

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAPHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAPHIA**

GABRIELA FIGUEIROA DE ARAÚJO

**MODELAGEM DE FONTES DE MATÉRIA ORGÂNICA PARA BIVALVES E SUA
CONTAMINAÇÃO POR ORGANOCLORADOS NO SISTEMA ESTUARINO DO
RIO CAPIBARIBE, PERNAMBUCO**

Recife

2018

GABRIELA FIGUEIROA DE ARAÚJO

**MODELAGEM DE FONTES DE MATÉRIA ORGÂNICA PARA BIVALVES E SUA
CONTAMINAÇÃO POR ORGANOCLORADOS NO SISTEMA ESTUARINO DO
RIO CAPIBARIBE, PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Área de concentração: Oceanografia Abiótica.

Orientador: Prof. Dr. Gilvan Takeshi Yogui.

Recife

2018

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

A663m Araújo, Gabriela Figueiroa de.

Modelagem de fontes de matéria orgânica para bivalves e sua contaminação por organoclorados no sistema estuarino do Rio Capibaribe, Pernambuco / Gabriela Figueiroa de Araújo. – 2018.

94 folhas, figs., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Gilvan Takeshi Yogui.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2018.

Inclui Referências e Apêndices.

1. Oceanografia. 2. *Anomalocardia flexuosa*. 3. *Mytella charruana*. 4. Isótopo estável. 5. Modelo de mistura. 6. PCB. 7. DDT. I. Yogui, Gilvan Takeshi. (Orientador). II. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG/2019-83

GABRIELA FIGUEIROA DE ARAÚJO

**MODELAGEM DE FONTES DE MATÉRIA ORGÂNICA PARA BIVALVES E SUA
CONTAMINAÇÃO POR ORGANOCLORADOS NO SISTEMA ESTUARINO DO
RIO CAPIBARIBE, PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Área de concentração: Oceanografia Abiótica

Aprovada em: 30/11/2018.

BANCA EXAMINADORA

Profº. Dr. Gilvan Takeshi Yogui (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Profº. Dr. Ralf Schwamborn (Examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profª. Dra. Daniele Claudino Maciel (Examinadora externa)
Instituto Federal de Alagoas

AGRADECIMENTOS

À Deus, primeiramente, por ter me dado a vida e tudo que a envolve. Por me permitir fazer algo que eu quero mais e mais e sou cada vez mais apaixonada. Por ter iluminado meus caminhos sempre, por ter feito da minha escolha de mestrado a melhor possível e principalmente por ter me dado paciência e forças em uma fase da minha vida que não foi fácil. Agradeço também por ter colocado tantas pessoas boas perto de mim, sendo muitas delas mencionadas aqui. Não nomearei a maioria delas para não me estender muito.

À minha querida e amada família, base de todo meu aprendizado e acolhedora em todas as horas. Passamos por momentos complicados nestes últimos anos, mas são nas dificuldades que percebemos que nos tornamos mais fortes e unidos. Agradeço principalmente à minha mãe, a quem devo minha educação e força. Se todas as pessoas tivessem sua disposição, paciência e garra, o mundo seria bem melhor. Quero agradecer especialmente aos meus não-humanos, que além de toda a felicidade que vocês me proporcionam, vocês sempre me recebem de uma volta para casa com uma alegria e uma energia ímpares. Todos vocês fizeram e fazem tudo ficar melhor e mais leve.

Ao amor da minha vida, companheiro de todos os momentos, aquele que deixei fazer parte da minha vida e que não me arrependo nem um pouco disso. Raul, não tenho palavras para descrever o quanto você foi e é imprescindível na minha vida. Obrigada pelas incontáveis ajudas, pelos conselhos, pela compreensão e calma invejáveis, por ser quem você é e estar comigo sempre. Meus olhos brilham quando penso em você, mesmo depois de anos. Que homem!

Aos meus amigos, meus amores, sou louca por vocês. “Apesar da distância”, que se limita ao contato físico, estou sempre com vocês em pensamento. À Mari, aos amigos da UPE, aos que de alguma forma o tempo e as afinidades uniram... Todos foram importantes neste trajeto. Ainda bem que temos uns aos outros para “segurar nossas pontas”.

A todos relacionados ao mestrado: ao Departamento de Oceanografia (DOCEAN), este lugar maravilhoso que me faz sentir em casa. Aos funcionários, aos professores, aos colegas de turma e aos que fui conhecendo aos poucos (seja em disciplinas, seja pelos corredores, ou ainda em eventos). Todos agradáveis, simpáticos, solícitos e admiráveis, como pesquisadores e como humanos. Se eu tinha minhas expectativas antes de começar o mestrado, todas elas foram superadas, graças a vocês. Sou bastante grata a todos.

À família OrganoMAR, que me acolheu com tanto carinho, afetuosidade e energia. Obrigada por me auxiliarem tanto nas bancadas quanto me dando forças ao longo do mestrado. Sou incapaz de retribuir tudo o que fizeram por mim. Vocês fizeram esta etapa ficar mais tranquila, descontraída e segura.

Gilvan, sou grata por ter confiado em alguém que, como costumo falar, "caiu de paraquedas" na sua frente, pedindo orientação para uma seleção de mestrado às pressas. Poucos dariam essa confiança que você me deu e isso é impagável. Desde então, você continuou me dando essa confiança, nos momentos que mais precisei. Obrigada por ser um orientador que instrui, aconselha, compreende, motiva, cobra e faz de tudo para ver o aluno crescer e se desenvolver sempre. Apesar do seu jeito, que faz com que muitos pensem o contrário, você tem um coração enorme. Obrigada por acreditar em mim o tempo todo, principalmente em momentos que minha desmotivação e insegurança eram maiores que minha autoconfiança.

Agradeço também aos laboratórios que contribuíram com a execução deste trabalho, nas coletas, com os equipamentos, disponibilidade de materiais ou em procedimentos. Ao Laboratório de Comunidades Marinhas pelo apoio nas coletas, ao Laboratório de Porifera pelo empréstimo da sonda multiparamétrica, ao Laboratório de Ecotoxicologia, por me permitir utilizar o aquário para os bivalves, e aos Laboratórios de Meiofauna e de Dinâmica de Populações de Invertebrados Bentônicos, pelo empréstimo das peneiras, todos do Centro de Biociências (CB). Ao Laboratório de Cultivo e Ecotoxicologia e ao Laboratório de Oceanografia Química, ambos do DOCEAN, por disponibilizar as estufas quando precisei. E ao Laboratório de Macroalgas do Museu de Oceanografia, pela identificação das macroalgas deste estudo.

À comunidade Ilha de Deus e especialmente ao Fábio e aos pescadores, pela troca de conhecimento e pelo auxílio neste trabalho. É lindo ver o quanto vocês valorizam o lugar onde vocês moram. Sou grata por ter tido a oportunidade de conhecer vocês e os projetos executados na Ilha.

À FACEPE, pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos membros da banca (Ralf e Dani), pelas preciosas contribuições e sugestões.

Enfim, a todos que acompanharam o meu caminho, os meus atropelos, os meus acertos, as minhas dificuldades e todo o meu aprendizado. Sem vocês, este documento não existiria.

RESUMO

Estuários urbanizados são ambientes submetidos a impactos antrópicos, entre eles a eutrofização e a poluição por contaminantes orgânicos, como as bifenilas policloradas (PCBs) e os pesticidas organoclorados. Esses ambientes possuem fontes de matéria orgânica com composições elementares e isotópicas distintas. Tais fontes são essenciais para bivalves, que servem como elo entre produtores primários e o restante da teia trófica detritívora. Os objetivos deste estudo foram investigar a ocorrência de organoclorados (OCs) em *Anomalocardia flexuosa* (marisco) e *Mytella charruana* (sururu) e inferir as principais fontes de alimento dessas duas espécies no estuário do Rio Capibaribe. Os bivalves foram coletados em dois bancos do estuário. Também foram coletadas amostras de sedimento, material particulado em suspensão e produtores primários que são potenciais fontes alimentares para os bivalves. Todas as amostras foram processadas para as análises elementar e isotópica. Além disso, os bivalves também foram processados para as análises de organoclorados. Os sedimentos associados à *A. flexuosa* e *M. charruana* não apresentaram diferenças nos percentuais de lama e carbono orgânico. De acordo com a modelagem isotópica, detritos de macroalgas constituem a principal fonte de matéria orgânica na dieta das duas espécies de bivalves, com contribuição maior na dieta do sururu. O marisco é menos seletivo que o sururu em sua alimentação, ingerindo proporções similares de diversas fontes secundárias de matéria orgânica. Os OCs encontrados nos bivalves foram PCBs e DDTs. A contaminação foi maior no sururu do que no marisco. Pelo fato de terem sido detectados apenas metabólitos do DDT, pode-se inferir que essa contaminação no estuário é antiga. Em comparação com outros estudos realizados em sedimentos do Capibaribe, concluiu-se que os bivalves refletem a contaminação do ambiente bentônico. Segundo parâmetros estabelecidos por legislações de saúde pública, o marisco e o sururu do estuário do Capibaribe representam uma fonte de alimento segura para consumo humano. No entanto, essa afirmação deve ser interpretada com cautela porque o estuário está contaminado com diversos outros poluentes não investigados neste estudo.

Palavras-chave: *Anomalocardia flexuosa*. *Mytella charruana*. Isótopo estável. Modelo de mistura. PCB. DDT.

ABSTRACT

Urban estuaries are subject to human impacts, including eutrophication and pollution by man-made organic chemicals such as polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides. Sources of organic matter to estuaries usually have characteristic elemental and isotopic signatures. Such sources are taken up by bivalves that serve as a link between primary producers and higher consumers. This study investigated organochlorines (OCs) in clam *Anomalocardia flexuosa* (Carib pointed-venus) and mussel *Mytella charruana* (charrua mussel), and food source partitioning in their feeding habits. Bivalves were harvested from two sites in the Capibaribe Estuary, northeastern Brazil. Samples of sediment, suspended particulate matter and primary producers were also collected as potential food source for bivalves. All samples were processed for elemental and isotopic analyses. Bivalves were also processed for organochlorine analysis. Sediments associated with *A. flexuosa* and *M. charruana* were not different in terms of mud and organic carbon contents. According to stable isotope modeling, detritus of macroalgae are the main organic matter (OM) source for clams and mussels of the Capibaribe Estuary, with greater contribution to the mussel diet. Clams are less selective than mussels when filtering particles since modeling output revealed similar proportions of secondary OM sources. PCBs and DDTs were found at higher concentrations in mussels rather than clams. Considering that only DDT metabolites were detected in bivalves, it can be inferred that the organisms reflected ancient estuarine contamination. A comparison with previous studies shows that local bivalves reflect contamination found in estuarine sediments. According to several public health regulations, clams and mussels from the Capibaribe Estuary are safe for human consumption. However, this statement must be perceived with caution since the Capibaribe Estuary is contaminated by several other pollutants that were not investigated in this study.

Keywords: *Anomalocardia flexuosa*. *Mytella charruana*. Stable isotope. Mixing model. PCB. DDT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	<i>Anomalocardia flexuosa</i> , coletada no estuário do Rio Capibaribe (Fonte: própria).....	24
Figura 2 –	<i>Mytella charruana</i> , coletada no estuário do Rio Capibaribe (Fonte: própria).....	25
Figura 3 –	Pontos de coleta nos dois bancos de bivalves (destacados em vermelho) no estuário do Rio Capibaribe. O banco ao norte localiza-se no canal principal do Rio Capibaribe (junto à confluência com o Rio Beberibe), enquanto o banco ao sul localiza-se na Bacia do Pina. Os pontos em azul indicam coleta de <i>Anomalocardia flexuosa</i> (AF) e os pontos em verde indicam coleta de <i>Mytella charruana</i> (MC). Imagem de julho de 2016. Fonte do mapa: Google Earth.....	34
Figura 4 –	Proporção das frações de cascalho, areia, silte e argila no sedimento associado às amostras de <i>A. flexuosa</i> (AF) e <i>M. charruana</i> (MC). As amostras AF1 e MC1 pertencem ao primeiro banco, e as amostras AF2, AF3, MC2 e MC3 pertencem ao segundo banco.....	48
Figura 5 –	Índice de condição médio (IC, em %) dos indivíduos de <i>A. flexuosa</i> (AF), divididos por classe de tamanho, sendo P = pequena (< 24,5 mm) e G = grande (≥ 24,5 mm). As barras de erro representam desvio padrão.....	52
Figura 6 –	Índice de condição médio (IC, em %) dos indivíduos de <i>M. charruana</i> (MC) divididos por classe de tamanho, sendo P = pequena (≤ 30 mm), M = média (30-40 mm) e G = grande (≥ 40 mm). As barras de erro representam desvio padrão.....	53
Figura 7 –	Distribuição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nas potenciais fontes alimentares e nos bivalves <i>A. flexuosa</i> (Mixtures grp 1) e <i>M. charruana</i> (Mixtures grp 2).....	60
Figura 8 –	Percentual dos congêneres de PCB (agrupados conforme o número de átomos de cloro) nas amostras de <i>A. flexuosa</i> e <i>M. charruana</i>	68

Figura 9 –	Comparação da proporção de DDTs e seus metabólitos nos bivalves	
	<i>A. flexuosa</i> e <i>M. charruana</i> e em uma mistura técnica comercializada	
	no Brasil, segundo D’Amato, Torres e Malm (2002).....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Congêneres das bifenilas policloradas classificados em relação ao número de cloros na molécula.....	21
Tabela 2 –	Inventário estimado de compostos organoclorados utilizados no Brasil.	22
Tabela 3 –	Amostras de sedimento relacionadas à espécie e ao local onde foram coletadas.....	36
Tabela 4 –	Profundidade de amostragem na proveta, tempo de retirada da alíquota, fração granulométrica associada após os cálculos e classificação correspondente a cada amostra pipetada da suspensão de sedimentos finos.....	38
Tabela 5 –	Média e desvio padrão das recuperações para os controles de qualidade das análises de organoclorados em bivalves.....	43
Tabela 6 –	Massas utilizadas para as análises elementar e isotópica de cada matriz	44
Tabela 7 –	Média e desvio padrão das recuperações para cada material de referência (MR) utilizado.....	45
Tabela 8 –	Média e desvio padrão dos percentuais de carbono orgânico (C) e de nitrogênio (N) e da razão atômica entre carbono orgânico e nitrogênio total (C/N) em amostras de sedimento de <i>A. flexuosa</i> (AF) e de <i>M. charruana</i> (MC).....	49
Tabela 9 –	Correlações de Pearson significativas entre os parâmetros carbono orgânico, nitrogênio total e frações granulométricas do sedimento.....	50
Tabela 10 –	Pesos seco e lipídico da massa visceral (PS e PL, respectivamente, em %) e número de indivíduos (N) das amostras de <i>Anomalocardia flexuosa</i> (AF), divididas em classes de tamanho.....	51
Tabela 11 –	Pesos seco e lipídico da massa visceral (PS e PL, respectivamente, em %) e número de indivíduos (N) das amostras de <i>Mytella charruana</i> (MC), divididas em classes de tamanho.....	51
Tabela 12 –	Média e desvio padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) em amostras de <i>A. flexuosa</i> (AF), divididas por classe de tamanho.....	55

Tabela 13 –	Média e desvio padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) em amostras de <i>M. charruana</i> (MC), divididas por classe de tamanho.....	56
Tabela 14 –	Média e desvio padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) nas amostras de sedimento associado a <i>A. flexuosa</i> (AF) e <i>M. charruana</i> (MC).....	57
Tabela 15 –	Média e desvio padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) em macroalgas, folhas de árvores de mangue e amostras de material particulado em suspensão (MPS).....	58
Tabela 16 –	Média e desvio padrão das composições isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) das potenciais fontes alimentares de <i>A. flexuosa</i> e <i>M. charruana</i> utilizados no modelo de mistura.....	59
Tabela 17 –	Fatores de discriminação encontrados na literatura e valores utilizados no modelo de mistura.....	60
Tabela 18 –	Média e desvio padrão das contribuições das fontes de alimento (em %) para os bivalves <i>A. flexuosa</i> e <i>M. charruana</i> no estuário do Rio Capibaribe.....	61
Tabela 19 –	Lista de bivalves e suas composições isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) em vários estudos pelo mundo.....	64
Tabela 20 –	Percentual de peso seco e concentrações de DDTs e PCBs (em ng g^{-1} peso seco) em <i>A. flexuosa</i> (AF) e <i>M. charruana</i> (MC).....	66
Tabela 21 –	Correlações de Pearson significativas entre os parâmetros ΣDDTs (em <i>A. flexuosa</i> e <i>M. charruana</i>), carbono orgânico e frações granulométricas do sedimento.....	67
Tabela 22 –	Concentrações médias de DDTs e PCBs (nas bases seca e úmida) em estudos com moluscos.....	71
Tabela 23 –	Concentração dos 12 congêneres de PCB semelhantes à 2,3,7,8-TCDD (em pg g^{-1}) em <i>A. flexuosa</i> e <i>M. charruana</i> , assim como o TEF e o TEQ-PCB (em pg g^{-1}) de cada composto. Legenda: nd = não detectado	73
Tabela 24 –	Concentrações de PCBs e de DDTs em <i>A. flexuosa</i> e <i>M. charruana</i> coletados no estuário do Capibaribe e limites utilizados como referência pelas legislações brasileira (em peso lipídico) e americana (em peso úmido).....	74

Tabela 25 – Estimativa de ingestão diária (EID, em $\text{pg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) de PCBs através do consumo de <i>A. flexuosa</i> e <i>M. charruana</i> coletado no estuário do Capibaribe.....	75
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-tetraclorodibenzo- <i>p</i> -dioxina
A	Estatística do teste de Anderson-Darling
AF	<i>Anomalocardia flexuosa</i>
AIR	Ar atmosférico
ANOVA	Análise de variância
¹² C	Carbono de massa 12
¹³ C	Carbono de massa 13
C/N	Razão atômica carbono/nitrogênio
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coeficiente de variação
DDD	Diclorodifenildicloroetano
DDE	Diclorodifenildicloroetileno
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
EA	Elemental Analysis
EID	Estimativa de Ingestão Diária
EPA	Environmental Protection Agency
F	Estatística do teste F
FDA	U.S. Food and Drug Administration
GC	Gas Chromatography
gl	Graus de liberdade
H	Estatística do teste de Kruskal-Wallis
HCB	Hexaclorobenzeno
HCH	Hexaclorociclohexano
HPA	Hidrocarboneto Policíclico Aromático
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Índice de Condição
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
IDA	Ingestão Diária Aceitável
IMW	International Mussel Watch
IN	Instrução Normativa
IRMS	Isotope Ratio Mass Spectrometry
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry

LMR	Limite máximo de referência
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MC	<i>Mytella charruana</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MO	Matéria orgânica
MOE	Matéria orgânica extraível
MOP	Matéria orgânica particulada
MOS	Matéria orgânica sedimentar
MPA	Ministério da Pesca e Aquicultura
MPS	Material particulado em suspensão
MR	Material de referência
MS	Mass Spectrometry
n	Número de indivíduos por amostra
¹⁴ N	Nitrogênio de massa 14
¹⁵ N	Nitrogênio de massa 15
nd	Não detectado
NIST	National Institute of Standards and Technology
NOAEL	No observed adverse effect level
NS&T	National Status & Trends
OC	Organoclorado
ONG	Organização não governamental
ONU	Organização das Nações Unidas
p	Nível de significância do teste estatístico
PCB	Bifenila policlorada
PI	Padrão interno
PICG	Padrão interno cromatográfico
PNCRC	Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes
POC	Pesticida organoclorado
POP	Poluente orgânico persistente
r	Coeficiente de correlação de Pearson
RMR	Região Metropolitana do Recife
SERC	Sistema Estuarino do Rio Capibaribe
simmr	Stable Isotope Mixing Models in R
SRM	Standard Reference Material

TEF	Fator de equivalência tóxica (Toxic Equivalency Factor)
TEQ	Equivalência Tóxica (Toxic Equivalency)
TSD	Estatística do teste de Tukey
VPDB	Vienna Pee Dee Belemnite
WHO	World Health Organization
ZEIS	Zona Especial de Interesse Social

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
1.1	ESTUÁRIOS.....	18
1.2	POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES.....	19
1.2.1	Bifenilas policloradas.....	20
1.2.2	Pesticidas organoclorados.....	21
1.2.3	Efeitos dos poluentes nos organismos.....	22
1.3	BIVALVES.....	23
1.4	MATÉRIA ORGÂNICA.....	26
1.5	MÉTODOS DE CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	27
1.5.1	Análise elementar.....	27
1.5.2	Isótopos estáveis.....	28
1.6	USO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS EM ESTUDOS TRÓFICOS.....	28
2	OBJETIVOS.....	30
2.1	GERAL.....	30
2.2	ESPECÍFICOS.....	30
3	HIPÓTESES.....	31
4	METODOLOGIA.....	33
4.1	ÁREA DE ESTUDO.....	33
4.2	AMOSTRAGEM.....	34
4.3	PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS.....	36
4.3.1	Sedimento.....	36
4.3.2	Material particulado em suspensão (MPS).....	38
4.3.3	Macroalgas.....	38
4.3.4	Folhas de árvores de mangue.....	39
4.3.5	Bivalves.....	39
4.4	ANÁLISES DE LABORATÓRIO.....	40
4.4.1	Análise de compostos organoclorados.....	40
4.4.2	Controle de qualidade (contaminantes orgânicos).....	43
4.4.3	Análises elementares e isotópicas.....	44
4.4.4	Controle de qualidade (composição elementar e isotópica).....	45
4.5	ANÁLISE DOS DADOS.....	46

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
5.1	SEDIMENTO.....	47
5.2	ÍNDICE DE CONDIÇÃO (IC)	50
5.3	ISÓTOPOS ESTÁVEIS.....	55
5.3.1	Bivalves.....	55
5.3.2	Potenciais fontes alimentares.....	56
5.3.3	Modelagem.....	58
5.4	POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES (POPS)	64
5.4.1	Bifenilas policloradas (PCBs).....	67
5.4.2	DDTs e seus metabólitos.....	68
5.4.3	Comparação da contaminação.....	70
5.4.4	Risco associado ao consumo de bivalves.....	72
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	77
	REFERÊNCIAS.....	79
	APÊNDICE A – CONCENTRAÇÃO DE BIFENILAS POLICLORADAS (PCBS, EM NG G⁻¹) EM AMOSTRAS DE A. FLEXUOSA E M. CHARRUANA NA BASE ÚMIDA.....	91
	APÊNDICE B – CONCENTRAÇÃO DE PESTICIDAS ORGANOCLORADO (POCS, EM NG G⁻¹) EM AMOSTRAS DE A. FLEXUOSA E M. CHARRUANA NA BASE ÚMIDA.....	95

1 INTRODUÇÃO

O texto a seguir expõe as considerações iniciais deste trabalho.

1.1 ESTUÁRIOS

Estuário é um ambiente que possui diversos níveis de salinidade, apresentando três partes distintas: a) estuário inferior, de contato direto com o mar; b) estuário intermediário, onde ocorre a forte mistura das águas doce e salgada; c) estuário superior ou fluvial, caracterizado pela predominância de água doce, mas dependente da variação diária da maré (DIONNE, 1963). Apesar de ser considerado um ambiente de transição entre o rio e o mar, a conexão e a interação entre ambos fornecem características únicas ao estuário, abrigando diversos animais (vertebrados e invertebrados) que apresentam preferências por locais de maior ou menor salinidade ou que conseguem se adaptar ao longo do gradiente salino. O estuário serve também como local de descanso (para aves migratórias) e de reprodução e desenvolvimento inicial para diversas espécies (COELHO; SANTOS, 1989; COELHO; TORRES, 1982).

O estuário apresenta grande diversidade estrutural, englobando ecossistemas importantes, como manguezais, marismas, pradarias marinhas e planícies de maré. Dentre eles se destaca o manguezal, que é encontrado em zonas costeiras tropicais e que ocupa desde a faixa entremarés até o limite superior da preamar equinocial (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2012). Esse ecossistema possui funções importantes como recreação, turismo e proteção contra erosão, tempestades, inundações e danos causados pela ação das ondas (CUNHA-LIGNON et al., 2011). O complexo mangue-estuário permite a troca de sedimentos, nutrientes, água e matéria orgânica entre os ambientes marinho e fluvial.

Os sistemas bênticos estuarinos são fundamentais para entender as relações tróficas entre os organismos e as possíveis alterações no ambiente, sejam elas de causas naturais ou antropogênicas, e são responsáveis pelos processos ecológicos e biogeoquímicos na interface água-sedimento (KRISTENSEN et al., 2008; SMITH et al., 2000). Além disso, a heterogeneidade desses locais proporciona uma alta diversidade de habitats (BERNARDINO et al., 2016) e a ocorrência de organismos associados a atividades pesqueiras, como moluscos e crustáceos (SCHAEFFER-NOVELLI, 1989). Os estuários são considerados um dos mais importantes ambientes aquáticos por serem capazes de armazenar nutrientes inorgânicos e orgânicos em grande quantidade e por apresentar alta produtividade biológica (PAULO et al.,

2011). Eles também possuem capacidade de atuarem como filtro entre ambientes continentais e marinhos (GEBHARDT et al., 2005). Por proverem uma ampla variedade de recursos naturais, são locais propícios para atividades econômicas pesqueiras que garantem a sobrevivência de comunidades humanas que habitam o seu entorno (ROCHA, M. S. P. et al., 2008).

Na costa pernambucana, por oferecerem uma grande disponibilidade de fontes alimentares e uma alta produção primária, os estuários se tornam áreas com alto grau de biodiversidade e atividades pesqueiras intensas (FEITOSA et al., 1999). Porém, com o crescimento das atividades econômicas ocorrido nas últimas décadas, juntamente com o turismo e a intensa especulação imobiliária local proveniente da urbanização das cidades, têm-se como consequência o aumento das descargas de esgotos urbanos, resíduos industriais e agrícolas, acarretando em regiões altamente eutrofizadas e contaminadas devido à ação antrópica (OLIVEIRA et al., 2014).

1.2 POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) são compostos sintéticos - majoritariamente organoclorados - que apresentam três características peculiares: (1) persistência no ambiente – com meia-vida que pode durar de anos a décadas; (2) bioacumulação nos organismos e biomagnificação na cadeia trófica; e (3) alta toxicidade, pois mesmo em concentrações baixas eles causam danos aos organismos (GARCÍA-ALONSO et al., 2011; YOGUI, 2002). Por serem lipofílicos e hidrofóbicos, eles tendem a se adsorver em materiais particulados e acumular no tecido dos organismos, principalmente naqueles ricos em lipídios (WU et al., 2016; YOGUI, op. cit.). Além disso, os organismos contaminados podem transferir esses poluentes para níveis superiores da cadeia trófica no processo de biomagnificação, fazendo com que a contaminação seja mais alta nos níveis superiores da cadeia, incluindo o ser humano (MOURA, J. A. S., 2016). Eles foram utilizados em indústrias de capacitores e transformadores, em campanhas de saúde pública e na agricultura (como pesticidas). No Brasil, os pesticidas foram extensivamente utilizados nos cultivos de café e algodão e em campanhas contra malária e dengue, enquanto que as bifenilas policloradas eram oriundas de indústrias de transformadores antigos (DORNELES et al., 2013; YOGUI et al., 2018).

Essas substâncias contaminam o ambiente por meio de processos químicos e incineração de resíduos (CARRO et al., 2018). Na aplicação em plantações agrícolas, boa

parte dos praguicidas é volatilizada e fica na atmosfera, encontrando corpos hídricos por deposição seca ou úmida (chuva e neve). Além disso, uma parte menor fica retida nos solos, que sofrem lixiviação, fazendo com que os compostos sejam carreados para rios e oceanos (YOGUI, 2002). Por isso, esses poluentes são encontrados bem distantes de suas fontes. Após estudos comprovando os efeitos nocivos desses compostos, ocorreu a Convenção de Estocolmo em 2001, na qual países proibiram o uso dos POPs em seus territórios (MIRANDA, 2015). No Brasil, os pesticidas foram proibidos em 1988 na agricultura e em 1998 nas campanhas de saúde pública (Yogui et al., 2010). Porém, os organoclorados ainda são encontrados no ambiente por conta de seu caráter persistente e por existir utilização indevida em decorrência de pouca ou nenhuma fiscalização e punição dos órgãos competentes (COMBI et al., 2013).

1.2.1 Bifenilas policloradas

As bifenilas policloradas (PCBs) são compostos que apresentam um ou mais átomos de cloro ligados em dois anéis aromáticos (Tabela 1). Ao todo, existem 209 isômeros (moléculas de igual fórmula química, mas estruturalmente diferentes) e congêneres (PCBs que se diferenciam pela quantidade de cloros), mas apenas 130 estão contidos em produtos comerciais (PENTEADO; VAZ, 2001). Quanto mais cloros houver na molécula, maior é a persistência dela no ambiente. Em ambientes aquáticos, causam efeitos ecotoxicológicos graves, como distúrbios endócrinos e imunotoxicidade (CARRO et al., 2018). Dentre os 130 congêneres comerciais, sete deles foram classificados como os mais abundantes nas misturas europeias pela Community Bureau of Reference (WEBSTER et al., 2013) e chamados de ICES-7 (International Council for the Exploration of the Sea), que são os PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180.

Os PCBs começaram a ser produzidos em 1929 e foram utilizados em diversos processos industriais como fluidos isolantes, plastificantes, retardantes de chama, aditivos de óleo lubrificante e ainda no aumento de vida útil dos pesticidas (YOGUI, 2002). Foram descobertos de forma acidental em um estudo em 1966, que tinha como objetivo descobrir a possível ocorrência de DDTs nas amostras, encontrando-se altas concentrações de PCBs. No Brasil, os PCBs não foram produzidos, e sim importados da Alemanha e principalmente dos Estados Unidos (PENTEADO; VAZ, op. cit.).

Tabela 1 – Congêneres das bifenilas policloradas classificados em relação ao número de cloros na molécula.

Nome IUPAC*	Número de isômeros	Número de átomos de Cl	Grau de cloração (% Cl)
PCB 1 – PCB 3	3	1 (monocloro-bifenila)	18,8
PCB 4 – PCB 15	12	2 (dicloro-bifenila)	21,8
PCB 16 – PCB 39	24	3 (tricloro-bifenila)	41,3
PCB 40 – PCB 81	42	4 (tetracloro-bifenila)	48,6
PCB 82 – PCB 127	46	5 (pentacloro-bifenila)	54,3
PCB 128 – PCB 169	42	6 (hexacloro-bifenila)	58,9
PCB 170 – PCB 193	24	7 (heptacloro-bifenila)	62,8
PCB 194 – PCB 205	12	8 (octacloro-bifenila)	66
PCB 206 – PCB 208	3	9 (nonacloro-bifenila)	68,7
PCB 209	1	10 (decacloro-bifenila)	71,2

*IUPAC: International Union of Pure and Applied Chemistry (União Internacional de Química Pura e Aplicada).

Fonte: Adaptado de Moura, 2016.

1.2.2 Pesticidas organoclorados

Os pesticidas organoclorados (POCs) foram os primeiros praguicidas de uso em larga escala pelo homem, por terem baixo custo na produção, grande efeito residual e durabilidade no local de aplicação. Foram usados para combater insetos, ervas daninhas, fungos, bactérias, larvas, ovos, moluscos, algas e ácaros (MOURA, 2016).

Os pesticidas mais comuns no mundo todo foram diclorodifeniltricloroetano (DDT), os ciclodienos (aldrin, dieldrin, endrin, clordano, endosulfan, heptacloro e heptacloro epóxido), hexaclorociclohexano (HCH), hexaclorobenzeno (HCB) e mirex (MOURA, op. cit.). O primeiro uso reportado no Brasil foi em 1946, sendo o DDT e o HCH os mais utilizados (MMA, 2015). Eles e outros POCs foram aplicados no Brasil em grandes quantidades por décadas (Tabela 2).

Os DDTs, que eram muito eficazes contra os insetos, deixaram de ser úteis quando os insetos adquiriram resistência e se descobriu os impactos causados por eles em organismos não-alvo. Seus metabólitos, DDD e DDE (diclorodifenildicloroetano e diclorodifenildicloroetileno, respectivamente) são produtos de sua degradação. O DDD é obtido por meio de transformação por via redutiva, tornando-se menos tóxico para peixes, mas ainda com poder inseticida. Já o DDE é formado pela transformação oxidativa do DDT, sendo pouco tóxico para insetos e menos tóxico ainda para peixes. O DDE é o composto organoclorado mais encontrado nos oceanos e nos organismos (BECKVAR; LOTUFO, 2011; CIPRO, 2007).

Tabela 2 – Inventário estimado de compostos organoclorados utilizados no Brasil.

Composto	Quantidade (toneladas)	Origem
DDTs	110000	Produção local (69%), importado (31%)
HCHs	26400	Produção local (70%), importado (30%)
PCBs	26000	Importado
Aldrin	17300	Importado
Endrin	10600	Importado
Heptacloro	6400	Importado
Mirex	300	Importado

Fonte: Adaptado de Yogui et al., 2010.

1.2.3 Efeitos dos poluentes nos organismos

A poluição provocada pelos POPs já foi estudada em várias espécies aquáticas, como cefalópodes, gastrópodes, bivalves, peixes e crustáceos de todos os continentes (DOMINGO; BOCIO, 2007). Em concentrações altas, pode causar danos comportamentais, afetar a sobrevivência e, em anelídeos (por exemplo), diminuir sua atividade e seu tamanho (BECKVAR; LOTUFO, 2011). No Brasil, amostras de peixe-boi, ostras e diversas espécies de peixes foram analisadas (ANZOLIN et al., 2012; ARAUJO et al., 1998; MIRANDA, 2015). Esses estudos são geralmente realizados em organismos de importância comercial, principalmente em peixes, já que este é o principal alimento responsável pela contaminação humana por organoclorados (MIRANDA, 2015). Em humanos, tais compostos podem ter efeitos carcinogênicos a longo prazo (BAQAR et al., 2018).

Com bivalves, os estudos mais importantes foram feitos em toda a América, em mais de 20 países, para se descobrir a poluição provocada por vários compostos, como HPAs (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), POCs e PCBs (SERICANO et al., 1995). Como esses animais são filtradores e bentônicos, eles concentram os poluentes presentes na água e no sedimento, e são amplamente usados em programas de monitoramento, por causa da baixa capacidade metabólica do organismo e por serem de interesse tanto na economia quanto na saúde humana (SOLÉ et al., 1994).

1.3 BIVALVES

Bivalvia é, depois de Gastropoda, a maior classe de moluscos em número de espécies descritas, consistindo em aproximadamente 9000 espécies (APPELTANS et al., 2012). Eles são moluscos que apresentam como característica a parte visceral comprimida lateralmente e

envolta por uma concha com duas valvas. Os indivíduos dessa classe são bastante conhecidos popular e economicamente, como mariscos, ostras, vieiras, teredos e mexilhões, e possuem ampla distribuição geográfica (HICKMAN et al., 2013; RUPPERT; FOX; BARNES, 2005). Os moluscos bivalves estuarinos apresentam valor tanto ecológico quanto socioeconômico, destacando-se por terem alta diversidade e abundância. Alguns deles servem como importante fonte de renda e alimento para as comunidades ribeirinhas, além de serem utilizados em ritos religiosos, na produção de objetos artesanais (como joias e artigos de decoração) e para fins medicinais (SOUZA; MARIZ; SILVA, 2016).

Os bivalves são importantes organismos da macrofauna estuarina, pois representam um elo importante entre produtores e o restante da cadeia trófica. Eles formam grandes aglomerados de indivíduos que transferem energia da coluna d'água para o bentos - pela sua atividade alimentar - e para o nécton, servindo como alimento para estes. Além disso, eles prestam vários serviços ao ecossistema, pois magnificam a matéria orgânica produzida pelo microfitobentos e fitoplâncton, transportam o carbono da cadeia de detritos para a cadeia trófica e renovam a oxigenação do sedimento (TALLARICO et al., 2014). Algumas espécies, por causa da atividade de filtração, podem ainda influenciar significativamente a circulação local de matéria orgânica particulada (MOP), diminuindo localmente a quantidade da mesma, dependendo da densidade de seus aglomerados em regiões costeiras rasas (DOWD, 2005).

O processo de ingestão desses invertebrados é relativamente simples. As partículas de material em suspensão são colocadas para dentro do organismo por um fluxo gerado pelo sifão inalante, onde partículas mais densas (geralmente de grãos de sedimento) são descartadas por gravidade e partículas menores são transportadas pelas brânquias, as quais são filtradas pelos poros branquiais. Nas brânquias há a produção de um muco que envolve as partículas selecionadas e promove o movimento delas até a boca (HICKMAN et al., 2013). Eles se alimentam basicamente de bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e matéria orgânica particulada e dissolvida (GALIMANY et al., 2017). Apesar de apenas filtrarem material que está na coluna de água, eles podem ter especificidade na alimentação, sendo aptos a selecionar o tipo de alimento que irão ingerir e incorporar em seu organismo (NOVAIS; DIAS; SOUSA, 2016). Isso ocorre porque diferentes espécies possuem variadas formas de brânquias e diversos formatos e disposições dos cílios das mesmas, podendo selecionar partículas de tamanho proporcional ao de suas estruturas responsáveis pela filtração.

Os bivalves também são importantes por possuírem a capacidade de atuar como indicadores de poluição em vários estudos de relevância ambiental. Por filtrarem grandes quantidades de água, eles são capazes de bioacumular substâncias orgânicas, metais e outros

contaminantes do ambiente, e posteriormente servir de alimento para outras espécies, propiciando a biomagnificação dos poluentes na cadeia trófica (MAIOLI et al., 2010). Eles também são utilizados como biomonitores, sendo utilizados em programas nacionais e internacionais de monitoramento ambiental e de caracterização do ambiente em termos de poluição por compostos orgânicos (BELLOTTO et al., 2005; SERICANO et al., 1995; SERICANO et al., 2014), por estarem expostos aos efeitos nocivos dos poluentes por todo seu ciclo de vida (ZARONI et al., 2001). No entanto, os estudos brasileiros que abordam poluentes orgânicos em bivalves ainda são escassos.

A família de moluscos Veneridae apresenta mais de 500 espécies descritas, com 50 gêneros conhecidos (ROCHA, V. P.; MATTHEWS-CASCON, 2015), sendo muitas delas exploradas como recurso pesqueiro. Nesta família, o bivalve *Anomalocardia flexuosa* (Linnaeus, 1767) (Figura 1) apresenta ampla distribuição geográfica, com registros em Belize, Brasil, Mar do Caribe, Colômbia, Costa Rica, Cuba, Golfo do México, Jamaica, Madagascar e Venezuela (HUBER, 2015). *A. flexuosa* é um filtrador superficial, ocorrendo nos primeiros centímetros do sedimento, comum em ambientes costeiros e estuarinos rasos, tanto em locais arenosos como areno-lodosos. Esta espécie sedentária alcança grandes densidades e tem boa aceitação como alimento humano. Comumente conhecido como marisco, é um importante recurso pesqueiro explorado em muitos estuários da costa brasileira de modo artesanal (PEZZUTO; SCHIO; ALMEIDA, 2010; SCHAEFFER-NOVELLI, 1980;1989).

Figura 1 – *Anomalocardia flexuosa*, coletada no estuário do Rio Capibaribe.



Fonte: A autora, 2018.

A família Mytilidae possui os organismos que são considerados mexilhões verdadeiros e ocorre no mundo todo. Existem cerca de 400 espécies descritas de moluscos para essa família, dentro de 40 gêneros conhecidos (PÉREZ-GARCÍA; MORÁN; PASANTES, 2014).

Mytella charruana (d'Orbigny, 1842) ocorre nos Estados Unidos como espécie invasora (BOUCHET; HUBER, 2015) e nas Filipinas com um registro de ocorrência recente (VALLEJO et al., 2017). Porém, é nativa no Pacífico (do México ao sul do Equador) e no Atlântico (da Colômbia até a Argentina) (DE SOUZA et al., 2015), habitando substratos areno-lodosos dos estuários (Figura 2). *M. charruana* forma aglomerados onde os espécimes se ancoram uns sobre os outros, unidos pelos bissos, vivendo de forma sésil. Possui uma ótima distribuição no nordeste do Brasil, por apresentar intolerância a temperaturas baixas (GALIMANY et al., 2017; MAIOLI et al., 2010). Assim como *A. flexuosa*, essa espécie, popularmente conhecida como sururu, também é um recurso importante por servir de alimento, sendo uma das mais capturadas por populações locais, em ambientes estuarinos e em manguezais, apresentando maior valor de mercado quando comparadas às demais espécies de molusco coletadas (FREITAS et al., 2012; SCHAEFFER-NOVELLI, 1989).

Figura 2 – *Mytella charruana*, coletada no estuário do Rio Capibaribe.



Fonte: A autora, 2018.

As espécies *A. flexuosa* e *M. charruana* dependem de água em boas condições e da disponibilidade do material particulado em suspensão. Assim, para a conservação dessas espécies, é fundamental o uso consciente das áreas no entorno de seu habitat estuarino e o tratamento dos efluentes lançados nos corpos aquáticos. Isso irá refletir na sobrevivência dos bivalves, na qualidade da carne do animal e na continuidade da atividade de subsistência tradicional (BARLETTA; COSTA, 2009). Dessa forma, é necessário se ter conhecimento sobre suas fontes alimentares, já que essas espécies são consumidas por pessoas que

geralmente desconhecem a origem dos organismos e principalmente a qualidade do ambiente dos mesmos.

1.4 MATÉRIA ORGÂNICA

O conhecimento da biogeoquímica da matéria orgânica (origem, transporte e consumo) fornece subsídios fundamentais para que haja entendimento dos ecossistemas bentônicos, pois a matéria orgânica é essencial para a manutenção desses ecossistemas (OLIVEIRA et al., 2014). A matéria orgânica é fonte de alimento, em suas diversas formas, para vários organismos. Em uma planta, por exemplo, os herbívoros consomem matéria orgânica viva (em geral, folhas). Outra maneira de se alimentar por material vivo é o consumo de plâncton por organismos aquáticos. Crustáceos, bivalves e alguns vertebrados possuem um mecanismo de filtração, próprio de cada espécie, para filtrar a matéria orgânica particulada. E alguns animais, denominados saprófagos (por exemplo, algumas espécies de crustáceos e platelmintos), se alimentam de organismos mortos, quando a matéria orgânica está em algum nível de decomposição (HICKMAN et al., 2013).

As fontes de matéria orgânica em um sistema estuarino podem ser: (1) alóctones, provenientes do oceano, da drenagem continental e de possíveis efluentes que podem ser aportados no sistema; ou (2) autóctones, resultantes da ação dos produtores primários estuarinos, que dependem da disponibilidade de nutrientes e luz (WESTERHOFF; ANNING, 2000). As fontes também podem ser de origem terrestre ou aquática. Fontes aquáticas no estuário são formadas por produtores primários – como fitoplâncton, gramíneas aquáticas e macroalgas, que podem ser autóctones ou alóctones – e por matéria orgânica em decomposição (MCLACHLAN; BROWN, 2006). Especificamente, a produção primária de ambientes aquáticos é composta também pelo microfitobentos estuarino e pela serrapilheira de folhas de árvores de mangue, sendo esta uma fonte terrestre. As fontes terrestres de alimento são constituídas por detritos, restos de animais e plantas transportados por rios, riachos ou carregados pelo escoamento superficial nos solos (KENNISH, 2002). As principais fontes de material particulado em suspensão (MPS) para estuários são o fitoplâncton (mais próximo à superfície) e a ressuspensão da camada superficial do sedimento, fazendo com que a matéria orgânica - antes retida no fundo - ocupe a coluna d'água. Essa matéria orgânica depositada pode ter origem autóctone ou alóctone (GRAHAM et al., 2001).

1.5 MÉTODOS DE CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica é composta principalmente por átomos de carbono (C) e hidrogênio (H), mas também pode conter outros elementos como oxigênio (O), nitrogênio (N), enxofre (S), fósforo (P), entre outros.

1.5.1 Análise elementar

A estrutura da matéria orgânica é definida pela sua origem, ou seja, ela terá uma proporção maior ou menor dos elementos que a compõe dependendo de onde ela foi produzida (RESENDE, 2015; TRAVASSOS et al., 2016). Dessa forma, a análise elementar identifica a qualidade e a quantidade de matéria orgânica no ambiente e nas amostras estudadas, pois tem como objetivo determinar quais elementos estão presentes e o quanto eles contribuem para sua composição. Os percentuais de carbono e nitrogênio são os mais utilizados nesse tipo de estudo, pois esses elementos caracterizam bem o fluxo da matéria orgânica nas teias tróficas e estão presentes em reações importantes nos ciclos biogeoquímicos.

1.5.2 Isótopos estáveis

As razões entre isótopos estáveis (ex.: carbono, nitrogênio) têm sido utilizadas extensamente para avaliar as relações tróficas nos ecossistemas costeiros (BERGAMINO; LERCARI; DEFEO, 2011), determinando a origem e os processos sofridos pela matéria orgânica no sistema. Tais relações causam um enriquecimento dos isótopos estáveis mais pesados, sendo úteis para investigar as diferentes assinaturas isotópicas entre o tecido de determinado consumidor e sua fonte alimentar (SCHWAMBORN; GIARRIZZO, 2014). A razão isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) é utilizada para determinar o tipo de produtor primário, pois o fracionamento do carbono é diferente nas várias reações químicas da fotossíntese realizadas pelos produtores primários. Já a razão isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) indica o nível trófico dos consumidores nas teias tróficas, além de poder indicar a eutrofização do local por fontes antropogênicas (COLE et al., 2006; WADA; MIZUTANI; MINAGAWA, 1991).

Em estudos de conteúdo estomacal só é possível investigar a alimentação mais recente do consumidor. Assim, a vantagem de estudos isotópicos é que os isótopos estáveis fornecem uma avaliação integrada ao longo do tempo na dieta de qualquer organismo a ser estudado

(GALIMANY et al., 2017). Os elementos mais usados nessa linha de pesquisa são o carbono (C) e o nitrogênio (N), sendo o enxofre (S) também ressaltado como importante em alguns trabalhos (FLORIN; FELICETTI; ROBBINS, 2011; HESSLEIN et al., 1991). Geralmente são feitas análises de pelo menos dois desses elementos leves em conjunto para se obter resultados mais precisos de composição isotópica relacionada às fontes (FRY, 2006).

1.6 USO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS EM ESTUDOS TRÓFICOS

Isótopos estáveis são uma ótima ferramenta para investigar a origem da matéria orgânica em estuários. Por ser um ambiente que recebe influências distintas, conhecer tais origens permite inferir quais fontes e em que proporção estão influenciando no sistema estuarino, incluindo o rio, o próprio estuário e o mar (ANDREWS; GREENAWAY; DENNIS, 1998; BOTTO et al., 2011; CARMICHAEL; ANNETT; VALIELA, 2004). Essas influências, e consequentemente a contribuição delas, por sua vez, dependem da complexidade do sistema. Fatores importantes nessa dinâmica incluem tamanho e número de rios que se comunicam com o estuário e alcance da água marinha em períodos de maré enchente.

Essa ferramenta pode ser usada para se conhecer a estrutura trófica e o fluxo de matéria orgânica em uma teia alimentar, envolvendo várias espécies de diferentes níveis tróficos. Pode-se investigar também diferentes hábitos alimentares em um conjunto de duas ou três espécies, ou ainda diferentes espécies de mesmo hábito alimentar, evidenciando preferências de alimento interespecíficas. Aliando uma dessas formas de investigação, também pode-se determinar variações temporal ou espacial a fim de desvendar particularidades entre ambientes (BASTOS et al., 2017; DUBOIS, S. F.; COLOMBO, 2014; HUSSEY et al., 2014).

Isótopos estáveis têm sido principalmente empregados em estudos com peixes, porém há na literatura análises em bivalves e outros macroinvertebrados (DUBOIS, S. F.; COLOMBO, 2014; GALIMANY et al., 2017; OOSTEROM et al., 2013; PAALVAST; VAN DER VELDE, 2013). No Brasil, trabalhos com isótopos estáveis em *A. flexuosa* foram realizados nas conchas, utilizando $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{18}\text{O}$ em espécimes modernos e arqueológicos, com foco paleontológico e ambiental (COLONESE et al., 2017; SILVA; SALATI; SUGUIO, 1979). Para *M. charruana*, não existem pesquisas brasileiras que utilizaram isótopos estáveis. Consequentemente, não existem estudos no país que utilizaram isótopos estáveis para investigar as fontes alimentares dessas espécies.

Dito isto, conhecer como os bivalves conseguem adquirir o alimento de diversas fontes alimentares no estuário é importante para compreender a dinâmica trófica do ambiente e como a energia e os nutrientes são transportados. Esta é a primeira pesquisa brasileira utilizando isótopos estáveis na investigação de fontes de matéria orgânica para as espécies *A. flexuosa* e *M. charruana*.

2 OBJETIVOS

Foram traçados objetivos (geral e específicos) para direcionamento e execução deste estudo.

2.1 GERAL

- Investigar a contaminação por organoclorados e as fontes de matéria orgânica para *Anomalocardia flexuosa* e *Mytella charruana* no estuário do Rio Capibaribe.

2.2 ESPECÍFICOS

- Caracterizar o sedimento dos bancos onde ocorrem *A. flexuosa* e *M. charruana* em termos sedimentológicos e geoquímicos;
- Investigar diferenças na quantidade de matéria orgânica entre os bancos de *A. flexuosa* e *M. charruana*.
- Caracterizar isotopicamente as fontes de matéria orgânica potencialmente utilizadas por *A. flexuosa* e *M. charruana* nos bancos amostrados;
- Investigar possíveis diferenças nas composições elementar e isotópica de carbono e nitrogênio entre *A. flexuosa* e *M. charruana*;
- Avaliar a contaminação por PCBs e DDTs em *A. flexuosa* e *M. charruana*;
- Avaliar a segurança do consumo de marisco e sururu pela população humana local, sob a perspectiva de contaminação por organoclorados.

3 HIPÓTESES

Hipótese 1: ***O percentual de carbono orgânico sedimentar é maior nos bancos de M. charruana.*** Comparativamente, *M. charruana* tende a habitar preferencialmente ambientes lamosos, enquanto *A. flexuosa* tende a ser encontrada em regiões de sedimento mais arenoso. A matéria orgânica está associada a sedimentos mais finos (portanto, em ambientes mais favoráveis ao estabelecimento de *M. charruana*), o que propicia um maior acúmulo da mesma, com maior concentração de nitrogênio. Isso será investigado através da composição elementar e análises granulométricas do sedimento.

Hipótese 2: ***As dietas de A. flexuosa e de M. charruana no estuário do rio Capibaribe são diferentes.*** Apesar das fontes alimentares estarem disponíveis no ambiente, elas podem ser selecionadas, ingeridas e assimiladas de formas diferentes por cada espécie, de acordo com suas preferências por determinada fonte e seu metabolismo específico. Consequentemente, isso irá se refletir nas composições isotópicas de cada espécie de maneira distinta. Isso será investigado por meio das análises isotópicas de carbono e nitrogênio realizadas nos bivalves e em suas potenciais fontes de alimento. Esses dados serão inseridos em um modelo de mistura que irá inferir a composição das dietas dessas espécies.

Hipótese 3: ***A contaminação por organoclorados no estuário do rio Capibaribe encontrada nos bivalves reflete a contaminação encontrada no sedimento deste mesmo estuário.*** Em estudos prévios, PCBs e DDTs foram encontrados em sedimentos coletados próximos aos bancos de bivalves deste trabalho. Por causa da propensão à bioacumulação dos poluentes em seus tecidos e do contato direto com o sedimento, esses organismos são vulneráveis à contaminação do ambiente, principalmente do substrato. Isso será investigado pelas análises de organoclorados e pela comparação das concentrações nas duas matrizes (sedimento e bivalve).

Hipótese 4: ***O consumo de A. flexuosa e M. charruana proveniente do estuário do Rio Capibaribe pela população humana não é seguro em relação aos organoclorados.*** O marisco e o sururu são importantes recursos pesqueiros coletados nesse estuário, servindo de alimento para a população humana. Porém, esse mesmo ambiente é bastante impactado ao longo do curso do Capibaribe, pelo descarte indevido de efluentes industriais e domésticos, ambos sem tratamento. Consequentemente, os bivalves são afetados, como descrito na

hipótese 3. Dito isto, existem parâmetros e normas que são utilizados para inferir se o consumo de determinado pescado é considerado seguro para os humanos, de acordo com a concentração de poluentes encontrada no pescado de interesse. Isso será investigado pelas análises de organoclorados e pelos parâmetros estabelecidos por agências nacionais e internacionais.

4 METODOLOGIA

O texto a seguir descreve os métodos utilizados no presente estudo.

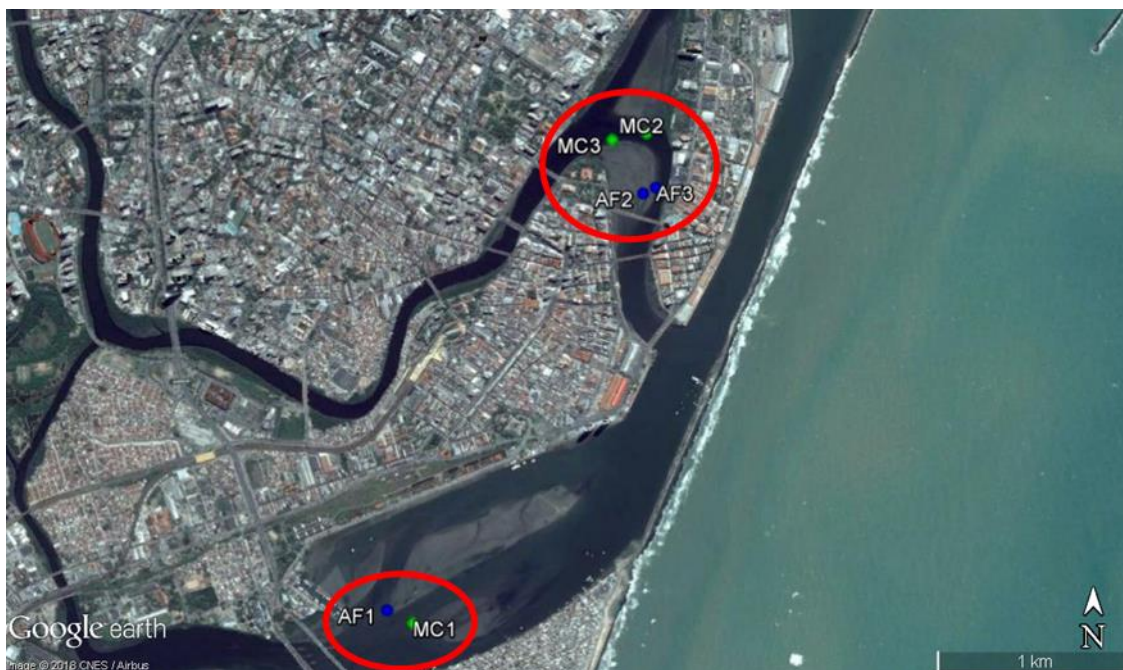
4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estuário do Rio Capibaribe (8° 04' S; 34° 52,5' O) está localizado na cidade de Recife (Figura 3), cujo clima é do tipo As' (tropical úmido). O município possui população estimada de 1.633.697 habitantes (IBGE, 2017) e está inserido na Região Metropolitana do Recife (RMR, também conhecida como Grande Recife), que é a terceira área metropolitana mais populosa do Brasil (IBGE, 2017). A bacia hidrográfica do Rio Capibaribe possui uma área de 7.455 km² e encontra-se na porção nordeste do estado de Pernambuco (SRH, 2010). O rio que dá nome a essa bacia possui sua nascente no interior do estado, no município de Poção. Considerado o rio mais longo de Pernambuco, o Capibaribe apresenta 240 km de extensão e corta 42 municípios (OLIVEIRA et al., 2014; SRH, op. cit.). Historicamente, o Capibaribe influenciou bastante na formação da cidade do Recife, servindo tanto de limitador natural como via de ocupação do território recifense (SRH, op. cit.). Apesar de ainda ser utilizado para agricultura, atividades industriais e pesca, o rio apresenta diversos problemas de poluição por resíduos sólidos descartados indevidamente, resíduos orgânicos e inorgânicos e assoreamento provenientes das atividades desenvolvidas no seu entorno. Por causa disso, o Capibaribe é considerado o sétimo rio mais poluído do Brasil (OLIVEIRA et al., 2014).

O Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (SERC) está localizado na porção final do rio e é formado pelo estuário do Rio Capibaribe, a Bacia do Pina e a Bacia Portuária (ZANARDI-LAMARDO et al., 2016). Uma das áreas cruciais do SERC é a Bacia do Pina, formada pela confluência dos rios Tejipió, Jordão e braço sul do Capibaribe. Trata-se de uma área bastante dinâmica do ponto de vista hidrológico e com tráfego constante de embarcações de pequeno porte (OLIVEIRA et al., op. cit.). Há forte eutrofização antrópica no estuário causada pela degradação que vem ocorrendo ao longo das últimas décadas e por funcionar como corpo receptor de efluentes sem tratamento (SANTOS, T. G. et al., 2009). Este sistema possui grande importância socioeconômica, uma vez que existem comunidades ribeirinhas que dependem desse ambiente, como por exemplo a Ilha de Deus e Brasília Teimosa. Esta última é a área mais antiga de ocupação urbana irregular na cidade de Recife, constituída por uma área aterrada do estuário, entre o bairro do Pina e o corpo de água da Bacia do Pina. É considerada uma ZEIS (Zona Especial de Interesse Social) e oferece baixa qualidade de vida

para a sua população (REGUEIRA, 2017; SOUZA et al., 2016). A Ilha de Deus também é uma ZEIS na qual habitam mais de duas mil pessoas (SABERVIVER, 2017). Está localizada entre os bairros da Imbiribeira, Pina e Boa Viagem e na confluência dos rios Tejipió, Pina e Jordão. Essa comunidade sedia a organização não governamental (ONG) Saber Viver, que promove atividades educativas e de valorização da ilha (SABERVIVER, 2017). As populações de Brasília Teimosa e Ilha de Deus dependem bastante do estuário, onde exercem atividades de transporte, turismo e pesca de peixes, moluscos (atividade esta executada predominantemente por mulheres, as marisqueiras) e crustáceos.

Figura 3 – Pontos de coleta nos dois bancos de bivalves (destacados em vermelho) no estuário do Rio Capibaribe. O banco ao norte localiza-se no canal principal do Rio Capibaribe (junto à confluência com o Rio Beberibe), enquanto o banco ao sul localiza-se na Bacia do Pina. Os pontos em azul indicam coleta de *Anomalocardia flexuosa* (AF) e os pontos em verde indicam coleta de *Mytella charruana* (MC). Imagem de julho de 2016.



Fonte do mapa: Google Earth, 2016.

4.2 AMOSTRAGEM

A coleta de amostras foi realizada no período seco, na baixamar de sizígia, no dia 20/09/2016. Inicialmente foi planejada a coleta dos bivalves em três bancos distintos para cada espécie, equidistantes entre si. Porém, os organismos só foram encontrados em dois bancos de ocorrência dessas espécies no estuário. Segundo pescadores da comunidade da Ilha de Deus, as coletas de marisco e sururu são focadas em apenas um desses bancos até diminuir

drasticamente a quantidade dos moluscos. Quando isso ocorre, eles começam a coletar no outro banco. Durante a época de coleta no segundo banco, o primeiro volta a ser colonizado aos poucos pelos bivalves. Quando o recurso se esgota no segundo banco, os pescadores voltam para o primeiro, no qual os bivalves já se reestabeleceram. É uma espécie de manejo baseada em conhecimento prático.

Diante disso, as amostras de bivalves foram coletadas manualmente nos dois bancos (Figura 3), um localizado na Bacia do Pina (conhecido como Coroa dos Passarinhos), área mais ampla e sob maior influência marinha, e o outro no canal principal do Rio Capibaribe (junto à confluência com o Rio Beberibe), em uma área mais abrigada que apresenta influências tanto do rio quanto marinha. No primeiro banco foram coletadas uma amostra de *A. flexuosa* e uma de *M. charruana*. No segundo banco foram coletadas duas amostras de cada espécie, totalizando três amostras por espécie no estuário. No dia da coleta, os pescadores artesanais concentravam suas atividades nesse segundo banco. *A. flexuosa* foi encontrada em locais mais rasos e *M. charruana* foi encontrada em locais mais fundos.

Juntamente com cada amostra de bivalve foi coletado o sedimento associado aos organismos. Macrófitas foram coletadas manualmente em dois locais do estuário, nos pontos MC1 e MC2 (ver Figura 3). Todas essas amostras foram armazenadas em sacos plásticos, previamente identificados.

Também foram coletadas amostras de folha de *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *Conocarpus erectus* - as principais espécies encontradas nos fragmentos de manguezal do estuário. *A. schaueriana* foi coletada próximo à confluência dos rios que formam a Bacia do Pina, enquanto as demais foram coletadas no entorno da comunidade da Ilha de Deus. As folhas foram lavadas em campo com água destilada, a fim de retirar detritos encontrados na superfície das mesmas. A identificação das espécies também foi realizada em campo, com base na ocorrência das mesmas na costa brasileira e nas características específicas de cada uma delas (ALMEIDA; COELHO-JÚNIOR; CORETS, 2009). *C. erectus* é considerada uma espécie de transição entre o manguezal e o ambiente terrestre, segundo Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986). Após a lavagem, as folhas foram armazenadas em formas de alumínio previamente calcinadas e cada recipiente foi devidamente identificado.

A água superficial foi amostrada em três pontos do estuário, sendo estes no primeiro banco (na Bacia do Pina), entre as pontes 12 de Setembro (antiga ponte Giratória) e Maurício de Nassau e no segundo banco (no Rio Capibaribe), obtendo-se três amostras de material particulado em suspensão (MPS). Para este tipo de amostragem, foi necessário que a

embarcação utilizada para a coleta parasse e que fosse aguardado um tempo suficiente para estabilizar a coluna de água. Estas amostras foram armazenadas em garrafas de vidro âmbar de 1 L.

4.3 PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

O texto seguinte descreve os processos realizados de preparação do material amostrado para as análises.

4.3.1 Sedimento

As amostras e seus respectivos locais de coleta podem ser observados na Tabela 3. Os sedimentos foram mantidos congelados até o início do processamento em laboratório. Uma alíquota de cada amostra de sedimento (aproximadamente 1 g) foi submetida à determinação gravimétrica de peso seco, descrita em um dos protocolos do laboratório (MIRANDA; YOGUI, 2012). O restante do sedimento foi liofilizado e armazenado em frasco de vidro. Cerca de 1 g da amostra foi submetido à descarbonatação (VIEIRA-CAMPOS; COSTA; YOGUI, 2017). Este procedimento tem como função remover todo o carbono inorgânico que possa estar presente na amostra, reagindo com uma solução de ácido clorídrico (HCl, 1 M). É importante remover o CaCO_3 da amostra para as análises elementar e isotópica de carbono orgânico, pois o carbono inorgânico do sedimento é enriquecido em ^{13}C .

Tabela 3 – Amostras de sedimento relacionadas à espécie e ao local onde foram coletadas.

Amostra	Local do banco	Espécie associada
AF1	Bacia do Pina	<i>A. flexuosa</i>
MC1	Bacia do Pina	<i>M. charruana</i>
AF2	Rio Capibaribe	<i>A. flexuosa</i>
MC2	Rio Capibaribe	<i>M. charruana</i>
AF3	Rio Capibaribe	<i>A. flexuosa</i>
MC3	Rio Capibaribe	<i>M. charruana</i>

Fonte: A autora, 2018.

Para a determinação da granulometria, foi utilizada uma alíquota de 30 g de sedimento. Neste procedimento, foram feitos a remoção da matéria orgânica, o peneiramento úmido, o peneiramento seco da fração grosseira e a pipetagem da fração de finos, utilizando-se o método descrito por Suguio (1973). Para a remoção da matéria orgânica, foi adicionado

cerca de 250 mL de uma solução de peróxido de hidrogênio (H_2O_2 , 10%, v/v) na amostra e a mesma foi submetida a uma agitação manual, com auxílio de um bastão de vidro, por 7 dias. Esta remoção é necessária, pois as partículas orgânicas podem interferir na granulometria do sedimento. Após o fim desse processo, a amostra foi colocada em filtro de papel qualitativo (gramatura: 80 g m^{-2}) e lavada com água destilada para a remoção do H_2O_2 .

Para o peneiramento úmido, cada amostra de sedimento foi cuidadosamente lavada com água destilada, sendo espalhada manualmente pela superfície de uma peneira com malha de 0,063 mm. A fração retida na peneira (areia) foi novamente colocada em filtros de papel, para posteriormente ser levada à estufa (60°C por 24 h), e a fração restante (silte e argila) foi colocada dentro de uma proveta de 1000 mL.

No peneiramento da fração grosseira, a areia foi submetida a um processo de separação em um agitador de peneiras, com peneiras de malhas: 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm e 0,063 mm. Após isso, o que ficou retido em cada peneira foi colocado em béqueres previamente pesados, para determinar gravimetricamente o peso de cada fração obtida. Com esses pesos, foi possível calcular o percentual de cada fração de areia na amostra.

A pipetagem foi feita após a adição de 1 g de pirofosfato de sódio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) diluído em água destilada, nas provetas de 1000 mL que continham a fração silte/argila de cada amostra. O $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ tem ação defloculante, ou seja, tem como função impedir que as partículas do sedimento se aglutinem e formem uma partícula maior, alterando o resultado granulométrico (SUGUIO, 1973). A proveta foi agitada após a adição de $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ e no início da pipetagem, para homogeneizar toda a suspensão. Diversas alíquotas foram retiradas com o auxílio de um pipetador automático, nos tempos e profundidades mostrados na Tabela 4. Foi retirada uma alíquota de 20 mL em cada pipetagem, colocada em béquer de peso previamente conhecido, para secagem em estufa (60°C) e posterior pesagem da fração amostrada dos sedimentos.

Tabela 4 – Profundidade de amostragem na proveta, tempo de retirada da alíquota, fração granulométrica associada após os cálculos e classificação correspondente a cada amostra pipetada da suspensão de sedimentos finos.

Profundidade	Tempo	Fração	Classificação
Agitação da amostra	0'	-	-
20 cm	53''	0,031 - 0,063 mm	Silte grosso
20 cm	3' 33''	0,016 - 0,031 mm	Silte médio
10 cm	7'	0,008 - 0,016 mm	Silte fino
10 cm	28'	0,004 - 0,008 mm	Silte muito fino
10 cm	1h 53'	0,002 - 0,004 mm	Argila grossa
5 cm	3h 47'	0,001 - 0,002 mm	Argila média
5 cm	15h 07'	< 0,001 mm	Argila fina

Fonte: A autora, 2018.

Os valores obtidos das frações grosseiras e finas foram calculados pelo programa Sysgran 3.0 (CAMARGO, 2006).

4.3.2 Material particulado em suspensão (MPS)

As amostras de MPS passaram por um processo de microfiltração utilizando filtros de microfibras de vidro (GF/F, Whatman) com retenção nominal de 0,7 µm. Este procedimento permite que, a partir de um sistema de diferença de pressão, a água coletada atravessasse os poros do filtro, que atua como membrana. Dessa forma, apenas as partículas de matéria orgânica da água ficam retidas no filtro. Cada filtro foi identificado e pesado antes da microfiltração em laboratório. Depois da microfiltração da amostra, o filtro foi seco em estufa e novamente pesado para que fosse possível calcular apenas o peso do material retido no mesmo. Após isso, ele passou pela etapa de descarbonatação, procedimento no qual foi utilizado vapor de ácido clorídrico (HCl, 12 M). Por fim, o filtro foi pesado novamente para verificar se houve formação de cloreto de cálcio e armazenado para posterior análise elementar e isotópica.

4.3.3 Macroalgas

As duas amostras de macroalgas foram congeladas e posteriormente observadas em lupa binocular e microscópio, sendo identificadas ao menor nível taxonômico possível (gênero e espécie), pelo Laboratório de Macroalgas do Museu de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco. Essas amostras foram coletadas apenas nos pontos de

coleta de *M. charruana* (pontos MC1 e MC2). Por terem sido encontrados apenas fragmentos delas no momento da coleta, há a possibilidade delas terem sido carreadas para esses locais, ficando retidas no aglomerado produzido pelo sururu. Ambas são do gênero *Ulva*, sendo uma delas (coletada no ponto MC1, localizado na Bacia do Pina) classificada como *Ulva lactuca*. Existem cerca de 13 espécies de *Ulva* descritas para o Brasil (MOURA, C. W. N., 2015). Esse gênero é predominantemente marinho, e possui importância como bioindicador, pois está relacionado a ambientes poluídos, é oportunista e tolera amplas variações de parâmetros ambientais (REIS; YONESHIGUE-VALENTIN, 1998; SANTOS, A. A.; COCENTINO; REIS, 2006).

Posteriormente, as amostras foram lavadas cuidadosamente com água destilada para retirar a fauna acompanhante e resíduos do ambiente, para então serem levadas à estufa, onde permaneceram por 48 h a 60 °C. Posteriormente, as amostras secas foram homogeneizadas e maceradas com o auxílio de almofariz e pistilo e armazenadas em tubo Eppendorf para as análises elementar e isotópica.

4.3.4 Folhas de árvores de mangue

As amostras de folha passaram pela determinação gravimétrica do peso seco (MIRANDA; YOGUI, 2012). As folhas de cada amostra foram cortadas em pedaços pequenos, homogeneizadas e armazenadas em frascos de vidro, sendo posteriormente colocadas em freezer. Uma alíquota foi retirada de cada amostra, macerada e guardada separadamente em tubo Eppendorf para as análises elementar e isotópica.

4.3.5 Bivalves

Após a coleta, os bivalves foram mantidos em aquário, dentro de peneiras com malha de 0,5 mm, durante 24 horas, para eliminação dos conteúdos estomacais (WEBSTER et al., 2013). Em seguida, os indivíduos de cada amostra foram contabilizados e congelados. Em outro momento, os organismos foram mensurados com um paquímetro digital com precisão de 0,01 mm, quanto à altura (medida que utiliza o eixo dorso-ventral) e ao comprimento (utilizando-se o eixo ântero-posterior) da concha. Os indivíduos tiveram as partes moles (massa visceral) removidas com o auxílio de pinças e suas conchas foram pesadas. As massas viscerais foram submetidas ao processo de determinação do peso seco (MIRANDA; YOGUI, 2012). Resumidamente, a massa visceral de cada molusco foi colocada em um béquer de

vidro previamente calcinado, identificado e pesado, para se obter os pesos úmido e seco de cada indivíduo separadamente. Para avaliar a saúde dos bivalves no ambiente por meio da quantidade de alimento ingerido, foi calculado o índice de condição (IC) descrito por Boehs et al. (2008): $IC = (PS_{\text{tecido}}/PS_{\text{concha}}) \times 100$, onde PS_{tecido} é o peso seco do tecido mole e PS_{concha} é o peso seco da concha.

Após tal procedimento, cada amostra de *A. flexuosa* foi subdividida em duas classes de comprimento: organismos menores que 24,5 mm e organismos maiores ou iguais a 24,5 mm. *M. charruana* também teve suas amostras classificadas, porém em três diferentes classes de comprimento: menor ou igual a 30 mm, maior que 30 mm e menor que 40 mm e por último maior ou igual a 40 mm. O comprimento foi a medida adotada para esta separação por ser mais utilizado na literatura (BOEHS et al., 2008; STENYAKINA et al., 2009). Os valores de 24,5 mm e de 30 mm para *A. flexuosa* e *M. charruana*, respectivamente, foram escolhidos com base em literatura especializada. Levou-se em consideração o tamanho do organismo recomendado para a comercialização, pois indivíduos maiores que tais valores apresentam um maior rendimento de tecido mole (PEREIRA et al., 2003; SILVA-CAVALCANTI, 2011). Os indivíduos foram separados dessa forma para as análises elementar e isotópica. Após serem divididas por classes de tamanho, todas as amostras foram maceradas para o procedimento de extração de contaminantes orgânicos e para as análises elementar e isotópica.

4.4 ANÁLISES DE LABORATÓRIO

As análises de compostos organoclorados, elementares e isotópicas foram realizadas conforme alguns parâmetros, descritos adiante.

4.4.1 Análise de compostos organoclorados

As diferentes classes de tamanho em cada amostra de bivalve foram agrupadas para a extração de contaminantes orgânicos. A decisão de agrupar as classes de tamanho foi tomada porque não haveria massa suficiente para a determinação de contaminantes em cada uma delas separadamente. Essas classes foram colocadas em um mesmo cartucho de extração, separadas por lã de vidro calcinada, de modo que não houvesse contaminação cruzada entre as massas de diferentes classes de tamanho. Uma alíquota de cada classe foi retirada, de forma que cerca de 1 g da amostra total fosse extraído. Cada amostra foi pesada em balança analítica em um cartucho cujo peso foi previamente tarado. Após a pesagem, foi adicionado 100 µL do

padrão interno (PI, composto por DBOFB, PCB-103 e PCB-198 com concentrações previamente conhecidas) em cada cartucho, no dia anterior à extração. Cada amostra foi extraída com 80 mL de uma mistura de n-hexano e diclorometano (1:1, v/v) em aparato Soxhlet por aproximadamente 8 horas. Esse procedimento extrai lipídios e contaminantes orgânicos (neste caso, organoclorados) da amostra. O material restante no cartucho de extração foi utilizado nas análises elementar e isotópica.

Após a extração, a parte líquida resultante do processo no balão de fundo chato é o extrato a ser processado para as análises cromatográficas. O extrato foi concentrado a 8-10 mL no evaporador rotativo a vácuo e transferido para um tubo de centrifuga, onde foi concentrado a 1 mL em um evaporador por fluxo de nitrogênio. Para quantificar a matéria orgânica extraível (MOE), um pequeno béquer foi previamente pesado. Nele foi adicionada uma alíquota de 100 μ L do extrato. Após evaporação do solvente, uma segunda pesagem foi realizada no béquer para a determinação gravimétrica da MOE. Com o extrato não utilizado na determinação da MOE foi feito o primeiro tratamento ácido, que consistiu em adicionar cerca de 1 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado (95-98%) para purificação do mesmo. O tubo foi agitado por 10 segundos em vórtex e imerso por aproximadamente 1 min em banho com gelo, para evitar a formação de emulsão e facilitar a separação entre o ácido e o extrato hexânico. Após isso, o extrato passou por uma centrifugação durante 5 min em rotação de 4000 rpm. Em seguida, o sobrenadante (fase hexânica) foi retirado do tubo e transferido para outro tubo de centrifuga. O extrato foi submetido a mais dois tratamentos com ácido sulfúrico, para então ser lavado com cerca de 1 mL de água destilada livre de orgânicos. Nessa lavagem, o tubo foi novamente agitado em vórtex por 10 segundos e centrifugado por 5 minutos. Esse procedimento de lavagem foi executado duas vezes. Por fim, o extrato foi transferido para um vial e concentrado a 250 μ L em evaporador por fluxo de nitrogênio. Exatamente 90 μ L do padrão interno cromatográfico (PICG, composto por tetracloro-m-xileno de concentração conhecida) foi adicionado ao vial, que foi armazenado em freezer até o momento das análises.

A análise das amostras foi feita em um cromatógrafo a gás acoplado a um espectrômetro de massas – GC-MS (Agilent Technologies, modelos 7820A e 5975C, respectivamente). As especificações da coluna capilar (HP-5ms) utilizada foram: 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 μ m de espessura do filme da fase estacionária. O hélio (He) foi usado como gás de arraste (pureza 99,9990%), com fluxo constante de 1,2 mL min⁻¹ na coluna. Algumas condições específicas são necessárias para a execução da análise, padronizadas por meio dos métodos de análise. Cada grupo de analitos possui um método específico. Para a análise de PCBs, a temperatura do injetor foi de 270°C.

Na corrida, o forno do cromatógrafo foi programado previamente para alcançar as seguintes temperaturas: 75 °C (por 3 min), aquecimento de 15 °C min⁻¹ até 150 °C, aquecimento de 2 °C min⁻¹ até 260 °C e aquecimento de 20 °C min⁻¹ até chegar a 300 °C (isotérmico por 1 min). Já para os POCs, a temperatura do injetor foi de 300 °C. Na corrida, o forno do cromatógrafo foi programado para as seguintes temperaturas: 100 °C no início, aquecimento de 10 °C min⁻¹ até 200 °C e aquecimento de 5 °C min⁻¹ até chegar a 300 °C (isotérmico por 3 min). Uma fonte de ionização de elétrons (70 eV) foi utilizada para operar o espectrômetro de massas. As temperaturas da fonte de íons, quadrupolo e interface foram mantidas em 230, 150 e 300 °C, respectivamente (MIRANDA, 2015).

Antes de qualquer análise foi realizada a calibração do GC-MS, para assegurar que o equipamento estava em condições adequadas de funcionamento. Alíquotas de cada extrato de amostra e dos controles de qualidade do lote analítico foram colocadas em insertos, que foram dispostos no carrossel do amostrador automático. Em cada análise, o injetor automático retirou 1 µL para injeção no instrumento. Os compostos das amostras foram volatilizados e transferidos para a coluna cromatográfica. Nela, os analitos foram separados e eluíram em tempos distintos (tempos de retenção). Por fim, o espectrômetro de massas ionizou e fragmentou cada analito em massas menores. Tais fragmentos serviram para identificar os analitos de acordo com as proporções entre eles e com o tempo de retenção de cada analito. Os resultados obtidos ao final da corrida foram os cromatogramas, que representam a intensidade de íons m/z de cada analito, em diferentes tempos. Essa intensidade gerou um pico proporcional à quantidade do analito na amostra. Quatro íons m/z foram utilizados na identificação dos analitos (MOURA, 2016).

4.4.2 Controle de qualidade (contaminantes orgânicos)

O lote de extração de compostos organoclorados conteve as seguintes amostras de controle de qualidade: (1) branco (cerca de 1 g de sulfato de sódio anidro calcinado); (2) duplicata; (3) material de referência (NIST SRM 2974a, produzido com o tecido de *Mytilus edulis*, um bivalve pertencente à mesma família de *M. charruana*); e (4) controle analítico. O branco passou pela mesma preparação de laboratório que as amostras, servindo para identificar possíveis contaminações ao longo do processo. A duplicata, que é uma réplica de uma das amostras do lote, serviu para verificar a precisão analítica. O material de referência serviu para verificar a exatidão analítica. Ele tem natureza parecida com as amostras a serem analisadas, apresentando concentrações conhecidas e certificadas de alguns compostos

organoclorados. O controle analítico serviu para verificar a integridade das soluções padrão utilizadas. Além disso, ele também serve como referência para calcular a recuperação dos padrões internos nas amostras. Para a precisão, são observados os coeficientes de variação (CV) dos analitos encontrados na duplicata e na amostra original. O CV deve ser menor ou igual a 20% para 95% dos analitos cuja concentração na amostra seja maior ou igual a cinco vezes o limite de quantificação. Para a exatidão, são calculadas as recuperações dos analitos de interesse no material de referência (MR). A recuperação do MR deve ficar em torno de $\pm 35\%$ da faixa certificada para pelo menos 80% dos analitos cuja concentração no MR seja maior que cinco vezes o limite de quantificação. Isso é feito a partir da comparação dos resultados obtidos na análise com os valores das concentrações certificadas. Os resultados obtidos no controle de qualidade do lote analítico podem ser observados na Tabela 5.

Em todas as amostras do lote analítico foram adicionados padrões internos (antes do processo de extração). A recuperação do padrão interno (PI) é feita para inferir o percentual dos analitos que foi perdido durante a extração e purificação das amostras. Para estar dentro da faixa aceitável, esse valor deve estar entre 40 e 120% para cada PI. Os resultados obtidos podem ser observados na Tabela . Foram feitas curvas de calibração com padrões de analitos cujas concentrações são conhecidas. Após a injeção desses padrões foi realizada uma análise de regressão, respeitando o limite aceitável do coeficiente de determinação ($R^2 \geq 0,995$) para validar a curva de calibração. Ao longo da injeção do lote analítico foram realizadas verificações da curva de calibração a partir de uma solução padrão representativa do centro da faixa de trabalho analítico.

Tabela 5 – Média e desvio padrão das recuperações para os controles de qualidade das análises de organoclorados em bivalves.

Controles	Percentual de recuperação	Número de analitos
Padrão interno	53,3 $\pm$ 11,8	60
Material de referência	119,2 $\pm$ 30,3	34
Coeficiente de variação	4,6 $\pm$ 5,2	10

Fonte: A autora, 2018.

4.4.3 Análises elementares e isotópicas

O teor de lipídios dos animais pode influenciar na composição isotópica, pois amostras com maior conteúdo lipídico tendem a ser mais empobrecidas em ^{13}C . Os bivalves, por terem

passado pelo processo de extração de organoclorados, tiveram consequentemente seus lipídios removidos das amostras.

As análises de composição elementar (percentuais de carbono orgânico e nitrogênio total) e isotópica (razões $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) foram realizadas nas amostras de MPS, sedimento, bivalves e produtores primários. Essas amostras foram pesadas em balança microanalítica (com precisão de seis casas decimais), dentro de cápsulas de estanho. O peso das amostras variou conforme o tipo de matriz a ser analisada (Tabela 6). Todas as cápsulas foram lacradas e inseridas em um analisador elementar (EuroVector, modelo EA3000 Single) acoplado a espectrômetro de massas de razão isotópica (Thermo Scientific, modelo DELTA V Advantage) – EA-IRMS. Os resultados da análise elementar e da razão isotópica foram expressos em porcentagem (%) e partes por mil (‰), respectivamente. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram calculados com base nos padrões de referência internacional Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB) e ar atmosférico (AIR), respectivamente (NOVAIS et al., 2016).

No analisador elementar (EA), foi usado um reator CHN empacotado, composto por (do topo para a base): 55 mm de óxido de cromo, 70 mm de cobre reduzido e 20 mm de óxido de cobalto envelopado com prata. O gás hélio (He, pureza de 99,999%) foi utilizado como gás de arraste, com fluxo de aproximadamente 93 mL min^{-1} . Para promover a combustão da amostra, o gás oxigênio (O_2 , pureza de 99,9999%) foi injetado no EA em um volume de 15 mL. A coluna cromatográfica permaneceu em um forno isotérmico, ajustado a 70°C , enquanto que a temperatura da fornalha do reator foi programada para 980°C . A corrida durou 240 segundos para cada amostra. Os cilindros de gases N_2 e CO_2 (pureza de 99,999%) foram calibrados em relação aos padrões internacionais (VPDB e AIR), sendo utilizados como referência durante as análises das amostras.

Tabela 6 – Massas utilizadas para as análises elementar e isotópica de cada matriz.

Amostra	Massa (mg)
Macroalgas	3 - 4
Mangue	3 - 4
MPS	3 - 5
Sedimento	10 - 30
Bivalves	0,5 - 1

Fonte: A autora, 2018.

4.4.4 Controle de qualidade (composição elementar e isotópica)

Nos lotes analíticos foram utilizados materiais de referência com valores certificados de percentuais de carbono e nitrogênio, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (Tabela 7). Para as análises de sedimento foram usados dois materiais de referência: *sediment high organic* (IVA33802151) para razão isotópica e *sediment certified* (IVA33802150) para composição elementar. Para as análises de bivalves, MPS e macroalgas foi utilizado o material de referência *algae Spirulina* (IVA33802162). Para as análises de folhas de mangue foi empregado o material de referência *birch leaf* (IVA33802166). Todos esses materiais foram adquiridos junto ao IVA Analysentechnik, da Alemanha. As especificações desses materiais podem ser consultadas em Costa e Yogui (2017).

Branco de instrumento e de cápsula foram analisados nos lotes analíticos. Curvas de calibração para cálculo de composição elementar foram elaboradas a partir das análises dos materiais de referência com diferentes massas. A análise de regressão foi executada respeitando o nível aceitável do coeficiente de determinação ($R^2 \geq 0,995$) para validar a curva de calibração. Em todos os lotes analíticos também foram inseridos padrões de verificação da curva de calibração.

Tabela 7 – Média e desvio padrão das recuperações para cada material de referência (MR) utilizado.

MR	Percentual de recuperação				
	C (%)	N (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	n
Sedimento	99,96 $\pm$ 0,56	102,89 $\pm$ 4,51	99,18 $\pm$ 1,33	99,88 $\pm$ 15,57	10
Folha vegetal	104,01 $\pm$ 3,18	102,64 $\pm$ 2,48	-	-	8
Microalga	99,37 $\pm$ 1,68	100,44 $\pm$ 1,46	-	-	10

Fonte: A autora, 2018.

4.5 ANÁLISE DOS DADOS

A normalidade dos dados foi testada utilizando o teste de Anderson-Darling. Para verificar possíveis diferenças intra e/ou interespecíficas nos conjuntos de dados (índice de condição, concentração dos contaminantes, isótopos e granulometria) foram utilizadas análises de variância (ANOVA) em dados normais e homocedásticos. O teste de Kruskal-Wallis foi empregado em conjuntos de dados não paramétricos. Análises de correlação de Pearson foram executadas a fim de investigar possíveis associações entre os conjuntos de dados (granulometria versus percentual de carbono orgânico; granulometria versus

concentração dos contaminantes). Os testes estatísticos foram executados no programa PAST 3.15, respeitando o nível de significância de 0,05 em todas as análises realizadas.

Para estimar a contribuição das fontes alimentares nas dietas dos bivalves, foi empregado um modelo de mistura. O modelo permite que, a partir da composição isotópica dos consumidores-alvo e de suas possíveis fontes alimentares, seja inferidas as proporções das mesmas na dieta desses consumidores. Para isso, é preciso que algumas premissas sejam respeitadas. Assume-se que: (1) todas as fontes de alimento estão disponíveis no ambiente para os consumidores; (2) todas as potenciais fontes de alimento para os consumidores foram abordadas no estudo; (3) todas as fontes foram coletadas e processadas de modo que o material analisado seja representativo; (4) deve-se considerar possíveis agrupamentos de fontes similares entre si, pois a exatidão do modelo diminui à medida que uma nova fonte é acrescentada ao mesmo; (5) os consumidores devem estar inseridos no polígono de mistura, formado por suas fontes de alimento, para que suas dietas sejam explicadas pelo modelo (PHILLIPS et al., 2014).

O modelo utilizado possui uma estrutura bayesiana, que se baseia em probabilidades de ocorrência de um evento específico a partir de um conhecimento prévio desta ocorrência. Quando o modelo é executado, são feitas iterações (repetições) com diferentes possibilidades de proporção das fontes. Por fim, o resultado final mostra as proporções mais adequadas de acordo com os dados inseridos no programa. Para essa modelagem foi utilizado o programa R (versão 3.4) e o pacote *simmr* (“Stable Isotope Mixing Models in R”), versão 0.3.

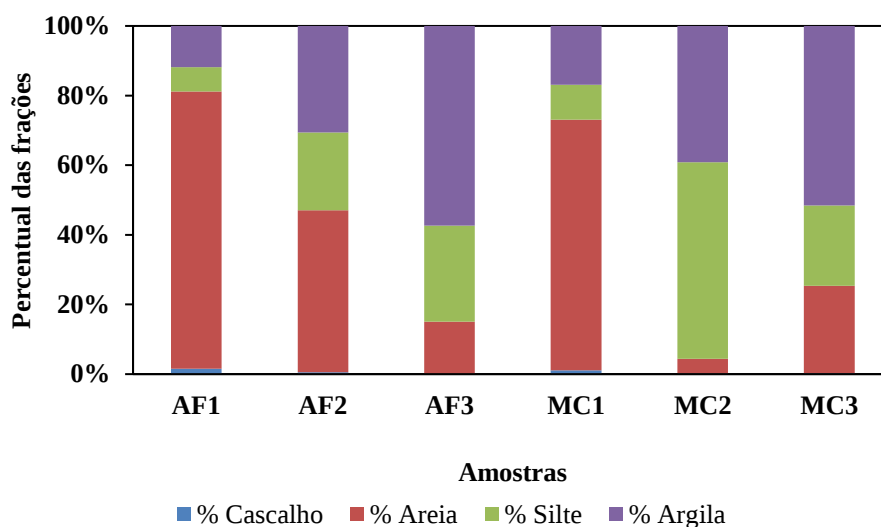
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O texto seguinte trata dos resultados obtidos e das discussões pertinentes sobre os mesmos.

5.1 SEDIMENTO

Os sedimentos apresentaram granulometrias diversas (Figura 4). As amostras que apresentaram as maiores porcentagens de areia, silte e argila foram coletadas nos pontos AF1 (79,59%), MC2 (56,45%) e AF3 (57,36%), respectivamente. Foi observado que os sedimentos variaram pouco em sua composição entre os ambientes das duas espécies de bivalves, mas houve uma pequena diferença entre os sedimentos coletados no primeiro banco (na Bacia do Pina) e os coletados no segundo banco (Rio Capibaribe). Os sedimentos do primeiro banco tiveram grãos maiores em comparação com as outras amostras de sedimento, pois a Bacia do Pina apresenta uma maior influência marinha, tanto nas águas quanto nos nutrientes e também no sedimento. Todas as amostras apresentaram sedimento muito pobremente selecionado, o que indica que há mistura de influências marinha e fluvial (em diferentes proporções para cada local de amostragem) e que a hidrodinâmica local varia bastante, impedindo que predomine um tipo específico de grão (MARCONDES, 2009; OLIVEIRA et al., 2014). Além disso, o sistema estuarino é caracterizado por ser um ambiente deposicional, funcionando como um retentor natural de diversos tipos de sedimentos (MARCONDES, op. cit.; OLIVEIRA et al., op. cit.).

Figura 4 – Proporção das frações de cascalho, areia, silte e argila no sedimento associado às amostras de *A. flexuosa* (AF) e *M. charruana* (MC). As amostras AF1 e MC1 pertencem ao primeiro banco, e as amostras AF2, AF3, MC2 e MC3 pertencem ao segundo banco.



Fonte: A autora, 2018.

O teor de carbono orgânico nos sedimentos variou de 0,24% (amostra AF1) a 2,57% (amostra MC2) (Tabela 8). Segundo a Resolução CONAMA nº 454/2012, que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional, o percentual de carbono orgânico em sedimento deve estar abaixo de 10% (CONAMA, 2012). Acima deste valor o enriquecimento orgânico do sedimento se torna prejudicial aos organismos, pois o oxigênio dissolvido na água tende a diminuir nessa situação. Além disso, o carbono orgânico possui afinidade a compostos orgânicos tóxicos (OLIVEIRA et al., 2014; RESENDE, 2015). De acordo com a Tabela 8, todos os valores de carbono orgânico se encontram abaixo do limite estabelecido na Resolução CONAMA nº 454/2012. Resende (op. cit.) coletou sedimento próximo aos pontos de coleta do segundo banco (AF2, AF3, MC2 e MC3) deste trabalho e os valores de carbono orgânico encontrados em ambos os estudos foram semelhantes (menores que 2,5%). Em Oliveira et al. (2014), os valores obtidos nos pontos da Bacia do Pina e no canal principal do Capibaribe também foram parecidos com os encontrados neste estudo (menores que 3%).

Os percentuais de nitrogênio total encontrados nas amostras de sedimento variaram de 0,05 a 0,32%. O menor e o maior percentuais foram registrados nos pontos AF1 e MC2, respectivamente (Tabela 8). Os teores de carbono orgânico e nitrogênio total apresentaram distribuição semelhante nas amostras de sedimento. Tal fato também ocorreu em Oliveira et al. (op. cit.), que encontrou percentuais de nitrogênio entre 0,10 e 0,50%. Os dados obtidos

por Resende (op. cit.) em estações próximas aos pontos de coleta do segundo banco (Rio Capibaribe) foram de 0,09 a 0,19% para o nitrogênio, um pouco abaixo da média do que foi encontrado no presente estudo (0,25%).

Um outro dado importante que reflete a origem da matéria orgânica no sedimento é a razão atômica entre carbono orgânico e nitrogênio total. A razão C/N é utilizada para inferir qual influência (marinha ou terrestre) predomina em determinada amostra. Valores menores que 8 são típicos de predominância marinha, valores maiores que 14 refletem maior influência terrestre e valores entre 8 e 14 sugerem uma mistura dessas duas fontes (GAO; YANG; WANG, 2012; RUMOLO et al., 2011). Na Bacia do Pina (amostras AF1 e MC1), os valores da razão C/N foram abaixo de 8 (matéria orgânica predominantemente marinha), enquanto nos sedimentos do Rio Capibaribe os valores foram próximos de 9 (mistura de fontes). Esses resultados corroboraram aquilo que já era esperado para esses locais de coleta no estuário. Os dados de Resende (2015), provenientes de estações próximas ao segundo banco de coleta no canal principal do Rio Capibaribe, também revelaram uma mistura de fontes (razão C/N entre 8,5 e 10,5). Já em Oliveira et al. (2014), a razão C/N foi superior a 10 em locais próximos aos dois bancos de coleta do presente estudo, indicando que ambas as áreas são influenciadas por fontes marinhas e terrestres.

Tabela 8 – Média e desvio padrão dos percentuais de carbono orgânico (C) e de nitrogênio (N) e da razão atômica entre carbono orgânico e nitrogênio total (C/N) em amostras de sedimento de *A. flexuosa* (AF) e de *M. charruana* (MC).

Sedimento	C (%)	N (%)	(C/N) _a
AF1	0,24 ± 0,01	0,05 ± 0,00	6,04 ± 0,15
AF2	1,40 ± 0,14	0,17 ± 0,01	9,50 ± 1,25
AF3	2,00 ± 0,09	0,26 ± 0,00	8,91 ± 0,49
MC1	0,64 ± 0,04	0,11 ± 0,01	7,01 ± 0,02
MC2	2,57 ± 0,04	0,32 ± 0,00	9,31 ± 0,21
MC3	1,96 ± 0,07	0,23 ± 0,01	9,75 ± 0,29

Fonte: A autora, 2018.

Os percentuais de lama (silte + argila) nos sedimentos de *A. flexuosa* e *M. charruana* apresentaram distribuição normal (Anderson-Darling; $A = 0,26$; $p = 0,56$). A ANOVA revelou que não houve diferença significativa entre o percentual de lama nos sedimentos dessas duas espécies ($F = 0,23$; $gl = 1$; $p = 0,65$). Para os percentuais de carbono orgânico, os dados não apresentaram distribuição normal (Anderson-Darling; $A \geq 0,62$; $p \leq 0,07$). Por isso, eles foram transformados utilizando-se a função $y = (1 + x)^2$. Os dados transformados

apresentaram distribuição normal (Anderson-Darling; $A \leq 0,59$; $p \geq 0,09$) e foram homocedásticos (Levene; $p = 0,81$). Os percentuais de carbono orgânico dos sedimentos onde foram coletados mariscos e sururus não foram significativamente diferentes (ANOVA; $F = 2,08$; $gl = 1$; $p = 0,17$). Assim, a hipótese 1, proposta inicialmente de que as espécies *A. flexuosa* e *M. charruana* seriam encontradas em sedimentos distintos (em termos de granulometria e carbono orgânico), não pôde ser comprovada. Acreditava-se que haveria uma quantidade maior de areia nos sedimentos habitados por *A. flexuosa* e um maior percentual de lama nos sedimentos associados a *M. charruana*. Além disso, esperava-se que o percentual de carbono orgânico também seria diferente entre esses sedimentos, com valores maiores associados às amostras de *M. charruana*. A ausência de diferenças pode ter acontecido porque os locais onde as amostras das duas espécies foram coletadas eram muito próximos.

Correlações de Pearson foram executadas entre os dados de percentuais de carbono orgânico, nitrogênio total e das frações cascalho, areia, silte e argila dos sedimentos (Tabela 9). Encontrou-se uma correlação forte e positiva entre carbono orgânico e as frações silte e argila (fração lamosa). Para as frações cascalho e areia (fração grosseira) as correlações encontradas também foram fortes, porém negativas. Isso significa que quanto maior o teor de lama no sedimento, maior também foi o teor de carbono orgânico, ocorrendo o inverso para os percentuais de cascalho e areia. O teor de nitrogênio apresentou a mesma tendência do carbono orgânico. Além disso, houve uma correlação forte e positiva entre os percentuais desses dois elementos, ou seja, o teor de carbono orgânico no sedimento aumentou conforme o teor de nitrogênio total também aumentou. Isso indica que quase todo o nitrogênio disponível no sedimento está associado com a matéria orgânica. Isso pode acontecer por causa do aporte de esgotos domésticos e industriais no estuário (RESENDE, 2015).

Tabela 9 – Correlações de Pearson significativas entre os parâmetros carbono orgânico, nitrogênio total e frações granulométricas do sedimento.

Parâmetros Correlacionados	Valor de p	Valor de r
Cascalho vs. carbono orgânico	< 0,005	-0,96
Areia vs. carbono orgânico	< 0,005	-0,99
Silte vs. carbono orgânico	0,02	0,89
Argila vs. carbono orgânico	0,04	0,84
Cascalho vs. nitrogênio total	< 0,005	-0,95
Areia vs. nitrogênio total	< 0,005	-0,99
Silte vs. nitrogênio total	0,01	0,91
Argila vs. nitrogênio total	0,04	0,83
Carbono orgânico vs. nitrogênio total	< 0,005	0,99

Fonte: A autora, 2018.

5.2 ÍNDICE DE CONDIÇÃO (IC)

No total foram contabilizados 126 indivíduos de *A. flexuosa* e 85 de *M. charruana*. As diferentes classes de tamanho apresentaram uma quantidade de indivíduos entre 8 e 32 para marisco e entre 6 e 24 para sururu. O percentual de peso seco de cada espécie variou entre 13,60 e 25,02% (para *A. flexuosa*) e entre 21,06 e 28,14% (para *M. charruana*). O percentual lipídico do marisco foi maior que o do sururu, com médias para cada espécie de 10,48 e 8,90%, respectivamente (Tabelas 10 e 11).

Tabela 10 – Pesos seco e lipídico da massa visceral (PS e PL, respectivamente, em %) e número de indivíduos (N) das amostras de *Anomalocardia flexuosa* (AF), divididas em classes de tamanho.

Espécie	Amostra	PL (%)	Classe de tamanho	PS (%)	N
<i>A. flexuosa</i>	AF1	10,06	< 24,5 mm	19,49	25
			≥ 24,5 mm	19,59	14
	AF2	15,34	< 24,5 mm	25,02	32
			≥ 24,5 mm	23,03	32
	AF3	6,05	< 24,5 mm	15,18	8
			≥ 24,5 mm	13,60	15

Fonte: A autora, 2018.

Tabela 11 – Pesos seco e lipídico da massa visceral (PS e PL, respectivamente, em %) e número de indivíduos (N) das amostras de *Mytella charruana* (MC), divididas em classes de tamanho.

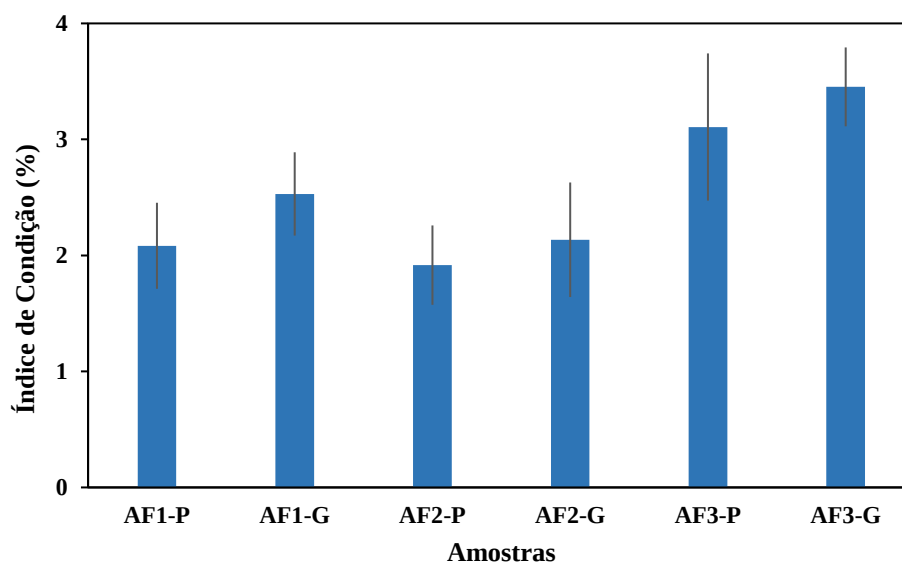
Espécie	Amostra	PL (%)	Classe de tamanho	PS (%)	N
<i>M. charruana</i>	MC1	8,95	30-40 mm	23,76	18
			≥ 40 mm	22,35	8
	MC2	8,39	≤ 30 mm	23,21	8
			30-40 mm	21,06	7
	MC3	9,37	≥ 40 mm	22,97	7
			≤ 30 mm	28,14	7
			30-40 mm	24,38	24
			≥ 40 mm	22	6

Fonte: A autora, 2018.

Os índices de condição (IC) calculados para os indivíduos de marisco estiveram entre 1,30 e 4,35%. As médias desse parâmetro podem ser vistas na Figura 5. Estes valores foram muito baixos quando comparados aos encontrados por Silva-Cavalcanti (2011), que estudou mariscos no estuário do Rio Goiana. Para os organismos coletados na mesma época do ano, a autora encontrou valores entre 14 e 18%. Tal comparação sugere que o estresse ambiental

causado pela atividade extrativista e/ou poluição do Rio Capibaribe está afetando *A. flexuosa*. A poluição do estuário tem sido relatada em vários estudos, que inclusive caracterizam-no como hipereutrófico (FEITOSA et al., 1999; FLORES MONTES et al., 2011; ZANARDI-LAMARDO et al., 2016). Outro fator importante é a pressão do manejo (não regulado) realizado pelos pescadores artesanais locais. O marisco é coletado até que praticamente desapareça de um banco de coleta. Em seguida, os pescadores iniciam a coleta no segundo banco até que o recurso praticamente desapareça também. A partir daí, eles voltam a coletá-lo no primeiro banco sem permitir um bom desenvolvimento dos organismos. Comparativamente, o estudo de Silva-Cavalcanti (2011) foi realizado no estuário do Rio Goiana, que está inserido em uma Reserva Extrativista (RESEX Acaú-Goiana) onde há um certo controle e monitoramento dos recursos do estuário. Os valores de IC reportados por Boehs et al. (2008) para duas áreas de estudo na Baía de Paranaguá (médias de 3,1 e 4,7%), as quais sofrem impacto por descarga de efluentes domésticos, foram mais parecidos com aqueles obtidos no SERC. Ainda assim, as médias reportadas por Boehs et al. (2008) foram mais altas que a média obtida neste trabalho (2,5%).

Figura 5 – Índice de condição médio (IC, em %) dos indivíduos de *A. flexuosa* (AF), divididos por classe de tamanho, sendo P = pequena (< 24,5 mm) e G = grande ($\geq 24,5$ mm). As barras de erro representam desvio padrão.

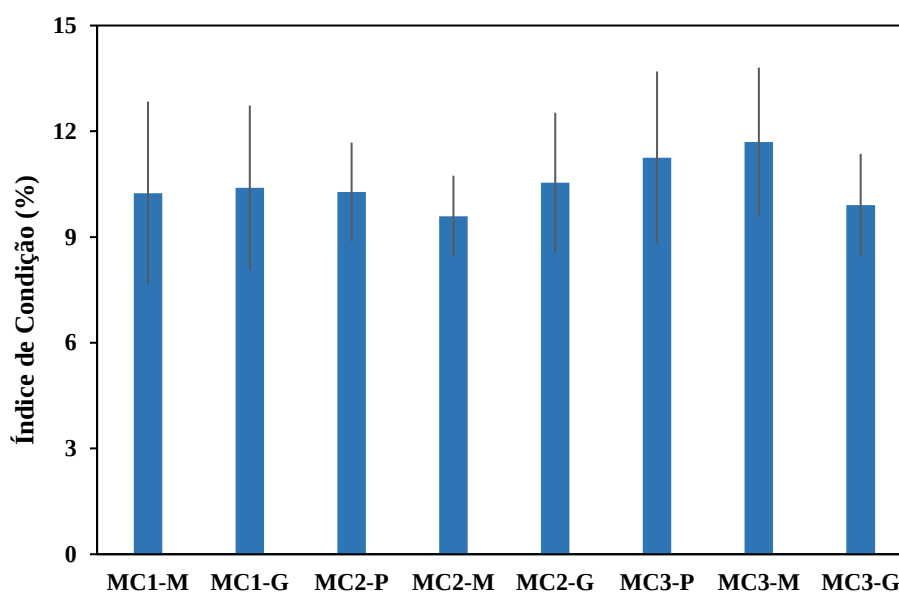


Fonte: A autora, 2018.

Os ICs dos indivíduos de sururu variaram entre 4,89 e 19,03%. As médias desse parâmetro podem ser visualizadas na Figura 6. De acordo com Christo et al. (2016), os índices

de condição de sururus coletados na Baía de Paranaguá, em setembro, variaram de 19 a 26%, com média de 17,65% (para todos os indivíduos, sem separação em classes de tamanho). Tais valores médios são maiores do que aqueles encontrados neste estudo (média de 10,49%). Provavelmente, a mesma justificativa da espécie *A. flexuosa* pode ser aplicada para *M. charruana*, ou seja, a pressão de pesca e/ou a poluição do estuário afetam também os bancos de sururu. Apesar de existirem várias pesquisas que apresentam IC de bivalves, boa parte delas utilizaram diversas formas para calcular essa medida ou realizaram estudos com espécies diferentes daquelas investigadas neste trabalho (ANDRÉA et al., 2009; CROSBY; GALE, 1990; IRISARRI; FERNÁNDEZ-REIRIZ; LABARTA, 2015; TAYLOR; MAHER; UBRIHIEN, 2017). Por esses motivos, muitos resultados não são comparáveis, pois cada espécie possui relações diferentes entre massa visceral e concha.

Figura 6 – Índice de condição médio (IC, em %) dos indivíduos de *M. charruana* (MC) divididos por classe de tamanho, sendo P = pequena (≤ 30 mm), M = média (30-40 mm) e G = grande (≥ 40 mm). As barras de erro representam desvio padrão.



Fonte: A autora, 2018.

As amostras de cada espécie foram comparadas em relação aos pontos de coleta e às classes de tamanho. Quanto aos pontos amostrados, os dados apresentaram distribuição normal (Anderson-Darling; $A \leq 0,66$; $p \geq 0,08$) e foram homocedásticos (Levene; $p \geq 0,20$). Diferenças estatísticas foram encontradas no índice de condição entre os pontos de coleta de *A. flexuosa* (ANOVA; $F = 75,91$; $gl = 2$; $p < 0,0001$). O índice de condição do ponto AF3 foi significativamente maior do que nos outros dois pontos (Tukey; $TSD \geq 14,74$; $p < 0,0001$).

Isso sugere que, em teoria, os organismos da amostra AF3 estavam mais saudáveis que aqueles encontrados nas amostras AF1 e AF2. Em contrapartida, os indivíduos dessa mesma amostra (AF3) apresentaram percentual lipídico inferior aos demais, indicando que estavam acumulando menos gordura e mais carboidratos e proteínas na massa visceral. Para *M. charruana*, os índices de condição dos animais nos diferentes pontos de coleta não foram estatisticamente diferentes entre si (ANOVA; $F = 2,85$; $gl = 2$; $p = 0,06$), indicando que os indivíduos dessa espécie apresentavam estado de saúde nutricional semelhante.

Quanto às classes de tamanho, os valores não apresentaram uma distribuição normal (Anderson-Darling; $A \geq 0,75$; $p \leq 0,04$), necessitando serem transformados pela sua raiz quadrada para normalizá-los (Anderson-Darling; $A \leq 0,53$; $p \geq 0,14$). Para as amostras AF1 e AF2, as classes grande ($\geq 24,5$ mm) e pequena ($< 24,5$ mm) foram estatisticamente diferentes (ANOVA; $F \geq 4,19$; $gl = 1$; $p \leq 0,045$), sendo que a classe grande apresentou maior IC. Já para a amostra AF3, as classes grande e pequena não apresentaram diferenças significativas de IC (ANOVA; $F = 3,35$; $gl = 1$; $p = 0,08$). Os índices de condição das amostras de *M. charruana* (MC1, MC2 e MC3) não apresentaram diferenças significativas entre as classes grande (≥ 40 mm), média (30-40 mm) e pequena (≤ 30 mm) (ANOVA; $F \leq 1,92$; $gl = 1$; $p \geq 0,16$).

O índice de condição é utilizado principalmente para se ter conhecimento da biologia da espécie, juntamente com outras medidas, como por exemplo o comprimento da concha (SILVA-CAVALCANTI, 2011). Este parâmetro pode ser associado às fases de maturação sexual em moluscos, pois eles apresentam diferentes índices para cada fase (ANDRÉA et al., 2009; CHRISTO et al., 2016). Segundo a literatura, os indivíduos considerados adultos e maduros sexualmente possuem comprimentos de concha maiores que 18-20 mm para *A. flexuosa* (BARREIRA; ARAÚJO, 2005; BOEHS et al., 2008) e 10-15 mm para *M. charruana* (PEREIRA et al., 2003; STENYAKINA et al., 2009). Todos os organismos deste estudo apresentaram comprimento maior que os valores relatados (para ambas as espécies). Portanto, eles são adultos e maduros sexualmente, e as diferenças intraespecíficas no IC provavelmente não estão relacionadas aos estágios de vida nem às fases de maturação sexual.

O IC também é importante em estudos com organismos considerados bioindicadores e em pesquisas de biomonitoramento ambiental (para inferir a qualidade do ambiente e acompanhá-la ao longo do tempo). O ambiente é influenciado por fatores como salinidade, temperatura, poluentes orgânicos, presença de metais e tantos outros fatores que podem afetar a biota. Assim, o IC se torna efetivo por ser uma medida simples e barata, considerando uma resposta intrínseca dos bivalves às condições ambientais. Há estudos que mostram que os

menores valores de IC são encontrados em locais submetidos à poluição (SCARLET; HALLDÓRSSON; GRANMO, 2015). Uma possível explicação para esse fenômeno é que quanto mais energia gasta-se no fortalecimento de estruturas protetoras (como a concha, no caso dos moluscos), menos energia será investida no crescimento da massa visceral do animal.

5.3 ISÓTOPOS ESTÁVEIS

Os resultados isotópicos dos bivalves e de suas potenciais fontes de alimento são apresentados e discutidos a seguir.

5.3.1 Bivalves

A composição isotópica de *A. flexuosa* variou entre -19,99 e -19,11‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e de 0,30 a 3,80‰ para $\delta^{15}\text{N}$, como pode ser visto na Tabela 12. Os dados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ não apresentaram distribuição normal (Anderson-Darling; $A \geq 0,19$; $p \leq 0,82$). Assim, optou-se por utilizar um teste estatístico não-paramétrico para analisar diferenças entre as classes de tamanho. Nas amostras de *A. flexuosa*, os dados de $\delta^{13}\text{C}$ foram estatisticamente diferentes entre as classes grande ($\geq 24,5$ mm) e pequena ($< 24,5$ mm) (Kruskal-Wallis; $H = 3,95$; $p = 0,047$), sendo que a classe menor apresentou os menores valores de $\delta^{13}\text{C}$. Porém, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ para cada classe de tamanho não foram significativamente diferentes (Kruskal-Wallis; $H = 0,86$; $p = 0,35$). Isso pode indicar diferentes proporções ou assimilações das fontes de alimento presentes no estuário, apesar dessa variação ser pequena ($< 1\%$) quando observa-se diretamente os valores de $\delta^{13}\text{C}$.

Tabela 12 – Média e desvio padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) em amostras de *A. flexuosa* (AF), divididas por classe de tamanho.

Amostra	Classe de tamanho	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$ (‰)
AF1	$< 24,5$ mm	$-19,56 \pm 0,10$	$0,77 \pm 0,45$
	$\geq 24,5$ mm	$-19,32 \pm 0,04$	$0,93 \pm 0,78$
AF2	$< 24,5$ mm	$-19,99 \pm 0,07$	$3,05 \pm 0,43$
	$\geq 24,5$ mm	$-19,79 \pm 0,07$	$3,80 \pm 1,09$
AF3	$< 24,5$ mm	$-19,56 \pm 0,05$	$0,30 \pm 0,60$
	$\geq 24,5$ mm	$-19,11 \pm 0,10$	$1,42 \pm 0,49$

Fonte: A autora, 2018.

Para *M. charruana*, as composições isotópicas variaram entre -21,02 e -19,67‰ e -1,00 a +0,33‰, para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente (Tabela 13). Os dados de $\delta^{13}\text{C}$ foram estatisticamente diferentes entre as classes de tamanho para essa espécie (Kruskal-Wallis; $H = 15,01$; $p < 0,05$). Na amostra MC1, houve diferença significativa entre as classes média (30-40 mm) e grande (≥ 40 mm), sendo a classe média mais empobrecida em ^{13}C (Kruskal-Wallis; $H = 3,86$; $p < 0,05$). As classes média e grande apresentaram valores significativamente maiores de $\delta^{13}\text{C}$ em relação à classe pequena (≤ 30 mm) nas amostras MC2 e MC3 (Dunn; $z \geq 2,58$ $p \leq 0,01$). Porém, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ de todas as classes de tamanho não foram diferentes estatisticamente (Kruskal-Wallis; $H = 0,08$; $p = 0,96$). Novamente, pode-se supor que indivíduos grandes, médios e pequenos estão utilizando as mesmas fontes de alimento em diferentes proporções.

Tabela 13 – Média e desvio padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) em amostras de *M. charruana* (MC), divididas por classe de tamanho.

Amostra	Classe de tamanho	$\delta^{13}\text{C}_{\text{PDB}}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$ (‰)
MC1	30-40 mm	$-20,34 \pm 0,03$	$0,33 \pm 0,67$
	≥ 40 mm	$-20,03 \pm 0,07$	$-0,51 \pm 0,35$
MC2	≤ 30 mm	$-20,67 \pm 0,05$	$-0,73 \pm 0,77$
	30-40 mm	$-20,45 \pm 0,05$	$-1,00 \pm 0,54$
	≥ 40 mm	$-20,17 \pm 0,04$	$-0,72 \pm 0,77$
MC3	≤ 30 mm	$-21,02 \pm 0,04$	$-0,63 \pm 0,72$
	30-40 mm	$-19,81 \pm 0,06$	$-0,66 \pm 1,14$
	≥ 40 mm	$-19,67 \pm 0,09$	$-0,53 \pm 0,62$

Fonte: A autora, 2018.

5.3.2 Potenciais fontes alimentares

As razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) dos sedimentos variaram de -24,14 a -22,31‰ e de 3,24 a 5,29‰, respectivamente (Tabela 14). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram parecidos com aqueles encontrados por Oliveira et al. (2014) na Bacia do Pina (-24 a -21‰), porém um pouco mais enriquecidos em ^{13}C do que aqueles encontrados no Rio Capibaribe (menores que -24‰), em estações próximas aos bancos amostrados neste estudo. Valores mais enriquecidos em ^{13}C (aproximadamente -19‰) são típicos de fontes marinhas na matéria orgânica acumulada no sedimento, enquanto valores mais empobrecidos em ^{13}C (próximos à -26‰) indicam fontes continentais (REZENDE et al., 1990; RUMOLO et al., 2011). Apesar de AF1 e MC1 apresentarem valores levemente mais enriquecidos (-22,31‰ e -22,94‰),

todas as amostras caracterizam-se por apresentarem mistura de fontes de matéria orgânica (terrestres e marinhas) em sua composição. Os dados de $\delta^{13}\text{C}$ de Resende (2015) para o canal principal do Rio Capibaribe foram similares aos obtidos neste estudo (-24‰), mas os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ foram mais enriquecidos (7 a 9‰). Valores de $\delta^{15}\text{N}$ elevados (acima de 4‰) sugerem a introdução de efluentes domésticos e industriais (tratados ou não) no sistema (ROZIC et al., 2014; RUMOLO et al., 2011). Além disso, existem microrganismos que processam a matéria orgânica vinda do esgoto, enriquecendo o ambiente em ^{15}N desde a base da rede trófica. Os dados obtidos neste trabalho refletem esse tipo de poluição, expressando a influência do esgoto na composição isotópica dos sedimentos.

Tabela 14 – Média e desvio padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) nas amostras de sedimento associado a *A. flexuosa* (AF) e *M. charruana* (MC).

Sedimento	$\delta^{13}\text{C}_{\text{PDB}}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$ (‰)
AF1	$-22,31 \pm 0,16$	$3,48 \pm 1,21$
AF2	$-23,65 \pm 0,16$	$5,10 \pm 0,34$
AF3	$-23,69 \pm 0,09$	$3,24 \pm 0,31$
MC1	$-22,94 \pm 0,07$	$4,12 \pm 0,72$
MC2	$-24,14 \pm 0,05$	$5,29 \pm 1,14$
MC3	$-24,03 \pm 0,16$	$3,61 \pm 0,99$

Fonte: A autora, 2018.

Os valores de razão C/N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de macroalgas, folhas de árvores de mangue e de material particulado em suspensão (MPS) podem ser visualizados na Tabela 15. Em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$, a distribuição foi, em ordem crescente: mangue, MPS e macroalgas. Isso está em concordância com a rota fotossintética específica de cada produtor primário. O mangue, por exemplo, possui $\delta^{13}\text{C}$ bem mais deplecionado porque são plantas de metabolismo C_3 . Já as macroalgas apresentam uma composição isotópica mais enriquecida em ^{13}C (média de $-18,89\text{‰}$), por apresentarem metabolismo C_4 . O MPS é o resultado da mistura de influências marinha e terrestre no estuário (FRY, 2006; REZENDE et al., 1990; WADA et al., 1991).

Para a razão C/N, essa distribuição se torna diferente. Plantas superiores apresentam valores maiores que 15, pois apresentam maiores teores de carbono provenientes de compostos como a celulose e a lignina. Já o MPS e as macroalgas possuem razão C/N mais baixa, pois a matéria orgânica aquática é mais rica em nitrogênio (FRY, 2006; WADA et al., 1991). Segundo a proporção proposta por Redfield (1934), amostras com razão C/N próximas de 6,6 indicam predominância de fitoplâncton. Com exceção da amostra MPS 2, as amostras

de MPS apresentaram razão C/N próxima ao modelo de Redfield. Para MPS 2, uma carga maior de sedimento em suspensão no local coletado afetou não só a razão C/N, como também sua concentração ($67,0 \text{ mg L}^{-1}$). Nas amostras MPS 1 e MPS 3 as concentrações foram de $8,5 \text{ mg L}^{-1}$ e $17,1 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

As macroalgas (*Ulva* spp.) foram as fontes mais empobrecidas em ^{15}N , com valores bem abaixo do que é encontrado na literatura. Por exemplo, Dubois e Colombo (2014) encontraram, em uma área costeira, uma média de $7,93\text{‰}$ para o $\delta^{15}\text{N}$ e Baeta et al. (2009), em um estuário, encontraram $\delta^{15}\text{N}$ médio de $12,25\text{‰}$. Os dois estudos foram realizados em locais submetidos a impactos antropogênicos e consequentemente eutrofização. No caso do SERC, os baixos valores de $\delta^{15}\text{N}$ nas macroalgas sugerem que elas estão utilizando preferencialmente algum nutriente empobrecido em ^{15}N , como o amônio (NH_4^+). Os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ foram encontrados nas folhas de mangue das quatro espécies coletadas, chegando a $6,92\text{‰}$. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ no MPS foram intermediários (entre macroalgas e mangue), variando entre $-1,05$ e $+1,76\text{‰}$. Tais composições isotópicas estão diretamente relacionadas às fontes de nitrogênio que os produtores primários absorvem, podendo consistir em várias espécies químicas (ex.: NH_4^+ , N_2 , NO_3^-) com composições isotópicas distintas (FRY, 2006). Além disso, o nitrogênio pode ser reciclado rapidamente no ambiente por meio da amonificação e outros processos biogeoquímicos (GAO et al., 2012).

Tabela 15 – Média e desvio padrão das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) em macroalgas, folhas de árvores de mangue e amostras de material particulado em suspensão (MPS).

Amostras	(C/N) _a	$\delta^{13}\text{C}_{\text{PDB}}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{AIR}}$ (‰)
<i>Ulva lactuca</i>	$8,67 \pm 0,29$	$-18,07 \pm 0,63$	$-4,94 \pm 0,01$
<i>Ulva</i> sp.	$9,89 \pm 0,11$	$-19,70 \pm 0,01$	$-5,16 \pm 0,14$
<i>Rhizophora mangle</i>	$29,31 \pm 0,77$	$-26,87 \pm 0,73$	$6,92 \pm 0,53$
<i>Laguncularia racemosa</i>	$37,04 \pm 0,30$	$-27,62 \pm 0,72$	$5,31 \pm 1,18$
<i>Avicennia schaueriana</i>	$27,03 \pm 0,14$	$-26,49 \pm 0,83$	$5,44 \pm 0,34$
<i>Conocarpus erectus</i>	$23,78 \pm 0,44$	$-28,06 \pm 0,79$	$4,29 \pm 0,65$
MPS 1	$6,91 \pm 0,07$	$-25,62 \pm 0,17$	$0,88 \pm 0,81$
MPS 2	$8,23 \pm 0,80$	$-24,72 \pm 0,13$	$1,76 \pm 0,55$
MPS 3	$6,12 \pm 0,11$	$-24,38 \pm 0,10$	$-1,05 \pm 0,57$

Fonte: A autora, 2018.

5.3.3 Modelagem

Para a inserção no modelo de mistura, foram adicionados dados isotópicos de MPS coletado na saída de um efluente *in natura* na Bacia do Pina (Costa, dados não publicados). Também foram incluídos mais dados de folhas de mangue, plantas terrestres (ambos agrupados como plantas superiores C₃) e fitoplâncton estuarino (coletado no baixo e no médio SERC). Os dados de plantas terrestres e fitoplâncton estuarino foram cedidos por Costa (dados não publicados). No total foram utilizadas sete possíveis fontes de alimento de bivalves: macroalgas, material particulado em suspensão (MPS), matéria orgânica sedimentar (MOS), MPS de efluente *in natura* (esgoto), fitoplâncton do médio estuário, fitoplâncton do baixo estuário e plantas superiores C₃ (Tabela 16).

Tabela 16 – Média e desvio padrão das composições isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, em ‰) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, em ‰) das potenciais fontes alimentares de *A. flexuosa* e *M. charruana* utilizados no modelo de mistura.

Dados do modelo	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Esgoto	$-20,73 \pm 1,32$	$3,59 \pm 3,14$
Fitoplâncton (baixo estuário)	$-21,14 \pm 1,95$	$3,36 \pm 3,53$
Fitoplâncton (médio estuário)	$-25,83 \pm 1,37$	$-1,57 \pm 1,18$
Macroalgas	$-18,89 \pm 1,01$	$-5,08 \pm 0,15$
MOS	$-23,46 \pm 0,67$	$4,14 \pm 1,09$
MPS	$-24,91 \pm 0,57$	$0,53 \pm 1,37$
Plantas superiores C ₃	$-28,25 \pm 1,86$	$3,94 \pm 2,19$

Fonte: A autora, 2018.

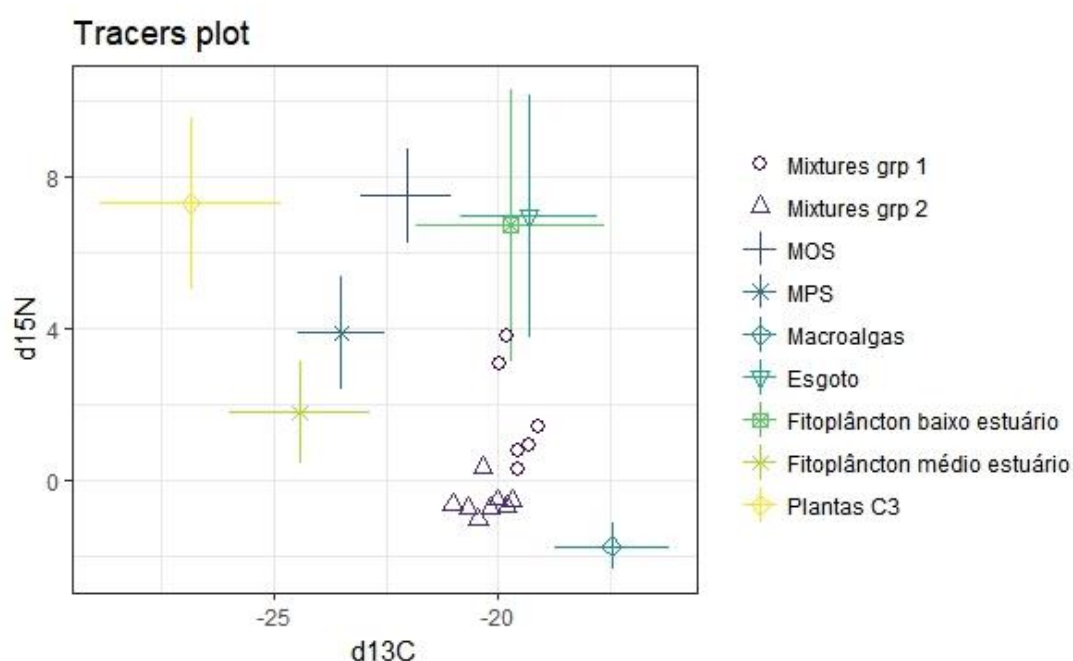
Um componente importante que precisa ser considerado em modelos de mistura é o fator de discriminação isotópica. Em estudos ecológicos, esse fator expressa a mudança na composição isotópica dos organismos a cada nível trófico. Em cada organismo ocorrem processos (reações) nos quais os isótopos leves e pesados são discriminados de forma desigual, causando enriquecimento pelos isótopos mais pesados (neste caso, aumento de ^{13}C e ^{15}N). Esse enriquecimento aumenta à medida que se aumenta um nível trófico dentro de uma teia alimentar. Utilizando esse fator, é possível estimar corretamente as contribuições das fontes alimentares, compensando o efeito da discriminação isotópica. Para os fatores de discriminação do carbono e do nitrogênio, optou-se por utilizar uma média de seis fatores encontrados na literatura. Todos os fatores utilizados são específicos para bivalves ou para animais suspensívoros (Tabela 17).

Tabela 17 – Fatores de discriminação encontrados na literatura e valores utilizados no modelo de mistura.

Referência	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Dubois e Colombo (2014)	2,2	3,8
Lefebvre et al. (2009)	1,0	3,0
McCutchan et al. (2003)	0,4	2,3
Dubois et al., (2007a)	1,9	3,8
Yokoyama et al. (2005)	0,8	3,4
Dubois et al. (2007b)	2,17	3,78
Média e desvio padrão	1,41 ± 0,77	3,35 ± 0,60

Fonte: A autora, 2018.

Inicialmente, o objetivo de separar as classes de tamanho no modelo de mistura foi analisar possíveis diferenças intraespecíficas na alimentação. Porém, no presente estudo foi observado que as composições isotópicas de carbono em diferentes classes de tamanho das duas espécies, apesar de terem diferenças estatísticas (discutidas acima), foram relativamente parecidas quando comparadas numericamente (Figura 7). Além disso, essas diferenças não foram expressivas a ponto de apresentarem proporções distintas das fontes alimentares na dieta dos organismos. Por isso, o modelo empregado analisou apenas as diferenças entre as espécies. A distribuição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nas fontes de alimento e nos bivalves pode ser observada na Figura 7.

Figura 7 – Distribuição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nas potenciais fontes alimentares e nos bivalves *A. flexuosa* (Mixtures grp 1) e *M. charruana* (Mixtures grp 2).

Fonte: A autora, 2018.

Segundo os dados do modelo, as duas espécies de bivalves apresentaram contribuição alta de macroalgas na dieta (Tabela 18). Para os mariscos, não houve uma segunda fonte de alimento que tenha se sobressaído em relação às demais. *A. flexuosa* apresentou contribuições alimentares semelhantes tanto de matéria orgânica proveniente do sedimento quanto da coluna de água (MPS, esgoto e produtores primários). A fonte que contribuiu menos na dieta desta espécie foi a matéria orgânica das folhas de mangue e de plantas terrestres (5,5%). Para os sururus, no entanto, houve uma segunda fonte que se destacou em sua alimentação: o fitoplâncton do médio estuário do Capibaribe (16,2%). Por fim, as outras fontes apresentaram contribuição em baixas proporções na dieta dessa espécie (Tabela 18).

Tabela 18 – Média e desvio padrão das contribuições das fontes de alimento (em %) para os bivalves *A. flexuosa* e *M. charruana* no estuário do Rio Capibaribe.

Fontes	Contribuição (%)	
	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>
MOS	8,2 ± 5,9	3,0 ± 3,0
MPS	7,9 ± 5,6	5,5 ± 5,2
Macroalgas	51,3 ± 7,2	65,4 ± 10,4
Esgoto	10,6 ± 7,4	2,9 ± 3,1
Fitoplâncton (baixo estuário)	9,5 ± 6,9	3,0 ± 2,9
Fitoplâncton (médio estuário)	7,1 ± 4,9	16,2 ± 9,0
Plantas C ₃	5,5 ± 3,7	4,0 ± 3,3

Fonte: A autora, 2018.

De acordo com o modelo, houve uma alta contribuição das macroalgas na alimentação de ambas as espécies de bivalves (> 50%). No entanto, não se esperava obter uma contribuição tão alta dessa fonte, já que aparentemente ela não é encontrada em abundância no estuário ao longo do ano. Florações de *Ulva* têm sido eventualmente observadas em bancos expostos durante a baixamar no estuário do Capibaribe. Isso pode sugerir que essas macroalgas são bastante palatáveis para o marisco e o sururu. Alternativamente, também pode existir alguma outra fonte alimentar que não foi coletada neste trabalho. Tal fonte teria que ser relativamente enriquecida em ¹³C e/ou empobrecida em ¹⁵N quando comparada às fontes amostradas no presente estudo. Exemplos dessa fonte poderiam incluir esgoto rico em amônio (que é deplecionado em ¹⁵N), alguma planta C₄ (enriquecida em ¹³C) ou o microfitobentos (enriquecido em ¹³C e ¹⁵N) (FRY, 2006; UBERTINI et al., 2012). Segundo Dubois et al. (2007a), a variação encontrada nos valores de δ¹⁵N dos organismos (por exemplo, *Mytilus edulis* e *Crassostrea gigas*) influenciou bastante nas estimativas das contribuições de

macroalgas, enquanto que para o microfitobentos e a MOP as estimativas foram menos sensíveis a essas diferenças, com o $\delta^{15}\text{N}$ influenciando menos nestas contribuições.

É possível notar também que *M. charruana* apresentou uma contribuição maior de macroalgas. Tal fato pode ter sido influenciado pela presença delas apenas em locais de coleta do sururu no presente estudo. De acordo com o modelo, uma contribuição maior do fitoplâncton oriundo da porção média do estuário também foi observada na dieta de *M. charruana*. Porém, houve uma baixa contribuição da MOS em sua alimentação. Em geral, mexilhões como *M. charruana* tendem a selecionar partículas menores durante a atividade de filtração (ROSA et al., 2013).

De acordo com a literatura, a eficiência na seleção das fontes de alimento é específica para cada espécie. De uma forma geral, os mariscos (incluindo *A. flexuosa*) possuem baixa capacidade de seleção das partículas para alimentação, sendo os sururus mais aptos a escolherem as partículas de alimento pelo tamanho ou pela qualidade da matéria orgânica (GALIMANY et al., 2017; JÚNIOR; PIOVEZAN, 2009). Isso é corroborado com os resultados da modelagem do presente estudo, que mostraram proporções parecidas entre MOS, MPS e fitoplâncton (do baixo e médio estuário) na alimentação de *A. flexuosa* (Tabela). Portanto, pode-se afirmar que os bivalves do presente estudo apresentaram diferenças interespecíficas na dieta, e que a hipótese 2 é verdadeira. Porém, é importante ressaltar que essas diferenças são pequenas, pois elas não indicam que diferentes fontes estão sendo utilizadas pelas duas espécies, e sim que pode haver consumo ou assimilação das fontes com proporções diferentes. Ou ainda, que haja fracionamento isotópico dentro do próprio organismo, em diferentes tecidos da massa visceral, como brânquias, glândulas digestivas e músculos. Fracionamentos negativos (isto é, diminuição nos valores de razão isotópica) de carbono e nitrogênio foram encontrados nesses três tipos de tecido do mitilídeo *Mytilus galloprovincialis* (DEUDERO et al., 2009). Essa hipótese não pode ser descartada para explicar o fato das razões isotópicas do sururu terem sido menores do que aquelas encontradas no marisco.

Estudos apontam que os bivalves se alimentam preferencialmente de fitoplâncton, quando este é abundante no ambiente em que vivem, por ser geralmente mais palatável que outras fontes (DIAS et al., 2014; LEFEBVRE et al., 2009). Porém, quando esse recurso se torna limitante, ele é geralmente substituído por macroalgas e microfitobentos (LEFEBVRE et al., op. cit.). Vários estudos também relatam uma contribuição alta do MPS (DUBOIS, S. et al., 2007a; NEL; FRONEMAN, 2016; UBERTINI et al., 2012). A literatura também ressalta que normalmente a contribuição da MOS é baixa em comparação com o MPS/MOP. Isso

ocorre porque bivalves são animais suspensívoros. Assim, a MOS seria uma fonte de alimento importante somente em ambientes onde haveria ressuspensão contínua de sedimento (LEFEBVRE et al., op. cit.).

Para os bivalves, a escolha da matéria orgânica ao alimentar-se é algo complexo. A abundância e a disponibilidade das fontes alimentares dependem da localização do ecossistema (ex.: tropical ou temperado), tipo de ambiente aquático (ex.: água doce, estuarina ou marinha) e influência de outros fatores abióticos (ex.: variação de maré, oxigênio dissolvido, etc) (HOWE; SIMENSTAD; OGSTON, 2017; LEFEBVRE et al., 2009). Os bivalves podem apresentar preferências por partículas vivas em vez de detritos ou por uma espécie específica de produtor primário (ROSA et al., 2013). Em rios com alta turbidez, a qualidade da matéria orgânica prevalece em detrimento do tamanho das partículas (TUTTLE-RAYCRAFT; ACKERMAN, 2018). Esses moluscos também podem se adaptar às condições adversas do ambiente, quando este possui apenas fontes de baixa qualidade (DIAS et al., 2014; ROSA et al., op. cit.). De acordo com Fernández-Reiriz, Irisarri e Labarta (2015), algumas espécies de bivalves parecem não só escolher a partícula de alimento pelo tamanho ou pela qualidade da matéria orgânica, mas há também alguns processos de digestão e egestão diferenciais quando eles ingerem diferentes partículas disponíveis. Assim, além de apresentarem dietas diferentes, os bivalves ainda possuem divergências em relação à assimilação do alimento.

Diante disso, pode-se constatar que dentro de um mesmo grupo taxonômico (ex.: classe, família) as variações são grandes, ainda que todos sejam filtradores. Por exemplo, *Solen cylindraceus*, bivalve coletado no estuário de Kariega (África do Sul), apresentou valores bastante deplecionados de $\delta^{13}\text{C}$, chegando até a -30‰ (NEL; FRONEMAN, 2016). Na Tabela 19 podem ser visualizados alguns valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em diferentes espécies de bivalves pelo mundo. *A. flexuosa* apresentou média de $\delta^{13}\text{C}$ semelhante à de *Crassostrea gigas*, na França (DUBOIS, S. et al., 2007b), porém é um valor mais empobrecido em relação ao $\delta^{13}\text{C}$ de outros venerídeos - *Anomalodiscus squamosus* na China (ARBI et al., 2018) e *Ruditapes philippinarum*, no Japão (KASAI; NAKATA, 2005). Em relação à duas espécies da família Cyrenidae (KASAI; NAKATA, op. cit.), o valor encontrado no SERC é mais enriquecido. Quanto ao $\delta^{15}\text{N}$, as médias encontradas para o marisco e para o sururu foram as mais empobrecidas em ^{15}N , sendo a do sururu ainda menor, com valor negativo. Isto que pode ser justificado pela dieta, pois tanto o marisco quanto o sururu podem ter apresentado esses valores baixos em razão da composição isotópica de suas fontes alimentares. Eles refletiram o $\delta^{15}\text{N}$ dessas fontes do estuário. Na tabela pode-se encontrar médias de $\delta^{15}\text{N}$ de até 11‰, em

Mactra quadrangularis, no Japão (KASAI; NAKATA, op. cit.), mostrando a variação desse parâmetro. O $\delta^{13}\text{C}$ de *M. charruana* apresentou valores enriquecidos em relação à mesma espécie nos EUA (GALIMANY et al., 2017) e empobrecidos em relação a outros mitilídeos na França e na Itália (DUBOIS, S. F.; COLOMBO, 2014; RUMOLO et al., 2017).

Tabela 19 – Lista de bivalves e suas composições isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) em vários estudos pelo mundo.

Espécie	Família	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Local	Referência
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	Veneridae	-19,55	1,71	SERC, Brasil	Este estudo
<i>Anomalodiscus squamosus</i>	Veneridae	-17,40	10,93	Baía de Daya, China	Arbi et al. (2018)
<i>Ruditapes philippinarum</i>	Veneridae	-14,80	10,40	Estuário de Kushida, Japão	Kasai e Nakata (2005)
<i>Mytella charruana</i>	Mytilidae	-20,27	-0,56	SERC, Brasil	Este estudo
<i>Mytella charruana</i>	Mytilidae	-21,84	4,65	Lagoa do Mosquito, Estados Unidos	Galimany et al. (2017)
<i>Mytilus edulis</i>	Mytilidae	-18,17	8,77	Baía de Douarnenez, França	Dubois e Colombo (2014)
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Mytilidae	-18,70	4,90	Mar Tirreno, Itália	Rumolo et al. (2017)
<i>Crassostrea gigas</i>	Ostreidae	-19,32	10,02	Baía de Veys, França	Dubois et al. (2007b)
<i>Crassostrea virginica</i>	Ostreidae	-22,31	4,60	Lagoa do Mosquito, Estados Unidos	Galimany et al. (2017)
<i>Corbicula japonica</i>	Cyrenidae	-21,20	10,30	Estuário de Kushida, Japão	Kasai e Nakata (2005)
<i>Corbicula fluminea</i>	Cyrenidae	-24,60	8,90	Estuário de Kushida, Japão	Kasai e Nakata (2005)
<i>Mactra quadrangularis</i>	Mactridae	-14,40	11,00	Estuário de Kushida, Japão	Kasai e Nakata (2005)
<i>Solen cylindraceus</i>	Solenidae	-28,00	9,92	Estuário de Kariaga, África do Sul	Nel e Froneman (2017)

SERC: Sistema Estuarino do Rio Capibaribe

Fonte: A autora, 2018.

5.4 POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES (POPS)

No total, foram analisados 182 congêneres de PCB (PCB-1, PCB-2, PCB-3, PCB-4/10, PCB-5, PCB-6, PCB-7/9, PCB-8, PCB-11, PCB-12/13, PCB-14, PCB-15, PCB-16/32, PCB-17, PCB-18, PCB-19, PCB-20/33, PCB-21, PCB-22, PCB-23/34, PCB-24/27, PCB-25, PCB-26, PCB-28, PCB-29, PCB-30, PCB-31, PCB-35, PCB-36, PCB-37, PCB-38, PCB-39, PCB-40, PCB-41, PCB-42, PCB-43, PCB-44, PCB-45, PCB-46, PCB-47/75, PCB-49, PCB-50, PCB-51, PCB-52/73, PCB-53, PCB-54, PCB-55, PCB-56/60, PCB-57, PCB-58, PCB-59, PCB-61/74, PCB-63, PCB-64/71/72, PCB-65, PCB-66/80, PCB-67, PCB-68, PCB-69, PCB-70/76, PCB-77, PCB-78, PCB-79, PCB-84, PCB-86/97, PCB-87/115, PCB-88/91, PCB-

90/101, PCB-93, PCB-94, PCB-95, PCB-96, PCB-98/102, PCB-99, PCB-100, PCB-104, PCB-105/127, PCB-107/108, PCB-109, PCB-110, PCB-111/116/117, PCB-112, PCB-114, PCB-118, PCB-121, PCB-123, PCB-125, PCB-126, PCB-128, PCB-131/142, PCB-134, PCB-135/144, PCB-137, PCB-138/160, PCB-139/149, PCB-140, PCB-141, PCB-143, PCB-145, PCB-146, PCB-147, PCB-150, PCB-151, PCB-152, PCB-153, PCB-154, PCB-155, PCB-156, PCB-157, PCB-158, PCB-162, PCB-163/164, PCB-165, PCB-169, PCB-170/190, PCB-171, PCB-172/192, PCB-173, PCB-174/181, PCB-175, PCB-176, PCB-177, PCB-178, PCB-179, PCB-180, PCB-182/187, PCB-183, PCB-184, PCB-185, PCB-186, PCB-188, PCB-189, PCB-191, PCB-193, PCB-194, PCB-195, PCB-196/203, PCB-197, PCB-199, PCB-200, PCB-201, PCB-202, PCB-204, PCB-205, PCB-206, PCB-207, PCB-208 e PCB-209). Os PCBs que apresentaram números separados por uma barra foram resultados de coeluição, ou seja, eles apareceram sobrepostos no cromatograma, não sendo possível separá-los na coluna cromatográfica. Os 21 pesticidas organoclorados analisados foram: α -HCH, β -HCH, γ -HCH, δ -HCH, aldrin, dieldrin, endrin cetona, cis-clordano, trans-clordano, heptacloro, heptacloro epóxido, α -endosulfan, β -endosulfan, endosulfan sulfato, o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDE e mirex.

Foram encontrados um total de 36 congêneres de PCBs acima do limite de quantificação (LQ) nos bivalves, sendo eles: PCB-43, PCB-44, PCB-47/75, PCB-49, PCB-51, PCB-52/73, PCB-66/80, PCB-86/97, PCB-87/115, PCB-90/101, PCB-95, PCB-99, PCB-105/127, PCB-107/108, PCB-110, PCB-114, PCB-118, PCB-121, PCB-128, PCB-135/144, PCB-138/160, PCB-139/149, PCB-146, PCB-151 e PCB-153. Destes, 13 ocorreram em *A. flexuosa* e todos eles, com exceção do PCB-43, ocorreram em *M. charruana*. Para os pesticidas organoclorados, foram detectados acima do LQ apenas os metabólitos dos DDTs (o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE e p,p'-DDE). Apenas p,p'-DDD e p,p'-DDE foram encontrados nas duas espécies, os outros dois compostos foram encontrados apenas em *M. charruana*. A Tabela 20 mostra um resumo das concentrações dos contaminantes nas amostras. As listas completas das concentrações de todos os PCBs e dos pesticidas organoclorados podem ser visualizadas nos Apêndices A e B, respectivamente.

Tabela 20 – Percentual de peso seco e concentrações de DDTs e PCBs (em ng g⁻¹ peso seco) em *A. flexuosa* (AF) e *M. charruana* (MC).

Amostra	Peso seco (%)	Peso lipídico (%)	ΣDDTs	ΣPCBs
AF1	19,53	1,96	11,06	11,43
AF2	24,02	3,68	16,93	22,36
AF3	14,15	0,86	13,19	10,31
Média	20,83	2,17	13,73	14,7
DP	4,72	1,43	2,97	6,66
MC1	23,33	2,09	28,95	40,24
MC2	22,45	1,88	40,19	52,9
MC3	24,7	2,32	30,81	45,02
Média	23,7	2,10	33,32	46,05
DP	4,11	0,22	6,03	6,39

Fonte: A autora, 2018.

Entre as espécies, os dados apresentaram distribuição normal (Anderson-Darling; $A \leq 0,43$; $p \geq 0,20$) e foram homocedásticos (Levene; $p \geq 0,07$). Houveram diferenças significativas nas concentrações de DDTs e PCBs entre as duas espécies de bivalves (ANOVA; $F \geq 13,71$; $gl = 1$; $p \leq 0,02$). Maiores concentrações de DDTs e PCBs foram encontradas em *M. charruana* quando comparada a *A. flexuosa*.

Análises de correlação foram feitas entre os seguintes parâmetros: percentuais das frações granulométricas do sedimento (cascalho, areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina, areia muito fina, silte grosso, silte médio, silte fino, silte muito fino, argila grossa, argila média e argila fina), percentual de carbono orgânico no sedimento, percentual lipídico dos bivalves (*A. flexuosa* e *M. charruana*) e concentração de organoclorados nos bivalves (ΣDDTs e ΣPCBs) (Tabela 21). Esses dados apresentaram distribuição normal (Anderson-Darling; $A \leq 0,40$; $p \geq 0,25$). Não houve correlação significativa entre percentual lipídico e contaminantes (Pearson; $r \leq 0,23$; $p \geq 0,66$). Para as concentrações de DDTs obtida nos bivalves, fortes correlações negativas foram encontradas com os percentuais de cascalho, areias (média e fina) e argila fina, ou seja, quanto maior o teor dessas frações no sedimento, menor foi a concentração de DDTs. Não houve qualquer correlação significativa entre os PCBs e as frações de sedimento. Porém, houve uma correlação positiva forte entre DDTs e as frações silte grosso, silte médio, silte fino, silte muito fino e argila grossa (Tabela 21). Isso sugere que os DDTs podem estar preferencialmente adsorvidos a essa faixa de tamanho de partículas. Tal correlação também corrobora a discussão acima de que *M. charruana* pode

estar se alimentando de forma seletiva, escolhendo um tamanho específico de partícula e consequentemente adquirindo as maiores concentrações de contaminantes orgânicos.

Tabela 21 – Correlações de Pearson significativas entre os parâmetros Σ DDTs (em *A. flexuosa* e *M. charruana*), carbono orgânico e frações granulométricas do sedimento.

Parâmetros	Valor de p	Valor de r
Cascalho vs. Σ DDTs	< 0,005	-0,97
Areia média vs. Σ DDTs	0,01	-0,92
Areia fina vs. Σ DDTs	0,01	-0,91
Silte grosso vs. Σ DDTs	0,05	0,82
Silte médio vs. Σ DDTs	0,01	0,91
Silte fino vs. Σ DDTs	< 0,005	0,96
Silte muito fino vs. Σ DDTs	< 0,005	0,94
Argila grossa vs. Σ DDTs	< 0,005	0,98
Argila fina vs. Σ DDTs	0,01	-0,93
Carbono orgânico vs. Σ DDTs	0,02	0,87

Fonte: A autora, 2018.

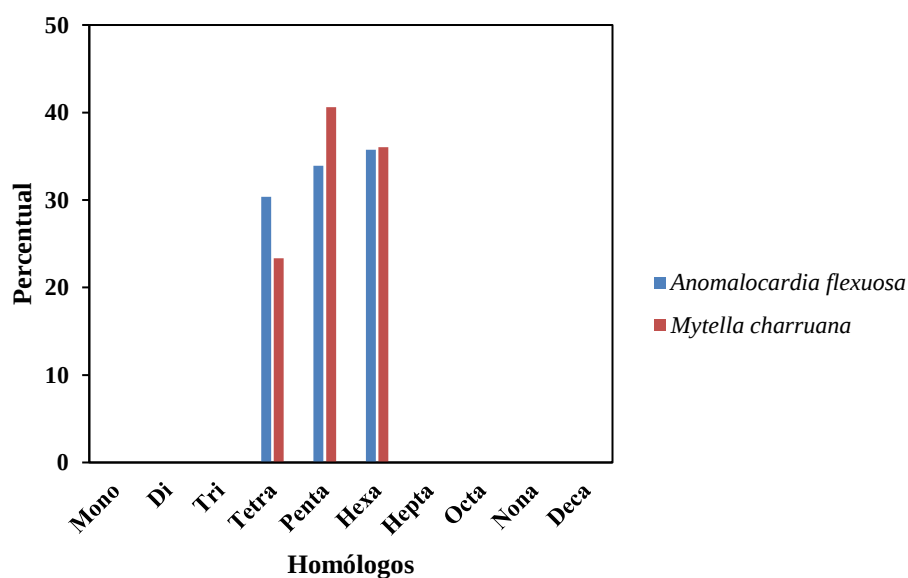
Uma das formas de investigar a predominância de organoclorados em uma área geográfica é através do cálculo da razão Σ DDTs/ Σ PCBs (YOGUI, 2002). Esta razão indica se a principal fonte de contaminação ambiental foram atividades agrícolas/saúde pública (quando há mais DDTs) ou industriais (quando há mais PCBs). As razões obtidas foram 0,93 (*A. flexuosa*) e 0,72 (*M. charruana*), indicando que a contaminação por PCBs foi um pouco mais elevada. Isso sugere que historicamente a influência industrial no estuário do Capibaribe é mais significativa. Tal resultado foi semelhante aos dados de Yogui et al. (2018), de 0,61 e 0,78, que implica em predominância industrial, porém foi diferente em Moura (2016), no qual os valores de 1,82 e 1,35 indicaram influência agrícola maior.

5.4.1 Bifenilas policloradas (PCBs)

Dentre os congêneres de PCBs, os únicos grupos homólogos encontrados no marisco e no sururu foram tetra-CBs (30 e 23%, respectivamente), penta-CBs (34 e 41%, respectivamente) e hexa-CBs (36 e 36%, respectivamente) (Figura 8). Tal distribuição se assemelha com os resultados em sedimento da Bacia do Pina obtidos por Yogui et al. (2018), cujos autores também registraram predominância de penta e hexa-CBs. Moura (2016) encontrou como predominantes os penta, hexa e hepta-CBs, os quais apresentam os maiores níveis de contaminação do mundo, por terem sido os mais comercializados e utilizados em

transformadores (MIRANDA FILHO; MONTONE; FILLMANN, 2008). Em estudo realizado com a espécie *Mytilus galloprovincialis* entre os anos de 1980 a 1991, na Espanha, os PCBs predominantes foram de tetra a hexa-CBs. Estes mesmos congêneres apresentaram maiores concentrações também em *Crassostrea rhizophorae* coletada na Baía de Paranaguá (Brasil), sugerindo que eles parecem ser os mais abundantes em bivalves (KOIKE, 2007; SOLÉ et al., 1994). Para o peixe *Scomberomorus cavalla*, coletado na costa de Pernambuco, houve maior predominância dos hexa e hepta-CBs (MIRANDA; YOGUI, 2016).

Figura 8 – Percentual dos congêneres de PCB (agrupados conforme o número de átomos de cloro) nas amostras de *A. flexuosa* e *M. charruana*.

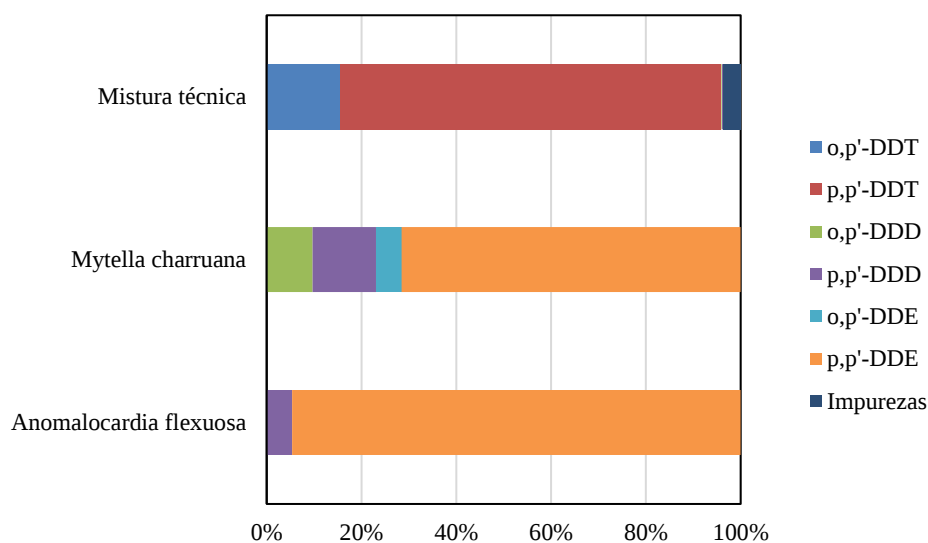


Fonte: A autora, 2018.

5.4.2 DDTs e seus metabólitos

Nos estudos com DDTs é importante calcular a razão p,p' -DDE/ Σ DDTs, pois quando há maior proporção de p,p' -DDE (em relação aos DDTs e seus metabólitos) significa que a contaminação do pesticida não é recente. Valores acima de 0,6 indicam a introdução antiga do produto comercial DDT (MIRANDA, 2015; RICKING; SCHWARZBAUER, 2012). Isso foi observado nas razões calculadas para o marisco (0,93) e o sururu (0,72). A Figura 9 apresenta um comparativo entre as amostras de bivalves e a mistura técnica comercializada do DDT (D'AMATO; TORRES; MALM, 2002). Diante da proibição do uso e da venda de DDT no Brasil, essa predominância dos metabólitos na distribuição de DDTs nos bivalves já era esperada.

Figura 9 – Comparação da proporção de DDTs e seus metabólitos nos bivalves *A. flexuosa* e *M. charruana* e em uma mistura técnica comercializada no Brasil, segundo D'Amato, Torres e Malm (2002).



Fonte: A autora, 2018.

Pode-se observar na Figura 9 que há uma proporção de DDE bem maior que a de DDD nos bivalves estudados. Isso significa que a degradação do pesticida DDT ocorreu preferencialmente pela via aeróbia. A transformação anaeróbia do DDT forma o metabólito DDD (MOURA, J. A. S., 2016; YOGUI, 2002).

A degradação do DDT para DDE pode ocorrer tanto no ambiente onde foi introduzido quanto dentro dos organismos que vivem nesse ambiente. Neste caso, muito provavelmente *A. flexuosa* e *M. charruana* já assimilaram os produtos da degradação do DDT, uma vez que este composto possui meia-vida de cerca de oito anos em matrizes biológicas e mais de dez anos em matrizes abióticas (SERICANO et al., 2014). Os bivalves, por sua vez, possuem um ciclo de vida bem mais curto: 2 a 3 anos para marisco e até 1 ano para sururu (MONTI; FRENKIEL; MOUEZA, 1991; PEREIRA et al., 2003; RODRIGUES et al., 2013). Inferências nesse sentido também foram reportadas por outros autores (GALVAO et al., 2012).

5.4.3 Comparação da contaminação

Moura (2016) investigou PCBs e DDTs no sedimento do SERC e comparou as concentrações com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/2012. Tais limites são divididos em nível 1, que corresponde a uma concentração do composto estudado abaixo

da qual os danos à biota são improváveis, e nível 2, que é uma concentração a partir da qual provavelmente a biota será afetada. Segundo a mesma autora, em pontos próximos da coleta do segundo banco (Rio Capibaribe), a concentração de PCBs não ultrapassou o nível 1, e teve como valores $8,42 \text{ ng g}^{-1}$ e $13,6 \text{ ng g}^{-1}$. Porém, a concentração dos DDEs foi encontrada acima do nível 1 ($4,88 \text{ ng g}^{-1}$ e $6,0 \text{ ng g}^{-1}$), enquanto que a dos DDDs ficou acima do nível 2 ($10,5 \text{ ng g}^{-1}$ e $12,4 \text{ ng g}^{-1}$). Baseado nos resultados da referida autora, esse trecho do Rio Capibaribe foi classificado como poluído e com provável risco à biota. Yogui et al. (2018) também encontraram concentrações altas de PCBs e de DDTs em pontos na Bacia do Pina e no canal principal do Capibaribe, com valores de $9,39 \text{ ng g}^{-1}$ e $4,92 \text{ ng g}^{-1}$ (para PCBs) e $5,77 \text{ ng g}^{-1}$ e $3,86 \text{ ng g}^{-1}$ (para DDTs), respectivamente. Esses resultados mostram que as concentrações encontradas nos bivalves refletem as condições do ambiente, comprovando que a hipótese 3 é verdadeira.

O grande problema na investigação e na comparação de PCBs com outros estudos é que há uma grande variedade de congêneres. Isso faz com que diferentes abordagens sejam utilizadas, incluindo a determinação de um maior ou menor número de congêneres conforme a capacidade analítica de cada laboratório de pesquisa. Outra dificuldade é que também não há uma padronização sobre a base de apresentação dos resultados, sendo encontrados na literatura valores em base de peso seco, úmido ou lipídico. Na tentativa de fazer um comparativo, a Tabela 22 apresenta diversas concentrações de DDTs e PCBs em moluscos nas bases seca e úmida.

Tabela 22 – Concentrações médias de DDTs e PCBs (nas bases seca e úmida) em estudos com moluscos.

Espécie	Σ PCBs (ng/g)	Σ ICES- 7* (ng/g)	Σ DDTs (ng/g)	Local	Referência	Peso utilizado
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	3,02 / 14,70	4,79	2,70 / 13,73	SERC, Brasil	Este estudo	Úmido/seco
<i>Mytella charruana</i>	10,79 / 46,05	14,02	7,80 / 33,32	SERC, Brasil	Este estudo	Úmido/seco
<i>Arca senilis</i>	-	14,48	3,48	Costa do Senegal	Bodin et al. (2011)	Seco
<i>Crassostrea tulipa</i>	-	15,05	6,1	Costa do Senegal	Bodin et al. (2011)	Seco
<i>Conus spp.</i>	-	16,4	5,93	Costa do Senegal	Bodin et al. (2011)	Seco
<i>Hexaplex duplex</i>	-	34,55	3,8	Costa do Senegal	Bodin et al. (2011)	Seco
<i>Pugilina morio</i>	-	38,58	8,23	Costa do Senegal	Bodin et al. (2011)	Seco
<i>Scrobicularia plana</i>	-	-	0,01	Estuário de Tagus, Portugal	Cruzeiro et al. (2016)	Úmido
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	10,5	-	1,29	Estuário de Paranaguá, Brasil	Koike (2007)	Úmido
Várias espécies	280	-	120	Recife, Brasil	Sericano et al. (1995)	Seco
<i>Mytilus edulis</i> e <i>Crassostrea virginica</i>	-	-	45,8	Costa Leste, Estados Unidos	Sericano et al. (2014)	Seco
<i>Crassostrea virginica</i>	-	-	42,4	Golfo do México	Sericano et al. (2014)	Seco
<i>Mytilus spp.</i> e <i>Dreissena spp.</i>	-	-	90,9	Costa Oeste, Estados Unidos	Sericano et al. (2014)	Seco

*ICES-7: grupo de sete congêneres de PCB classificados pela International Council for the Exploration of the Sea como os mais frequentes em amostras ambientais.

Fonte: A autora, 2018.

Cruzeiro et al. (2016) encontraram uma concentração maior de DDTs em *Scrobicularia plana* no estuário de Tagus (Portugal) no período de outono, mostrando que as mudanças sazonais podem influenciar na concentração desses compostos em bivalves.

Alguns programas de monitoramento e de levantamento de contaminantes em bivalves iniciaram na década de 1980. Entre eles destacam-se o National Status & Trends (NS&T, criado em 1984) e o International Mussel Watch (IMW), respectivamente. Este último ocorreu em 1986 e teve como pioneira a espécie *Mytilus edulis*, sendo posteriormente acrescentadas outras espécies aos estudos (SERICANO et al., 1995; SERICANO et al., 2014). Tais programas começaram nos Estados Unidos, expandiram-se para a América Latina e passaram a ser realizados também na Europa. No estudo realizado com várias espécies de bivalves nas Américas Central e do Sul e no Golfo do México, a maior concentração de DDTs foi encontrada em regiões tropicais e subtropicais. Isso é uma provável consequência da maior

proliferação de doenças causadas por vetores tropicais, exigindo uma maior necessidade de controle dessas doenças (SERICANO et al., 1995; SERICANO et al., 2014). Já os PCBs apresentaram maiores concentrações no sul da América do Sul (SERICANO et al., 1995). No estudo do International Mussel Watch, as cidades de Recife e Fortaleza estiveram entre aquelas mais contaminadas por DDTs nas Américas do Sul e Central. Dados mais recentes para os Estados Unidos constataram que a contaminação de DDTs está diminuindo gradativamente, devido à maior concentração de DDE nos moluscos (SERICANO et al., 2014). Uma previsão feita com base na tendência temporal dos DDTs sugere que a concentração desses contaminantes irá diminuir para cerca de 10% (da concentração atual) somente em 2050 (SERICANO et al., 2014).

5.4.4 Risco associado ao consumo de bivalves

Existem parâmetros que objetivam inferir o nível de contaminação do alimento para os seres humanos, diante da exposição a qual esses alimentos estão submetidos. Para descobrir o efeito toxicológico dos poluentes nos bivalves é feito um cálculo com o fator de equivalência tóxica (TEF = toxic equivalency fator, em inglês), estimando a toxicidade dos compostos em equivalentes de 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD), que é o composto mais tóxico dentre as dioxinas (YOGUI, 2002; MIRANDA, 2015). Quanto maior é o TEF, maior é a semelhança da toxicidade do congênere de PCB com a 2,3,7,8-TCDD. A 2,3,7,8-TCDD é utilizada como base no cálculo juntamente com 12 PCBs coplanares semelhantes a ela. Esses 12 PCBs são chamados em inglês de "dioxin-like PCBs" (ou dl-PCBs). Tais compostos se dividem em não-orto e mono-orto PCBs. A partir das concentrações e dos TEFs específicos para cada um desses congêneres, é possível estimar o equivalente tóxico (Toxic Equivalent, ou TEQ). A fórmula para calcular o TEQ-PCBs é: $TEQ = \sum [C_i \times TEF_i]$, onde C_i é a concentração dos PCBs semelhantes à 2,3,7,8-TCDD e TEF_i é o fator de equivalência tóxica desses PCBs. O resultado do TEQ-PCBs é expresso em pg g^{-1} (DRIMAL; BALOG; TOMASKINOVÁ, 2016; VAN DEN BERG et al., 2006). Os valores de TEF pré-estabelecidos e o resultado do cálculo de TEQ-PCBs podem ser vistos na Tabela 23.

Conforme a Instrução Normativa nº 11/2014 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e o Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes (PNCRC), o limite de referência proposto se baseia nos resultados de equivalentes tóxicos, cujo valor é 6,5 pg de TEQ-PCB por grama de pescado, na base úmida (MAPA, 2014). A contaminação em pescado se limita aos 12 PCBs semelhantes à 2,3,7,8-TCDD, não apresentando parâmetros

para os outros PCBs e pesticidas organoclorados (MAPA, 2014). Os valores encontrados para os bivalves coletados no estuário do Capibaribe foram bem abaixo do limite, sendo de 0,02 pg g⁻¹ peso úmido para marisco e 0,05 pg g⁻¹ peso úmido para sururu. Com base nessa metodologia, os resultados sugerem que o consumo desses bivalves não apresenta riscos à saúde do homem.

Tabela 23 – Concentração dos 12 congêneres de PCB semelhantes à 2,3,7,8-TCDD (em pg g⁻¹) em *A. flexuosa* e *M. charruana*, assim como o TEF e o TEQ-PCB (em pg g⁻¹) de cada composto. Legenda: nd = não detectado.

Espécie	Classificação	PCB	Concentração (pg g ⁻¹)	TEF	TEQ-PCBs (pg g ⁻¹)
<i>A. flexuosa</i>	não-orto	77	nd	0,0001	
		81	nd	0,0003	
		126	nd	0,1	
		169	nd	0,03	
	mono-orto	105	nd	0,00003	
		114	nd	0,00003	
		118	740	0,00003	0,0222
		123	nd	0,00003	
		156	nd	0,00003	
		157	nd	0,00003	
		167	nd	0,00003	
		189	nd	0,00003	
		Soma	740		0,0222
<i>M. charruana</i>	não-orto	77	nd	0,0001	
		81	nd	0,0003	
		126	nd	0,1	
		169	nd	0,03	
	mono-orto	105	280	0,00003	0,0084
		114	350	0,00003	0,0105
		118	1170	0,00003	0,0351
		123	nd	0,00003	
		156	nd	0,00003	
		157	nd	0,00003	
		167	nd	0,00003	
		189	nd	0,00003	
		Soma	1800		0,054

Fonte: A autora, 2018.

Há outros métodos para inferir a segurança alimentar e a saúde das populações que consomem marisco e sururu do SERC. Assim, os resultados deste trabalho foram comparados outras legislações de saúde. No Brasil, a Instrução Normativa (IN) n° 42/1999 do Ministério

da Agricultura, Pecuária e Abastecimento apresenta limites máximos de referência (LMR) para PCBs e DDTs por grama de pescado, em peso lipídico (MAPA, 1999). Nos Estados Unidos, a legislação para os mesmos compostos é baseada nas concentrações em peso úmido. Esses limites de referência foram estabelecidos pela Environmental Protection Agency (EPA) e pela Food and Drug Administration (FDA), que são agências nacionais ambiental e de proteção à saúde, respectivamente (FDA, 2011). Os valores de referência dos órgãos acima citados e as concentrações de contaminantes nos bivalves do estuário do Capibaribe estão resumidos na Tabela 24. A concentração de PCBs e de DDTs nas duas espécies de bivalves ficou abaixo dos valores preconizados pelas legislações brasileira e americana, indicando que seu consumo não oferece perigo à saúde humana.

Tabela 24 – Concentrações de PCBs e de DDTs em *A. flexuosa* e *M. charruana* coletados no estuário do Capibaribe e limites utilizados como referência pelas legislações brasileira (em peso lipídico) e americana (em peso úmido).

	Base de Concentração	Σ PCBs	Σ DDTs
Brasil (referência)	ng g ⁻¹ (peso lipídico)	3000	1000
<i>A. flexuosa</i>		143	146
<i>M. charruana</i>		520	377
Estados Unidos (referência)	ng g ⁻¹ (peso úmido)	2000	5000
<i>A. flexuosa</i>		3,0	2,70
<i>M. charruana</i>		10,8	7,80

Fonte: A autora, 2018.

Além dos valores de referência discutidos acima, também pode ser calculada a estimativa de ingestão diária (EID) de um indivíduo ou de uma população. Esse cálculo foi proposto pela Organização Mundial de Saúde (World Health Organization ou WHO) e estima a quantidade diária de determinado poluente que pode ser ingerida por uma pessoa através do consumo de pescado (no caso, marisco e sururu) (WHO, 2010). A EID é calculada através da seguinte fórmula: $EID = (C \times I) / PC$, onde C é concentração do contaminante no alimento, em pg g⁻¹ (peso úmido); I é a quantidade do alimento ingerido, em g dia⁻¹; PC é o peso corpóreo médio de uma população humana específica (em kg). Neste caso, a população utilizada como base para o cálculo foi a de Pernambuco, a partir de dados do censo realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010). O resultado obtido é dado em pg kg⁻¹ dia⁻¹, ou seja, picogramas do composto ingerido por quilo de peso corporal por dia. Posteriormente, esse valor deve ser comparado com a ingestão diária aceitável (IDA) do alimento, que é o valor limite estabelecido previamente e que varia de acordo com o

contaminante avaliado. A WHO estabeleceu um valor de IDA para TEQ-PCBs em $4 \text{ pg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (EPA, 1997). Assim, os resultados da EID precisam ser menores que esse valor para o consumo do alimento ser considerado seguro. A IDA é um valor teórico, calculado a partir da estimativa da maior quantidade de uma substância que pode ser ingerida por dia, sem causar efeitos adversos à saúde (NOAEL - no observed adverse effect level). O valor médio do peso corpóreo da população pernambucana foi dividido em quatro faixas etárias, conforme explanado em Miranda (2015). A média de consumo de pescado da população brasileira é $39,73 \text{ g dia}^{-1}$ (MPA, 2014). Diante dos resultados apresentados na Tabela 25, tanto o consumo de marisco quanto o de sururu não oferecem riscos à saúde da população de Pernambuco em relação aos PCBs, confirmando que a hipótese 4 não é verdadeira. Os maiores valores obtidos de EID ocorreram no caso de sururu para crianças de 3 a 11 anos ($0,08 \text{ pg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), mas ainda assim foram baixos (Tabela 25).

Tabela 25 – Estimativa de ingestão diária (EID, em $\text{pg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) de PCBs através do consumo de *A. flexuosa* e *M. charruana* coletado no estuário do Capibaribe.

Faixa etária (anos)		Peso corpóreo (kg)	EID ($\text{pg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)	
			<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>
Mulher	3 a 11	25,7	0,0343	0,0835
	12 a 17	50,0	0,0176	0,0429
	18 a 64	60,7	0,0145	0,0353
	> 65	61,6	0,0143	0,0348
Homem	3 a 11	25,4	0,0347	0,0845
	12 a 17	51,7	0,0171	0,0415
	18 a 64	69,5	0,0127	0,0309
	> 65	67,8	0,0130	0,0316

Fonte: A autora, 2018.

Apesar do consumo dessas espécies ter sido considerado seguro, o estuário do Capibaribe é considerado um dos mais contaminados do Brasil (OLIVEIRA et al., 2014), tendo sido classificado como bastante poluído por diversos contaminantes orgânicos e hipereutrófico. Isso descreve não só a qualidade do ambiente, mas consequentemente a condição na qual os organismos vivem nesse ecossistema. Além disso, é importante lembrar que os bivalves estão próximos à base da cadeia alimentar do sistema estuarino e os POPs sofrem biomagnificação, podendo atingir concentrações bem mais elevadas nos predadores de topo e em seres humanos. Por essas razões, é necessário que haja intervenção por meio do

poder público para diminuir os impactos aos quais esse corpo de água está submetido, devido à importância do mesmo para todo o estado de Pernambuco.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os sedimentos associados às duas espécies de bivalves não foram distintos entre si em relação ao percentual de lama (silte e argila) e ao teor de carbono orgânico. A proximidade entre os bancos de marisco e de sururu é uma provável causa para a ausência de diferenças granulométricas e geoquímicas entre os sedimentos.

De acordo com o modelo de mistura, a matéria orgânica proveniente de detritos de macroalgas é a fonte alimentar predominante na dieta dos bivalves, com uma contribuição maior na alimentação do sururu (*M. charruana*). O fitoplâncton do médio estuário é a segunda principal fonte de matéria orgânica para *M. charruana*. Não houve uma segunda fonte predominante na dieta dos mariscos (*A. flexuosa*), sugerindo que eles são menos eficazes na seleção das partículas de alimento. Apesar desses resultados, não se pode descartar a hipótese de que alguma fonte de matéria orgânica para os bivalves deixou de ser amostrada, fazendo com que a contribuição de detritos das macroalgas tenha sido superestimada pelo modelo gerado. Assim, os estudos sobre a dieta desses bivalves devem ser aprofundados a fim de confirmar os resultados encontrados neste trabalho.

O sururu apresentou maiores concentrações de PCBs e de DDTs do que o marisco. A melhor capacidade de seleção de partículas de alimento é uma provável causa da maior contaminação observada em *M. charruana*. Os únicos pesticidas encontrados nos bivalves foram os metabólitos do DDT, indicando que a introdução desse contaminante no estuário do Capibaribe não é recente. Em comparação com os outros estudos realizados no mesmo estuário, os bivalves refletiram a contaminação do ambiente encontrada nos sedimentos em estudos anteriores, confirmando que tal contaminação está sendo transferida para a biota.

Considerando apenas a contaminação por organoclorados, os bivalves *A. flexuosa* e *M. charruana* coletados atualmente no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe podem ser consumidos pela população humana. No entanto, deve-se ressaltar que esse ambiente é impactado por uma ampla gama de compostos químicos que não foram avaliados neste estudo. Além disso, considerando as concentrações de organoclorados encontradas em *A. flexuosa* e *M. charruana* no SERC, a biomagnificação desses compostos tem potencial para atingir valores elevados que poderiam oferecer risco à saúde humana a partir do consumo de pescado posicionado em níveis mais altos da cadeia trófica. Diante disto, faz-se necessário alertar o poder público sobre essa problemática, a fim de se tomar medidas com o intuito de recuperar a qualidade desse ambiente tão importante para a população pernambucana. Além disso, é preciso se preocupar com a saúde das populações ribeirinhas, que dependem dos

recursos do Capibaribe para se alimentarem e como meio de sustento. Este estudo serve como alerta para a população e o poder público. Este deve fomentar a elaboração de soluções para recuperar esse patrimônio histórico, cultural e ambiental de Pernambuco.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R.; COELHO-JÚNIOR, C.; CORETS, E. **Os Maravilhosos Manguezais do Brasil**. Cariacica - IBB: Editora Papagaia, 2009. 273p.
- ANDRÉA, M. M. et al. Maintenance of Filtering Molluscs in Aquaria for SubChronic Studies. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 1, p. 77-84, 2009.
- ANDREWS, J. E.; GREENAWAY, A. M.; DENNIS, P. F. Combined Carbon Isotope and C/N Ratios as Indicators of Source and Fate of Organic Matter in a Poorly Flushed, Tropical Estuary: Hunts Bay, Kingston Harbour, Jamaica. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, p. 743-756, 1998.
- ANZOLIN, D. G. et al. Contaminant concentrations, biochemical and hematological biomarkers in blood of West Indian manatees *Trichechus manatus* from Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 7, p. 1402-1408, 2012.
- APPELTANS, W. et al. The Magnitude of Global Marine Species Diversity. **Current Biology**, v. 22, n. 23, p. 2189-2202, 2012.
- ARAÚJO, A. C. P. et al. Organochlorine pesticide contamination in the Ipojuca Basin, Brazil. **Environmental technology**, v. 19, n. 1, p. 109-113, 1998.
- ARBI, I. et al. Detection of terrigenous and marine organic matter flow into a eutrophic semi-enclosed bay by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of intertidal macrobenthos and basal food sources. **Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 847-860, 2018.
- BAETA, A. et al. Eutrophication and trophic structure in response to the presence of the eelgrass *Zostera noltii*. **Marine Biology**, v. 156, n. 10, p. 2107-2120, 2009.
- BAQAR, M. et al. Organochlorine contaminants in freshwater mussels; occurrence, bioaccumulation pattern, spatio-temporal distribution and human health risk assessment from the tributaries of River Ravi, Pakistan. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 24, n. 5, p. 1268-1290, 2018.
- BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Living and Non-living Resources Exploitation in a Tropical Semi-arid Estuary. **Journal of Coastal Research**, v. 56, p. 371-375, 2009.
- BARREIRA, C. A. R.; ARAÚJO, M. L. R. Ciclo reprodutivo de *Anomalocardia brasiliiana* (GMELIN, 1791) (MOLLUSCA, BIVALVIA, VENERIDAE) na praia do Canto da Barra, Fortim, Ceará, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n. 1, p. 9-20, 2005.
- BASTOS, R. F. et al. Are you what you eat? Effects of trophic discrimination factors on estimates of food assimilation and trophic position with a new estimation method. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 234-241, 2017.
- BECKVAR, N.; LOTUFO, G. R. **DDT and other organohalogen pesticides in aquatic organisms**. Second Ed. Boca Raton: CRC Press, 2011. 47-101p.

BELLOTTTO, V. R. et al. Biomonitoramento ativo de metais traço e efeito biológico em mexilhões transplantados para área de influência de efluente de indústria de beneficiamento de aço-Fase I. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 9, n. 2, p. 33-37, 2005.

BERGAMINO, L.; LERCARI, D.; DEFEO, O. Food web structure of sandy beaches: temporal and spatial variation using stable isotope analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 91, p. 536-543, 2011.

BERNARDINO, A. F. et al. Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64 (sp. 2), p. 81-96, 2016.

BODIN, N. et al. Are exploited mangrove molluscs exposed to Persistent Organic Pollutant contamination in Senegal, West Africa? **Chemosphere**, v. 84, n. 3, p. 318-327, 2011.

BOEHS, G.; ABSHER, T. M.; CRUZ-KALED, A. C. Ecologia populacional de *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) (Bivalvia, Veneridae) na Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, n. 2, p. 259 - 270, 2008.

BOTTO, F. et al. Origin of resources and trophic pathways in a large SW Atlantic estuary: An evaluation using stable isotopes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 90, p. 70-77, 2011.

BOUCHET, P.; HUBER, M. *Mytella charruana* (d'Orbigny, 1842). World Register of Marine Species 2015.

CAMARGO, M. G. SysGran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, n. 2, p. 371-378, 2006.

CARMICHAEL, R. H.; ANNETT, B.; VALIELA, I. Nitrogen loading to Pleasant Bay, Cape Cod: application of models and stable isotopes to detect incipient nutrient enrichment of estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, p. 137-143, 2004.

CARRO, N. et al. Polychlorinated dibenzo-P-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (dl-PCBS) in bivalve mollusk from Galician Rías (NW, SPAIN). **Chemosphere**, v. 197, p. 782-792, 2018.

CHRISTO, S. W.; FERREIRA-JÚNIOR, A. L.; ABSHER, T. M. Aspectos reprodutivos de mexilhões (Bivalvia, Mollusca) no complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 42, n. 4, p. 924-936, 2016.

CIPRO, C. V. Z. **Ocorrência de compostos organoclorados em *Euphausia superba* e em ovos gorados de pinguins do gênero *Pygoscelis***. 2007. 148p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo.

COELHO, P. A.; SANTOS, M. A. C. Crustáceos decápodos e estomatópodos do estuário do rio Paripe, Itamaracá-PE. **Anais da Sociedade Nordestina de Zoologia**, v. 3, n. 3, p. 43-62, 1989.

COELHO, P. A.; TORRES, M. F. As Áreas estuarinas de Pernambuco. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 17, p. 67-80, 1982.

COLE, M. et al. Effects of watershed land use on nitrogen concentrations and δ^{15} nitrogen in groundwater. **Biogeochemistry**, v. 77, p. 199-215, 2006.

COLONESE, A. C. et al. Shell sclerochronology and stable isotopes of the bivalve *Anomalocardia flexuosa* (Linnaeus, 1767) from southern Brazil: Implications for environmental and archaeological studies. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 484, p. 7-21, 2017.

COMBI, T. et al. Spatial distribution and historical input of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from a subtropical estuary (Guaratuba Bay, SW Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 70, n. 1-2, p. 247-252, 2013.

CONAMA. **Resolução nº 454 de 01 de Novembro de 2012**: Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente. 2012.

COSTA, B. V. M.; YOGUI, G. T. Elaboração de lote analítico, edição de método e processamento de amostra no software Isodat. **Procedimento Operacional Padrão OrganoMAR-2017-03, Revisão nº 1**, 2017.

CROSBY, M. P.; GALE, L. D. A review and evaluation of bivalve condition index methodologies with a suggested standard method. **Journal of Shellfish Research**, v. 9, p. 233-237, 1990.

CRUZEIRO, C. et al. Multi-matrix quantification and risk assessment of pesticides in the longest river of the Iberian peninsula. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 263-272, 2016.

CUNHA-LIGNON, M. et al. Characterisation of mangrove forest types in view of conservation and management: a review of mangals at the Cananéia region, São Paulo State, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. Special Issue 57, p. 349-353, 2011.

D'AMATO, C.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental-uma revisão. **Química Nova**, v. 25, n. 6/A, p. 995-1002, 2002.

DE SOUZA, T. O. et al. Population structure and identification of two matrilinear and one patrilinear mitochondrial lineages in the mussel *Mytella charruana*. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 156, p. 165-174, 2015.

DEUDERO, S. et al. Stable isotope fractionation in the digestive gland, muscle and gills tissues of the marine mussel *Mytilus galloprovincialis*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 368, n. 2, p. 181-188, 2009.

DIAS, E. et al. Linking terrestrial and benthic estuarine ecosystems: organic matter sources supporting the high secondary production of a non-indigenous bivalve. **Biological Invasions**, v. 16, p. 2163-2179, 2014.

DIONNE, J. C. Towards a more adequate definition of the St. Lawrence estuary. **Zeitschrift für Geomorphologie**, v. 7, n. 1, p. 36-44, 1963.

DOMINGO, J. L.; BOCIO, A. Levels of PCDD/PCDFs and PCBs in edible marine species and human intake: a literature review. **Environment International**, v. 33, n. 3, p. 397-405, 2007.

DORNELES, P. R. et al. High accumulation of PCDD, PCDF, and PCB congeners in marine mammals from Brazil: a serious PCB problem. **Science of the Total Environment**, v. 463, p. 309-318, 2013.

DOWD, M. A bio-physical coastal ecosystem model for assessing environmental effects of marine bivalve aquaculture. **Ecological Modelling**, v. 183, n. 2-3, p. 323-346, 2005.

DRIMAL, M.; BALOG, K.; TOMASKINOVÁ, J. DETERMINATION OF TOXIC EQUIVALENTS (TEQ) FOR POLYCHLORINATED BIPHENYLS (PCBs) IN SEDIMENTS AND SURFACE WATER (EAST SLOVAKIA). **CARPATHIAN JOURNAL OF EARTH AND ENVIRONMENTAL SCIENCES**, v. 11, n. 2, p. 339-344, 2016.

DUBOIS, S. et al. Isotope trophic-step fractionation of suspension-feeding species: implications for food partitioning in coastal ecosystems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 351, n. 1-2, p. 121-128, 2007b.

_____. Small-scale spatial variability of food partitioning between cultivated oysters and associated suspension-feeding species, as revealed by stable isotopes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 336, p. 151-160, 2007a.

DUBOIS, S. F.; COLOMBO, F. How picky can you be? Temporal variations in trophic niches of co-occurring suspension-feeding species. **Food Webs**, v. 1, p. 1-9, 2014.

EPA. Toxicological review of pesticides. Integrated Risk Information System, Washington, D.C., 1997.

FDA. Fish and Fishery Products Hazards and Controls Guidance. **University of Florida. Flórida**, 2011.

FEITOSA, F. A. N. et al. Estrutura do microfitoplâncton no sistema estuarino do rio Goiana, Pernambuco, Brasil. **Trabalhos de Oceanografia da UFPE**, v. 27, n. 2, p. 15-25, 1999.

FERNÁNDEZ-REIRIZ, M.-J.; IRISARRI, J.; LABARTA, U. Feeding behaviour and differential absorption of nutrients in mussel *Mytilus galloprovincialis*: Responses to three microalgae diets. **Aquaculture**, v. 446, p. 42-47, 2015.

FLORES MONTES, M. J. et al. The Trophic State of an Urban Estuarine Complex in Northeast Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 64, p. 408-411, 2011.

FLORIN, S. T.; FELICETTI, L. A.; ROBBINS, C. T. The biological basis for understanding and predicting dietary-induced variation in nitrogen and sulphur isotope ratio discrimination. **Functional Ecology**, v. 25, p. 519-526, 2011.

FREITAS, S. T. et al. Conhecimento tradicional das marisqueiras de Barra Grande, Área de Proteção Ambiental do delta do Rio Parnaíba, Piauí, Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. XV, n. 2, p. 91-112, 2012.

FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. Springer, 2006. 316 p.

GALIMANY, E. et al. Feeding competition between the native oyster *Crassostrea virginica* and the invasive mussel *Mytella charruana*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 564, p. 57-66, 2017.

GALVAO, P. et al. Distinct bioaccumulation profile of pesticides and dioxin-like compounds by mollusk bivalves reared in polluted and unpolluted tropical bays: consumption risk and seasonal effect. **Food chemistry**, v. 134, n. 4, p. 2040-2048, 2012.

GAO, X.; YANG, Y.; WANG, C. Geochemistry of organic carbon and nitrogen in surface sediments of coastal Bohai Bay inferred from their ratios and stable isotopic signatures. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 6, p. 1148-1155, 2012.

GARCÍA-ALONSO, J. et al. Biological responses to contaminants in the Humber Estuary: disentangling complex relationships. **Marine environmental research**, v. 71, n. 4, p. 295-303, 2011.

GEBHARDT, A. C. et al. The turbidity maximum zone of the Yenisei River (Siberia) and its impact on organic and inorganic proxies. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 65, p. 61-73, 2005.

GRAHAM, M. C. et al. A Study of Carbon and Nitrogen Stable Isotope and Elemental Ratios as Potential Indicators of Source and Fate of Organic Matter in Sediments of the Forth Estuary, Scotland. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 52, p. 375-380, 2001.

HESSLEIN, R. H. et al. Stable isotopes of sulfur, carbon, and nitrogen as indicators of trophic level and fish migration in the lower Mackenzie River basin, Canada. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 48, n. 11, p. 2258-2265, 1991.

HICKMAN, C. P. et al. **Princípios Integrados de Zoologia**. 15a edição. Guanabara Koogan, 2013. 976 p.

HOWE, E.; SIMENSTAD, C. A.; OGSTON, A. Detrital shadows: estuarine food web connectivity depends on fluvial influence and consumer feeding mode. **Ecological Applications**, v. 27, n. 7, p. 2170-2193, 2017.

HUBER, M. *Anomalocardia flexuosa* (Linnaeus, 1767). World Register of Marine Species 2015.

HUSSEY, N. E. et al. Rescaling the trophic structure of marine food webs. **Ecology letters**, v. 17, n. 2, p. 239-250, 2014.

IBGE. Antropometria e estado nutricional de crianças, adolescentes e adultos no Brasil. **Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de Janeiro**, p. 130, 2010.

_____. **Estimativas populacionais para os municípios e para as Unidades da Federação brasileiros em 01.01.2017**: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2017.

IRISARRI, J.; FERNÁNDEZ-REIRIZ, M.-J.; LABARTA, U. Temporal and spatial variations in proximate composition and Condition Index of mussels *Mytilus galloprovincialis* cultured in suspension in a shellfish farm. **Aquaculture**, v. 435, p. 207-216, 2015.

JÚNIOR, C. R.; PIOVEZAN, A. C. Fisiologia alimentar do Berbigão *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791)(Mollusca: Bivalvia). **Atlântica (Rio Grande)**, v. 31, n. 1, p. 69-78, 2009.

KASAI, A.; NAKATA, A. Utilization of terrestrial organic matter by the bivalve *Corbicula japonica* estimated from stable isotope analysis. **Fisheries Science**, v. 71, n. 1, p. 151-158, 2005.

KENNISH, M. J. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 1, p. 78-107, 2002.

KOIKE, R. S. **Caracterização do estado de contaminação por organoclorados em água, sedimento e ostras do complexo estuarino da baía de Paranaguá (Paraná - Brasil)**. 2007. 87 Dissertação (Mestrado). Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Paraná.

KRISTENSEN, E. et al. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 201-219, 2008.

LEFEBVRE, S. et al. Seasonal dynamics of trophic relationships among co-occurring suspension-feeders in two shellfish culture dominated ecosystems. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82, n. 3, p. 415-425, 2009.

MAIOLI, O. L. G. et al. Polycyclic aromatic and aliphatic hydrocarbons in *Mytella charruana*, a bivalve mollusk from Mundaú Lagoon, Brazil. **Microchemical Journal**, v. 96, n. 1, p. 172-179, 2010.

MAPA. Publicado no Diário Oficial da União. Instrução Normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999. M. D. a. S. D. D. **Agropecuária. Brasília**, p. 193, 1999.

_____. Subprograma de Monitoramento em Carnes (Bovina, Aves, Suína e Equina), Leite, Pescado, Mel e Ovos referente ao Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes - PNCRC. p. 1-15, 2014.

MARCONDES, A. C. J. **Sedimentologia e morfologia da Bacia do Pina, Recife-PE**. 2009. 105 p. Dissertação (Mestrado em Geociências). Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MCCUTCHAN, J. H. et al. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos**, v. 102, n. 2, p. 378-390, 2003.

MCLACHLAN, A.; BROWN, A. C. **The Ecology of Sandy Shores**. Burlington, MA, USA: Academic Press, 2006. 373p.

MIRANDA, D. A. **Bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados em *Scomberomorus cavalla*: pescado de importância econômica na Região Metropolitana do Recife - PE**. 2015. 111p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MIRANDA, D. A.; YOGUI, G. T. Determinação gravimétrica de peso seco em amostras de sedimento e tecido biológico. **Procedimento Operacional Padrão OrganoMAR-2012-02, Revisão nº 1**, 2012.

_____. Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in king mackerel caught off the coast of Pernambuco, northeastern Brazil: Occurrence, contaminant profile, biological parameters and human intake. **Science of the Total Environment**, v. 569, p. 1510-1516, 2016.

MIRANDA FILHO, K. C.; MONTONE, R. C.; FILLMANN, G. Compostos Orgnoclorados. In: BAPTISTA-NETO, J. A. e WALLNER-KERSANACH, M. (Ed.). **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

MMA. **Plano nacional de implementação Brasil: Convenção de Estocolmo**. Brasília, 2015. 192p.

MONTI, D.; FRENKIEL, L.; MOUEZA, M. Demography and growth of *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin)(Bivalvia: Veneridae) in a mangrove, in Guadeloupe (French West Indies). **Journal of Molluscan Studies**, v. 57, n. 2, p. 249-257, 1991.

MOURA, C. W. N. ***Ulva* in Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB99013>. 2015.

MOURA, J. A. S. **Poluentes orgânicos persistentes no sedimento do estuário do Capibaribe, Recife, Pernambuco**. 2016. 79 Monografia (Graduação). Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MPA. **Semana do Peixe populariza consumo de pescado no País**. Brasília, 2014.

NEL, H. A.; FRONEMAN, P. W. Diet of the endemic bivalve *Solen cylindraceus* inferred from stable isotope analysis in the Kariega Estuary, South Africa. **Molluscan Research**, v. 36, n. 4, p. 271-276, 2016.

NOVAIS, A.; DIAS, E.; SOUSA, R. Inter- and intraspecific variation of carbon and nitrogen stable isotope ratios in freshwater bivalves. **Hydrobiologia**, v. 765, p. 149-158, 2016.

OLIVEIRA, T. S. et al. Processo sedimentar atual e distribuição da matéria orgânica em um complexo estuarino tropical, Recife, PE, Brasil. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 14, n. 3, p. 399-411, 2014.

OOSTEROM, M. V. L. V. et al. Trophic relationships between macroinvertebrates and fish in a pampean lowland stream (Argentina). **Iheringia. Série Zoologia**, v. 103, n. 1, p. 57-65, 2013.

PAALVAST, P.; VAN DER VELDE, G. What is the main food source of the shipworm (*Teredo navalis*)? A stable isotope approach. **Journal of Sea Research**, v. 80, p. 58-60, 2013.

PAULO, J. G. et al. Allochthonous and autochthonous organic matter in an urban tropical estuarine area of northeastern Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. SI 64, p. 1798-1801, 2011.

PENTEADO, J. C. P.; VAZ, J. M. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). **Química Nova**, v. 24, p. 390-398, 2001.

PEREIRA, O. M. et al. Estimativa da produção de *Mytella falcata* e de *M. guyanensis* em bancos naturais do estuário de Ilha Comprida - SP - Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 29, n. 2, p. 139-149, 2003.

PÉREZ-GARCÍA, C.; MORÁN, P.; PASANTES, J. J. Karyotypic diversification in *Mytilus* mussels (Bivalvia: Mytilidae) inferred from chromosomal mapping of rRNA and histone gene clusters. **BMC Genetics**, v. 15, n. 84, 2014.

PEZZUTO, P. R.; SCHIO, C.; ALMEIDA, T. C. M. Efficiency and selectivity of the *Anomalocardia brasiliensis* (Mollusca: Veneridae) hand dredge used in southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 7, p. 1455-1464, 2010.

PHILLIPS, D. L. et al. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. **Canadian Journal of Zoology**, v. 92, n. 10, p. 823-835, 2014.

REDFIELD, A. C. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. **James Johnstone memorial volume**, p. 176-192, 1934.

REGUEIRA, F. F. S. **O Conhecimento Ecológico Tradicional para o Manejo Participativo da Pesca Artesanal Marinha de Recife - PE**. 2017. 123 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de Pernambuco, Recife.

REIS, R. P.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. Variação espaço-temporal de populações de *Hypnea musciformis* (Rhodophyta, Gigartinales) na baía de Sepetiba e armações dos Búzios, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 12, p. 465-483, 1998.

RESENDE, J. S. S. **Caracterização de fontes e distribuição de matéria orgânica no sedimento do estuário do Capibaribe (Pernambuco, Brasil) através de marcadores elementares, isotópicos e moleculares**. 2015. 101p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

REZENDE, C. E. et al. Nature of POC transport in a mangrove ecosystem: A carbon stable isotopic study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 30, n. 6, p. 641-645, 1990.

RICKING, M.; SCHWARZBAUER, J. DDT isomers and metabolites in the environment: an overview. **Environmental Chemistry letters**, v. 10, n. 4, p. 317-323, 2012.

ROCHA, M. S. P. et al. Utilización de los recursos pesqueros en el estuario del río mamanguape, estado de Paraíba, Brasil. **Interciência**, v. 33, n. 12, p. 903-910, 2008.

ROCHA, V. P.; MATTHEWS-CASCON, H. Inferência de padrões de distribuição da família Veneridae (Mollusca, Bivalvia) no Brasil através de base secundária de dados. **Neotropical Biology & Conservation**, v. 10, n. 3, p. 123-131, 2015.

RODRIGUES, A. M. L. et al. Population structure of the bivalve *Anomalocardia brasiliiana*, (Gmelin, 1791) in the semi-arid estuarine region of northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 4, p. 819-833, 2013.

ROSA, M. et al. Effects of particle surface properties on feeding selectivity in the eastern oyster *Crassostrea virginica* and the blue mussel *Mytilus edulis*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 446, p. 320-327, 2013.

ROZIC, P. Z. et al. Using stable nitrogen isotopes in *Patella* sp. to trace sewage-derived material in coastal ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 224-230, 2014.

RUMOLO, P. et al. Stable isotopes and C/N ratios in marine sediments as a tool for discriminating anthropogenic impact. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, n. 12, p. 3399-3408, 2011.

_____. Measuring Stable Carbon and Nitrogen Isotopes in *Mytilus galloprovincialis* to Elucidate the Sources of Organic Matter in Three Different Nearshore Marine Environments. **Journal of Coastal Research**, v. 33, n. 5, p. 1172-1181, 2017.

RUPPERT, E. E.; FOX, R. S.; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados**. 7ª ed. São Paulo: Editora Roca, 2005. 1145 p.

SABERVIVER. **Centro Educacional Popular Saber Viver**. 2017.

SANTOS, A. A.; COCENTINO, A. M. M.; REIS, T. N. V. Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da praia de Boa Viagem - Pernambuco, Brasil. **Boletim Técnico Científico CEPENE, Tamandaré**, v. 14, n. 2, p. 25-33, 2006.

SANTOS, T. G. et al. Dinâmica da biomassa fitoplancônica e variáveis ambientais em um estuário tropical (Bacia do Pina, Recife, PE). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, 2009.

SCARLET, M. P. J.; HALLDÓRSSON, H. P.; GRANMO, A. Scope for growth and condition index in the clam *Meretrix meretrix* (L.) as biomarkers of pollution in Espírito Santo Estuary, Mozambique. **Regional Studies in Marine Science**, v. 1, p. 63-71, 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Análise populacional de *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791), na Praia do Saco da Ribeira, Ubatuba, estado de São Paulo. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 29, n. 2, p. 351-355, 1980.

_____. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. **Publicação Especial do Instituto Oceanográfico**, v. 7, p. 1-16, 1989.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal. Estrutura, função e flora.** São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1986. 150p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Alguns impactos do PL 30/2011 sobre os manguezais brasileiros. In: BRASIL, C. (Ed.). **Código Florestal e a Ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber**, 2012. p.18-27.

SCHWAMBORN, R.; GIARRIZZO, T. Stable Isotope Discrimination by Consumers in a Tropical Mangrove Food Web: How Important Are Variations in C/N Ratio? **Estuaries and Coasts**, 2014.

SERICANO, J. L. et al. Trace organic contamination in the Americas: An overview of the US National Status & Trends and the International "Mussel Watch" programmes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 31, n. 4, p. 214-225, 1995.

_____. Temporal trends and spatial distribution of DDT in bivalves from the coastal marine environments of the continental United States, 1986-2009. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 2, p. 303-316, 2014.

SILVA-CAVALCANTI, J. S. **Biologia e exploração da *Anomalocardia brasiliana* por populações de ribeirinhos no estuário do Rio Goiana (PE/PB), Nordeste do Brasil.** 2011. 185 p. Tese (Doutorado). Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SILVA, J. R. M.; SALATI, E.; SUGUIO, K. Composição isotópica de carbono e oxigênio de conchas de pelecípodos do litoral brasileiro e seu significado ambiental. **Boletim IG**, v. 10, p. 79-90, 1979.

SMITH, C. R. et al. Global change and biodiversity linkages across the sediment-water interface. **BioScience**, v. 50, n. 12, p. 1108-1120, 2000.

SOLÉ, M. et al. Long-term trends of polychlorinated biphenyls and organochlorinated pesticides in mussels from the Western Mediterranean coast. **Chemosphere**, v. 28, n. 5, p. 897-903, 1994.

SOUZA, A. C. F. F.; MARIZ, D.; SILVA, S. Mollusk Gatherers in a Tropical Urban Estuary: Fishing Activities and Environmental Perceptions. **IOSR Journal Of Humanities And Social Science**, v. 21, n. 5, p. 50-60, 2016.

SRH. **Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe: Tomo I - diagnóstico ambiental.** Recife: 2010. 226p.

STENYAKINA, A. et al. Food availability and sex reversal in *Mytella charruana*, an introduced bivalve in the southeastern United States. **Molecular Reproduction and Development**, v. 77, n. 3, p. 222-230, 2009.

SUGUIO, K. **Introdução à Sedimentologia.** E. Blücher, 1973.

TALLARICO, L. F. et al. Bivalves of the São Sebastião Channel, north coast of the São Paulo State, Brazil. **Check List**, v. 10, n. 1, p. 97-105, 2014.

TAYLOR, A. M.; MAHER, W. A.; UBRIHIEN, R. P. Mortality, condition index and cellular responses of *Anadara trapezia* to combined salinity and temperature stress. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 497, p. 172-179, 2017.

TRAVASSOS, R. K. et al. The Influence of Urban Effluents on the Elemental C/N Ratio in a Tropical Coastal Area of Northeastern Brazil. **Journal of Coastal Research**, p. 168-172, 2016.

TUTTLE-RAYCRAFT, S.; ACKERMAN, J. D. Does size matter? Particle size vs. quality in bivalve suspension feeding. **Freshwater Biology**, v. 0, n. 0, p. 1-9, 2018.

UBERTINI, M. et al. Spatial variability of benthic-pelagic coupling in an estuary ecosystem: consequences for microphytobenthos resuspension phenomenon. **PLOS ONE**, v. 7, n. 8, p. e44155, 2012.

VALLEJO, B., JR. et al. First record of the Charru mussel *Mytella charruana* d'Orbigny, 1846 (Bivalvia: Mytilidae) from Manila Bay, Luzon, Philippines. **BioInvasions Records**, v. 6, n. 1, p. 49-55, 2017.

VAN DEN BERG, M. et al. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. **Toxicological sciences**, v. 93, n. 2, p. 223-241, 2006.

VIEIRA-CAMPOS, A. A.; COSTA, B. V. M.; YOGUI, G. T. Determinação gravimétrica do teor de carbonato de cálcio em amostras de solo e sedimento. **Procedimento Operacional Padrão OrganoMAR-2017-01, Revisão nº1**, 2017.

WADA, E.; MIZUTANI, H.; MINAGAWA, M. The use of stable isotopes for food web analysis **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 30, n. 4, p. 361-371, 1991.

WEBSTER, L. et al. Determination of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediment and biota. **ICES Techniques in marine environmental sciences**, v. 53, 2013.

WESTERHOFF, P.; ANNING, D. Concentration and characteristics of organic carbon in surface water in arizona: Influence of urbanization. **Journal of Hydrology**, v. 236, p. 202-222, 2000.

WHO. **Dioxins and their effects on human health**. 2010.

WU, Y. et al. Distributions of organochlorine compounds in sediments from Jiulong River Estuary and adjacent Western Taiwan Strait: Implications of transport, sources and inventories. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 519-527, 2016.

YOGUI, G. T. **Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei George (Antártica)**. 2002. 140 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.

YOGUI, G. T. et al. Levels of persistent organic pollutants and residual pattern of DDTs in small cetaceans from the coast of São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1862-1867, 2010.

_____. The legacy of man-made organic compounds in surface sediments of Pina Sound and Suape Estuary, northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 66, p. 58-72, 2018.

YOKOYAMA, H. et al. Variability of diet-tissue isotopic fractionation in estuarine macrobenthos. **Marine Ecology Progress Series**, v. 296, p. 115-128, 2005.

ZANARDI-LAMARDO, E. et al. Fontes e níveis de contaminação do sistema estuarino do rio Capibaribe (Pernambuco/Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 44, n. 2, p. 118-131, 2016.

ZARONI, L. P. et al. Diferenças no estado fisiológico de adultos e na viabilidade de embriões do mexilhão *Perna perna* provenientes de duas populações coletadas em Ubatuba-SP. In: MORAES, R. C., M.; PFEIFFER, W. (Ed.). **Efeitos de Poluentes em Organismos Marinhos**. São Paulo: Arte & Ciência, 2001. p.15-25.

Parâmetro	OM02662	OM02664	OM02669	OM02671	OM02674	OM02678
Espécie	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>
Peso seco (%)	19,53	23,33	24,02	22,45	24,70	14,15
Peso lipídico (%)	1,96	2,09	3,68	1,88	2,32	0,86
PCB-1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-2	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-3	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-4/10	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-5	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-6	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-7/9	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-8	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-11	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-12/13	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-14	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-15	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-16/32	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-17	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-18	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-19	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-20/33	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-21	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-22	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-23/34	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-24/27	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-25	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-26	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-28	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-29	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-30	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-31	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-35	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-36	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-37	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-38	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-39	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-41	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Continuação

Parâmetro	OM02662	OM02664	OM02669	OM02671	OM02674	OM02678
Espécie	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>
Peso seco (%)	19,53	23,33	24,02	22,45	24,70	14,15
Peso lipídico (%)	1,96	2,09	3,68	1,88	2,32	0,86
PCB-42	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-43	nd	nd	nd	nd	nd	0,24
PCB-44	nd	nd	nd	nd	0,78	nd
PCB-45	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-46	nd	nd	nd	nd	nd	< 0,09
PCB-47/75	nd	0,33	0,17	1,34	0,43	nd
PCB-49	0,41	0,55	0,78	0,67	0,72	0,28
PCB-50	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-51	nd	nd	nd	0,52	nd	< 0,09
PCB-52/73	0,18	0,52	0,45	0,53	0,66	0,11
PCB-53	nd	nd	nd	nd	< 0,15	nd
PCB-54	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-55	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-56/60	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-57	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-58	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-59	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-61/74	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-63	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-64/71/72	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-65	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-66/80	nd	nd	nd	0,47	nd	nd
PCB-67	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-68	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-69	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-70/76	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-77	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-78	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-79	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-84	nd	< 0,16	nd	nd	< 0,15	nd
PCB-86/97	nd	0,38	nd	nd	0,35	nd
PCB-87/115	nd	0,19	nd	0,22	0,21	nd
PCB-88/91	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-90/101	0,24	1,00	0,51	1,07	1,10	0,15
PCB-93	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-94	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-95	< 0,13	0,34	0,25	0,39	0,53	< 0,09
PCB-96	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-98/102	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Continuação

Parâmetro	OM02662	OM02664	OM02669	OM02671	OM02674	OM02678
Espécie	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>
Peso seco (%)	19,53	23,33	24,02	22,45	24,70	14,15
Peso lipídico (%)	1,96	2,09	3,68	1,88	2,32	0,86
PCB-99	0,13	0,54	0,30	0,61	0,58	< 0,09
PCB-100	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-104	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-105/127	nd	nd	< 0,16	0,28	nd	nd
PCB-107/108	nd	0,26	nd	nd	nd	nd
PCB-109	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-110	0,21	0,78	0,50	0,82	1,13	0,12
PCB-111/116/117	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-112	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-114	nd	nd	nd	nd	0,35	nd
PCB-118	0,20	0,84	0,42	0,86	nd	0,12
PCB-121	nd	< 0,16	nd	0,16	0,16	nd
PCB-123	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-125	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-126	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-128	nd	nd	nd	0,21	0,21	nd
PCB-131/142	nd	< 0,16	nd	nd	nd	nd
PCB-134	nd	< 0,16	nd	nd	nd	nd
PCB-135/144	< 0,13	< 0,16	< 0,16	0,15	0,19	< 0,09
PCB-137	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-138/160	0,29	1,12	0,63	1,12	1,09	0,16
PCB-139/149	0,19	0,67	0,41	0,69	0,80	0,10
PCB-140	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-141	nd	nd	< 0,16	nd	nd	nd
PCB-143	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-145	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-146	< 0,13	0,28	0,17	0,23	0,29	< 0,09
PCB-147	nd	< 0,16	< 0,16	nd	< 0,15	nd
PCB-150	nd	nd	nd	nd	< 0,15	nd
PCB-151	< 0,13	0,17	< 0,16	0,17	0,18	< 0,09
PCB-152	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-153	0,38	1,40	0,76	1,36	1,35	0,18
PCB-154	< 0,13	< 0,16	< 0,16	nd	< 0,15	< 0,09
PCB-155	< 0,13	< 0,16	nd	nd	< 0,15	nd
PCB-156	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-157	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-158	< 0,13	< 0,16	< 0,16	< 0,15	< 0,15	< 0,09
PCB-162	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-163/164	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Continuação

Parâmetro	OM02662	OM02664	OM02669	OM02671	OM02674	OM02678
Espécie	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>
Peso seco (%)	19,53	23,33	24,02	22,45	24,70	14,15
Peso lipídico (%)	1,96	2,09	3,68	1,88	2,32	0,86
PCB-165	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-169	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-170/190	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-171	nd	nd	nd	nd	< 0,15	nd
PCB-172/192	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-173	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-174/181	< 0,13	nd	< 0,16	nd	nd	nd
PCB-175	< 0,13	nd	nd	< 0,15	< 0,15	< 0,09
PCB-176	nd	< 0,16	nd	nd	< 0,15	nd
PCB-177	< 0,13	< 0,16	< 0,16	< 0,15	< 0,15	nd
PCB-178	< 0,13	< 0,16	< 0,16	nd	< 0,15	nd
PCB-179	< 0,13	< 0,16	< 0,16	nd	< 0,15	nd
PCB-180	< 0,13	nd	nd	nd	nd	< 0,09
PCB-182/187	< 0,13	< 0,16	< 0,16	< 0,15	< 0,15	< 0,09
PCB-183	< 0,13	< 0,16	< 0,16	< 0,15	< 0,15	nd
PCB-184	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-185	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-186	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-188	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-189	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-191	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-193	nd	nd	< 0,16	nd	nd	nd
PCB-194	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-195	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-196/203	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-197	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-199	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-200	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-201	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-202	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-204	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-205	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-206	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-207	nd	nd	nd	nd	< 0,15	nd
PCB-208	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-209	nd	nd	nd	nd	nd	nd
ΣPCBs	2,23	9,39	5,37	11,88	11,12	1,46

Valores que aparecem após o símbolo “<” indicam concentrações menores que o limite de quantificação.

Legenda: n.d. = não detectado.

Fonte: A autora, 2018.

APÊNDICE B – CONCENTRAÇÃO DE PESTICIDAS ORGANOCLORADOS (POCS, EM NG G⁻¹) EM AMOSTRAS DE *A. FLEXUOSA* E *M. CHARRUANA* NA BASE ÚMIDA.

Parâmetro	OM02662	OM02664	OM02669	OM02671	OM02674	OM02678
Espécie	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>	<i>M. charruana</i>	<i>M. charruana</i>	<i>A. flexuosa</i>
Peso seco (%)	19,53	23,33	24,02	22,45	24,70	14,15
Peso lipídico (%)	1,96	2,09	3,68	1,88	2,32	0,86
α -HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd
β -HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd
γ -HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd
δ -HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ HCHs	nd	nd	nd	nd	nd	nd
α -clordano (cis)	nd	< 0,16	< 0,16	< 0,15	< 0,15	nd
γ -clordano (trans)	nd	< 0,16	< 0,16	< 0,15	< 0,15	< 0,09
Σ CHLs	nd	< 0,16	< 0,16	< 0,15	< 0,15	< 0,09
o,p'-DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,p'-DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd
o,p'-DDD	nd	0,57	nd	1,18	0,49	nd
p,p'-DDD	nd	1,10	0,53	1,07	0,95	nd
o,p'-DDE	nd	nd	nd	1,21	nd	nd
p,p'-DDE	2,16	5,08	3,54	5,56	6,17	1,87
Σ DDTs	2,16	6,75	4,07	9,02	7,61	1,87
Heptacloro	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Mirex	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Valores que aparecem após o símbolo "<" indicam concentrações menores que o limite de quantificação.

Legenda: n.d. = não detectado.

Fonte: A autora, 2018.