0,84	18,1 ± 0,64	91 ± 36	102 ± 49	118 ± 52
<i>P. harroweri</i>	-16,95 ± 0,3	-17,07 ± 0,44	-16,97 ± 0,21	14,26 ± 0,28	13,79 ± 0,24	13,66 ± 0,42	17,35 ± 0,69	17,16 ± 0,43	17,59 ± 0,90	267 ± 112	224 ± 32	218 ± 76
<i>R. porasus</i>	-16,46 ± 0,76	-16,68 ± 0,76	-16,53 ± 0,79	13,43 ± 0,45	13,5 ± 0,42	13,47 ± 0,84	17,21 ± 0,49	16,37 ± 0,96	17,65 ± 0,59	172 ± 109	218 ± 163	203 ± 166