



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

RENATA KELI DA SILVA

**BIOMONITORAMENTO DE METAIS EM AVES, ÁGUAS SUPERFICIAIS E
SEDIMENTOS ESTUARINOS NO NORDESTE DO BRASIL.**

MOSSORÓ
2019

RENATA KELI DA SILVA

**BIOMONITORAMENTO DE METAIS EM AVES, ÁGUAS SUPERFICIAIS E
SEDIMENTOS ESTUARINOS NO NORDESTE DO BRASIL.**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de Pesquisa: Ecossistemas terrestres

Orientador(a): Cecilia Irene Perez Calabuig,
Prof^a. Dr^a.

MOSSORÓ

2019

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

Sb Silva, Renata Keli da.
 Biomonitoramento de metais em aves, águas
 superficiais e sedimentos estuarinos no nordeste
 do Brasil / Renata Keli da Silva. - 2019.
 66 f. : il.

 Orientadora: Cecilia Irene Perez Calabuig.
 Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal
 Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
 Ecologia e Conservação, 2019.

 1. Aves aquáticas. 2. Bioacumulação. 3.
 Contaminação. 4. Sazonalidade. I. Calabuig,
 Cecilia Irene Perez, orient. II. Título.

RENATA KELI DA SILVA

**BIOMONITORAMENTO DE METAIS EM AVES, ÁGUAS SUPERFICIAIS E
SEDIMENTOS ESTUARINOS NO NORDESTE DO BRASIL.**

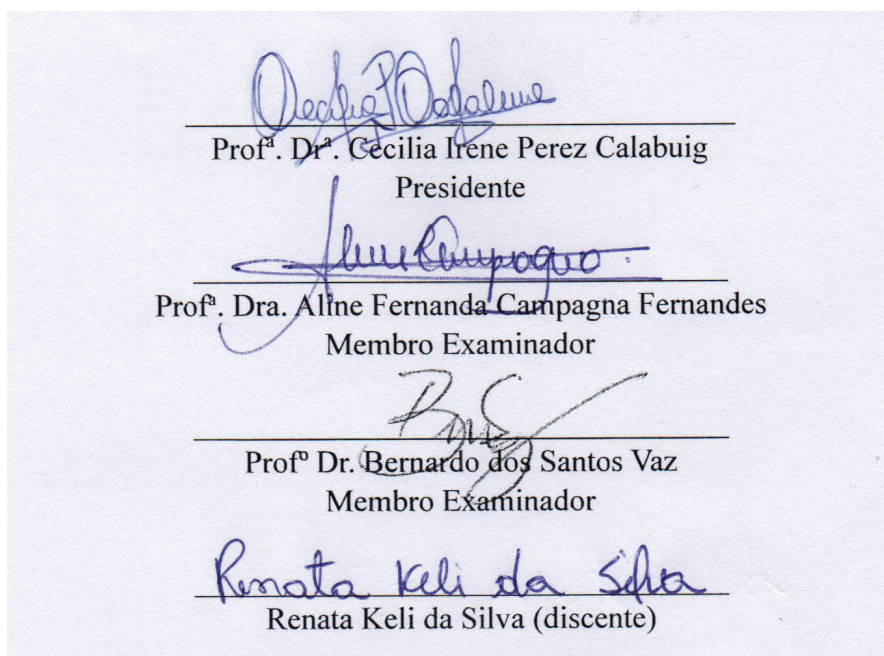
Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de Pesquisa: Ecossistemas terrestres

Orientador(a): Cecilia Irene Perez Calabuig,
Profª. Drª.

Aprovada em: 21/02/2019

BANCA EXAMINADORA



Profª. Drª. Cecilia Irene Perez Calabuig
Presidente

Profª. Dra. Aline Fernanda Campagna Fernandes
Membro Examinador

Profº Dr. Bernardo dos Santos Vaz
Membro Examinador

Renata Keli da Silva (discente)

Dedicatória

Deus
Minha família
Amigos

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por todo cuidado e fortalecimento diário, me mostrando que todas as coisas são possíveis para aqueles que acreditam, mostrando que o impossível é apenas uma questão de estado. *Sola Gratia*.

A toda minha família, Minha mãe Maria, meu pai Roberto, meus irmãos Rafael e Maionara pelo apoio nos momentos necessários. Em especial a minha irmã Roberta, que sempre foi e ainda é minha maior motivadora.

Ao meu esposo Caio Oliveira, por toda paciência e dedicação durante esse período. Obrigada pelo incentivo nos momentos necessários e por todo companheirismo, amor e carinho. Obrigada pelo auxílio nos momentos que precisei tanto no laboratório como também em casa.

Ao meu querido Aslan, por madrugar comigo várias noites, mesmo querendo dormir ficava a espreita, e acabava dormindo mesmo assim. Ele realmente participou de todo processo da escrita e sou muito grata por tamanho cuidado.

A minha orientadora Prof^a. Dr^a. Cecilia Calabuig, primeiramente por ter aceitado me orientar e também pela oportunidade de trabalhar no Laboratório Ecofauna. Obrigada por toda a compreensão, paciência e orientação que foram fundamentais durante esse período. Só tenho a desejar que continue sendo essa pessoa maravilhosa e profissional incrível.

Aos integrantes do Laboratório Ecofauna que me antecederam, e que foram responsáveis pela coleta de todo material usado neste estudo, em especial a mestre Nathaly Nunes por todos os esclarecimentos que precisei e sempre esteve de prontidão a me atender. A todos os integrantes que compõem o Ecofauna atualmente pelos momentos de descontração.

Aos professores doutores Michael Hrnir e Aline Campagna pelas sugestões que vieram a enriquecer este trabalho. Obrigada prof^a Aline pelo material bibliográfico cedido. A vocês só tenho a desejar que continuem sendo esses profissionais excelentes no que fazem. Ao Professor Bernardo Vaz, por todas as contribuições técnicas e acadêmicas que foram fundamentais para a realização deste trabalho.

A minha colega de turma desde a graduação, Grazielly Mesquita por me ceder os resultados do trabalho de conclusão de curso, para que eu pudesse ter uma melhor compreensão da dinâmica de invertebrados aquáticos na área estudada. E Camila Tamires por estar sempre de prontidão quando precisei.

Ao coordenador da Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFERSA- campus Mossoró Prof^o Dr. Cristiano Albuquerque pela prontidão em esclarecer a todos os questionamentos durante esse período.

Ao programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação pelo apoio financeiro necessário ao desenvolvimento de determinadas etapas deste trabalho.

“Somos todos geniais. Mas se você julgar um peixe por sua capacidade de subir em árvores, ele passará sua vida inteira acreditando ser estúpido.”

(Autor Desconhecido)

RESUMO

Os estuários consistem em ambientes de transição, onde ocorrem interações dinâmicas entre as águas dos rios e dos mares, sistemas terrestres e aquáticos. São áreas altamente produtivas e importantes para a alimentação e reprodução tanto de espécies de aves residentes quanto migratórias. Adicionalmente, esse ambiente apresenta relevância social e econômica, atuando principalmente como fonte de recursos alimentares para populações locais. Uma preocupação atual está associada ao impacto causado por metais lançados nesses ambientes e como podem vir a afetar a saúde de organismos silvestres que o habitam. O presente estudo foi separado em dois capítulos, sendo que o primeiro teve por objetivo mensurar as concentrações de metais pesados (Zn, Cu, Pb, Cr, Cd e Ni) em penas de aves em uma área de mangue (Porto do Mangue- RN), comparando sua relação com a ocorrência de micronúcleos e anormalidades nucleares em células sanguíneas, bem como avaliar as concentrações dos metais em função do status de deslocamento, dieta e sazonalidade. O segundo capítulo teve por objetivo avaliar a influência da sazonalidade sobre parâmetros químicos de amostras de água e sedimento. As amostragens foram realizadas entre novembro de 2013 e maio de 2015. A concentração de Zn em penas apresentou uma relação positiva com a ocorrência de micronúcleos, indicando possível efeito genotóxico desse metal. Os metais não estiveram relacionados com a ocorrência de anormalidades nucleares. As médias de ocorrências de micronúcleos e anormalidades não diferiram suas concentrações em função do status de deslocamento, dieta e sazonalidade. As concentrações de Zn, Cu, Pb e Cr diferiram dependendo do status de deslocamento das espécies, sendo as concentrações de Zn e Cu maiores em aves migratórias e de Pb e Cr maiores em aves residentes, apontando para a exposição dessas espécies a fontes distintas de poluição. A concentração de metais apresentaram diferenças entre as guildas de alimentação, podendo estar relacionadas a diferenças nos itens alimentares que compõem a dieta, métodos de forrageamento e localização do forrageamento. As concentrações dos metais em penas também diferiram entre os períodos de seca e chuva, podendo estar relacionado à sazonalidade dietética e/ou padrão de muda de penas das espécies avaliadas. Ainda, as concentrações de metais obtidos neste trabalho se assemelham a concentrações verificadas em outros estudos em áreas costeiras, no entanto, concentrações de Pb e Cd causaram preocupação, visto que esses metais não possuem função nos organismos e podem causar toxicidade em baixas concentrações. Os resultados mostraram que as concentrações dos parâmetros químicos da água e sedimento variaram em função da época do ano, sendo influenciados pelo aporte de água pluvial e fluvial na área de estudo.

Palavras-chaves: Aves aquáticas. Bioacumulação. Contaminação. Sazonalidade.

ABSTRACT

Estuaries consist of transitional environments where dynamic interactions occur between river and sea waters, terrestrial and aquatic systems. These are highly productive and important areas for feeding and breeding both resident and migratory bird species. In addition, this environment has social and economic relevance, acting mainly as a source of food resources for local populations. A current concern is associated with the impact caused by metals released in these environments and how they may affect the health of wild organisms that inhabit it. The present study was divided into two chapters, the first of which was to measure the concentrations of heavy metals (Zn, Cu, Pb, Cr, Cd and Ni) in feathers of birds in a mangrove area (Porto do Mangue- RN), comparing its relation with the occurrence of micronuclei and nuclear abnormalities in blood cells, as well as to evaluate the concentrations of metals according to the status of displacement, diet and seasonality. The second chapter aimed to evaluate the influence of seasonality on chemical parameters of water and sediment samples. Sampling was performed between November 2013 and May 2015. Zn concentration in feathers showed a positive relation with the occurrence of micronuclei, indicating a possible genotoxic effect of this metal. The metals were not related to the occurrence of nuclear abnormalities. The means of occurrence of micronuclei and abnormalities did not differ their concentrations due to the status of displacement, diet and seasonality. Concentrations of Zn, Cu, Pb and Cr differed depending on the shifting status of species, with higher Zn and Cu concentrations in migratory birds and higher Pb and Cr birds in resident birds, pointing to the exposure of these species to sources other than pollution. The concentration of metals showed differences between feeding guilds, and may be related to differences in food items that make up the diet, foraging methods and foraging location. The concentrations of the metals in feathers also differed between periods of drought and rain, and may be related to the dietary seasonality and / or feathering pattern of the species evaluated. However, concentrations of Pb and Cd have caused concern since these metals have no function in organisms and can cause toxicity at low concentrations. The results showed that the concentrations of the chemical parameters of the water and sediment varied according to the time of the year, being influenced by the rainwater and fluvial water supply in the study area.

Key words: Waterfowl. bioaccumulation. Contamination. seasonality.

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 1: ACUMULAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PENAS E ATIVIDADE MUTAGÊNICA EM CÉLULAS SANGUÍNEAS DE AVES NO NORDESTE DO BRASIL.

- Figura 1-** Mapa do Nordeste do Brasil mostrando a localização da área de estudo na região estuarina de Porto do mangue (Fonte: Adaptado de SILVA JÚNIOR et al., 2013).17
- Figura 2-** Representação gráfica da relação dos metais em penas e ocorrência micronúcleos em células sanguíneas de aves registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. O eixo y representa a ocorrência de micronúcleos e o eixo x representa a concentração de metais. Os metais avaliados foram: a) Zn, b) Cu, c) Pb, d) Cr, e) Cd e f) Ni.24
- Figura 3-** Representação gráfica da relação dos metais em penas e ocorrência de anormalidades nucleares em células sanguíneas de aves registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. O eixo y representa a ocorrência de anormalidades e o eixo x representa a concentração de metais. Os metais avaliados foram: a) Zn, b) Cu, c) Pb, d) Cr, e) Cd e f) Ni.24

CAPITULO 2: CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM ÁGUAS E SEDIMENTOS ESTUARINO DO NORDESTE NO BRASIL

- Figura 1-** Mapa do Nordeste do Brasil mostrando a localização da área de estudo na região estuarina de Porto do mangue (SILVA JÚNIOR et al., 2013). **Erro! Indicador não definido.**

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 1: ACUMULAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PENAS E ATIVIDADE MUTAGÊNICA EM CÉLULAS SANGUÍNEAS DE AVES NO NORDESTE DO BRASIL.

Tabela 1- Precipitação acumulada mensal e classificação adotada para o período sazonal no estudo. (Dados referentes a precipitação mensal acumulada do município de Areia Branca-Rio grande do Norte).....	18
Tabela 2- Lista das aves registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015, detalhados por ordem, família, espécie e nome popular; e caracterização quanto ao seu status de deslocamento e guilda de alimentação. N corresponde ao numero de indivíduos por espécies. Para status: RE – Residente e VN – Visitante do Norte. Para guilda de alimentação: GRAN- aves que alimentam de material vegetal; ATROMAV- aves que se alimentam de insetos, artrópodes e material vegetal; INVAQ, aves que se alimentam de invertebrados aquáticos; PISC- aves que se alimentam de peixes; PINAQ- aves que se alimentam de peixes e invertebrados aquáticos.....	22
Tabela 3- Análise descritiva de micronúcleos (MN) e anormalidades nucleares (ANs) observadas em células sanguíneas de espécies de aves registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. Com diferentes status de deslocamento: R-Residentes e M-Migratórias: N corresponde ao número de células avaliadas para cada teste. Para guilda de alimentação: GRAN- aves que alimentam de material vegetal; ATROMAV- aves que se alimentam de insetos, artrópodes e material vegetal; INVAQ- aves que se alimentam de invertebrados aquáticos; PISC- aves que se alimentam de peixes; PINAQ-aves que se alimentam de peixes e invertebrados aquáticos. E de acordo com a sazonalidade. n representa o número de indivíduos por categoria.....	25
Tabela 4- Comparação das concentrações de metais pesados nas penas de populações de aves residentes e migratórias registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. n representa o número de indivíduos por categoria.....	25
Tabela 5- Comparação das concentrações de metais pesados em penas, entre espécies com diferentes guildas de alimentação registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. GRAN- aves que alimentam de material vegetal; ATROMAV- aves que se alimentam de insetos, artrópodes e material vegetal; INVAQ, aves que se alimentam de invertebrados aquáticos; PISC- aves que se alimentam de peixes; PINAQ- aves que se alimentam de peixes e invertebrados aquáticos. n representa o número de indivíduos por categoria.	27
Tabela 6- Comparação das concentrações de metais pesados em épocas de seca e de chuva, em penas de aves residentes registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. n representa o número de indivíduos por categoria.	28

CAPITULO 2: CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM ÁGUAS E SEDIMENTOS ESTUARINO DO NORDESTE NO BRASIL

Tabela 1-Descrição das variáveis analisadas, método utilizado e respectivas referências. **Erro! Indicador não definido.**

Tabela 2- Parâmetros químicos de águas superficiais e concentrações de metais pesados no sedimento em pontos amostrados em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte em setembro de 2014 e maio de 2015. **Erro! Indicador não definido.**

LISTA DE ANEXOS

CAPITULO 1: ACUMULAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PENAS E ATIVIDADE MUTAGÊNICA EM CÉLULAS SANGUÍNEAS DE AVES NO NORDESTE DO BRASIL.

ANEXO 1- Tabela com a informação proveniente de diferentes referências bibliográficas sobre a dieta das espécies de aves objeto de estudo com base na identificação de conteúdo estomacal.	48
ANEXO 2- Estudos que reportam a análise de concentrações de metais (mg/kg ⁻¹) em penas de aves em regiões costeiras.	50

CAPITULO 2: CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM ÁGUAS E SEDIMENTOS ESTUARINO DO NORDESTE NO BRASIL

<u>ANEXO 1-</u> Valores guia de qualidade de sedimento para metais traço em sedimentos estabelecido pela legislação canadense para avaliação da qualidade de sedimentos estuarinos e adotado pela CETESB.	48
<u>ANEXO 2-</u> Valores guia de qualidade de sedimento para metais traço em sedimentos marinhos adotados pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).	48
<u>ANEXO 3-</u> Valores de referência de qualidade para parâmetros inorgânicos da água de acordo com a Resolução CONAMA357/05, para águas salinas de classe 1.	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANs	Anormalidades nucleares
CEMAVE	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres
CETESB	Companhia Ambiental do estado de São Paulo
CBRO	Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos
Cd	Cádmio
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Dr ^o	Doutor
Dr ^a	Doutora
Mn	Manganês
MN	Micronúcleos
Ni	Níquel
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
Pb	Chumbo
Prof ^o	Professor
Prof ^a	Professora
Ufersa	Universidade Federal Rural do Semiárido
Zn	Zinco

SUMÁRIO

CAPITULO 1: ACUMULAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PENAS E ATIVIDADE MUTAGÊNICA EM CÉLULAS SANGUÍNEAS DE AVES NO NORDESTE DO BRASIL.

1. Introdução	15
2. Material e métodos	16
2.1 Área de estudo	16
2.2 Definição do período seco e chuvoso	17
2.3 Coleta das amostras	18
2.3.1 Amostragem das aves	18
2.4 Categorização das espécies.....	19
2.5 Testes de micronúcleos e anormalidades nucleares	19
2.6 Análise de metais nas penas	20
2.7 Análises estatísticas.....	20
2.7.1 Micronúcleos e anormalidades nucleares	20
2.7.2 Concentração de metais em penas segundo o status de deslocamento da ave	21
2.7.3 Concentração de metais em penas segundo a guilda de alimentação da ave	21
2.7.4 Concentração de metais em penas segundo a sazonalidade.	21
3. Resultados.....	21
3.1 Categorização das espécies.....	21
3.2 Micronúcleos e anormalidades nucleares	23
3.3 Concentração de metais em penas segundo o status de deslocamento da ave.....	25
3.4 Concentração de metais em penas segundo a guilda de alimentação da ave	26
3.5 Concentração d metais pesados segundo a sazonalidade.....	28
4. Discussão	28
4.1 Micronúcleos e anormalidades nucleares	28
4.2 Concentração de metais em penas segundo o status de deslocamento da ave.....	30
4.3 Concentração de metais em penas segundo a guilda de alimentação da ave	Erro! Indicador não definido.
4.4 Concentração de metais em penas segundo a sazonalidade.....	32
4.5 Toxicidade dos metais em aves residentes e possíveis fontes de contaminação.....	33

Referências.....	38
CAPITULO 2: CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM ÁGUAS E SEDIMENTOS ESTUARINO NO NORDESTE DO BRASIL	
1. Introdução	52
2. Material e métodos	53
2.1 <i>Área de estudo</i>	53
2.2 <i>Amostragem da água e sedimento</i>	54
2.3 <i>Análise metais e de outros parâmetros químicos na água</i>	54
2.4 <i>Análise de metais totais no sedimento</i>	55
2.9 <i>Análises estatísticas.....</i>	55
3. Resultados	56
4. Discussão	57
Referências.....	61

**CAPITULO 1: ACUMULAÇÃO DE METAIS PESADOS EM PENAS E ATIVIDADE
MUTAGÊNICA EM CÉLULAS SANGUÍNEAS DE AVES NO NORDESTE DO
BRASIL.**

1. Introdução

Os organismos em geral, são afetados pela presença de metais dependendo da concentração e da forma química. Alguns metais são essenciais para o crescimento e desenvolvimento, sendo requeridos em baixas concentrações e, em excesso podem danificar sistemas biológicos (NAKANO; AVILA-CAMPOS, 2018). Metais como manganês, molibdênio, cobalto, cobre, vanádio, estrôncio, zinco, cromo e níquel são fundamentais para o correto funcionamento dos processos biológicos nos organismos. No entanto, níveis elevados desses elementos podem apresentar altos potenciais tóxicos (FERREIRA *et al.*, 2010; NAKANO; AVILA-CAMPOS, 2018). Outros metais como o cádmio, mercúrio e chumbo não apresentam nenhuma função dentro dos organismos, e a sua acumulação pode provocar graves distúrbios (BATTAGLIA *et al.*, 2005; FERREIRA *et al.*, 2010; GOVIND; MADHURI, 2014; SILVIA VENDRUSCOLO *et al.*, 2008).

De acordo com Kirschbaum (2010), os organismos associados ao sedimento são mais suscetíveis à contaminação e bioacumulação de compostos xenobióticos. Teias de alimentação que possuem organismos bentônicos em sua base estão mais suscetíveis à biomagnificação dos poluentes, e os níveis tróficos mais elevados apresentarão maior concentração desses compostos. Além disso, os compostos mais lipofílicos tendem a se associarem mais facilmente aos tecidos dos organismos resultando em processos de bioacumulação e biomagnificação. Estudos anteriores demonstraram que o nível trófico, incluindo hábito alimentar e tipo de alimentos consumidos, afeta o acúmulo de metal em tecidos aviários (ABBASI *et al.*, 2015; BONCOMPAGNI *et al.*, 2003; BERGLUND *et al.*, 2011; DAUWE *et al.*, 2000; LINDSEY CAMBELL, 2018).

A indução de efeitos tóxicos e mutagênicos apresenta-se como principal consequência da exposição a metais pesados (RIBEIRO *et al.*, 2003). Dessa forma, os organismos expostos a esses elementos podem apresentar variações na frequência de micronúcleos e anormalidades nucleares de acordo com a localidade onde habitam, tipo de poluição que estão expostas e estação do ano. Os resultados obtidos com alguns estudos indicam que os testes de MN e ANs em aves são biomarcadores adequados para o monitoramento *in situ*, sendo fortemente recomendados como indicadores genotóxicos da exposição à poluição em diversos ambientes (BAESSE *et al.*, 2015; DIETZ *et al.*, 2000; FENECH, 2000; GALVAN 2011; SILVA *et al.*,

2003; STOCKER; DA SILVA; CADEMARTORI ZÚÑIGA-GONZÁLEZ et al, 2000; ZÚÑIGA-GONZÁLEZ et al, 2001).

Alguns grupos de aves vêm sendo usados como detectores das mudanças na saúde de ambientes, por possuírem distribuição ampla, por serem facilmente amostrados, por poder serem monitoradas ao longo do tempo, e por apresentarem uma variedade de respostas frente às diferentes condições ambientais (AMÂNCIO *et al*, 2004; BOST; LE MAHO, 1993). Ainda, quando estudadas em nível de comunidade, tornam-se excelentes indicadores biológicos já que refletem a bioacumulação nos diferentes níveis da pirâmide ecológica (BOST; LE MAHO, 1993; DALE & BEYELER, 2001). Tem-se observado que o acúmulo de metais pesados em aves pode afetar diretamente o sistema imune, reprodutivo, crescimento, comportamento e desenvolvimento do sistema nervoso (HASELTINE et al, 1985 *apud* EISLER, 1995; LEIDENS, 2018; NICHOLSON; OSBORN, 1983; SNOEIJIS *et al.*, 2004). Nesse contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar as concentrações de metais (Zn, Cu, Pb, Cr, Cd e Ni) em penas de aves em uma área estuarina, comparando sua relação com a ocorrência de micronúcleos e anormalidades nucleares em células sanguíneas, bem como avaliar as concentrações dos metais em função do status de deslocamento, dieta e sazonalidade.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O município de Porto do Mangue está localizado na mesorregião do oeste potiguar e microrregião do vale do Açu (Figura 1). Possui clima semiárido, com estação chuvosa definida. A hidrografia encontra-se situada nos domínios da bacia hidrográfica Piranhas-Açu, sendo banhado pelos rios dos Cavalos e das Conchas, perenizados no final do seu curso (MASCARENHAS et al., 2005; PMPM, 2017). As marés da região apresentam amplitude máxima de 3.1m e mínima de 0.1m (ALENCAR, 2011).

A ocupação do município de Porto do Mangue foi resultado da movimentação cotidiana causada pelo pequeno porto marítimo localizado à beira de um manguezal. Famílias de trabalhadores em atividades marítimas iniciaram o povoamento, que decorrente da sua localização, recebeu o nome de Porto do Mangue. A prosperidade com a pesca, cultivo de pequenas lavouras e extração vegetal levou ao crescimento do povoado. No dia 28 de

dezembro de 1995, através da Lei Estadual nº 6.851, Porto do Mangue teve suas terras desmembradas do município de Carnaubais, tornando-se município do Rio Grande do Norte (IBGE, 2018).

A área de estudo está inserida ao longo da costa litorânea de maior importância econômica para o Estado. Uma das principais atividades socioeconômicas desenvolvidas na região corresponde à pesca, com uma frota predominantemente artesanal, constituída por canoas a vela ou remo e embarcações motorizadas, sobretudo nas áreas costeiras e na região estuarina se desenvolve atividades como a de “mariscagem” (normalmente desempenhada por mulheres) (DANTAS FILHO et al., 2016; IBGE, 2018). Outras atividades socioeconômicas desenvolvidas no município de Porto do Mangue correspondem ao turismo, carnicultura, atividades agrícolas e atividades salineiras (DANTAS FILHO et al., 2016; DE SENA SANTOS et al., 2015; ROCHA et al., 2009, SOARES et al., 2011).

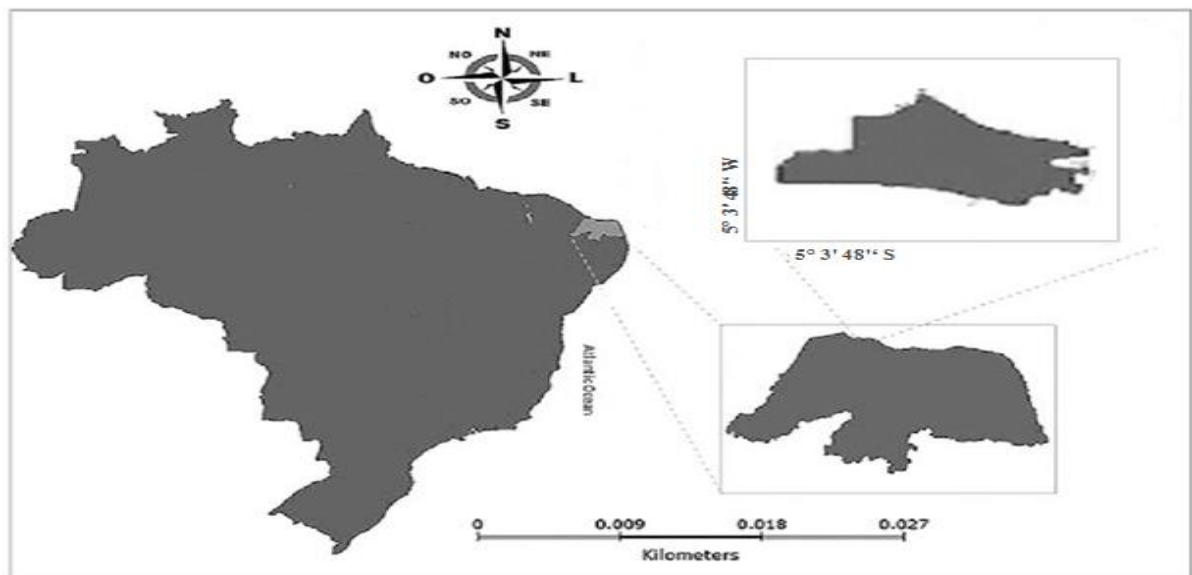


Figura 1- Mapa do Nordeste do Brasil mostrando a localização da área de estudo na região estuarina de Porto do mangue (Fonte: Adaptado de SILVA JÚNIOR et al., 2013).

2.2 Definição do período seco e chuvoso

A definição do período seco e chuvoso foi realizada pela análise dos dados de monitoramento pluviométrico para o município de Areia Branca-RN. Os dados foram extraídos do site da Empresa de pesquisa agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN). Segue na tabela 1 a classificação adotada para sazonalidade no estudo.

Tabela 1- Precipitação acumulada mensal e classificação adotada para o período sazonal no estudo. (Dados referentes a precipitação mensal acumulada do município de Areia Branca-Rio grande do Norte).

Período	Precipitação (mm)	Classificação
2013		
Novembro	0	Seco
Dezembro	8.5	Seco
2014		
Janeiro	0	Seco
Fevereiro	59.5	Chuvoso
Março	43.2	Chuvoso
Abril	9.7	Chuvoso
Maio	67	Chuvoso
Junho	0	Seco
Julho	0	Seco
Agosto	0	Seco
Setembro	0	Seco
Outubro	1.1	Seco
Novembro	0	Seco
Dezembro	0	Seco
2015		
Janeiro	25	Chuvoso
Fevereiro	41	Chuvoso
Março	87.1	Chuvoso
Abril	95.2	Chuvoso
Maio	4.7	Chuvoso

2.3 Coleta das amostras

2.3.1 Amostragem das aves

As amostras de penas foram coletadas mensalmente entre novembro de 2013 e maio de 2015, durante três dias consecutivos, por campanha, na área de estudo. A captura das aves foi realizada através da colocação de oito redes neblina. Cada rede apresentou 12 metros de comprimento e 2,5m de altura, com uma abertura de malha de 16x16mm, posicionadas em pontos pré-determinados na área. A seleção dos pontos para montagem das redes levou em consideração os aspectos de maior importância para o bem estar das aves como, evitar exposição excessiva das aves, a radiação solar direta, riscos de afogamento ou predação e também o intuito de capturar indivíduos com diferentes táticas de forrageio na área.

As redes de neblina foram abertas nas horas de maré baixa e fechadas com a subida da maré, revisadas frequentemente a cada 30 minutos. Os horários mais quentes do dia foram evitados, pois as aves diminuem consideravelmente suas atividades. Todas as aves capturadas foram identificadas em nível de espécie e anilhadas com anilhas metálicas fornecidas pelo CEMAVE e/ou anilhas coloridas a partir da licença do ICMBIO nº 40645 para evitar uma recaptura.

De cada ave capturada, foram coletadas entre cinco e dez penas de diferentes regiões do corpo, de forma a minimizar os impactos na qualidade do voo dos indivíduos amostrados. As penas foram extraídas dos indivíduos de forma manual e armazenadas em sacos plásticos com identificação. Para confecção do esfregaço sanguíneo, foi extraído sangue periférico da veia alar com auxílio de uma seringa hipodérmica e gotejado sobre lâminas identificadas previamente e espalhadas com auxílio de uma lamínula. As lâminas foram confeccionadas em duplicata ou triplicata. Posteriormente as amostras foram transportadas para o Laboratório de Ecologia e Conservação da Fauna Silvestre na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN.

2.4 Categorização das espécies

A nomenclatura científica das espécies e nomes populares seguiu o Conselho Brasileiro Ornitologia (2015). O Status de deslocamento das espécies foi determinado através de bibliografias específicas (DA SILVA et al., 2018; GUZZI et al, 2015; PERIQUITO et al., 2008; PIRATELLI; PEREIRA, 2002). As guildas alimentares foram determinadas através de bibliografias de dietas e de avaliação de conteúdos estomacais disponíveis para as espécies estudadas conforme Anexo1.

2.5 Testes de micronúcleos e anormalidades nucleares

As lâminas de esfregaço sanguíneo foram deixadas para secar em temperatura ambiente por um período de 24 horas. Após a secagem foi realizada a fixação, pela imersão das lâminas em metanol absoluto (100%) por 10 minutos, seguida de secagem por 24 horas em temperatura ambiente. Após esse processo o material das lâminas foi corado com Giemsa na

proporção de 1:30, por um período de 30 min, secas a temperatura ambiente (PINHATTI 2005; RODRIGUES PINHATTI et al. 2006).

As lâminas foram analisadas em microscópio óptico de luz através de teste “cego”, seguindo o modelo zig-zag para evitar o cruzamento da mesma área mais de uma vez, sendo considerados micronúcleos os corpúsculos de massa de cromatina, nitidamente separados, com bordas distinguíveis, mesma cor e refringência durante a visualização no microscópio. As anormalidades foram analisadas conforme descrição de Jiraungkoorskul e colaboradores (2008) e Galvan (2011). Foram analisadas 5.000 células por indivíduo para cada teste.

2.6 Análise de metais nas penas

As penas foram previamente lavadas com acetona pura, seguido de um enxágue com água destilada para remover possível contaminação externa, essa lavagem foi realizada alternadamente três vezes (BURGER *et al*, 2007). Posteriormente, as amostras foram secas em estufa a 50°C por um período de 48 horas, pesadas e, digeridas com ácido HNO₃ (65%), na proporção de 40:60 (40% de HNO₃ e 60% de água destilada) para cada amostra. O processo de digestão foi realizado em estufa a 50°C por 48 horas, segundo metodologia adaptada de Dauwe e colaboradores (2000). Após completa digestão, as amostras foram filtradas e diluídas com água destilada. A leitura dos metais Zn, Cu, Pb, Cr, Cd e Ní nas amostras foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica, modelo varian aa240fs (fast sequential), com limite mínimo detecção igual a zero.

2.7 Análises estatísticas

Todas as análises foram realizadas no software estatístico R versão 3.0.3, adotando-se o nível de significância de 5%. Os dados de micronúcleos e anormalidades nucleares em células sanguíneas e metais em penas foram analisados a partir de Modelos Lineares Generalizados (GLZ), utilizando uma distribuição de Poisson e log-link como função, por não apresentarem distribuição normal.

2.7.1 Micronúcleos e anormalidades nucleares

A relação dos metais na ocorrência de micronúcleos e anormalidades nucleares foram investigados por meio da aplicação de uma regressão múltipla. A comparação da ocorrência de micronúcleos e anormalidades nucleares com base nas categorias de deslocamento, dieta e sazonalidade foram avaliadas através da aplicação de uma ANOVA-one-way.

2.7.2 Concentração de metais em penas segundo o status de deslocamento da ave

A diferença entre as concentrações de metais em penas de espécies com diferentes status de deslocamento (residentes e migratórias) foram examinadas através da aplicação de uma de uma ANOVA-one-way, para cada metal.

2.7.3 Concentração de metais em penas segundo a guilda de alimentação da ave

A diferença entre as concentrações de metais em penas de espécies com diferentes guildas de alimentação foi investigada através da realização de uma ANOVA-one-way para cada metal. Para uma melhor visualização da influência da dieta na concentração de metais, essa comparação foi realizada para guildas de espécies residentes e espécies migratórias separadamente e também conjuntamente.

2.7.4 Concentração de metais em penas segundo a sazonalidade.

A diferença entre as concentrações de metais em penas de acordo com a sazonalidade foi investigada através da realização de uma ANOVA-one-way para cada metal. Para melhor visualização das possíveis alterações nas concentrações de metais em penas influenciadas pela sazonalidade, essa análise utilizou apenas as espécies que residem na área.

3. Resultados

3.1 Categorização das espécies

As espécies migratórias amostradas no estudo correspondem a aves que realizam migrações neárticas (aves provenientes do hemisfério norte) e pertencem à ordem do Charadiiformes, sendo elas; *Actitis macularius* (Maçarico-pintado), *Calidris fuscicollis*

(Maçarico-de-sobre-branco), *Calidris pusila* (Maçarico-rasteirinho) e *Charadrius semipalmatus* (Batuíra-de-bando) (Tabela 2).

As espécies locais pertencem a sete ordens distintas, sendo elas: Coraciiformes- *Chochloroceryle americana* (Martim-pescador); Apodiformes- *Chlorostilbon lucidus* (Besourinho-de-bico-vermelho); Piciformes- *Colaptes melanochloros* (Pica-pau-verde-barrado) e *Picumnus limae* (Pica-pau-anão-da-caatinga); Columbiformes- *Columbina passerina* (Rolinha-cinzenta); Passeriformes- *Conirostrum bicolor* (Figurinha-do-mangue), *Coryphospingus pileatus* (Maria-fita), *Lepidocolaptes Angustirostris* (Arapaçu-de-cerrado), *Cyclarhis gujanensis* (Pitiguari); Pelecaniformes- *Egretta thula* (Garça-branca-pequena) e *Nycticorax violácea* (savacu); Gruiformes- *Aramides mangle* (Saracura-do-mangue) que envolvem nove diferentes famílias (Tabela 2).

Em observância aos alimentos que compõe a dieta das espécies das aves amostradas, foram adotadas seis guildas de alimentação no estudo: GRAN- espécies que se alimentam de material vegetal; ARTROMAV- espécies que se alimentam de insetos e artrópodes arborícolas e material vegetal; ARTROAR- espécies que se alimentam de insetos e artrópodes arborícolas; INVAQ- espécies que se alimentam de invertebrados aquáticos; PINAQ- espécies que se alimentam de peixes e invertebrados aquáticos e PISC- espécies que se alimentam de peixes (Tabela 2).

Tabela 2- Lista das aves registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015, detalhados por ordem, família, espécie e nome popular; e caracterização quanto ao seu status de deslocamento e guilda de alimentação. N corresponde ao número de indivíduos por espécies. Para status: RE – Residente e VN – Visitante do Norte. Para guilda de alimentação: GRAN- aves que alimentam de material vegetal; ATROMAV- aves que se alimentam de insetos, artrópodes e material vegetal; INVAQ, aves que se alimentam de invertebrados aquáticos; PISC- aves que se alimentam de peixes; PINAQ- aves que se alimentam de peixes e invertebrados aquáticos.

Espécie	Nome Popular	N	Status	Guilda de alimentação
Ordem Charadiiformes				
Família Scolopacidae				
<i>Actitis macularius</i> (Linnaeus, 1766)	Maçarico-pintado	27	VN	PINAQ
<i>Calidris fuscicollis</i> (Vieillot, 1819)	Maçarico-de-sobre-branco	9	VN	INVAQ
<i>Calidris pusilla</i> (Linnaeus, 1766)	Maçarico-rasteirinho	3	VN	INVAQ
Família Charadriidae				
<i>Charadrius semipalmatus</i> (Bonaparte, 1825)	Batuíra-de-bando	7	VN	INVAQ
Ordem Coraciiformes				
Família Cerylidae				
<i>Chochloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	Martim-pescador-pequeno	15	RE	PISC

Ordem Apodiformes					
Familia Trochilidae					
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	Besourinho-de-bico-vermelho	1	RE	ARTROMAV	
Ordem Piciformes					
Familia Picidae					
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	Pica-pau-verde-barrado	1	RE	ARTROAR	
<i>Picumnus limae</i> (Snethlage, 1924)	Pica-pau-anão-da-caatinga	4	RE	ARTROAR	
Ordem Columbiformes					
Familia Columbidae					
<i>Columbina passerina</i> (Linnaeus, 1758)	Rolinha-cinzenta	17	RE	GRAN	
Ordem Passeriformes					
Familia Thraupidae					
<i>Conirostrum bicolor</i> (Vieillot, 1809)	Figurinha-do-mangue	51	RE	ARTROAR	
<i>Coryphospingus pileatus</i> (Wied, 1821)	Maria-fita	1	RE	ARTROMAV	
Familia Dendrocolaptidae					
<i>Lepidocolaptes Angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	Arapaçu-de-cerrado	1	RE	ARTROAR	
Familia Vireonidae					
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Pitiguari	5	RE	ARTROMAV	
Ordem Pelecaniformes					
Familia Ardeidae					
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Garça-branca-pequena	1	RE	PINAQ	
<i>Nycticorax violácea</i> (Linnaeus, 1758)	Savacu	1	RE	PINAQ	
Ordem Gruiformes					
Familia Rallidae					
<i>Aramides mangle</i> (Spix, 1825)	Saracura-do-mangue	1	RE	PINAQ	

3.2 Micronúcleos e anormalidades nucleares

Os metais Zn ($Z_{[4.08]}$; $P=4.43^{-05}$), Cr ($Z_{[-3.06]}$; $P=0.02$), e Ni ($Z_{[-0.59]}$; $P=0.009$), em penas de aves avaliadas neste estudo, apresentaram relação com a ocorrência de micronúcleos em células sanguíneas. O zinco apresentou uma relação positiva com a ocorrência de micronúcleos. Com o aumento da concentração desse metal nas penas, houve um aumento na ocorrência de micronúcleos nas células sanguíneas das aves (Figura 2.a). Em contrapartida, o Cr e o Ni apresentaram uma relação negativa com a ocorrência de micronúcleos. Dessa forma, quando se detectou maiores concentrações desses metais nas penas, houve uma menor detecção de micronúcleos nas células sanguíneas das aves (Figura 2.d, f). Os metais Cu, Pb e Cd nas penas não apresentaram relação com a ocorrência de micronúcleos nas células sanguíneas (Figura 2.b, c, e).

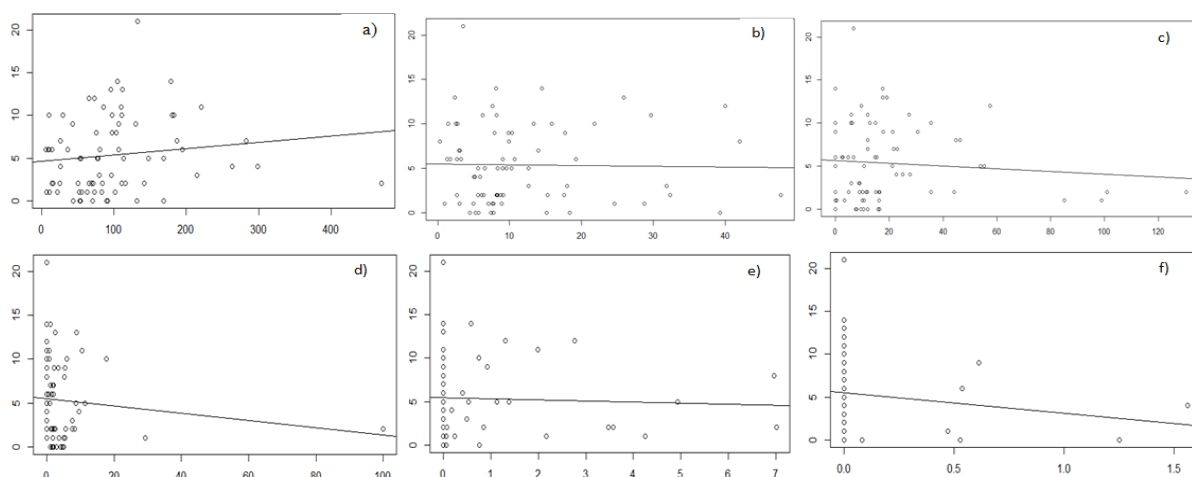


Figura 2- Representação gráfica da relação dos metais em penas e ocorrência micronúcleos em células sanguíneas de aves registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. O eixo y representa a ocorrência de micronúcleos e o eixo x representa a concentração de metais. Os metais avaliados foram: a) Zn, b) Cu, c) Pb, d) Cr, e) Cd e f) Ni.

Os metais Zn, Cu, Pb, Cr, Cd e Ni não apresentaram relação significativa entre as concentrações detectadas nas penas das aves e anormalidades nucleares detectados em células do sangue (Figura 3).

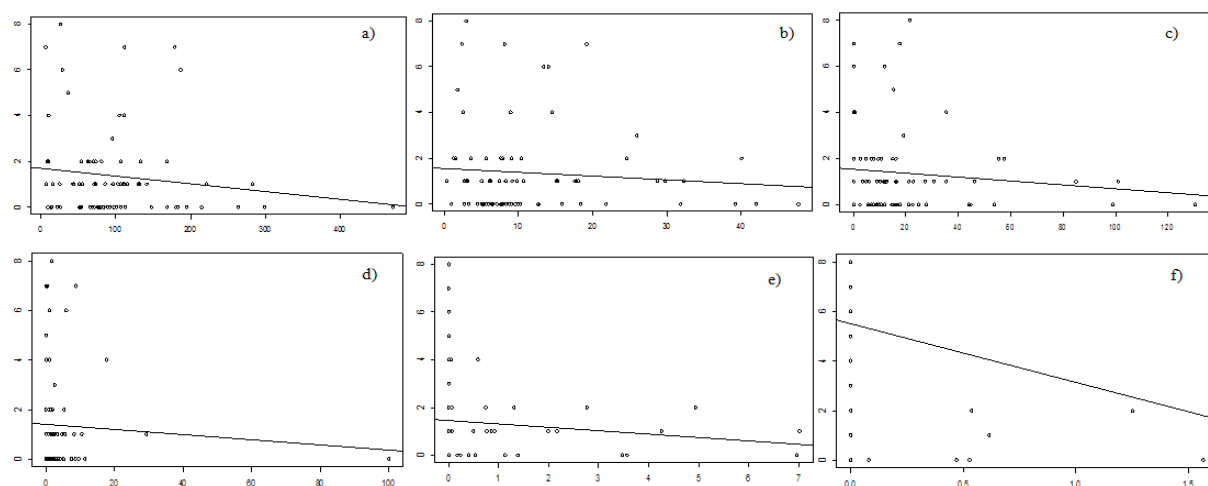


Figura 3- Representação gráfica da relação dos metais em penas e ocorrência de anormalidades nucleares em células sanguíneas de aves registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. O eixo y representa a ocorrência de anormalidades e o eixo x representa a concentração de metais. Os metais avaliados foram: a) Zn, b) Cu, c) Pb, d) Cr, e) Cd e f) Ni.

A ocorrência de micronúcleos e anormalidades nucleares em células sanguíneas em função do status de deslocamento das espécies, guildas de alimentação e sazonalidade não apresentaram diferenças estatísticas significativamente entre as categorias definidas (Tabela 3).

Tabela 3- Análise descritiva de micronúcleos (MN) e anormalidades nucleares (ANs) observadas em células sanguíneas de espécies de aves registradas em Porto do Manguê, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. Com diferentes status de deslocamento: R-Residentes e M-Migratórias; N corresponde ao número de células avaliadas para cada teste. Para guilda de alimentação: GRAN- aves que alimentam de material vegetal; ATROMAV- aves que se alimentam de insetos, artrópodes e material vegetal; INVAQ- aves que se alimentam de invertebrados aquáticos; PISC- aves que se alimentam de peixes; PINAQ-aves que se alimentam de peixes e invertebrados aquáticos. E de acordo com a sazonalidade. n representa o número de indivíduos por categoria.

	N	Deslocamento		Guildas de alimentação						Sazonalidade	
		R (n=55)	M (n=22)	Pisc (n=11)	Pinaq (n=19)	Invaq (n=6)	Atroar (n=31)	Atromav (n=3)	Gran (n=7)	Chuvoso (n=54)	Seco (n=23)
MN	385.000	5.29± 4.44 ^a	5.50± 4.44 ^a	6.54± 5.97 ^a	6.05± 4.49 ^a	5.00± 4.09 ^a	4.33± 5.13 ^a	4.93± 3.99 ^a	4.14± 4.05 ^a	5.20± 4.62 ^a	5.69± 3.94 ^a
ANs	385.000	1.47± 2.13 ^a	1.09± 1.37 ^a	1.00± 1.34 ^a	1.52± 1.95 ^a	0.66± 0.81 ^a	1.51± 2.32 ^a	2.33± 3.21 ^a	1.00± 1.00 ^a	1.44± 2.07 ^a	1.17± 1.64 ^a

Os valores foram expressos em médias ± desvio standar (SD). Categorias que compartilham a mesma letra para um dado elemento não são estatisticamente diferentes com base no *Modelo Log-Linear de Poisson*.

3.3 Concentração de metais em penas segundo o status de deslocamento da ave

A concentração média dos metais Zn ($Z_{[-4.08]}$; $P=4.47^{-6}$), Cu ($Z_{[-3.93]}$; $P=8.35^{-6}$), Pb ($Z_{[1.99]}$; $P=0.04$), Cr ($Z_{[-9.01]}$; $P<2^{-16}$) e Ni ($Z_{[5.11]}$; $P=3.22^{-7}$) em penas de espécies de aves residentes diferiram significativamente em relação as concentrações médias detectadas em espécies de aves com comportamento migratório. As concentrações médias de Pb, Cr e Ni foram mais elevadas em espécies que residem na área de estudo. A concentração de Zn e Cu foi mais elevada em espécies que migram (Tabela 4). A concentração média de Cd foi estatisticamente semelhante entre ambas às categorias de espécies (Tabela 4).

Tabela 4- Comparação das concentrações de metais pesados nas penas de populações de aves residentes e migratórias registradas em Porto do Manguê, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. n representa o número de indivíduos por categoria.

	Residentes (n=99)	Migratórias (n=46)
Zinco (Zn)	86.49±72.26 ^a	93.35±64.85 ^b
Cobre (Cu)	10.01±8.33 ^a	12.32±8.12 ^b
Chumbo (Pb)	20.70±26.37 ^a	19.10±21.66 ^b
Cromo (Cr)	6.63±25.65 ^a	2.77±5.66 ^b
Cádmio (Cd)	1.10±4.09 ^a	0.93±1.76 ^a
Níquel (Ni)	1.12±6.61 ^a	0.10±0.36 ^b

Os valores foram expressos em médias ± desvio standar (SD) (mg/kg⁻¹). Categorias que compartilham a mesma letra para um dado elemento não são estatisticamente diferentes com base no *Modelo Log-Linear de Poisson*.

3.4 Concentração de metais em penas segundo a guilda de alimentação da ave

Todos os metais avaliados no estudo diferiram significativamente entre as guildas de alimentação para espécies migratórias e residentes. A concentração média de Zn em ARTROAR foi diferente estatisticamente das concentrações encontradas nas guildas INVAQ ($Z_{[-13.18]}$; $P=2^{-16}$), GRAN ($Z_{[-14.67]}$; $P=2^{-16}$) e PINAQ ($Z_{[6.17]}$; $P=6.44^{-10}$). As guildas ARTROMAV e PISC apresentaram concentrações médias de Zn semelhantes a guilda ARTROAR (Tabela 5). A concentração média de Cu em ARTROAR diferiu estatisticamente das concentrações médias das guildas GRAN ($Z_{[-5.23]}$; $P=1.62^{-07}$), PINAQ ($Z_{[2.94]}$; $P=0.003$) e PISC ($Z_{[-2.96]}$; $P=0.003$), sendo semelhantes estatisticamente as guildas ARTROMAV e INVAQ (Tabela 5). A concentração média de Pb em ARTROAR foi estatisticamente diferente das guildas ARTROMAV ($Z_{[8.69]}$; $P<2^{-16}$), GRAN ($Z_{[6.15]}$; $P=7.62^{-10}$), INVAQ ($Z_{[6.51]}$; $P=7.54^{-12}$) e PINAQ ($Z_{[6.86]}$; $P=6.46^{-12}$) e se assemelhou estatisticamente a guilda PISC (Tabela 5). A concentração média de Cr em ARTROAR foi diferente de todas as demais guildas de alimentação ($Z_{[-6.17; 13.59]}$; $P<0.003$) (Tabela 5). A concentração média de Cd em ARTROAR diferiu estatisticamente das concentrações encontradas nas guildas ARTROMAV ($Z_{[-2.32]}$; $P=0.02$), GRAN ($Z_{[-2.25]}$; $P=0.02$), PINAQ ($Z_{[-2.57]}$; $P=0.009$) e PISC ($Z_{[-2.65]}$; $P=0.007$) e se assemelhou estatisticamente a guilda INVAQ (Tabela 5). A concentração média de Ni em ARTROAR diferiu estatisticamente das guildas INVAQ ($Z_{[-2.69]}$; $DF=4$; $P=0.007$), PINAQ ($Z_{[-3.33]}$; $P=0.0008$) e PISC ($Z_{[-3.33]}$; $P=0.0008$) e foram semelhantes a ARTROMAV e GRAN (Tabela 5).

Todos os metais avaliados neste estudo apresentaram diferenças significativas entre as guildas de alimentação de espécies residentes. A concentração média de Zn em ARTROAR diferiu estatisticamente das guildas GRAN ($Z_{[-13.18]}$; $P<2^{-16}$) e PINAQ ($Z_{[-11.23]}$; $P<2^{-16}$). As guildas ARTROMAV e PISC foram estatisticamente semelhantes a ARTROAR. (Tabela 5). A concentração média de Cu em ARTROAR diferiu estatisticamente das guildas GRAN ($Z_{[-5.23]}$; $P=1.62^{-7}$) e PISC ($Z_{[-2.96]}$; $P=0.003$) e se assemelhou as guildas ARTROMAV e PINAQ. A concentração média de Pb em ARTROAR diferiu estatisticamente das guildas ARTROMAV ($Z_{[-8.69]}$; $P<2^{-16}$) e GRAN ($Z_{[6.15]}$; $P=7.62^{-10}$). As guildas PISC e PINAQ foram estatisticamente semelhantes a guilda ARTROAR (Tabela 5). A concentração média de Cr em ARTROAR foi estatisticamente diferente das guildas ARTROMAV ($Z_{[2.88]}$; $P=0.003$), GRAN ($Z_{[-4.25]}$; $P=2.08^{-5}$) e PISC ($Z_{[13.59]}$; $P<2^{-16}$) e semelhante a guilda PINAQ. A concentração média de Cd em ARTROAR foi estatisticamente diferente das guildas ARTROMAV ($Z_{[-2.32]}$; $P=0.02$),

GRAN ($Z_{[-2.25]}$; $P=0.02$) e PISC ($Z_{[-2.65]}$; $P=0.007$), sendo semelhante estatisticamente a guilda PINAQ. A concentração média de Ni em ARTROAR diferiu estatisticamente da guilda PISC ($Z_{[8.79]}$; $P<2^{-16}$) e foi semelhante as guildas ARTROMAV, GRAN e PINAQ (Tabela 5).

A concentração média de Zn ($Z_{[20.11]}$; $P<2^{-16}$), Cu ($Z_{[3.67]}$; $P=0.002$), Pb ($Z_{[-11.86]}$; $P<2^{-16}$) e Cr ($Z_{[3.68]}$; $P=0.0002$) diferiram entre as guildas INVAQ e PINAQ das espécies migratórias. A concentração média de Cd e Ni foram semelhantes entre ambas as guildas (Tabela 5).

Várias condições podem ser traçadas: para espécies residentes; (1) O Zn, Cr e Ni foram mais elevadas na guilda PISC, quando relacionadas às outras guildas, (2) o Pb foi mais elevado na Guilda GRAN, (3) para o Cu, a guilda ARTROMAV apresentou as concentrações mais elevadas e (4) o Cd, foi mais evidente na guilda ARTROAR, e para espécies migratórias; (1) o Zn, Cu, Cr e Ni, que se constituem como metais essenciais, foram mais elevados na guilda PINAQ (2) o Pb e Cd, metais não essenciais, foram mais elevados na guilda INVAQ (Tabela 5).

Tabela 5- Comparação das concentrações de metais pesados em penas, entre espécies com diferentes guildas de alimentação registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. GRAN- aves que alimentam de material vegetal; ARTROMAV- aves que se alimentam de insetos, artrópodes e material vegetal; INVAQ, aves que se alimentam de invertebrados aquáticos; PISC- aves que se alimentam de peixes; PINAQ- aves que se alimentam de peixes e invertebrados aquáticos. n representa o número de indivíduos por categoria.

		PISC (n=15)	PINAQ (n=30)	INVAQ (n=19)	ARTROAR (n=57)	ARTROMA V (n=7)	GRAN (n=17)
Residentes & Migratórias	Zn	95.55±64.74 ^a	108.78±69.81 ^b	58.50±42.89 ^b	94.86±81.54 ^a	87.47±42.70 ^b	60.58±50.21 ^b
	Cu	8.39±4.53 ^b	13.51±9.40 ^b	10.04±4.85 ^b	11.21±10.16 ^a	12.26±4.67 ^b	6.54±2.47 ^b
	Pb	21.38±24.96 ^a	13.66±21.28 ^b	28.46±20.11 ^b	20.27±24.24 ^a	2.7868±4.77 ^b	28.31±36.50 ^b
	Cr	16.85±59.46 ^b	3.22±6.05 ^b	1.67±4.55 ^b	5.28±14.69 ^a	8.03±8.91 ^b	2.68±4.73 ^b
	Cd	0.57±1.78 ^b	0.81±1.72 ^b	1.13±1.78 ^a	1.47±5.25 ^a	0.14±0.24 ^b	0.75±1.31 ^b
	Ni	4.23±15.50 ^b	0.10±0.39 ^b	0.09±0.27 ^b	0.73±3.64 ^a	0.05±0.10 ^a	0.33±0.57 ^a
Residentes		(n=15)	(n=3)	-	(n=57)	(n=7)	(n=17)
	Zn	95.55±64.74 ^a	26.90±33.03 ^b	-	94.86±81.54 ^a	87.47±42.70 ^a	60.58±50.21 ^b
	Cu	8.39±4.53 ^b	9.84±8.48 ^a	-	11.21±10.16 ^a	12.26±4.67 ^a	6.54±2.47 ^b
	Pb	21.38±24.96 ^a	24.04±29.84 ^a	-	20.27±24.24 ^a	2.7868±4.77 ^b	28.31±36.50 ^b
	Cr	16.85±59.46 ^b	0.30±0.26 ^b	-	5.28±14.69 ^a	8.03±8.91 ^b	2.68±4.73 ^b
	Cd	0.57±1.78 ^b	1.05±1.49 ^a	-	1.47±5.25 ^a	0.14±0.24 ^b	0.75±1.31 ^b
	Ni	4.23±15.50 ^b	0	-	0.73±3.64 ^a	0.05±0.10 ^a	0.33±0.57 ^a

	-	(n=27)	(n=19)	-	-	-
Migratórias	Zn	117.88±67.03 ^a	58.50±42.89 ^b	-	-	-
	Cu	13.92±9.56 ^a	10.04±4.85 ^b	-	-	-
	Pb	12.56±20.56 ^a	28.46±20.11 ^b	-	-	-
	Cr	3.54±6.30 ^a	1.67±4.55 ^b	-	-	-
	Cd	0.79±1.77 ^a	1.13±1.78 ^a	-	-	-
	Ni	0.11±0.41 ^a	0.09±0.27 ^a	-	-	-

Os valores foram expressos em médias $\pm$ desvio estandar (SD) (mg/kg⁻¹). Categorias que compartilham a mesma letra para um dado elemento não são estatisticamente diferente. com base no *Modelo Log-Linear de Poisson*

3.5 Concentração d metais pesados segundo a sazonalidade

A concentração de todos os metais avaliados neste estudo apresentou diferença sazonal. Para o período chuvoso foram detectadas maiores concentrações de Zn ($Z_{[-13.07]}$; $P < 2^{-16}$) e Cu ($Z_{[-3.6]}$; $P = 0.0002$) nas penas dos indivíduos avaliados. Em contrapartida, as concentrações de Pb ($Z_{[5.55]}$; $P = 2.77^{-8}$), Cr ($Z_{[8.86]}$; $P < 2^{-16}$), Cd ($Z_{[7.28]}$; $P = 3.24^{-13}$) e Ni ($Z_{[-3.93]}$; $P = 8.35^{-6}$) foram maiores no período seco (Tabela 6).

Tabela 6- Comparação das concentrações de metais pesados em épocas de seca e de chuva, em penas de aves residentes registradas em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte entre os anos de 2013 e 2015. n representa o número de indivíduos por categoria.

	Período chuvoso (n=54)	Período de seca (n=45)
Zinco (Zn)	97.68±85.57 ^a	73.06±49.71 ^b
Cobre (Cu)	11.08±10.64 ^a	8.74±3.90 ^b
Chumbo (Pb)	18.37±19.00 ^a	23.49±33.16 ^b
Cromo (Cr)	4.49±13.69 ^a	9.20±35.04 ^b
Cádmio (Cd)	0.27±0.88 ^a	2.10±5.88 ^b
Níquel (Ni)	0.07±0.21 ^a	2.39±9.71 ^b

Os valores foram expressos em médias $\pm$ desvio estandar (SD) (mg/kg⁻¹). Categorias que compartilham a mesma letra para um dado elemento não são estatisticamente diferentes com base no *Modelo Log-Linear de Poisson*.

4. Discussão

4.1 Micronúcleos e anormalidades nucleares

O presente estudo examinou a relação da concentração de metais em penas com as alterações estruturais observadas em núcleos celulares. O metal Zn apresentou relação positiva com a ocorrência de micronúcleos nas células sanguíneas das aves avaliadas. A maior ocorrência dessa anomalia foi observada nas células dos indivíduos com maiores

concentrações desse metal nas penas. Essa relação observada é indicativa de que o Zn, mesmo sendo um metal essencial à síntese de inúmeras proteínas, pode ocasionar efeitos genotóxicos ao material genético quando excede os requerimentos nutricionais dos organismos (ELSIER, 1985; WANG et al., 2006). Os metais Cr e Ni, neste estudo, apresentaram uma relação negativa com a ocorrência de micronúcleos, estando possivelmente relacionado às baixas concentrações ou ausência desses metais em parte dos indivíduos avaliados.

São escassos estudos que avaliam a indução de alterações genéticas em função da concentração de metais em aves silvestres. No entanto, a relação de causa e efeito do Zn e alterações genéticas já foram observadas em outros grupos de seres vivos. TAPISSO e colaboradores (2009) avaliaram o efeito de metais na indução de MN em camundongo e verificaram que o Zn possui relação positiva na formação de MN, pois altas concentrações desse metal podem desestabilizar as ligações S-S e induzir formação dentro e entre as moléculas de protamina, levando a uma desestabilização da estrutura quaternária e a uma maior susceptibilidade à desnaturação do DNA. Ainda, Wang e colaboradores (2006), por meio de análise bioquímica em células humanas mostrou que o excesso de Zn pode inibir a atividade de algumas proteínas de reparo de DNA, incluindo a glicosilase de DNA da N-metilpurina e DNA ligase que inibe a atividade do MPG (um gene humano que codifica a glicosilase de DNA da N-metilpurina) contribuindo para a genotoxicidade do metal e diminuição da reparação dos danos de alquilação por metais.

A ocorrência de micronúcleos neste estudo foi inferior ao observado em outros trabalhos para espécies de aves, que foi de 1,14 MN por indivíduo, quando considerado o mesmo número de eritrócitos avaliados (BAESSE et al., 2015; ZÚÑIGA-GONZÁLEZ et al, 2000; ZÚÑIGA-GONZÁLEZ et al, 2001). A média de micronúcleos por indivíduo neste trabalho não superou o valor de 0.0028, nem variou suas ocorrências quando relacionados à sazonalidade, status de deslocamento e guildas de alimentação. A baixa ocorrência de MN nas células sanguíneas observados nas aves deste estudo pode apontar para uma menor exposição recente a metais e outros poluentes, já que o teste de MN é caracterizado como um biomarcador de efeito. Rodrigues Pinhatti et al. (2006) obtiveram uma média de 0,95 micronúcleos por indivíduo em espécimes de *Ara ararauna* (arara-de-barriga-amarela) em cativeiro, que apresentavam sinais de intoxicação por metais, sendo representativamente mais elevado do que o valor médio de MN por indivíduo observado neste trabalho. A ocorrência de anormalidades nucleares no presente estudo variou de 0 a 0.0016 ANs por indivíduo, sendo inferior aos relatados em outros trabalhos e não apresentou relação com o status de

deslocamento, dieta e sazonalidade (QUERO et al., 20016; KURSA; BEZRUKOV 2008; THOMAS et al., 2009). Estes resultados sugerem que a avaliação de MN e ANs na rotina de análise hematológica devem ser consideradas, quando se objetiva avaliar exposição genotóxica.

4.2 Concentração de metais em penas segundo o status de deslocamento da ave

As concentrações dos metais Zn, Cu, Pb, Cr e Ni nas penas dos indivíduos avaliados neste estudo, apresentaram variação em função do status de deslocamento. Espécies migratórias apresentaram concentrações mais elevadas de Zn e Cu. Essas concentrações sugerem que algumas dessas aves limícolas passaram por sítios enriquecidos com esses elementos (por ex. áreas urbanas ou industriais) em suas áreas de nidificação e alimentação nas Americas do Norte e Central, antes de chegarem à área deste estudo. Lindsey Cambell (2018) avaliou a concentração de metais em penas de espécies da avifauna em Veracruz, México, em uma área que atua como ponto de parada para espécies que realizam migrações neárticas e detectou que em espécies migratórias a concentração de a Zn foi $693,17 \text{ mg/kg}^{-1}$ mais levada do que em espécies residentes, apontando para maior exposição a esse metal nas áreas de nidificação quando a pena se desenvolveu. As espécies residentes deste estudo apresentaram concentrações mais elevadas de Pb, Cr e Ni e estão intimamente associadas a biodisponibilidade desses metais na área de estudo e regiões adjacentes, já que essas espécies usam a área para alimentação e reprodução. Segundo CUI e colaboradores (2011), aves residentes são capazes de refletir a bioacumulação local de metais, enquanto que nas aves migratórias a bioacumulação varia de acordo com a biodisponibilidade em diferentes habitats, refletindo a diversidade em itens alimentares de localizações geográficas mais amplas. Além da influencia geográfica, as diferenças nas concentrações dos metais, entre espécies residentes e migratórias deste estudo, pode ser reflexo do próprio nível trófico das espécies avaliadas, pois as aves migratórias correspondem a espécies limícolas que podem incluir peixes em sua dieta, enquanto que a maior representatividade das aves residentes avaliadas consiste em espécies insetívoras ou herbívoras que delimitam seu forrageamento a área de estudo e regiões adjacentes.

4.3 Concentração de metais em penas segundo a guilda de alimentação da ave

Os resultados refletem as diferenças na dinâmica alimentar no processo de bioacumulação de metais em penas. Houve diferenças significativas para todos os metais

entre as guildas de alimentação avaliadas. As diferenças nos itens alimentares que compõem a dieta, métodos de forrageamento e localização do forrageamento podem ser responsáveis pelas diferenças que foram observadas nas concentrações dos metais para guildas de alimentação deste estudo. Da mesma forma, relação entre o nível trófico foram relatados para uma variedade de espécies da avifauna e para determinados contaminantes em estudos anteriores (ABBASI ET AL., 2015; BURGER, 1993; BURGER, 2002; VERMA & RANA, 2018). Os resultados obtidos neste trabalho apresentam indícios de que a acumulação de metais está associada diretamente ao tipo de dieta e que tende a ser mais elevada em espécies com níveis tróficos mais elevados, visto que os metais podem magnificar ao longo da cadeia alimentar. Em geral, as espécies que ocupam níveis mais altos na cadeia alimentar acumulam concentrações mais elevadas de contaminantes (ABBASI ET AL., 2015; BURGER, 2002). Neste estudo, as espécies residentes que se alimentam de peixes (PISC) apresentaram maior concentração de Zn, Cr e Ni em suas penas, e as espécies migratórias que incluem peixes em sua dieta (PINAQ) também apresentaram concentrações mais elevadas desses metais e também do Cu. De acordo com Burger (2002) aves que ocupam níveis mais altos na cadeia alimentar e comem maior quantidade de peixes ou peixes de tamanhos maiores deve acumular concentrações mais elevadas de metais quando comparadas as que comem uma gama de diferentes alimentos ou se alimentam de peixes menores. Além disso, as aves devem refletir os níveis tróficos dos peixes que elas comem, em geral, os peixes carnívoros acumulam concentrações mais elevadas de metais do que peixes herbívoros, onívoros ou planctófagos. Um estudo realizado por Narjes (2013) encontrou concentrações mais elevadas de Zn em aves piscívoras ($52,41 \text{ mg/kg}^{-1}$) e atribuiu essa característica a posição trófica ocupada pelas espécies pertencentes a esse grupo. O Cu em espécies residentes foi mais elevado em espécies que se alimentam de artrópodes e materiais vegetais (ARTROMAV) e pode estar relacionado ao local de forrageamento dessas espécies. De acordo com LEONZIO e colaboradores (2009), a utilização de fungicidas a base cobre em áreas de plantio, afeta conjuntamente plantas e animais de áreas circunvizinhas, sendo que muitas espécies de invertebrados que vivem em terras agrícolas e em regiões do manguezal próximas as áreas de plantio, são, portanto, expostas a contaminação por cobre resultante da deposição húmida durante a pulverização e através da acumulação da fração biodisponível do Cu (EIJSSACKERS et al., 2005). Dessa forma, a acumulação do cobre em invertebrados podem ser transmitidos a certos grupos que se alimentam de insetos. Leonzio et al. (2009) encontraram resultados que se assemelham aos obtidos neste estudo, onde espécies insetívoras apresentaram maiores concentrações de Cu ($9,68 \text{ mg/kg}^{-1}$) quando comparado aos demais grupos.

De acordo com Burger (2002), espera-se que concentrações de Pb e Cd seja maior em espécies que comem invertebrados, visto que eles tendem a se acumular nesses organismos. Ainda de acordo com Kirschbaum (2010), os organismos associados ao sedimento são mais suscetíveis à contaminação e bioacumulação por compostos xenobióticos. Consequentemente, as teias de alimentação que possuem organismos bentônicos em sua base estão mais suscetíveis à biomagnificação desses poluentes. Neste estudo, as espécies migratórias que se alimentam exclusivamente de invertebrados aquáticos (INVAQ), realmente apresentaram concentrações mais elevadas de Pb e Cd quando comparado a guilda PINAQ (que se alimentam de peixes e invertebrados aquáticos). Entretanto, as espécies residentes que apresentaram concentrações mais elevadas do Pb foram as granívoras (GRAN) que alimentam exclusivamente de material vegetal, e pode estar relacionada ao local de forrageamento, visto que grãos são mais escassos em manguezais, forçando essas espécies a buscarem alimentos em áreas mais urbanizadas ou até mesmo em áreas de plantio. Segundo CUI e colaboradores (2011), a atividade humana aumentou a mobilidade de metais pesados no meio ambiente, incluindo o acúmulo de Pb nas superfícies das plantas, principalmente pela utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas. Consequentemente, animais herbívoros podem ser expostos à contaminação por Pb através da ingestão de plantas contaminadas. Verma e Rana (2018) também observaram concentrações superiores de Pb em penas de espécies que se alimentam de grãos (94.8 mg/kg^{-1}). As espécies residentes que apresentaram concentrações mais elevadas de Cd foram as espécies que se alimentam de invertebrados em substratos arbóreos (ARTROAR), podendo também estar relacionado ao que foi citado anteriormente.

4.4 Concentração de metais em penas segundo a sazonalidade

Estudos sobre o comportamento dos metais pesados considerando suas variações sazonais em aves são escassos se comparados aos que consideram variáveis do próprio organismo (idade, sexagem, hábito alimentar). Um estudo realizado por Gong & Zou (2012), em amostras de tecidos de *Passer montanus* (pardais-das-árvores) e que relata as variações nas concentrações de metais ao longo do ano, encontraram concentrações médias mais elevadas de Zn, Cu e Mn no verão. Os autores sugerem que a diferença sazonal entre os metais pode estar relacionada a variação da disponibilidade dos alimentos consumidos pelos pardais-das-árvores já que eles são onívoros. Ainda, Stewar et al (1994), avaliaram a influência da sazonalidade na concentração de Cd em tecidos de *Uria aalge* (arau-comum) no

noroeste da Escócia e encontraram diferenças em relação as estações do ano. Esses autores consideram duas hipóteses: (1) as alterações sazonais observadas são decorrentes de processos fisiológicos, especialmente relacionados à reprodução e a muda de penas; (2) resultado de flutuações dietéticas sazonais.

Neste estudo observaram-se diferenças nas concentrações de todos os metais avaliados, sendo que as concentrações de Pb, Cr, Cd e Ni em penas foram maiores no período de seca, enquanto que o Zn e Cu foram mais elevados no período chuvoso. Segundo Scheuerlein e Gwinner (2002) o início da estação chuvosa tende a ser abundante em insetos, seguidos da oferta de frutos e, por último, grãos. De fato, a concentração de Cu neste estudo foi mais elevada no período chuvoso e com concentrações maiores em espécies que incluem insetos e artrópodes em sua dieta, podendo indicar abundância desse recurso, possivelmente contaminado por práticas agrícolas que aumentam nesse período. A intensificação de plantios pode estar associado também as concentrações de Pb observadas neste estudo, já que a espécie que apresentou maior concentração desse metal foi a espécie herbívora, e a maior disponibilidade de grãos em áreas de plantio é normalmente no período chuvoso. Um estudo realizado por Mesquita (2016) no mesmo local deste estudo, mostrou que as espécies de macroinvertebrados na área sofre alterações de diversidade e abundância decorrente do período sazonal. Dessa forma as diferenças sazonais dos metais observadas neste estudo, podem ser resultado da sazonalidade das presas e intensificação de determinadas atividades humanas. As diferenças sazonais nas concentrações dos metais observadas neste estudo, pode estar relacionado também ao padrão de mudas das espécies, já que os metais são incorporados as penas durante o seu período de formação, e de forma geral, acontece após o período reprodutivo. De acordo com Cavalcanti (2016), na caatinga o período de reprodução normalmente ocorre entre os meses de fevereiro e julho, correspondendo em maior parte aos meses chuvosos na área deste estudo.

4.5 Toxicidade dos metais em aves residentes e possíveis fontes de contaminação

As concentrações médias de Zn em penas observadas nas aves residentes deste estudo (entre 26.9 ± 33.03 mg/kg⁻¹ 95.55 ± 64.74 mg/kg⁻¹), estiveram dentro da faixa de concentrações obtidas em penas de aves costeiras em estudos anteriores realizados em diversos países (entre 43.79 mg/kg⁻¹ e 122.61 mg/kg⁻¹) (BARBIERI et al., 2010; DOLCI, 2015; KIM et al., 2013; LUCIA et al., 2010; MANSOURI et al., 2011; MALINGA et al., 2010; RUBIO et al., 2015).

De modo geral, se aceita que limites de exposição para o Zn não existem (NARJES, 2013), entretanto, Levengood e colaboradores (1999) encontraram sinais clínicos de intoxicação por Zn em de *Anas platyrhynchos* (germano reale) com concentrações de 142 a 597 mg/kg⁻¹ em suas condições experimentais. A área avaliada no presente estudo engloba fazendas de criação de camarão que foram construídas sobrepondo parte do manguezal do município de Porto do mangue- RN (FERNANDES et al., 2018). Efluentes gerados a partir dessa atividade podem estar atuando como uma fonte pontual para enriquecimento de metais nesta área, inclusive do Zn. Lopes (2006) descreve o acúmulo progressivo do metal Zn em sedimentos de viveiros em fazendas de camarão resultante do uso de rações enriquecidas com esse oligoelemento.

Neste estudo, as concentrações médias de Cu nas penas (6.54±2.47 mg/kg⁻¹ e 12.26±4.67 mg/kg⁻¹) também se assemelharam as concentrações relatadas por outros autores, em áreas semelhantes (entre 4.10 mg/kg⁻¹ e 35.7 mg/kg⁻¹) (BARBIERI et al., 2010; DOLCI, 2015; KIM et al., 2013; LUCIA et al, 2010; MANSOURI et al., 2011; RUBIO et al, 2015). De acordo com Eisler (1988) não existem critérios estabelecidos que determinem o limite de exposição ao Cu que seja considerada segura para a fauna aviária. As concentrações de cobre em aves aumentaram em áreas de atividade humana e naquelas com uso intensivo de cobre, como atividades agrícolas (EISLER, 2000). CORRÊA et al (2000) descreve o aumento da concentração de cobre em uma área irrigada com esgoto doméstico. A área avaliada no presente estudo recebe efluentes de esgoto doméstico provenientes da área urbana do município, podendo esse atuar como possível fonte de contribuição para aumento do Cu na área. Efluentes gerados a partir do cultivo de camarões podem estar também relacionados a esse processo (LOPES, 2006).

As concentrações de Pb obtidas em penas de aves deste estudo (entre 2.78±4.77 mg/kg⁻¹ e 28.31±36.50 mg/kg⁻¹), foram mais elevadas do que concentrações observadas em aves costeiras de outras regiões (entre 0.002 mg/kg⁻¹ e 9.3 mg/kg⁻¹) (BURGER; 1991; BURGER, 1993; BURGER; GOCHFELD, 1994; BURGER; GOCHFELD, 1997; BURGER; GOCHFELD, 1999; KIM et al., 2013; LUCIA et al, 2010; MANSOURI et al, 2011; PADULA et al, 2009; RUBIO et al, 2015). Não há um limite de exposição ao Pb que seja considerada segura para aves silvestres, visto que esse metal não está associado a nenhuma função dentro do organismo, entretanto, Sileo e Fefer (1987), avaliaram filhotes de *Diomedea immutabilis* (albatroz-de-laysan) que vieram a óbito e que apresentavam sinais

de intoxicação, como lesão em órgãos internos, danos neurológicos, e incapacidade de retração das asas. Esses autores encontraram níveis de até 110 mg/kg^{-1} de Pb no fígado dos indivíduos que atribuíram a lascas de tintas encontradas no proventrículo das aves que apresentaram sinais de intoxicação. O material coletado do proventrículo desses indivíduos continham até 144 mg/kg^{-1} de Pb. Os autores atribuíram o consumo de lascas de tintas por esses indivíduos à capacidade que algumas espécies têm de se alimentarem em locais mais urbanizados. A utilização do diesel nos barcos a motores, chumbadas de pesca e utilização de fertilizantes nas áreas agrícolas podem estar atuando como fontes antropogênicas de emissão de Pb na área deste estudo.

O tráfego automóvel e marítimo pode contribuir como fonte antropogênica de contaminação por Cr, além da prática agrícola e rejeitos domésticos (CCDRn, 20019). Neste estudo, as concentrações médias de Cr nas penas variou entre $0.30 \pm 0.26 \text{ mg/kg}^{-1}$ e $16.85 \pm 59.46 \text{ mg/kg}^{-1}$ e foram mais elevadas do que concentrações observadas em aves costeiras de outras regiões (entre 0.001 mg/kg^{-1} e 6.77 mg/kg^{-1}) (BARBIERI et al., 2010; BURGER; 1991; BURGER, 1993; BURGER; GOCHFELD, 1994; BURGER; GOCHFELD, 1997; BURGER; GOCHFELD, 1999; DOLCI, 2015; KIM et al., 2013; LUCIA et al, 2010; MANSOURI et al., 2011; PADULA et al, 2009; RUBIO et al, 2015). Burger e Gochfeld (1995) avaliaram o efeito 50 mg/kg^{-1} de uma única dose de nitrato de cromo via intraperitoneal em filhotes de *Larus argentatus* (Gaivota-prateada). Os indivíduos apresentaram diferenças no ganho de peso ao longo do desenvolvimento, comportamento de termorregulação e capacidade de equilíbrios quando comparados ao grupo controle, sendo afetados negativamente. De acordo com Eisler (1985) a forma mais tóxica do cromo equivale a Cr+6, no entanto em geral é evidenciado nos organismo o Cr+3, que tem o potencial tóxico mais reduzido. Um experimento realizado por HASELTINE et al (1985) mostrou que a sobrevivência de jovens de *Anas rubripes* (patos negros americanos) foi reduzida nos patos alimentados com 10 a 50 mg/kg^{-1} Cr + 3 por um período de 10 semanas, sugerindo que patos negros que crescem ao longo da costa do Atlântico (uma área de alta descarga antrópica de cromo) pode ser afetada negativamente se permanecerem nesses locais por longos períodos (HASELTINE et al., 1985 *apud* EISLER, 1985).

As concentrações médias de Cd em penas observadas neste estudo (entre $0.14 \pm 0.24 \text{ mg/kg}^{-1}$ e $1.47 \pm 5.25 \text{ mg/kg}^{-1}$), foram um pouco mais elevadas do que concentrações observadas em penas de aves costeiras de outras áreas (entre 0.007 mg/kg^{-1} e 1.13 mg/kg^{-1})

(BARBIERI et al., 2010; BURGER; 1991; BURGER, 1992; BURGER, 1993; BURGER, 2013; BURGER; GOCHFELD, 1994; BURGER; GOCHFELD, 1997; BURGER; GOCHFELD, 1999; DOLCI, 2015; KIM et al., 2013; LUCIA et al, 2010; MANSOURI et al, 2011; PADULA et al, 2009; RUBIO et al, 2015). Por não apresentar nenhuma função biológica conhecida nos organismos e por ser tóxico mesmo em concentrações baixas, resíduos de Cd no tecido renal ou hepático de vertebrados que ultrapassem os 10 mg/kg⁻¹ devem ser vistos como evidência de uma provável contaminação (EISLER, 1985). Concentrações entre 30 e 250 mg/kg⁻¹ de Cd em fígados de *F. glacialis* (pardela do Ártico) e *P. puffinus* (bobo pequeno) foram relacionadas à nefrotoxicidade, visto que o tecido renal dos indivíduos avaliados apresentavam altos índices de lesões, necroses e alterações bioquímicas (NICHOLSON; OSBORN, 1983). Segundo Eisler (1985), valores maiores que 200 mg/kg⁻¹ em animais de altos níveis tróficos poderiam representar risco à vida. Segundo Teves (2001) e Who (2010) fertilizantes fosfatados e lixo urbano atuam como fontes antropogênicas de contaminação por Cd. A área deste estudo sofre com deposição de efluentes domésticos e possivelmente industriais (salinas e fazendas de camarão), como também deposição de lixo em áreas adjacentes ao estuário, podendo esses estar contribuindo para a biodisponibilidade do Cd nesta área.

O Ni neste estudo esteve ausente nas penas de maior parte dos indivíduos avaliados e as concentrações médias observadas (entre 0 mg/kg⁻¹ e 4.23±15.50 mg/kg⁻¹), estiveram dentro da faixa de concentrações obtidas em penas de aves costeiras de estudos anteriores (entre 0.29±0.7 mg/kg⁻¹ e 5.92±1.77 mg/kg⁻¹)(DOLCI,2015; RUBIO et al., 2015; LUCIA et al., 2010; BARBIERI et al., 2010). De acordo com Eisler 1988 as concentrações de Ni em tecidos das aves superior a 10 mg/kg⁻¹ no rim ou 3 mg/kg⁻¹ no fígado estão por vezes associadas a efeitos adversos. Efluentes domésticos e uso de fertilizantes são apontados como fontes antropogênicas de emissão de Ni (CCDRn, 20019; Teves 2001; Who,2010).

Aves são geralmente expostas a metais pesados principalmente por ingestão de alimento, bebida e por geofagia, comendo terra para obter nutrientes essenciais, como enxofre e fósforo. As concentrações médias de Zn, Cu, e Ni em aves residentes neste trabalho apresentaram médias similares observados em registros bibliográficos de análise de metais em penas de aves em áreas costeiras. Em contrapartida os metais Pb e Cr e Cd neste trabalho foram superiores aos registrados em outros estudos em ambientes similares (BARBIERI et al., 2010; BURGER; 1991; BURGER, 1992; BURGER, 1993; BURGER, 2013; BURGER;

GOCHFELD, 1994; BURGER; GOCHFELD, 1997; BURGER; GOCHFELD, 1999; DOLCI, 2015; KIM et al., 2013; LUCIA et al, 2010; MALINGA et al, 2010; MANSOURI et al, 2011; PADULA et al, 2009; RUBIO et al, 2015). Com base nos resultados obtidos neste trabalho, pode se afirmar que as concentrações de todos os metais avaliados apresentaram níveis preocupantes, pois alguns indivíduos possuíam concentrações mais elevadas do que aquelas relacionadas à toxicidade em aves, principalmente ao que se refere aos metais Pb e Cd já que não possuem nenhuma função conhecida no organismo e podem causar toxicidade em baixas concentrações. O monitoramento contínuo de Porto do Mangue poderia contribuir para uma melhor compreensão das interações entre esses metais e espécies de aves costeiras, avaliando seu real impacto sobre a comunidade de aves local. Uma vantagem de estudos como este é que eles fornecem dados de referência que podem ser usados futuramente para avaliar diferenças dentro de uma área geográfica específica. Se concentrações de metais em penas aumentarem futuramente, é provável que seja resultado do aumento da exposição local devido a fontes locais de contaminação ou deposição global. Os resultados aqui obtidos são de extrema importância, visto que são os primeiros registros de metais em aves em Porto do Mangue-RN e servem como referência para avaliar se a poluição local sofrerá alterações nesse componente biológico ao longo do tempo.

Referências

- ABBASI, N. A., JASPERS, V. L. B., CHAUDHRY, M. J. I., ALI, S., & MALIK, R. N. Influence of taxa, trophic level, and location on bioaccumulation of toxic metals in bird's feathers: a preliminary biomonitoring study using multiple bird species from Pakistan. *Chemosphere*, 120, 527-537, 2015.
- ALENCAR, Carlos Eduardo Rocha Duarte. Dinâmica populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (CRUSTACEA, BRACHYURA, UCIDIDAE) no município de Porto do Mangue, litoral norte do estado do Rio Grande do Norte. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2011.
- AMÂNCIO, S., SOUZA, V. B. D., & MELO, C.. Columbia livia e Pitangus sulphuratus como indicadores de qualidade ambiental em área urbana. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16(1), 32-37, 2008.
- ATHIÊ, S., & DIAS, M. M.. Frugivoria e dispersão de sementes por aves em Casearia sylvestris Sw.(Salicaceae) na região centro-leste do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências*, 13(1, 2, 3), 2011.
- BAESSE, C. Q., DE MAGALHÃES TOLENTINO, V. C., DA SILVA, A. M., DE ANDRADE SILVA, A., FERREIRA, G. Â., PANIAGO, L. P. M., ... & DE MELO, C. (2015). Micronucleus as biomarker of genotoxicity in birds from Brazilian Cerrado. *Ecotoxicology and environmental safety*, 115, 223-228, 2015.
- BALLARINI, Y., FRIZZAS, M. R., & MARINI, M. Â.. Stomach contents of Brazilian non-passerine birds. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 21(4), 235-242, 2013.
- BARBIERI, E., DE ANDRADE PASSOS, E., FILIPPINI, A., DOS SANTOS, I. S., & GARCIA, C. A. B. (2010). Assessment of trace metal concentration in feathers of seabird (Larus dominicanus) sampled in the Florianópolis, SC, Brazilian coast. *Environmental monitoring and assessment*, 169(1-4), 631-638, 2010.
- BATTAGLIA, A., GHIDINI, S., CAMPANINI, G., & SPAGGIARI, R. Heavy metal contamination in little owl (Athene noctua) and common buzzard (Buteo buteo) from northern Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60(1), 61-66, 2005.
- BELTZER, A. H.. Aspects of the foraging ecology of the waders Tringa flavipes, Calidris fuscicollis and Charadrius collaris (Aves: Scolopacidae; Charadriidae) in Del Cristal Pond (Santa Fé, Argentine). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 26(2), 65-73, 1991.
- BELTZER, A. H., DE AMSLER, G. P., & NEFFEN, M. I.. Biología alimentaria del carpintero real Colaptes melanochloros (Aves: Picidae) en el valle aluvial del río Paraná, Argentina. In *Anales de Biología*, N° 20, pp. 53-59, 1995.
- BERGLUND, Å. M., KOIVULA, M. J., & EEVA, T. Species-and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species. *Environmental pollution*, 159(10), 2368-2374, 2011.

BODRATI, A., COCKLE, K. L., DI SALLO, F. G., FERREYRA, C., SALVADOR, S., & LAMMERTINK, M. Nesting and social roosting of the Ochre-collared Piculet (*Picumnus temminckii*) and White-barred Piculet (*Picumnus cirratus*), and implications for the evolution of woodpecker (Picidae) breeding biology. *Ornitología Neotropical*, 26(3), 223-244, 2015.

BONCOMPAGNI, E., MUHAMMAD, A., JABEEN, R., ORVINI, E., GANDINI, C., SANPERA, C., ... & FASOLA, M.. Egrets as monitors of trace-metal contamination in wetlands of Pakistan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45(3), 399-406, 2003.

BOST, C. A., & LE MAHO, Y.. Seabirds as bio-indicators of changing marine ecosystems: new perspectives. *Acta*, 14(3), pp. 463-470, 1993.

BURGER, J., & GOCHFELD, M.. Lead, mercury, and cadmium in feathers of tropical terns in Puerto Rico and Australia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 21(2), 311-315, 1991.

BURGER, J., PARSONS, K., BENSON, T., SHUKLA, T., ROTHSTEIN, D., & GOCHFELD, M.. Heavy metal and selenium levels in young cattle egrets from nesting colonies in the northeastern United States, Puerto Rico, and Egypt. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 23(4), 435-439, 1992.

BURGER, J.. Metals in feathers of brown noddy (*Anous stolidus*): Evidence for bioaccumulation or exposure levels?. *Environmental monitoring and assessment*, 24(2), 181-187, 1993.

BURGER, J. Metals in avian feathers: Bioindicators of environmental pollution. *Rev. Environ. Toxicol.* 5, 203-311, 1993.

BURGER, J., VEITCH, C. R., & GOCHFELD, M.. Locational differences in metal concentrations in feathers of Australasian Gannet (*Morus serrator*) in New Zealand. *Environmental monitoring and assessment*, 32(1), 47-57, 1994.

BURGER, J., & GOCHFELD, M. Growth and behavioral effects of early postnatal chromium and manganese exposure in herring gull (*Larus argentatus*) chicks. *Pharmacology Biochemistry and Behavior*, 50(4), 607-612, 1995.

BURGER, J., & GOCHFELD, M.. Heavy metal and selenium concentrations in feathers of egrets from Bali and Sulawesi, Indonesia. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 32(2), 217-221, 1997.

BURGER, J., & GOCHFELD, M.. Heavy metals in Franklin's Gull tissues: age and tissue differences. *Environmental toxicology and chemistry*, 18(4), 673-678, 1999.

BURGER, J. (2002). Food chain differences affect heavy metals in bird eggs in Barnegat Bay, New Jersey. *Environmental Research*, 90(1), 33-39, 2002.

- BURGER, J., GOCHFELD, M., SULLIVAN, K., & IRONS, D. Mercury, arsenic, cadmium, chromium lead, and selenium in feathers of pigeon guillemots (*Cephus columba*) from Prince William Sound and the Aleutian Islands of Alaska. *Science of the Total Environment*, 387(1-3), 175-184, 2007.
- BURGER, J.. Temporal trends (1989–2011) in levels of mercury and other heavy metals in feathers of fledgling great egrets nesting in Barnegat Bay, NJ. *Environmental research*, 122, 11-17, 2013.
- CAVALCANTI, L. M. P. (2016). *Oscilação intra e interanual na reprodução de uma comunidade de aves na Caatinga, um semiárido neotropical*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Mossoró-Rn, 2016.
- CCDRn COMISSÃO DE CORDENAÇÃO E DESENVOLVIMENTO REGIONAL DO NORTE . Principais Fontes de Emissão de Poluentes. Disponível em: http://www.ccdrn.pt/sites/default/files/ficheiros_ccdrn/ambiente/fontes.pdf acesso em 01.02.19.
- CÓRDOBA-CÓRDOBA, S.. Aves en páramos de Colombia: características ecológicas de acuerdo a grupos de dieta y peso corporal. *Biota Colombiana*, 17(Supl. 2), 2016.
- CORRÊA, R. S., MELO FILHO, B. D., & BERNARDES, R. S.. Deposição de esgoto doméstico para controle de poluição e revegetação induzida em área degradada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4(2), 252-256, 2000.
- CUI, B., ZHANG, Q., ZHANG, K., LIU, X., & ZHANG, H. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution*, 159(5), 1297-1306, 2011.
- DALE, V. H., & BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1(1), pp.3-10, 2001.
- DANTAS FILHO, F. B., DAS CHAGAS SANTOS, F., & DA SILVA FILHO, L. G. Mulheres da lama: manguezal e poesia. *Revista Includere*, 2(1)2016.
- DARIO, F. R.. Estrutura trófica da avifauna em fragmentos florestais na Amazônia Oriental. *ConScientiae Saúde*, 7(2), 2008.
- DA SILVA, D. G. O., DE QUEIROZ, A. C., LEME, E., & SMITH, W. A qualidade da água do Parque Ecológico do Tietê, São Paulo, Brasil e a comunidade de aves aquáticas. *Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente*, 7(1), 2018.
- DAUWE, T., BERVOETS, L., BLUST, R., PINXTEN, R., & EENS, M. Can excrement and feathers of nestling songbirds be used as biomonitors for heavy metal pollution?. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(4), 541-546, 2000.
- DE LOS ÁNGELES HERNÁNDEZ, M., & BALA, L. O. (2007). Prey selection and foraging patterns of the White-rumped Sandpiper (*Calidris fuscicollis*) at Península Valdés, Patagonia, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 18, 37-46, 2007.

DE MELO, T. N. Foraging behaviour and nest description of Rufous-breasted Piculet *Picumnus rufiventris*, 2016.

DE SENA SANTOS, C., DE ARAUJO, M. V. P., & DE ALMEIDA, S. T. A Carcinicultura no Rio Grande do Norte: Perspectivas e Desafios. *Desenvolve Revista de Gestão do Unilasalle*, 4(2), 131-153, 2015.

DIETZ, J.; DIEHL, A. S.; PROLLA, J. C.; FURTADO, C. D.; FURTADO, A. D. "Frequency of micronuclei in the esophageal mucosa. Relationship with tobacco, alcohol and mate consumption." *Revista da Associação Médica Brasileira*, v.46, n. 3, p. 207-211, 2000.

DOLCI, N. N.. Níveis de metais e arsênio em penas e cascas de ovos do atobá marrom *Sula leucogaster* no Parque Nacional Marinho das Ilhas dos Currais, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. PONTAL DO PARANÁ, 2015.

DO ROSÁRIO, K. D. S. Aves associadas aos manguezais. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Pará, Campus de Bragança, 2007.

EISLER, R. Cadmium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: a Synoptic Review. Laurel, MD: U.S. Fish and Wildlife Service, (Biological Report, 85, 1.2), 1985.

EISLER, R.. Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, 1985.

EISLER, R.. Nickel hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review (No. USGS/BRD/BSR--1998-0001). GEOLOGICAL SURVEY WASHINGTON DC, 1988.

EISLER, R.. Zink hazards to fish, Wildlife and Invertebrates: A synoptic review. US Fish Wildlife Serv. *Biol. Rep*, 85, 6-8, 1988.

EISLER, R.. Handbook of Chemical Risk Assessment: Health Hazards to Humans, Plants, and Animals, Three Volume Set. CRC press, 2000.

FENECH, M. The in vitro micronucleus technique *Mutation Research*, v. 455, p. 81-95, 2000.

FERNANDES, T. V., DE OLIVEIRA, F., DE OLIVEIRA, J. C. D., FERNANDES, R. T. V., NASCIMENTO, L., & PINTO, A. R. M. Impacto da carcinicultura no manguezal do rio das Conchas, Porto do Mangue, Rio Grande do Norte. *Revista Sociedade & Natureza*, 30(3), 64-84, 2018.

FERREIRA, A. P., HORTA, M. A. P., & DE LOURDES NÓBREGA DA CUNHA, C. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *RGCI-Revista de Gestão Costeira Integrada*, 10(2), 2010.

GALVAN, G. L. Avaliação genotóxica de efluentes químicos de laboratórios de instituição de ensino e pesquisa utilizando como bioindicador o peixe *Astyanax altiparanae* (Characidae). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. 90p. 2011.

GONG, Q. Q., JIN, Z. M., & ZOU, H. F. Concentrations of copper, zinc and manganese in Tree Sparrow (*Passer montanus*) at Jixi, Heilongjiang Province, China. *Journal of forestry research*, 23(2), 319-322, 2012.

GOVIND, P., & MADHURI, S. Heavy metals causing toxicity in animals and fishes. *Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences*, 2(2), 17-23, 2014.

GUZZI, A., GOMES, D. N., SANTOS, A. G. S., FAVRETTO, M. A., SOARES, L. M., & CARVALHO, R. A. Composição e dinâmica da avifauna da usina eólica da praia da Pedra do Sal, Delta do Parnaíba, Piauí, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia (Online)*, 105, 164-173, 2015.

HASELTINE, S. D., SILEO, L., HOFFMAN, D. J., & MULHERN, B. M. (1985). Effects of chromium on reproduction and growth of black ducks. *Manuscript in preparation*. In: EISLER, R.. *Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review*. Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, 1985.

HICKLIN, P. W. The diets of five species of migrant shorebirds in the Bay of Fundy. *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science*, 29, 1979.

HICKLIN, P. W., & SMITH, P. C. (1984). Selection of foraging sites and invertebrate prey by migrant Semipalmated Sandpipers, *Calidris pusilla* (Pallas), in Minas Basin, Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology*, 62(11), 2201-2210, 1984.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Porto do Mangue Rio Grande do Norte – RN. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/porto-do-mangue/historico> > Acesso em 15/01/2019.

JIRAUNGKOORSKUL, W., SAHAPHONG, S., KANGWANRANGSAN, N., & ZAKARIA, S. The protective influence of ascorbic acid against the genotoxicity of waterborne lead exposure in Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.). *Journal of Fish Biology*, 73(2), 355-366, 2008.

KIM, M., PARK, K., PARK, J. Y., & KWAK, I. S.. Heavy metal contamination and metallothionein mRNA in blood and feathers of black-tailed gulls (*Larus crassirostris*) from South Korea. *Environmental monitoring and assessment*, 185(3), 2221-2230, 2013.

KING, D. T., & LEBLANC, D. (1995). Foraging behaviors of snowy egrets (*Egretta thula*) and yellow-crowned night-herons (*Nyctanassa violacea*) in South Louisiana.

KIRSCHBAUM, A. A..Citogenotoxicidade e determinação de metais, PAHs e organoclorados em tecidos de *Cathorops spixii* e *Centropomus parallelus* provenientes de três complexos estuarinos da costa brasileira. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico, São Paulo-SP, 2010.

KLUG, J. E. Hábito alimentar de *Nyctanassa violacea* (Linnaeus, 1758)(Pelecaniformes, ardeidae), durante o período reprodutivo, na ilha Jarivatuba, Baía Babitonga, SC. Dissertação. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2017.

KURSA, M., & BEZRUKOV, V. (2008). Health status in an Antarctic top predator: micronuclei frequency and white blood cell differentials in the South Polar Skua. *Polarforschung*, 77(1), 1-5.

LEIDENS, D., BIANCHINI, A., JUNIOR, A. S. V., BARCAROLLI, I. F., ROSA, C. E., BONNEL, J., ... & CORCINI, C. D. Effects of Experimental Lead Exposure on Testis of the Chestnut Capped Blackbird *Chrysomus ruficapillus*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 100(3), 324-330, 2018.

LEONZIO, C., BIANCHI, N., GUSTIN, M., SORACE, A., & ANCORA, S. Mercury, lead and copper in feathers and excreta of small passerine species in relation to foraging guilds and age of feathers. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 83(5), 693, 2009.

LEVENGOD, J. M., SANDERSON, G. C., ANDERSON, W. L., FOLEY, G. L., SKOWRON, L. M., BROWN, P. W., & SEETS, J. W. (1999). Acute toxicity of ingested zinc shot to game-farm mallards. *Illinois Natural History Survey Bulletin*; v. 036, no. 01, 1999.

LIMA, C. A., SIQUEIRA, P. R., GONÇALVES, R. M., VASCONCELOS, M. F., & LEITE, L. O. Dieta de aves da Mata Atlântica: uma abordagem baseada em conteúdos estomacais. *Ornitologia Neotropical*, 21, 425-438, 2010.

LINDSEY CAMBELL, M. *Metales pesados en aves rapaces residentes y migratorias en Veracruz, México*. Doctoral dissertation, Universidad Veracruzana. Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada. Región Xalapa, 2018.

LOPES, D. V. *Acúmulo de metais traço cobre (Cu) e zinco (Zn) em viveiros de cultivo de camarão (Litopenaeus vannamei)*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 86 p. Fortaleza, 2006.

LOPES, L. E., FERNANDES, A. M., & MARINI, M. Â. Diet of some Atlantic Forest birds. *Ararajuba*, 13(1), 95-103, 2005.

LUCIA, M., ANDRÉ, J. M., GONTIER, K., DIOT, N., VEIGA, J., & DAVAIL, S.. Trace element concentrations (mercury, cadmium, copper, zinc, lead, aluminium, nickel, arsenic, and selenium) in some aquatic birds of the Southwest Atlantic Coast of France. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 58(3), 844-853, 2010.

MACHADO, C. G.. Beija-flores (Aves: Trochilidae) e seus recursos florais em uma área de caatinga da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Zoologia*, 26(2), 2009.

MALINGA, M., SZEFER, P., & GABRIELSEN, G. W.. Age, sex and spatial dependent variations in heavy metals levels in the Glaucous Gulls (*Larus hyperboreus*) from the Bjørnøya and Jan Mayen, Arctic. *Environmental monitoring and assessment*, 169(1-4), 407-416, 2010.

MANSOURI, B., BABAEI, H., & HOSHYARI, E. Heavy metal contamination in feathers of Western Reef Heron (*Egretta gularis*) and Siberian gull (*Larus heuglini*) from Hara biosphere reserve of Southern Iran. *Environmental monitoring and assessment*, 184(10), 6139-6145, 2012.

- MARTÍNEZ, C.. Food and niche overlap of the Scarlet Ibis and the Yellow-crowned Night Heron in a tropical mangrove swamp. *Waterbirds*, 27(1), 1-8, 2004.
- MASCARENHAS, J. D. C., BELTRÃO, B. A., SOUZA, L. C., MORAIS, F., MENDES, V. A., & MIRANDA, J. L. F. CPRM-Serviço Geológico do Brasil Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. *Diagnóstico do município de Porto do Mangue, estado do Rio Grande do Norte. Recife: CPRM/PRODEEM*, 2005.
- MESQUITA, G. C. Invertebrados macrobéticos do estuário de Porto do Mangue, Rio Grande do Norte, Brasil. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal Rural do Semiárido. Mossoro-RN, 2016.
- MICKICH, S. B.. Consumo de Frutos por Quatro Espécies de Pica-Pau (Picidae: Aves) em Remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual do Sul do Brasil. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR*, 5(2), 2002.
- MIRANDA, L., & COLLAZO, J. A.. Food habits of 4 species of wading birds (Ardeidae) in a tropical mangrove swamp. *Colonial Waterbirds*, 413-418, 1997.
- MONTELLANO, M. G. N., BLENDINGER, P. G., & MACCHI, L. Sap consumption by the White-fronted Woodpecker and its role in avian assemblage structure in dry forests. *The Condor*, 115(1), 93-101, 2013.
- NAKANO, V., & AVILA-CAMPOS, M. J. Metais pesados: um perigo eminente. Disponível em: <http://www.icb.usp.br/bmm/mariojac/index.php?option=com_content&view=article&id=33&Itemid=56&lang=br> Acesso em 04 de setembro de 2018.
- NARJES, O.. Biomonitoring of heavy metals in birds in Iran in relation to trophic levels. *Intl. Res. J. Appl. Basic. Sci. Vol.*, 4 (11), 3478-3485, 2013.
- NICHOLSON, J. K., & OSBORN, D. Kidney lesions in pelagic seabirds with high tissue levels of cadmium and mercury. *Journal of Zoology*, 200(1), 99-118, 1983.
- ORDANO, M., BOSISIO, A., BOSCAROL, B., BELTZER, A., & DE AMSLER, G. P. Stomach contents of thirty six bird species from Northern Argentina. *Ceres*, 46(267), 2015.
- PADULA, V., BURGER, J., NEWMAN, S. H., ELBIN, S., & JEITNER, C.. Metals in feathers of black-crowned night-heron (*Nycticorax nycticorax*) chicks from the New York Harbor Estuary. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 59(1), 157-165, 2009.
- PÉREZ, E. M., BULLA, L., & SANTIAGO, E.. Similitudes dietarias entre ocho aves granívoras en la estación experimental “La Iguana”, estado Guárico, Venezuela. *Ecotropicos*, 14(2), 49-56, 2001.
- PERIQUITO, M. C., PEREIRA, G. A., & BRITO, M. D. Aves no manguezal do Espaço Ciência, Olinda, Pernambuco. *Atualidades Ornitológicas*, 145(1), 36-38, 2008.
- PIRATELLI, A., & PEREIRA, M. R. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Ararajuba*, 10(2), 131-139, 2002.

PINHATTI, V. R. (2005). Avaliação de danos basais no dna de araras canindé (ara ararauna) através do teste de micronúcleos. *Salão de iniciação Científica (17.: 2005: Porto Alegre, RS). Livro de resumos. Porto Alegre: UFRGS, 2005.*

POULIN, B., LEFEBVRE, G., & MCNEIL, R. Diets of land birds from northeastern Venezuela. *Condor*, 354-367, 1994.

PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO DO MANGUE. Dados do município. Disponível em: <<http://portodomangue.rn.gov.br/omunicipio.php>> Acessado em: 09/08/2017.

QUERO, A. A., FERRÉ, D. M., ZARCO, A., CUERVO, P. F., & GORLA, N. B.. Erythrocyte micronucleus cytome assay of 17 wild bird species from the central Monte desert, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24), 25224-25231, 2016.

QUITIAQUEZ, J. J. R.. aves como potenciais dispersoras de sementes em duas áreas de savana em Roraima (cauamé e Água Boa). Relatório de pesquisa DTI/PPBio. Boa Vista-RO, 2010.

REDONDO, B., & QUESADA, G. M. A. La pone-pone (Aramides cajanea, Rallidae: Gruiformes). *Brenesia*, 77, 357-359, 2012.

RIBEIRO, L. R. Teste do micronúcleo em medula óssea de roedores in vivo: p. 173-200. In: RIBEIRO, L. R.; SALVADORI, D. M. F.; MARQUES, E. K.(Orgs.). *Mutagênese Ambiental*. Canoas: Ulbra, 2003.

ROCHA, A. B., BACCARO, C. A. D., SILVA, P. C. M., & CAMACHO, R. G. V. MAPEAMENTO GEOMORFOLÓGICO DA BACIA DO APODI-MOSSÓRO-RN, NE DO BRASIL (geomorphological mapping of the Apodi-Mossoró Basin-RN, Ne Brazil). *Mercator*, 8(16), 201-a, 2009.

RODRIGUES RODRIGUES PINHATTI, V., DA COSTA ALLGAYER, M., SCHNEIDER BREYER, A., ALVES PEREIRA, R., & DA SILVA, J. Determinação de danos basais no DNA de araras canindé (Ara ararauna) através do Teste de Micronúcleos: uma ferramenta na avaliação da saúde animal e seu uso no biomonitoramento da poluição ambiental. *Acta Scientiae Veterinariae*, 34(3), 2006.

RUBIO, I., MARTINEZ-MADRID, M., MÉNDEZ-FERNÁNDEZ, L., GALARZA, A., & RODRIGUEZ, P.. Heavy metal concentration in feathers of Little Egret (*Egretta garzetta*) nestlings in three coastal breeding colonies in Spain. *Ecotoxicology*, 25(1), 30-40, 2015.

SANT'ANNA, B. S..Biologia reprodutiva do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), em Iguape, SP, Brasil. *Biologia*, Dissertação. Instituto de Pesca – APTA – SAA. São Paulo, 2006.

SCHEUERLEIN, A.; GWINNER, E.. Is food availability a circannual zeitgeber in tropical birds? A field experiment on stonechats in tropical Africa. *Journal of Biological Rhythms*, v. 17, n. 2, p. 171-180, 2002.

SILEO, L., & FEFER, S. I. Paint chip poisoning of Laysan albatross at MidwayAtoll. *Journal of Wildlife Diseases*, 23(3), 432-437, 1987.

SILVA, F. R. D.; ANDRADE, V. M. D.; Freitas, T. R. O. D. (2003). Avaliação dos efeitos da poluição em duas espécies de peixes nos Rios Tramandaí e Mampituba (RS) através do teste de micronúcleos. Salão de Iniciação Científica (15.: 2003: Porto Alegre). Livro de resumos. Porto Alegre: UFRGS, 2003.

SILVA JÚNIOR, C. A. B. D., ARAÚJO, M. E. D., & FEITOSA, C. V. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(1), 133-142, 2013.

SILVIA VENDRUSCOLO, M., BIASI, C., RESTELLO, R. M., & UBIRATAN HEPP, L. Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(3), 2008.

SIQUEIRA, P. R., VASCONCELOS, M. F., GONÇALVES, R. M., & LEITE, L. O. Assessment of stomach contents of some amazonian birds. *Ornitol Neotrop*, 26, 79-88, 2015.

SOARES, D. C. E.; VALE, I. B.; DIAS, L. K. P.; MOURA, M. J. N.; MEDEIROS, E. L.; SOUSA, M. M. O.; MOREIRA, S. I. L. Caracterização da pesca artesanal no município de Porto do Mangue-RN, Brasil (Colônia de Pescadores Z-17). Anais do XVII Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca (XVII CONBEP), 2011.

SNOEIJIS, T., DAUWE, T., PINXTEN, R., VANDESANDE, F., & EENS, M. Heavy metal exposure affects the humoral immune response in a free-living small songbird, the great tit (*Parus major*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46(3), 399-404, 2004.

STEWART, F. M., THOMPSON, D. R., FURNESS, R. W., & HARRISON, N.. Seasonal variation in heavy metal levels in tissues of common guillemots, *Uria aalge* from northwest Scotland. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27(2), 168-175, 1994.

STOCKER, J., DA SILVA, F. R., & CADEMARTORI, C. V.. Impacto ambiental aeroportuária em aves de rapina. *SEFIC 2017*.

TEVES, M. L. U. D.. Lixo urbano—contaminação por resíduos de tintas e vernizes. São Paulo: Fundacentro, 2001.

TAPISSE, J. T., MARQUES, C. C., DA LUZ MATHIAS, M., & DA GRAÇA RAMALHINHO, M. (2009). Induction of micronuclei and sister chromatid exchange in bone-marrow cells and abnormalities in sperm of Algerian mice (*Mus spretus*) exposed to cadmium, lead and zinc. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 678(1), 59-64, 2009.

THOMAS, P., HOLLAND, N., BOLOGNESI, C., KIRSCH-VOLDERS, M., BONASSI, S., ZEIGER, E., ... & FENECH, M. Buccal micronucleus cytome assay. *Nature protocols*, 4(6), 825, 2009.

VERMA, Y., SINGH, A., & RANA, S. V. S. Biological monitoring of exposure to ambient lead and cadmium using avian feathers: A study from Northern India. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(1), 49-56, 2018.

WANG, P., GULIAEV, A. B., & HANG, B.. Metal inhibition of human N-methylpurine-DNA glycosylase activity in base excision repair. *Toxicology letters*, 166(3), 237-247, 2006.

WHO WORLD HEALTH ORGANIZATION (2010). Exposure to cadmium: a major public health concern. Public Health and Environment. Geneva, 2010.

WILSON JR, W. H.. Relationship between Prey Abundance and Foraging Site Selection by Semipalmated Sandpipers on a Bay of Fundy Mudflat (Relación entre la Abundancia de Presas y la Selección del Lugar de Forrajeo por parte de *Calidris pusilla* en un Lodazal de la Bahía de Fundy). *Journal of Field Ornithology*, 9-19, 1990.

ZÚÑIGA-GONZÁLEZ, G., TORRES-BUGARIN, O., LUNA-AGUIRRE, J., GONZÁLEZ-RODRIGUEZ, A., ZAMORA-PEREZ, A., GÓMEZ-MEDA, B. C., ... & GALLEGOS-ARREOLA, M. P. Spontaneous micronuclei in peripheral blood erythrocytes from 54 animal species (mammals, reptiles and birds): Part two. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 467(1), 99-103,2000.

ZÚÑIGA-GONZÁLEZ, G., TORRES-BUGARIN, O., ZAMORA-PEREZ, A., GÓMEZ-MEDA, B. C., IBARRA, M. R., MARTINEZ-GONZÁLEZ, S., ... & GALLEGOS-ARREOLA, M. P.. Differences in the number of micronucleated erythrocytes among young and adult animals including humans: Spontaneous micronuclei in 43 species. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 494(1), 161-167, 2001.

ANEXOS

ANEXO 1- Tabela com a informação proveniente de diferentes referências bibliográficas sobre a dieta das espécies de aves objeto de estudo com base na identificação de conteúdo estomacal.

Espécie	Dieta	Locais de Forrageamento	Referências
Ordem Charadiiformes			
Familia Scolopacidae			
<i>Actitis macularius</i> (Linnaeus, 1766)	Artrópodes aranae, crustáceos, insetos e pequenos vertebrados aquáticos.	Linha da maré, margens do rio e Lama.	CÓRDOBA-CÓRDOBA (2016); DARIO (2008); SIQUEIRA et al (2015).
<i>Calidris fuscicollis</i> (Vieillot, 1819)	<i>Darina solenoides</i> (molusco bivalve), <i>T. olens</i> (poliqueta), <i>L. acuta</i> (poliqueta), insetos, formas larvares de <i>Glyptotendipes</i> sp (artrópode).	Zonas entre marés, Bancos de areia, pequenas poças e lama.	BELTZER (1991); DE LOS ÁNGELES HERNÁNDEZ; BALA (2007).
<i>Calidris pusilla</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Corophium volutator</i> (crustáceo anfípode), <i>Oxyurostylis smithi</i> (crustáceo cumaceo), <i>Chiridotea caeca</i> (crustáceo isópode), <i>Hydrobia totteni</i> (gastrópode), <i>Crangon septemspinosa</i> (crustáceo decápode) e insetos.	Zonas entre marés, Bancos de areia, pequenas poças e lama.	HICKLIN (1979); HICKLIN; SMITH (1984); WILSON (1990).
Familia Charadriidae			
<i>Charadrius seamipalmatus</i> (Bonaparte, 1825)	<i>Corophium volutator</i> (crustáceo anfípode), insetos (Diptera e Odonata), <i>Heteromastus filiformis</i> (poliqueta), <i>Macoma balthica</i> (molusco bivalve), <i>Hydrobia totteni</i> (gastrópode), <i>Turbonilla elegantula</i> (gastrópode).	Zonas entre marés, Bancos de areia, pequenas poças e lama.	DARIO (2008); HICKLIN (1979); SMITH;NOL (2000)
Ordem Coraciiformes			
Familia Cerylidae			
<i>Chochloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	Peixes Chareidae e peixes em geral.	Costa, margens de rios e lagoas.	BALLARINI et al (2013); DARIO (2008)
Ordem Apodiformes			
Familia Trochilidae			
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812).	Necta de Flores, insetos (Diptera, Hymenoptera e Formicidae).	Quase exclusivamente em voo.	LIMA et al (2010); MACHADO (2009)
Ordem Piciformes			
Familia Picidae			
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	Insetos (Formicinae, Ponerinae, Myrmicinae, Dolichoderinae, Hymenoptera, hemiptera, Lepidoptera e Coleoptera).	Tronco e copas das árvores.	BELTZER et al (1995); MICKICH (2002)
<i>Picumnus limae</i> (Snethlage,	Formigas, Larvas de lepidóptera.	Tronco e copas	BODRATI et al

1924)		das árvores.	(2015);DE MELO (2016)
Ordem Columbiformes			
Familia Columbidae			
<i>Columbina passerina</i> (Linnaeus, 1758).	Material vegetal (Gramineae, Cyperaceae, Leguminosae e sementes).	Solo.	PÉREZ; SANTIAGO (2001); QUITIAQUEZ (2010)
Ordem Passeriformes			
Familia Thraupidae			
<i>Conirostrum bicolor</i> (Vieillot, 1809)	Gastrópodes, insetos Coleoptera, artrópodes Araneae.	Tronco e copas das árvores.	DO ROSÁRIO (2007); POULIN; MCNEIL (1994)
<i>Coryphospingus pileatus</i> (Wied, 1821).	Gastrópodes, artrópodes, sementes secas, insetos (Coleoptera e Hymenoptera).	Arbusto e solo.	LOPES <i>et al</i> (2005); POULIN; MCNEIL (1994).
Familia Dendrocolaptidae			
<i>Lepidocolaptes Angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	Insetos (Hymenoptera Formicidae, Coleoptera e Curculionidae).	Tronco e copas das árvores.	MONTELLANO (2013); ORDANO <i>et al</i> (1999)
Familia Vireonidae			
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Artrópodes Araneae, insetos Coleoptera e frutos.	No meio da vegetação.	ATHIÊ & DIAS (2011); POULIN; MCNEIL (1994).
Ordem Pelecaniformes			
Familia Ardeidae			
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Camarões, caranguejos e peixes.	Linha da maré, margens do rio e lama.	DARIO (2008); KING; LEBLANC (1995); MIRANDA; COLLAZO (1997).
<i>Nycticorax violácea</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Ucides cordatus</i> (caranguejo uçá), <i>Goniopsis cruentata</i> (caranguejo), Callinectes (caranguejo), camarões, insetos, peixes, moluscos e gastrópodes	Linha da maré, margens do rio e lama.	KLUG (2017); MARTÍNEZ (2004).
Ordem Gruiformes			
Familia Rallidae			
<i>Aramides mangle</i> (Spix, 1825)	Caranguejo, moluscos, e vertebrados.	Linha da maré, margens do rio e lama.	REDONDO; QUESADA (2012) SANT'ANNA (2006).

ANEXO 2- Estudos que reportam a análise de concentrações de metais (mg/kg⁻¹) em penas de aves em regiões costeiras.

Referência	Local	Espécie	Zn	Cu	Pb	Cr	Cd	Ni
Dolci, 2015	Brasil	<i>Sula leucogaster</i>	94.16±21.23	15.12±15.70	-	-	0.05±0.06	0.29±21.23
Rubio et al., 2015	Espanha	<i>Egretta garzetta</i>	87.66 ± 7.12	19.40 ± 4.39	0.087 ±0.09	0.10 ± 0.05	0.007 ±0.01	0.11 ± 0.11
Burger, 2013	EUA	<i>Egretas</i>	-	-	-	0.49±0.06	0.10±0.04	-
Kim et al., 2013	Coreia do Sul	<i>Larus crassirostris</i>	122.61	12.13	2.52	3.98	0.3	-
Kim et al., 2013	Coreia do Sul	<i>Larus crassirostris</i>	86.12	16.23	10.8	3.15	0.05	-
Kim et al., 2013	Coreia do Sul	<i>Larus crassirostris</i>	87.65	19.42	2.47	5.94	0.06	-
Mansouri et al., 2011	Ira	<i>Larus heuglini</i>	43.79±6	4.10±0.1	8.75±1.8		1.04±0.4	
Mansouri et al., 2011	Irã	<i>Egretta gularis</i>	60.88±10	10.1±2.1	6.40±4.3		1.13±0.4	
		<i>A. anser, C. anutus e</i>						
Lucia et al., 2010	França	<i>P. squatarola</i>	100.6 ± 28.3	35.7 ± 41.0	-	-	-	0.9 ± 0.7
Lucia et al., 2010	França	Anseriformes	-	-	9.3 ± 8.2	-	0.04 ± 0.06	-
Lucia et al., 2010	França	Charadriiformes	-	-	3.3±1.22	-	0.06 ± 0.01	-
Barbieri et al., 2010	Brasil	<i>Larus dominicanus</i>	68.97 ± 9.37	-	-	4.66 ± 1.26	0.07 ± 0.02	5.92 ± 1.77
Malinga et al, 2010	Noruega	<i>Larus hyperboreus</i>	71.5 ± 16.2	9.54 ± 2.92	-	-	-	-
Malinga et al, 2010	Noruega	<i>Larus hyperboreus</i>	90.7 ± 15.	9.77 ± 5.30	-	-	-	-
Padula et al., 2009	EUA	<i>Nycticorax nycticorax</i>			0.002± 0.32	0.001± 0.31	0.23±0.07	
Burger; Gochfeld, 1999	EUA	<i>Larus pipixican</i>	-	-	0.002±0.99	0.40±0.08	0.40±0.07	-
Burger; Gochfeld, 1997	Indonésia	<i>Bulbucus ibis</i>	-	-	0.03±0.20	0.70±0.06	0.35±0.20	-
Burger; Gochfeld, 1994	Austrália	<i>Morus serrator</i>	-	-	0.82±0.32	1.78±0.15	0.08±0.01	-
Burger; Gochfeld, 1994	Austrália	<i>Morus serrator</i>	-	-	3.13±0.96	3.43±0.65	0.22±0.06	-
Burger, 1993	EUA	<i>Anous stolidus</i>	-	-	1.9±0.36	-	0.2±0.05	-
Burger, 1992	EUA	<i>Egretas</i>	-	-	-	6.77±1.11	0.42±0.12	-
		<i>Onychoprion</i>						
Burger, 1991	EUA	<i>anaethetus</i>	-	-	4.35±1.79	-	0.13±0.03	-
Burger, 1991	Austrália	<i>Anous minutus</i>			2.28±0.36		0.10±0.03	

**CAPITULO 2: CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM ÁGUAS E SEDIMENTOS
ESTUARINO NO NORDESTE DO BRASIL**

1. Introdução

Atualmente, uma das maiores preocupações ambientais está associada ao impacto causado por metais lançados nos recursos hídricos (FERNANDES, 2015). Estudos direcionados para a contaminação de água e sedimentos têm como principal objetivo descrever ou avaliar as condições existentes e estimar se os sistemas aquáticos têm sido afetados naturalmente ou por intermédio de ações antrópicas (SANY et al., 2013). Baixas concentrações de muitos elementos ocorrem naturalmente, sendo fundamentais para manutenção dos ecossistemas naturais. Grandes quantidades de vários elementos tóxicos, como os metais pesados (cádmio, chumbo e mercúrio) são lançados nos ambientes, como contaminantes originados principalmente de atividades antrópicas (GAO et al., 2010; KASSIM et al., 2011).

Os inúmeros contaminantes que chegam aos estuários, através dos efluentes transportados pelos rios são influenciados por processos de precipitação e assimilação, excreções bióticas, adsorção, coagulação, floculação e se distribuem de forma diferenciada entre a coluna de água e o sedimento (CHAPMAN; WANG, 2001). A Biodisponibilidade, mobilidade e toxicidade dos metais dependem da sua forma química ou de ligação, que são alterados por vários fatores físicos e químicos, como pH, temperatura, potencial redox e concentrações de ligandos orgânicos. Estes fatores podem converter metais de uma fase sólida para uma fase líquida e, por vezes, causar poluição da água (FERNANDES, 2015; MILAZO, 2017; SAHUQUILLO et al., 2003). Historicamente, a qualidade da água e dos sedimentos tem sido monitorada com base na coleta e análise laboratorial de amostras. As análises tradicionais para determinação da qualidade ambiental dos ecossistemas são realizadas pela medição de alterações das variáveis físico-químicas e microbiológicas (GOULAR & CALLISTO, 2003).

Diversas pesquisas têm mostrado que as concentrações de metais pesados nos sedimentos são mais elevadas do que as concentrações dissolvidas na coluna d'água (FERREIRA, 2009; KIRSCHBAUM, 2010; SULTAN & SHAZILI, 2009). As principais vias de particionamento dos metais pesados incluem adsorção, complexação, precipitação e absorção biológica (CHAPMAN; WANG, 2001). A adsorção é geralmente o processo predominante, porque os metais têm forte afinidade a hidróxidos de ferro e manganês, matéria orgânica particulada, e em menor grau para minerais de argila, fazendo com que os metais tenham tendência a se acumular nos sedimentos de fundo (CHAPMAN; WANG, 2001;

KIRSCHBAUM, 2010). Dessa forma, o sedimento atua como depósito de partículas e colóides nas camadas superficiais, agindo como depósito e fonte de poluentes (CHAPMAN; WANG, 2001; KIRSCHBAUM, 2010). Nesse contexto, os principais objetivos deste estudo foram estimar a concentração de metais, incluindo Zn, Cu, Pb, Cr, Cd e Ni nas águas superficiais e sedimentos em função da sazonalidade, e fornecer base de dados desses metais para avaliações futuras.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

Porto do Mangue é um município localizado na mesorregião do oeste potiguar e microrregião do vale do Açu (Figura 1). Sua hidrografia está situada nos domínios da bacia hidrográfica Piranhas-Açu, sendo banhado pelos rios dos Cavalos e das Conchas, perenizados no final do seu curso (MASCARENHAS et al., 2005; PMPM, 2017). Possui clima semiárido, com estação chuvosa definida e está inserido ao longo da costa litorânea de maior importância econômica para o Estado, apresentando a pesca (predominantemente artesanal), mariscagem (normalmente desempenhada por mulheres), turismo, carcinicultura, atividades agrícolas e atividades salineiras como principais atividades socioeconômicas da região (DANTAS FILHO et al., 2016; DE SENA SANTOS et al., 2015; ROCHA et al., 2009, SOARES et al., 2011).

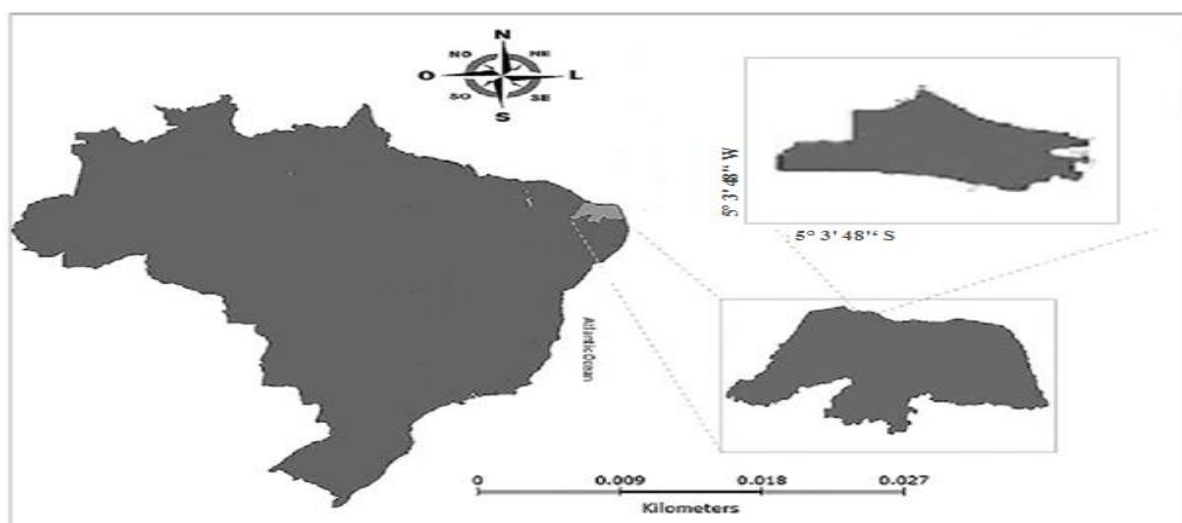


Figura 1- Mapa do Nordeste do Brasil mostrando a localização da área de estudo na região estuarina de Porto do mangue (SILVA JÚNIOR et al., 2013).

2.2 Amostragem da água e sedimento

Para caracterização abiótica da área de estudo, foram coletas amostras de água e sedimento nos meses de Setembro de 2014 e Maio de 2015, caracterizados como período seco e período chuvoso, respectivamente. O monitoramento para avaliação da qualidade das águas superficiais e quantificação de metais no sedimento foi realizado em quatro pontos fixos distribuídos espacialmente no estuário. Os aspectos considerados para seleção dos pontos de amostragem foram: os padrões de circulação estuarina, uso e ocupação do estuário, e área de convergência com o rio.

A amostragem das águas superficiais para mensuração das variáveis químicas e quantificação de metais foi realizada no período de maré baixa, entre 0-30 cm de lâmina d'água. A água foi coletada em frascos de polietileno, devidamente etiquetados, com capacidade para 1 L, sendo descontaminados previamente com ácido nítrico (HNO_3) a 10%, por um período de 24hrs (GIATTI et al., 2004). Posteriormente as amostras foram transportadas em caixas térmicas para o Laboratório de Ecologia e Conservação da Fauna Silvestre da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN, onde foram refrigeradas para posterior análise.

As amostras de sedimentos foram coletadas com auxílio de uma pá plástica previamente esterilizada com ácido nítrico (HNO_3) a 10%. Em seguida, as amostras foram armazenadas em recipientes plásticos descontaminados também previamente com ácido nítrico a 10% por 24h (TEÓDULO et al., 2003), acondicionadas sob refrigeração e transportadas o Laboratório de Ecologia e Conservação de Fauna Silvestre da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN. No laboratório, as amostras foram secas em estufa a 60 °C pelo período de 48 horas, e armazenadas em frascos fechados, sendo mantidas em temperatura ambiente até a execução das análises.

2.3 Análise metais e de outros parâmetros químicos na água

As amostras de água foram preparadas em triplicatas para cada ponto amostrado. Para preparo de cada amostra, 200 mL de água coletada foram transferidos para um béquer e adicionando 12 mL de HNO_3 (P.A) e 8 mL de HCl (P.A). O béquer semi-fechado com um vidro de relógio foi colocado em placa de aquecimento à temperatura de 150°C. Quando o volume das amostras se reduziu a metade, foram transferidas para balões volumétricos e o

volume aferido a 200 mL. Cada amostra foi neutralizada inicialmente e passada pela coluna de resina Chelex 100 (3 a 4 g de resina na forma sódica, pH 8; 200-400 Mesh; Bio-Rad) com uma velocidade máxima de fluxo de 2 mL.min⁻¹. Os metais da amostra ficaram acumulados na resina e a água salgada foi descartada. Utilizando-se uma solução de 2 M de HNO₃, os metais foram eluídos obtendo-se um volume final de 25 mL (PAI, 1998). A leitura dos metais Zn, Cu, Pb, Cr, Cd e Ní nas amostras foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica, modelo varian aa240fs (fast sequential), com limite mínimo detecção igual a zero.

Outras variáveis químicas determinadas para análise da qualidade da água foram: Amônia (mg/L), Nitrato (mg/L), Nitrito (mg/L), Fósforo total (mg/L) e Ortofosfato (mg/L). As amostras foram preparadas em duplicata no laboratório Limnoacqua da UFERSA e seguiram metodologia descrita na tabela abaixo (Tabela 1):

Tabela 1- Descrição das variáveis analisadas, método utilizado e respectivas referências.

Variável (Concentração)	Método	Referências
Amônia (mg/L)	Espectrofotometria	KOROLEFF (1976)
Nitrato (mg/L)	Espectrofotometria	MACKERETH ET AL. (1978)
Nitrito (mg/L)	Espectrofotometria	MACKERETH ET AL. (1978)
Fósforo total (mg/L)	Espectrofotometria	STRICKLAND; PARSONS (1960)
Ortofosfato (mg/L)	Espectrofotometria	STRICKLAND; PARSONS (1960)

2.4 Análise de metais totais no sedimento

Para o procedimento de digestão pseudo-total das amostras, realizadas em triplicata, foi pesados 2,0 g de sedimento, adicionado 4 mL de água régia (3:1 HCl:HNO₃), 4 mL de água ultrapura e 1 mL de ácido perclórico (HClO₄), aquecendo-se por 30 min a 90 °C em banho-maria. A solução resultante foi filtrada e avolumada a 25 mL com água destilada (HORTELLANI et al., 2005). A leitura dos metais Zn, Cu, Pb, Cr, Cd e Ní nas amostras foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica, modelo varian aa240fs (fast sequential), com limite mínimo detecção igual a zero.

2.9 Análises estatísticas

As análises foram realizadas no software estatístico R versão 3.0.3, adotando-se o nível de significância de 5%. Foram realizadas comparações das concentrações médias dos parâmetros químicos da água e dos metais no solo entre os períodos amostrados pelo método não paramétrico de Kruskal-Wallis (KW) para cada par.

3. Resultados

As concentrações de Zn ($H_{[19.74]}$; $P=8.85^{-6}$), Cu ($H_{[19.75]}$; $P=8.81^{-6}$), Pb ($H_{[7.46]}$; $P=0.006$), e Ni ($H_{[19.83]}$; $P=8.45^{-6}$) na água apresentaram diferença sazonal significativa, e foram mais elevadas no período seco. No período chuvoso, todos os metais avaliados estiveram ausentes das amostras, com exceção do Ni. Os metais Cr e Cd não foram detectados nas amostras de água nos períodos avaliados. (Tabela 4).

As concentrações de amônia ($H_{[6.13]}$; $P=0,01$) e nitrato ($H_{[5.39]}$; $P=0.02$) na água divergiram significativamente entre os períodos avaliados, sendo a amônia mais elevada no período seco e ausente no período chuvoso. O nitrato foi mais elevado no período chuvoso (Tabela 4). As concentrações médias de nitrito, fósforo e ortofosfato não divergiram significativamente entre os períodos (Tabela 4).

No sedimento, os metais Cu ($H_{[5.14]}$; $P=0,02$) e Ni ($H_{[6.85]}$; $P=0,008$) diferiram significativamente entre os períodos, apresentando maiores médias de concentração no mês chuvoso. O Cd não foi detectado nas amostras de sedimento. Os metais Zn, Pb e Cr não apresentaram diferenças significativas entre os períodos (Tabela 2).

Tabela 2-Parâmetros químicos de águas superficiais e concentrações de metais pesados no sedimento em pontos amostrados em Porto do Mangue, Rio Grande do Norte em setembro de 2014 e maio de 2015.

	Água (mg L ⁻¹)		Sedimento (mg kg ⁻¹)	
	Set/2014	Mai/2015	Set/2014	Mai/2015
Zinco (Zn)	0.25±0.18 ^a	0 ^b	13.33±14.53 ^a	9.78±11.32 ^a
Cobre (Cu)	0.55±0.19 ^a	0 ^b	1.70±2.34 ^a	3.35±1.27 ^b
Chumbo (Pb)	0.13±0.19 ^a	0 ^b	0.01±0.05 ^a	1.06±1.87 ^a
Cromo (Cr)	nd ^a	nd ^a	5.23±6.67 ^a	6.40±6.37 ^a
Cádmio (Cd)	nd ^a	nd ^a	nd ^a	nd ^a
Níquel (Ni)	0.40±0.06 ^a	0.25±0,00 ^b	3.09±4.03 ^a	9.11±6.43 ^b
Amônia (NH ₃)	0.03±0.01 ^a	nd ^b	na	na
Nitrito (NO ₂)	0.0002±0.0005 ^a	0.0015±0.001 ^a	na	na
Nitrato (NO ₃)	0.46±0.009 ^a	1.55±0.55 ^b	na	na

Fósforo (P)	0.07±0.021 ^a	0.12±0.071 ^a	na	na
Ortofosfato (PO ₄₃)	0.017±0.009 ^a	0.06±0.11 ^a	na	na

Os valores foram expressos em médias ± desvio estandar (SD). Categorias que compartilham a mesma letra para um dado elemento não são estatisticamente diferentes com base kruskal-wallis. nd-não detectado e na- não avaliado.

4. Discussão

A qualidade da água e sedimentos, sob os parâmetros inorgânicos, deve ser considerada em estudos que buscam o entendimento do ecossistema como um todo. De acordo com Barbosa (2015) os parâmetros físico-químicos e químicos em ecossistemas estuarinos são sensíveis às transições de marés, a sazonalidade climática da região e à influência da água doce do rio e salgada do mar. Este estudo avaliou a dinâmica das concentrações de metais em água em função da sazonalidade e encontrou diferenças significativas para os metais avaliados.

As concentrações de Zn, Cu, Pb e Ni nas águas superficiais foram mais elevadas no período seco, e pode estar relacionado ao menor aporte de água pluvial e fluvial, envolvendo a maior participação das águas do mar nesse período. De acordo com Cohen e colaboradores (1999) o maior aporte de águas oceânicas em estuários atua como grande contribuinte na disponibilização das bases trocáveis, eluindo metais que possivelmente estavam adsorvidos ao sedimento. No período chuvoso, houve uma redução na concentração dos metais nas águas superficiais, e somente o Ni foi detectado nesse período, podendo estar relacionado ao efeito de diluição ocasionada pelas águas das chuvas como também pelo aumento da vazão dos rios dentro da área. Barbosa e colaboradores (2012) avaliando o efeito da sazonalidade na dinâmica de metais em águas estuarinas evidenciaram alterações nas concentrações de Pb e Cd entre estações, sendo mais elevadas no período seco, e atribuíram essas diferenças à maior intrusão da água salina na área, fazendo com que os metais sejam mais solúveis na presença de íons de cloreto.

Os metais Cr e Cd, neste estudo, não foram detectados nas amostras de águas nos períodos avaliados. De acordo com Who (1992), o montante de Cd emitido de forma natural ou antropogênica possui baixa mobilidade na água e no solo. Ainda de acordo com Reimann & Caritat (1998), a mobilidade do cromo é muito baixa em todos os tipos de ambientes (oxidantes, redutores, ácidos, neutros ou alcalinos). Dessa forma, a ausência do Cd nas

amostras de água pode estar relacionada com a ausência desse metal nos sedimentos dos pontos amostrados, e o Cr por sua vez, a baixa mobilidade característica desse metal.

Nitrogenados e fosfatados são macronutrientes que limitam a produtividade aquática, mas que também possuem potencial tóxico em elevadas concentrações (CARVALHO; ZABOT, 2012; KLEIN; AGNE, 2012). Neste estudo as concentrações de amônia e nitrato em águas superficiais variaram de acordo com o período sazonal. A amônia esteve presente no período seco, evidenciando possíveis contaminações recentes por matéria orgânica provenientes de efluentes nesse período, e ausente no período chuvoso. O nitrato apresentou concentrações mais elevadas no período chuvoso. O nitrato (NO_3^-) é o produto final da oxidação da amônia e não é um composto muito importante em termos de toxidez (BARBIERI et al., 2014; DA CUNHA KEMERICH et al., 2014). As diferenças entre as concentrações da amônia e nitrato para os períodos avaliados neste estudo apontam para a relação entre essas variáveis no ambiente, demonstrando que a amônia, ao longo do tempo, pode ter sido oxidada em nitrato pela ação das bactérias nitrificantes que transformam o íon amônio (NH_4^+) em nitrito (NO_2^-) e, em seguida, em nitrato (NO_3^-). A concentração de nitrito neste estudo foi pouco significativa, por ser um ânion bastante instável que se oxida facilmente a nitrato.

No presente estudo, as concentrações médias de Zn, Cu, Pb e Ni nas amostras de água no período seco foram superiores aos valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas salinas de classe I¹ (BRASIL, 2019). O Cr e Cd não foram detectados nesse período. No período chuvoso os metais avaliados neste estudo, estiveram ausentes das amostras de água, com exceção do Ni, que também ultrapassou o limite de referência do CONAMA. Sendo assim, para efeito de comparação e para uma aproximação sobre as consequências dos teores de metais em águas superficiais, foram utilizados os critérios estabelecidos pela NOAA - *National Oceanic and Atmospheric Administration*. As concentrações de metais observadas neste estudo foram inferiores ao TEL (“Threshold Effect Level”), que indica o nível abaixo do qual não ocorre efeito adverso à comunidade biológica (BUCHMAN, M. F., 2008).

¹ Destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento simples; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (natação, esqui e mergulho); à irrigação de hortaliças consumidas cruas e de frutas que cresçam rentes ao solo e ingeridas sem remoção de película; à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

A presença de metais em águas superficiais em concentrações acima dos valores de referência estabelecidos pela legislação ambiental brasileira pode evidenciar as pressões antrópicas, a qual a área deste estudo pode estar sendo submetida, anunciando seu estado de degradação e possível perda de biodiversidade. Elevadas concentrações desses elementos no ambiente são capazes de modificar a composição genética em populações como também reduzir o tamanho populacional (SCHNACK et al., 2018). Os impactos causados pelo aumento das concentrações de metais podem também ser refletidos nas teias tróficas, facilitando sua transferência a níveis tróficos superiores, inclusive ao homem. Dessa forma os resultados obtidos neste trabalho sugerem que avaliações continuadas sejam desenvolvidas na área a fim de minimizar os impactos de origem antrópica na área estudada.

As concentrações de amônia, nitrito, Fósforo e ortofosfato no período seco foram inferiores aos valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas salinas de classe I (BRASIL, 2019). O nitrato esteve acima do valor de referência. No período chuvoso a amônia não foi detectada nas amostras, o nitrito e o ortofosfato estiveram abaixo dos valores de referência, e o nitrato e fósforo foram mais elevados do que os valores de referência estabelecidos pelo CONAMA 357/05. A concentração mais elevada de nitrato e fósforo observadas neste estudo pode estar relacionada a atividades antropogênicas. De acordo com Torres e colaboradores (2017), o incremento de nitrogenados em ambientes naturais pode ser resultante da utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas, enquanto que íons de fosfato geralmente resultam de efluentes domésticos e industriais, além de atividades agrícolas.

As concentrações dos metais Cu e Zn no sedimento apresentaram diferença sazonal e foram mais elevadas no período chuvoso, podendo estar relacionados ao aumento dos índices pluviométricos e predomínio do regime de vazante no estuário, situações que favorecem metais que estejam associados a compostos orgânicos comuns em águas doces e/ou a partículas de silte e argila, sejam transportados para o estuário. De acordo com Grassi & de Campos (2012), o transporte de silte e argila são facilitados com o aumento da velocidade do fluxo de águas fluviais superficiais. Resultados semelhantes foram obtidos por Essien e colaboradores (2009), onde analisaram amostras de sedimento em uma área de manguezal na Nigéria e descreveram que as maiores concentrações Zn, Cu, Pb, Cr e Ni foram observados no período chuvoso. Esses autores descreveram as atividades intensivas de pesca, drenagem de esgoto dos ambientes terrestres e atividades indústrias, como possíveis fontes potenciais para

o enriquecimento de metais nos solos do manguezal durante a estação chuvosa. Segundo eles, as diferenças também podem ser atribuídas ao aumento da absorção, dinâmica de sedimentação e floculação do material que é transportado ao estuário.

A legislação ambiental brasileira ainda não dispõe de critérios de qualidade para sedimentos e também não existem dados de Nível de Base Natural (NBN) para os parâmetros determinados nos sedimentos da região em estudo. Sendo assim, para efeito de comparação e para uma aproximação sobre as consequências dos teores de metais nos sedimentos avaliados, foram considerados dois critérios interpretativos. O primeiro critério foi estabelecido pela legislação canadense e adotado pela CETESB (LAMPARELLI et al., 2001) e o segundo é referente aos critérios estabelecidos pela NOAA - *National Oceanic and Atmospheric Administration* para sedimentos marinhos (BUCHMAN, M. F., 2008). As concentrações de todos os metais avaliados no sedimento do presente estudo, para ambos os períodos estiveram abaixo dos valores de referência estabelecidos pela legislação canadense (CETESB, 2015), para feitos crônicos e agudos de exposição e também estiveram baixo do TEL (“Threshold Effect Level”) estabelecido pelo NOAA, que indica o nível abaixo do qual não ocorre efeito adverso à comunidade biológica. No entanto, não se conhece o efeito das concentrações aqui obtidas, sobre as comunidades silvestres locais, principalmente de organismos associados aos sedimentos. Dessa forma, os valores observados neste estudo, se constituem como uma referência para estudos comparativos envolvendo ecossistemas similares ou para o diagnóstico da própria área em estudos futuros.

Referências

- BARBIERI, E., MARQUES, H. L. D. A., BONDIOLI, A. C., CAMPOLIM, M. B., & FERRARINI, A. T. Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananeia-SP. *O Mundo da Saúde*, 38(1), 105-115, 2014.
- BARBOSA, I. C. C., MÜLLER, R. C. S., ALVES, C. N., BERRÊDO, J. F., & SOUZA FILHO, P. W. Composição Química de Sedimento de Manguezal do Estuário Bragantino (PA)-Brasil. *Revista Virtual de Química*, 7(4), 1087-1101, 2015.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 08 de fevereiro de 2019.
- BUCHMAN, M. F., 2008. NOAA. Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34 pages.”
- CARVALHO, N. L., & ZABOT, V. (2012). NITROGÊNIO: NUTRIENTE OU POLUENTE?. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 6(6), 960-974, 2012.
- CHAPMAN, P.M.; WANG, F. 2001. Assessing sediment contamination in estuaries. *Environ. Toxicol. Chem.*, v.20, n.1, p.3-22.
- COHEN, M. C. L., LARA, R. J., RAMOS, J. D. F., & DITTMAR, T. Factors influencing the variability of Mg, Ca and K in waters of a mangrove creek in Bragança, North Brazil. *Mangroves and Salt Marshes*, 3(1), 9-15, 1999.
- DA CUNHA KEMERICH, P. D., FLORES, B. A., FLORES, C. E. B., DA SILVEIRA, R. B., FRANÇA, J. R., DE BORBA, W. F., ... & BARROS, G. Determinação de amônia, nitrito e nitrato em solo de área ocupada por aterro sanitário. *Holos Environment*, 14(1), 73-86, 2014.
- DANTAS FILHO, F. B., DAS CHAGAS SANTOS, F., & DA SILVA FILHO, L. G. Mulheres da lama: manguezal e poesia. *Revista Includere*, 2(1)2016.
- DE SENA SANTOS, C., DE ARAUJO, M. V. P., & DE ALMEIDA, S. T. A Carcinicultura no Rio Grande do Norte: Perspectivas e Desafios. *Desenvolve Revista de Gestão do Unilasalle*, 4(2), 131-153, 2015.
- ESSIEN, J. P., ANTAI, S. P., & OLAJIRE, A. A. (2009). Distribution, seasonal variations and ecotoxicological significance of heavy metals in sediments of cross river estuary mangrove swamp. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197(1-4), 91-105.
- FERNANDES, A. M. Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da bacia do Alto Sorocaba (SP). *Geochimica Brasiliensis*, 29(1), 23-34, 2015.

FERREIRA, A. P. (2009). Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, água e em *Leucopternis lacernulata* (gavião-pomba). Estudo de caso: Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Gaia Scientia*, 3(2), 2009.

GAO, X., CHEN, C. T. A., WANG, G., XUE, Q., TANG, C., & CHEN, S. Environmental status of Daya Bay surface sediments inferred from a sequential extraction technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(3), 369-378, 2010.

GIATTI, L. L.; ROCHA, A. A.; SANTOS, F. A. DOS; BITENCOURT, S. C.; PIERONI, S. R. DE M. Basic sanitary conditions in Iporanga, São Paulo State, Brazil. *Rev. Saúde Pública*, 38(4): 571-577, 2004.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM*, v.2, n.1, p. 156-164, 2003.

GRASSI, M. T., & DE CAMPOS, M. S. Chumbo e zinco em águas e sedimentos de área de mineração e metalurgia de metais. *Quim. Nova*, 35(1), S1, 2012.

HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S. J.; BONETTI, C. Evaluation of Mercury Contamination in Sediments from Santos - São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.* 16, 1140-1149, 2005.

KASSIM, A., REZAYI, M., AHMADZADEH, S., ROUNAGHI, G., MOHAJERI, M., YUSOF, N. A., ... & ABDULLAH, A. H. A Novel ion-selective polymeric membrane sensor for determining thallium (I) with high selectivity. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 17, No. 1, p. 012010). IOP Publishing, 2011.

KIRSCHBAUM, A. A. Citogenotoxicidade e determinação de metais, PAHs e organoclorados em tecidos de *Cathorops spixii* e *Centropomus parallelus* provenientes de três complexos estuarinos da costa brasileira. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico, São Paulo-SP, 2010.

KLEIN, C., & AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente!. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 8(8), 1713-1721, 2012.

KOROLEFF, F. Analysis of micronutrients. *Methods of Seawater Analysis*. (Ed K. Grasshof) pp, 134-145, 1976.

LAMPARELLI, M. C., COSTA, M. P. D., PRÓSPERI, V. A., BEVILACQUA, J. E., ARAÚJO, R. P. D. A., EYSINK, G. G. J., & POMPEIA, S. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. CETESB. São Paulo, 2001.

MACKERETH, F. J. H., HERON, J. T., TALLING, J. F., & FRESH. water Biological Association. Water analysis: some revised methods for limnologists, 1978.

MASCARENHAS, J. D. C., BELTRÃO, B. A., SOUZA, L. C., MORAIS, F., MENDES, V. A., & MIRANDA, J. L. F. CPRM-Serviço Geológico do Brasil Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. *Diagnóstico do município de Porto do Mangue, estado do Rio Grande do Norte. Recife: CPRM/PRODEEM*, 2005.

MILAZZO, A. D. D. Condições Sazonais e Espaciais para Explicar o Comportamento Geoquímico de Metais Traço em Zonas Estuarinas na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Bahia, 2017.

PAI, S.C. Pre-concentration efficiency of Chelex-100 resin for heavy metals in seawater: Part 2. Distribution of heavy metals on a Chelex-100 column and optimization of the column efficiency by a plate simulation method. *Anal. Chim. Acta* 211: 271-280, 1998.

PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO DO MANGUE. Dados do município. Disponível em: <<http://portodomangue.rn.gov.br/omunicipio.php>> Acessado em: 09/08/2017.

REIMANN, C., & DE CARITAT, P. *Chemical elements in the environment: factsheets for the geochemist and environmental scientist*. Springer Science & Business Media, 1998.

ROCHA, A. B., BACCARO, C. A. D., SILVA, P. C. M., & CAMACHO, R. G. V. MAPEAMENTO GEOMORFOLÓGICO DA BACIA DO APODI-MOSSÓRO-RN, NE DO BRASIL (geomorphological mapping of the Apodi-Mossoró Basin-RN, Ne Brazil). *Mercator*, 8(16), 201-a, 2009.

SANY, S. B. T., SALLEH, A., SULAIMAN, A. H., SASEKUMAR, A., REZAYI, M., & TEHRANI, G. M. (2013). Heavy metal contamination in water and sediment of the Port Klang coastal area, Selangor, Malaysia. *Environmental earth sciences*, 69(6), 2013.

SILVA JÚNIOR, C. A. B. D., ARAÚJO, M. E. D., & FEITOSA, C. V. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(1), 133-142, 2013.

SOARES, D. C. E.; VALE, I. B.; DIAS, L. K. P.; MOURA, M. J. N.; MEDEIROS, E. L.; SOUSA, M. M. O.; MOREIRA, S. I. L. Caracterização da pesca artesanal no município de Porto do Mangue-RN, Brasil (Colônia de Pescadores Z-17). *Anais do XVII Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca (XVII CONBEP)*, 2011.

SAHUQUILLO, A., RIGOL, A., & RAURET, G. Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 22(3), 152-159, 2003.

SCHNACK, C. E., DE MENEZES, C. T. B., CENI, G., & MUNARI, A. B. Qualidade da água no estuário do rio Urussanga (SC, Brasil): um ambiente afetado pela drenagem ácida de mina. *Revista Brasileira de Biociências*, 16(3), 2018.

STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada*, v.125, p.1-185. 1960.

SULTAN, K., & SHAZILI, N. A. Distribution and geochemical baselines of major, minor and trace elements in tropical topsoils of the Terengganu River basin, Malaysia. *Journal of geochemical exploration*, 103(2-3), 57-68, 2009.

TEÓDULO, M. J. S.; LIMA, E. S.; NEUMANN, V. H. M. L.; LEITE, P. R. B.; SANTOS, M. L. F. S.. Comparação de métodos de extração parcial de metais traço em solos e sedimentos

de um estuário tropical sob a influência de um complexo industrial portuário, Pernambuco Brasil. Estudos Geológicos. 13: 23-34, 2003.

WHO-WORLD HEALTH ORGANIZATION & INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. Cadmium : environmental aspects / published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organisation, and the World Health Organization. World Health Organization. <http://www.who.int/iris/handle/10665/39366>, 1992.

ANEXOS

ANEXO 3- Valores guia de qualidade de sedimento para metais traço em sedimentos estabelecido pela legislação canadense para avaliação da qualidade de sedimentos estuarinos e adotado pela CETESB.

	TEL mg/kg⁻¹	PEL mg/kg⁻¹
Zinco (Zn)	124	271
Cobre (Cu)	18,7	108
Chumbo (Pb)	30,2	112
Cromo (Cr)	52,3	160
Cádmio (Cd)	0,7	4,2
Níquel (Ni)	15,9	42,8

TEL-valor abaixo dos quais efeitos adversos são raramente esperados;
 PEL-nível de efeitos prováveis.

ANEXO 4- Valores guia de qualidade de sedimento para metais traço em sedimentos marinhos adotados pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

	TEL mg/kg⁻¹	PEL mg/kg⁻¹
Zinco (Zn)	123	315
Cobre (Cu)	35,7	197
Chumbo (Pb)	35	91,3
Cromo (Cr)	37,3	90
Cádmio (Cd)	0,59	3,5
Níquel (Ni)	18	36

TEL-valor abaixo dos quais efeitos adversos são raramente esperados;
 PEL-nível de efeitos prováveis.

ANEXO 5- Valores guia de qualidade de água para metais traço em águas marinhas superficiais adotadas pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

	Agudo mg/L⁻¹	Crônico mg/L⁻¹
Zinco (Zn)	90	81
Cobre (Cu)	4,8	3,1
Chumbo (Pb)	210	8,1
Cromo (Cr)	-	-
Cádmio (Cd)	40	8,8
Níquel (Ni)	74	82

ANEXO 6- Valores de referência de qualidade para parâmetros inorgânicos da água de acordo com a Resolução CONAMA357/05, para águas salinas de classe 1.

	Água (mg L⁻¹)
Zinco (Zn)	0.09
Cobre (Cu)	0.005
Chumbo (Pb)	0.01
Cromo (Cr)	0.05
Cádmio (Cd)	0.005
Níquel (Ni)	0.025
Amônia (NH ₃)	0.40
Nitrito (NO ₂)	0.07
Nitrato (NO ₃)	0.40
Fósforo (P)	0.062
Ortofosfato (PO ₄)	0.031