



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

NATHALY NUNES DA ROSA

**CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM CISNE-DO-PESCOÇO-
PRETO (*Cygnus melanocoryphus*) NO SUL DO BRASIL.**

MOSSORÓ

2017

NATHALY NUNES DA ROSA

**CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM CISNE-DO-PESCOÇO-
PRETO (*Cygnus melanocoryphus*) NO SUL DO BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Mestrado em
Ciência Animal do Programa de Pós-
Graduação em Ciência Animal da
Universidade Federal Rural do Semi-
Árido como requisito para obtenção do
título de Mestre em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Produção e
conservação animal no semi-árido.

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

Co-orientador: Dr. Bernardo dos Santos
Vaz

MOSSORÓ

2017

© 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 nº9.610/1998. 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.

R795c Rosa, Nathaly Nunes .
CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM CISNE-DO-
PESCOÇO-PRETO (*Cygnus melanocoryphus*) NO SUL DO
BRASIL. / Nathaly Nunes Rosa. - 2017.
68 f. : il.

Orientadora: Cecilia Irene Perez
Calabuig. Coorientador: Bernardo dos
Santos Vaz. Dissertação (Mestrado) -
Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Ciência Animal, 2017.

1. Sul do Brasil. 2. Anatidae. 3.
Lagoa Mangueira. 4. Metais pesados. 5.
Contaminação. I. Calabuig, Cecilia Irene
Perez, orient. II. Vaz, Bernardo dos
Santos, co-orient. III. Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

NATHALY NUNES DA ROSA

**CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM CISNE-DO-PESCOÇO-
PRETO (*Cygnus melanocoryphus*) NO SUL DO BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Mestrado em
Ciência Animal do Programa de Pós-
Graduação em Ciência Animal da
Universidade Federal Rural do Semi-
Árido como requisito para obtenção do
título de Mestre em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Produção e
conservação animal no semi-árido.

Defendida em: 10 / 08 / 2017

BANCA EXAMINADORA



Prof.^a. Dr.^a. Cecilia Irene Perez Calabuig (UFERSA)
Presidente



Prof. Dr. Renan Rezende (UFERSA)
Membro Examinador



Dr. Bernardo dos Santos Vaz (IFSUL-Rio-grandense)
Membro Examinador

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por todas as oportunidades concedidas, por permitir que eu tenha chegado até aqui.

À minha orientadora Cecilia Calabuig, por ter me aceitado mesmo não me conhecendo bem, por ter me dado todo o apoio desde que cheguei em Mossoró, agradeço pela amizade, compreensão e por todos os ensinamentos.

Agradeço ao Bernardo dos Santos Vaz, meu co-orientador, que sem ele eu não estaria aqui, agradeço por acreditar em mim e por sempre me incentivar a evoluir.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido, pelo apoio e infraestrutura cedida e, à coordenação do Programa de Pós Graduação em Ciência Animal.

Agradeço imensamente a Capes pelo financiamento da bolsa de estudos concedida, para que eu pudesse desenvolver o meu Mestrado.

À Estação Ecológica do Taim, pela infraestrutura concedida para realizarmos as coletas. Agradeço ao Silvério e Serginho do ICBio que pilotaram o barco e aos demais por terem contribuído de alguma forma.

Ao Instituto Federal Sul-Riograndense (IFSUL – Campus Pelotas) por ter cedido os laboratórios de pesquisa, para a realização das análises.

Ao Pedro José Sanches Filho, meu orientador da graduação, que me colocou no caminho da pesquisa científica, que me ensinou sobre os metais, que me indicou pro Bernardo (hoje meu co-orientador). Obrigada Pedro, por ter sido esse grande professor e por ser esse grande amigo.

À Carla e ao Heden Moreira, pela amizade e por nos ajudar na sexagem dos cisnes.

Aos meus queridos colegas do LACA, principalmente o Glauco Rasmussen e Francisco Pereira, por me ajudarem na absorção, nas análises e por limparem algumas vidrarias pra mim. (hahaha)

À Juliandra Lopes e Hugneide Oliveira, por me ajudarem nas coletas, mesmo no frio, na água, no vento..!!

Gostaria de agradecer aos meus melhores amigos, Paloma Nunes e Marcelo Schionuma, por me aguentarem, pela força, pelos puxões de orelha, simplesmente pela amizade de vocês mesmo na distância.

Queria muito agradecer a Viviane Morlanes, por ter sido uma grande amiga, por ter me aguentado durante 6 meses corridos, por ter me mimado quando eu chegava

morta do campo (limpando a casa e cozinhando), por me escutar, por me fazer rir, pelos banhos de piscina, pelas torreiras no sol, por dividir a tua história comigo, enfim, obrigada vivi, tu foi meu presentinho do mestrado!!!

Também ao Filipinho e a Liz, que junto da vivi, foram as primeiras pessoas que fiz grande amizade e que quero levar pra sempre.

Aos meus colegas do Laboratório Gestão e Conservação da Fauna Silvestre, aos que não estão mais no grupo e aos que ainda estão.

Em especial ao Luiz Fernando Clemente (lulu), que além de ter sido meu colega de aula, foi colega de trabalho, de campo, de desespero em estatística, de tensão, de farra e pinga. Obrigada por ter me apresentado a tantas pessoas especiais, que me acolheram tão bem e fizeram com que eu me sentisse em casa, eu não vou citar nomes porque foram muitas mesmo.

Por último, porém o mais importante, eu agradeço a minha família (Mamis, Papi, Ana e Paulo), sem vocês eu nada seria. Obrigada pelo incentivo, pela confiança, pelos puxões de orelha, pela compreensão, pela preocupação, pela ajuda, pelo carinho e acima de tudo pelo amor de vocês.

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para que esse trabalho fosse possível. Obrigada!

“O estudo, a busca da verdade e da beleza são domínios em que nos é consentido sermos crianças por toda a vida.”

Albert Einstein

RESUMO

O cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*), é endêmico da América do sul, e no extremo sul Brasil é encontrado na Lagoa Mangueira que está inserida parcialmente na Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim). Essa região é caracterizada pela prática da rizicultura e seus efluentes gerados com contaminantes, são liberados na lagoa podendo afetar a vida dos organismos. Apesar disso, não há trabalhos que avaliem a contaminação por metais pesados por meio deste organismo e há poucos estudos sobre a contaminação ambiental deste local. O objetivo deste estudo é avaliar as concentrações dos metais Cobre (Cu), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) presentes nas duas vias de excreção (fezes e penas) e uma via de circulação (sangue) de *C. melanocoryphus* comparando sazonalmente, entre os sexos e idades e ver se há relação entre o tamanho da 9ª rêmige da asa dessa espécie com as concentrações desses metais. Foram capturados 88 indivíduos no total, onde 61 indivíduos foram amostrados no verão, 12 no outono e 15 no inverno. Amostras de penas, sangues e fezes, foram coletadas e levadas a digestão ácida para posterior análise dos metais Cd, Cr, Cu, Pb e Zn, por espectrometria de absorção atômica. Foram feitas regressões simples para avaliar a relação entre as concentrações de metais encontrados nas origens (fezes, sangue e penas) com o comprimento da nona rêmige primária da asa de *C. melanocoryphus* (que indica quanto tempo o indivíduo está no local). Foram feitas análises de covariância, para avaliar se as concentrações de metais nas origens diferem de acordo com a idade e o sexo dos indivíduos. Por fim, foram realizadas Anovas fatoriais, para comparar se as concentrações de metais nas penas, sangue e fezes, diferem ao longo das estações do ano. Foram observadas relações positivas entre as concentrações de Cu e Pb nas fezes, Cu e Zn nas penas e Zn no sangue ($p < 0,05$), para os demais não foi encontrada nenhuma relação. Apenas a concentração de Zn para sexo e idade apresentou diferença significativa. E para as estações do ano, apenas Zn e Cu mostraram diferenças significativas positivas. Desta forma, as concentrações de Cd e Pb encontradas nas fezes, foram superiores a outros trabalhos que utilizam espécies de cisne, podendo assim, considerar que o *C. melanocoryphus* pode estar sofrendo uma contaminação local. Já para os outros metais Cu e Zn, nas penas fezes e sangue, são inferiores ou iguais a outros trabalhos, e como são metais essenciais não apresentam toxicidade para o organismo.

Palavras-chaves: Sul do Brasil, anatidae, contaminação, Lagoa Mangueira, metais pesados

**Abstract: CONTAMINATION BY HEAVY METALS IN BLACK-NECK SWAN
(*Cygnus melanocoryphus*) IN SOUTH OF BRAZIL.**

The black-necked swan (*Cygnus melanocoryphus*) is endemic to South America, and in the extreme south Brazil is found in Lagoa Mangueira, which is part of the Taim Ecological Station (ESEC Taim). This region is characterized by the practice of rhiziculture and its effluents generated with contaminants, are released inside the lagoon, and can affect the life of *C. melanocoryphus*. Despite this, there are not many papers evaluating the environmental contamination by heavy metals in this place and there are no works in relation to the contamination with this species of swan. The objective of this study, was to evaluate the concentrations of copper (Cu), cadmium (Cd), chromium (Cr), nickel (Ni), lead (Pb) and Zn (Zn) present in the two excretion pathways (faeces and feathers) and a blood circulation pathway of *C. melanocoryphus*, comparing seasonally, between the sexes and ages and to see if there is relation between the size of the ninth feather of the wing of this species with the concentrations of these metals. A total of 88 individuals were captured, where 61 individuals were sampled in the summer, 12 in the autumn and 15 in the winter. Samples of feathers, blood and feces were collected and taken to acid digestion for further analysis of the Cd, Cr, Cu, Pb and Zn metals by atomic absorption spectrometry. Simple regressions were made to evaluate the relationship between the concentrations of metals found in the origins (faeces, blood and feathers) with the length of the ninth primary wing of the wing of *C. melanocoryphus* (indicating how long the individual is in place). Covariance analyzes (covariance: 9th primary ridge) were performed to assess whether the concentrations of metals at the origins differ according to the age and sex of the individuals. Finally, Factorial Anovas were performed to compare the concentrations of metals in feathers, blood and feces, differing throughout the seasons. Positive relationships were observed between Cu and Pb concentrations in faeces, Cu and Zn in feathers and Zn in blood ($p < 0.05$), for the others no relation was found. Only the concentration of Zn for sex and age presented a significant difference. And for the seasons, only Zn and Cu showed significant positive differences. In this way, the concentrations of Cd and Pb found in feces were superior to other studies using swan species, so that *C. melanocoryphus* may be suffering from local contamination. For the other metals Cu and Zn, in feces feathers and blood, are inferior or equal to other works, and as they are essential metals they do not present toxicity to the organism.

Keywords: Southern Brazil, anatidae, contamination, heavy metals

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Mapa do extremo sul do Rio Grande do Sul, indicando a localização da Lagoa Mangueira e Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim)..... 56
- Figura 2 – Concentração de zinco (Zn) em $\mu\text{g/g}$ p.s. nas vias de excreção (penas e fezes) e de transporte (sangue) do *C. melanocoryphus*, para três estações do ano (verão, outono e inverno)..... 61
- Figura 3 – Concentração de cobre (Cu) em $\mu\text{g/g}$ p.s. nas vias de excreção (penas e fezes) e de transporte (sangue) do *C. melanocoryphus*, para três estações do ano (verão, outono e inverno)..... 62

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Relação de trabalhos que avaliaram as concentrações dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em $\mu\text{g g}^{-1}$ (Média \pm EP) em amostras de fezes (F), penas (P) e sangue (S) em espécies de aves aquáticas, no Brasil e no mundo, levando em consideração seu nível de contaminação – NC (A- alto, M- médio, B- baixo e N.A- não avaliado pelo autor)..... 23
- Tabela 2 – Estudos feitos com espécies de aves aquáticas pertencentes a família Anatidae.. 24
- Artigo: Contaminação por metais pesados em cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*) no sul do Brasil.**
- Tabela 1 – Estudos sobre a contaminação por metais pesados em anatídeos herbívoros em todo o mundo..... 53
- Tabela 2 – Concentrações de metais em $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) encontrados em penas sangue, e fezes para *C. melanocoryphus* nas estações de verão, outono e inverno..... 60

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 METAIS PESADOS	14
2.1.1 Cádmio (Cd)	15
2.1.2 Chumbo (Pb)	16
2.1.3 Cromo (Cr)	17
2.1.4 Cobre (Cu)	17
2.1.5 Níquel (Ni)	18
2.1.6 Zinco (Zn)	19
2.2 METAIS PESADOS E OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS	19
2.3 CONTAMINAÇÃO DE METAIS PESADOS EM AVES AQUÁTICAS	21
2.4 ORDEM ANSERIFORME: FAMÍLIA ANATIDAE	26
2.4.1 Cisne-do-pescoço-preto (<i>Cygnus melanocoryphus</i>)	30
2.5 O IMPACTO DA RIZICULTURA NA LAGOA MANGUEIRA	31
3 REFERÊNCIAS	33
ARTIGO: CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM CISNE-DO-PESCOÇO-PRETO (<i>Cygnus melanocoryphus</i>) NO SUL DO BRASIL	47
1 INTRODUÇÃO	50
2 MATERIAL E MÉTODOS	56
2.1 Área de trabalho	56
2.2 Captura das aves	56
2.3 Coleta de material biológico	57
2.4 Sexagem	57
2.5 Determinação da idade	58
2.6 Nona rêmige primária	58
2.7 Tratamento das amostras e determinação de metais	58
2.8 Análises estatísticas	59
3 RESULTADOS	60
4 DISCUSSÃO	62
5 AGRADECIMENTOS	66
6 REFERÊNCIAS	66

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas aquáticos, em geral, estão sofrendo contínuas alterações através dos lançamentos de contaminantes de fonte antropogênica. Poluentes, como os metais pesados, são persistentes e de difícil degradação, residem longamente no ambiente e podem se acumular em diferentes níveis da cadeia trófica, impactando todos os organismos aquáticos (BURGER et al., 2008; FERREIRA; HORTA; DA CUNHA, 2010; PINHO et al., 2007; SCHMITT-JANSEN et al., 2008; SOUZA, 2017).

Desta forma, no meio aquático, os organismos podem sofrer os processos de bioacumulação e biomagnificação. O processo de bioacumulação acontece quando um organismo absorve os contaminantes disponíveis no meio sem conseguir eliminá-los, acumulando assim, em seus tecidos e órgãos com o passar dos anos (DE SOUZA SPINOSA; GÓRNIK; NETO, 2008). Já o processo de biomagnificação ocorre quando esses contaminantes são transferidos pela cadeia trófica, passando de um nível trófico inferior para um superior até chegar no topo da cadeia (GUARATINI et. al., 2008; PEREIRA; EBECKEN, 2009). A ocorrência desses processos dependem de alguns fatores, como, as características físico-químicas (pH, turbidez, matéria orgânica e oxigênio dissolvido) do ambiente, da persistência dos contaminantes no ambiente, das concentrações de metais no meio, entre outros (MORTIMER, 2000).

Organismos aquáticos necessitam de pequenas quantidades de metais para a realização das suas funções biológicas como, ferro, cobre, zinco, entre outros, porém, metais como mercúrio, chumbo e cádmio são tóxicos para a vida desses organismos, não possuindo nenhuma função biológica e a sua acumulação pode leva-los à óbito (BAIRD, 2000; SPIRO; STIGLIANI, 2003). Dessa forma, as espécies aquáticas são muito utilizadas para estudos sobre qualidade ambiental, pois são sensíveis à esses contaminantes (BURGER; GOCHFELD, 2004).

As aves aquáticas são muito utilizadas como objeto de estudo de qualidade ambiental, por serem numerosas e viverem em colônias, por terem grande longevidade e por ocuparem altos níveis na teia alimentar (FURNESS, 1997). Logo, podem se expor aos contaminantes no ambiente principalmente, pelo consumo de alimentos contaminados (BURGER; GOCHFELD, 2004).

O cisne-de-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*), é uma ave aquática pertencente à ordem dos Anseriformes, família Anatidae, onde fazem parte patos, gansos e cisnes (KEAR, 2005; NAROSKI; YZURIETA, 2010), endêmico da América do Sul, e sua população está estimada em 100.000 indivíduos que se encontram distribuídos pela América do sul (Brasil, Paraguai, Uruguai, Argentina e Chile) (GONZÁLEZ; FARIÑA, 2013; NORAMBUENA; CECILIA NORAMBUENA; BOZINOVIC, 2009). Apresentam hábitos alimentar herbívoro e são diurnos, onde passam maior parte do tempo procurando por alimentos (CORTI; SCHLATTER, 2002), vivem em banhados extensos com águas pouco profundas, podendo ser doces, salobras ou marinhas, com abundante massa vegetal (CURSACH et al., 2015). No extremo sul do Brasil, o *C. melanocoryphus* é encontrado nas Lagoas Mirim e Mangueira que está localizada entre os municípios de Rio Grande e Santa Vitória do Palmar, no estado do Rio Grande do Sul e esse sistema de lagoas costeiras e regiões adjacentes à Lagoa do Peixe são apontadas pela Convenção de Ramsar (2006) como uma das cinco áreas brasileiras de relevância internacional do ponto de vista ambiental.

As lagoas Mirim-Mangueira estão parcialmente inseridas na Estação Ecológica do Taim (ESEC do Taim) (ARTIOLI et al., 2009), que é uma Unidade de Conservação Federal com cerca de 32.806 hectares (DEC S/N, 2017; ICMBio, 2013), essa área é caracterizada pela cultura do arroz irrigado, onde é retirada água para o plantio pré-germinado e com isso, grande parte dos efluentes provenientes das atividades orizícolas da zona sul é liberada na Lagoa Mangueira, e, apesar disso, não há estudos disponíveis sobre as condições ambientais dessa Lagoa.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Os metais pesados são elementos de alta densidade ($\geq 4,0 \text{ g/cm}^3$), são persistentes e não suscetíveis a degradação, residem longamente no ambiente e apresentam uma alta toxicidade (FERREIRA; HORTA; DA CUNHA, 2010; JIN et al., 2012; KOJADINOVIC et al., 2007).

Naturalmente, os metais são disponibilizados pelos ciclos geológicos, intemperismo das rochas e ações vulcânicas, dispersão ocasionada pelos ventos, entre

outros, porém, em concentrações muito baixas (WALLNER-KERSANACH et al., 2009).

Artificialmente, os níveis dessas concentrações aumentam no ambiente pelas atividades antropogênicas que lançam os contaminantes por descargas de efluentes domésticos e industriais, pelas suas atividades agrícolas e rejeitos de áreas de mineração e garimpos (ARTACHO et al., 2007; MORAES; DE LIMA MORAES; JORDÃO, 2002; RIBEIRO et al., 2012) diminuindo a qualidade da água e levando a um declínio da biodiversidade desses ecossistemas (GOCHFELD, 1997).

Uma das mais importantes fontes de poluição por metais em corpos d'água é a agricultura, pelo uso de fertilizantes, pesticidas, herbicidas e fungicidas que liberam metais pesados como, cádmio, cromo, chumbo, cobre e zinco, entre outros (MAGALHÃES et al. 2016). Conseqüentemente, esses metais são carregados para os ambientes aquáticos pelo escoamento superficial das águas da chuva ou pela irrigação, contaminando, assim, os organismos (VINODHINI; NARAYANAN, 2008).

No ambiente, os metais são considerados nocivos aos organismos de acordo com sua toxicidade e abundância, implicando em possíveis mudanças metabólicas, mudanças na distribuição e na abundância de populações (ELDER, 1988).

2.1.1 Cádmio (Cd)

O cádmio é um metal não essencial aos organismos e suas propriedades químicas assemelha-se ao zinco (Zn) (RUSSEL, 1994). O Cd costuma formar ligantes estáveis com haletos (BAIRD, 2000; SPIRO; STIGLIANI, 2003), mimetizando o Zn, podendo assim, ser incorporado por vegetais, ou mimetizando o cálcio (Ca), podendo se depositar nos ossos (sendo a causa de desgaste ósseo nos organismos), assim como o chumbo (BAIRD, 2000).

Esse metal provém das mais diversas fontes de contaminação, na natureza ele encontra-se associado ao Zn, presente em minas, já pela contaminação de origem antrópica está relacionada principalmente à mineração, além da disposição de efluentes industriais, da fabricação e destino pós-consumo de baterias, e da fertilização com compostos fosfatados (BAIRD, 2000; RUSSEL, 1994; SPIRO; STIGLIANI, 2003).

A detoxificação do Cd, em mamíferos, é através da ação complexante das metalotioneínas, encontradas nos rins e no fígado, assim, quando há uma ingestão

elevada desse contaminante, ele acaba por se acumular nesses órgãos, causando sérias doenças (SCHEUHAMMER, 1996).

Em aves, mesmo o Cd em baixas concentrações pode causar efeitos deletérios por apresentar alta toxicidade e resistência (BATTAGLIA et al., 2005; DAUWE et al., 2005) e a sua contaminação está relacionada com lesões no tecido intestinal, renal e testicular, diminuição da espessura da casca de ovos e alterações no comportamento (BURGER et al., 2008; FURNESS, 1997).

2.1.2 Chumbo (Pb)

O chumbo é um elemento químico tóxico e não essencial ao organismo e está classificado entre os elementos mais perigosos para o meio ambiente, mesmo sendo um dos contaminantes mais comuns (BURGER; GOCHFELD, 2005). O chumbo apresenta diversas fontes, desde deposição natural, como erosão e vulcanismo, até antrópica, como derramamentos de gasolina, disposição inadequada de efluentes industriais, corrosão de tubulações antigas, descarte inadequado de resíduos sólidos, fontes residuais de indústrias de cerâmica, corantes, bélicas e deposição de chumbada de redes de pesca (ANDRADE et al., 2010; BAIRD; CANN, 2012; BURGER; GOCHFELD, 2005; SPIRO; STIGLIANI, 2003). A biodisponibilidade do chumbo em ambientes aquáticos, depende muitas vezes do pH, da dureza e matéria orgânica da água. Quanto maior a dureza da água, maior será a precipitação do íon Pb (Pb^{++}) como carbonato de chumbo ($PbCO_3$), um composto solúvel, diminuindo a sua biodisponibilidade no meio (SPIRO; STIGLIANI, 2003). No entanto, quando o pH está baixo ele induz a dissolução do $PbCO_3$ (BAIRD; CANN, 2012), deixando-o livre no ambiente para a competição por sítios de ligação de cátions em células animais e vegetais, que podem comprometer toda a cadeia trófica (MARTINS; SILVA; DE ANDRADE, 2010; SILVA; MARTINS; DE ANDRADE, 2004).

A toxicidade do Pb resulta da interferência que este metal exerce no funcionamento das membranas celulares e enzimas, formando complexos estáveis com ligantes contendo enxofre, fósforo, nitrogênio ou oxigênio (MOREIRA; MOREIRA, 2004). Ele se desloca pela corrente sanguínea, depositando-se principalmente nos ossos, devido à competição pelos sítios de ligação do cálcio (Ca^{++}) (BAIRD; CANN, 2012; SPIRO; STIGLIANI, 2003). Assim, a intoxicação por chumbo em aves compromete o sistema neurológico, interferindo na capacidade de voo e na busca por alimento,

trazendo graves problemas a saúde das aves, incluindo redução do peso, do crescimento e a função metabólica (BURGER; GOCHFELD, 2000a, 2000b; KATAVOLOS et al., 2007).

2.1.3 Cromo (Cr)

As formas mais comuns e estáveis do cromo no ambiente são a trivalente Cr (III) e a hexavalente (VI), sendo a forma hexavalente considerada 100 vezes mais tóxica. No entanto, o Cr (III), na forma de óxidos, hidróxidos e sulfatos existe principalmente ligado a matéria orgânica do solo e dos ambientes aquáticos (CERVANTES et al., 2001).

O cromo é raramente encontrado em águas naturais, a sua utilização está ligada aos processos de coloração na indústria têxtil, de curtimento de couro, metalúrgicos na confecção de ligas de ferro para a fabricação de aço, entre outros (MARTINS; SILVA; DE ANDRADE, 2010; MOORE; RAMAMOORTHY, 2012; SILVA; MARTINS; DE ANDRADE, 2004).

O estudo de Lee e Kacew (2012), sugere que a bioacumulação do Cr^{3+} ocorre na biomassa planctônica o que constitui um importante elo na transferência deste elemento. Os efeitos crônicos da exposição ao cromo estão relacionados com o decréscimo no crescimento e tamanho do corpo, influenciando as taxas de reprodução e sobrevivência de organismos aquáticos.

O cromo tende a se acumular em sedimentos, mas em certas condições ambientais pode ser solubilizado e retornar ao meio. Na forma trivalente ele é muito mais reativo biologicamente, ligando-se a ácidos nucleicos e iniciando o processo de carcinogênese. Já na forma hexavalente é corrosiva e, nos seres humanos, pode causar úlceras na passagem nasal e na pele e induzir reações de hipersensibilidade cutânea (LEE; KACEW, 2012; MOORE; RAMAMOORTHY, 2012).

2.1.4 Cobre (Cu)

O cobre é um metal essencial à vida dos seres vivos, onde é encontrado amplamente na natureza em estado livre e em sulfitos, arsenitos, cloretos e carbonatos. Nos ambientes aquáticos é encontrado nas forma solúvel, particulada e coloidal (duas

últimas mais frequentes) e sua especiação em águas é determinada por características físicas, químicas e biológicas do ambiente (MOORE; RAMAMOORTHY, 2012).

As principais fontes no ambiente é pelos resíduos de mineração, pela produção de fertilizantes e efluentes domésticos e industriais, o qual é a principal fonte de entrada nos ambientes aquáticos (MOORE; RAMAMOORTHY, 2012).

A adsorção ao sedimento é seu principal transporte e ela varia de acordo com o tipo de sedimento, pH e presença de ligantes e óxidos de Fe e Mn, a sua desorção também está relacionada ao pH, salinidade e a presença de compostos quelantes e naturais ou artificiais (MORRIS; SALOMONS; FORSTNER, 1985; SALOMONS; FÖRSTNER, 1984).

O cobre é considerado como metal essencial em baixas concentrações em praticamente todos os seres vivos, pois ele tem sido identificado em inúmeras proteínas e também está envolvido na seleção das células aeróbias e na evolução de metaloproteínas e metaloenzimas (MOORE; RAMAMOORTHY, 2012). A absorção do Cu pelos organismos aquáticos depende das suas concentrações na água e nos sedimentos. Ele pode tornar-se extremamente tóxicos a esses organismos, dependendo do seu tempo de exposição (CAMPBELL, 1988).

2.1.5 Níquel (Ni)

O níquel, na forma elementar, raramente ocorre na natureza, mas seus compostos são encontrados em muitos minerais. Embora, o níquel, como metal puro, seja insolúvel na água, os seus sais são altamente solúveis, podendo estar presentes na água principalmente pelos despejos industriais, outras fontes que contribuem para a elevação de níquel nos solos e águas, estão os materiais agrícolas como os fertilizantes fosfatados que possuem uma pequena porção de níquel, a deposição atmosférica resultante da queima de combustíveis e óleos, combustão de carvão, fundição, mineração e aplicação de lodos de esgoto no solo (EVERHART, 1971; MALAVOLTA, 1994).

Em baixas concentrações, é um nutriente essencial para alguns organismos, no entanto suas concentrações elevadas podem causar problemas respiratórios. Os sais de níquel são mais tóxicos para as plantas em geral, que para animais. Para a vida aquática, os níveis de toxicidade são variáveis e determinados pelo pH e efeitos sinérgicos de outros metais (MALAVOLTA, 1994).

2.1.6 Zinco (Zn)

O zinco é considerado um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre e ocorre em diversos minerais e em diferentes formas (sulfetos ou carbonatos) (BROADLEY et al., 2007; CHANEY, 1993). Naturalmente entra no substrato através do intemperismo físico ou químico da rocha matriz do solo, se apresentando como Zn orgânico e inorgânico, e está disponível principalmente como Zn^{2+} , ou complexado com ligantes orgânicos (BROADLEY et al., 2007).

Já as principais fontes poluidoras de zinco são as atividades de mineração, uso agrícola de lodos de esgoto e materiais compostados bem como o uso de agroquímicos, tais como fertilizantes e pesticidas que contêm zinco (OHSE et al., 1997).

O zinco é um micronutriente essencial para os organismos, por ser um componente estrutural de muitas proteínas, além de ser particularmente indispensável para o crescimento das plantas, porém em altas concentrações tem potencial tóxico (AGUILERA et al., 2015; CHANEY, 1993).

É, porém, em relação aos peixes e organismos aquáticos que este metal exibe sua maior toxicidade, provocando mudanças adversas em sua morfologia e fisiologia, obstrução das guelras, crescimento e maturação retardados e morte. A toxicidade do zinco está relacionada com as reações de troca iônica existentes no meio hídrico. É inversamente proporcional à dureza e OD, e diretamente proporcional à temperatura (ANDRADE et al., 2010).

2.2 METAIS PESADOS E OS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

Os metais nos ecossistemas aquáticos, são distribuídos pelos compartimentos ambientais (solo, água e a parte animal e vegetal), dependendo de seus parâmetros físico-químicos, como pH, dureza e quantidade de matéria orgânica que interferem na sua biodisponibilidade, uma vez que competem por sítios de ligação com moléculas orgânicas e inorgânicas presentes no ambiente (SPIRO; STIGLIANI, 2003).

No ambiente aquático, os organismos podem sofrer os processos de bioacumulação e biomagnificação, sendo o processo de bioacumulação quando um organismo absorve os contaminantes disponíveis no meio sem conseguir eliminá-los, acumulando assim, em seus tecidos e órgãos com o passar dos anos (DE SOUZA SPINOSA; GÓRNIK; NETO, 2008). Já o processo de biomagnificação ocorre quando

esses contaminantes são transferidos pela cadeia trófica, passando de um nível trófico inferior para um superior até chegar no topo da cadeia (GUARATINI et. al., 2008; PEREIRA; EBECKEN, 2009).

Organismos aquáticos necessitam de pequenas quantidades de metais para a realização das suas funções biológicas como, ferro, cobre, zinco, entre outros, porém, metais como mercúrio, chumbo e cádmio são tóxicos para a vida desses organismos, não possuindo nenhuma função biológica e a sua acumulação pode leva-los à óbito (BAIRD, 2000; SPIRO; STIGLIANI, 2003). Dessa forma, as espécies aquáticas são muito utilizadas para estudos sobre qualidade ambiental, pois são sensíveis à esses contaminantes (BURGER; GOCHFELD, 2004).

Uma das formas de identificação e quantificação dos elementos presentes no ambiente é o monitoramento ambiental que pode basear-se em variáveis químicas, físicas ou biológicas (LAM; GRAY, 2003). Desse modo, se utiliza das variáveis como, matéria orgânica e pH (SUZUKI, 2000), luminosidade e pluviosidade e também a resposta de organismos em relação às modificações do meio (BURGER; GOCHFELD, 2004).

2.3 CONTAMINAÇÃO DE METAIS PESADOS EM AVES AQUÁTICAS

A exposição das aves aos metais pesados é, principalmente, pela ingestão de alimentos contaminados, entretanto, podem ainda se contaminar por inalação e absorção (BURGER; GOCHFELD, 2002). As aves são sensíveis e vulneráveis aos contaminantes, geralmente, por serem topo de cadeia alimentar e por apresentarem grande distribuição nos mais diversos ambientes (BORGHESI et al., 2016; CARVALHO et al., 2013; FINGER et al., 2017; BURGER et al., 2007), além disso, são organismos fáceis de capturar durante a época de reprodução, fáceis de identificar, se reproduzem anualmente em locais determinados e são animais de vida longa (FURNESS, 1997; MONTEIRO; FURNESS, 1995).

O processo dos metais nas aves ocorre primeiro pela ingestão, posteriormente são absorvidos pelo intestino e transportados pela corrente sanguínea, acumulando-se nos tecidos e sendo excretados através das penas, ovos e fezes, como uma forma de desintoxicação (MONTEIRO; FURNESS, 1995).

Muitos trabalhos vêm sendo desenvolvidos utilizando órgãos internos de aves, como cérebro, fígado, rins, ossos (e.g., FERREIRA; HORTA; DA CUNHA, 2010; JIN et al., 2012; KIM et al., 1996; LIMA; MEURER, 2013; MUIRHEAD; FURNESS, 1988; PÉREZ-LÓPEZ et al., 2006; SALAMAT et al., 2014; SAVINOV; GABRIELSEN; SAVINOVA, 2003; TAGGART et al., 2006; YOHANNES et al., 2017). No entanto, amostras de penas, sangue e fezes, também vem sendo muito utilizadas pelos pesquisadores, pois são consideradas amostras não-intrusivas aos organismos e são coletadas sem sacrificar os animais (ABDULLAH et al., 2015; BORGHESI et al., 2016; CARVALHO et al., 2013; FENSTAD et al., 2017; FINGER et al., 2017; ISANI, et al., 2013; TSIPOURA et al., 2017).

Os metais pesados nas aves aquáticas, como em outros organismos, prejudicam a reprodução, saúde e comportamento, causando alterações no crescimento das penas, no sistema imunológico, no desenvolvimento testicular e na qualidade do esperma, casca do ovo menos espessa, mal nutrição, entre outros (BURGER et al., 2008; DAUWE et al., 2005; HA et al., 2009).

2.4 ORDEM ANSERIFORME: FAMÍLIA ANATIDAE

Dentro da ordem dos anseriformes está a família Anatidae que compreendem os patos, gansos e cisnes (DEL HOYO; ELLIOTT; SARGATAL, 2004). Os anseriformes estão muito bem adaptados à vida aquática e são caracterizados por possuir dedos dos pés interligados por membranas de forma a funcionarem como um par de remos, sua plumagem é espessa e impermeável e a cobertura de penas protege os animais do frio e evitam que se encharquem devido a produção de uma substância gordurosa que é produzida pela glândula uropigial, onde cuidadosamente, a ave espalha nas penas com o bico, ajudando a flutuação (DEL HOYO; ELLIOTT; SARGATAL, 2004).

No mundo existem mais de 140 espécies de anatídeos, dos quais 24 são encontrados no Brasil e 21 dessas espécies estão no estado do Rio Grande do Sul, que possui uma grande variedade de habitats, sendo constituído por praias de areia com dunas litorâneas e uma cadeia compostas por cerca de 60 lagunas e banhados que compõem a sua planície costeira, sendo caracterizado como o maior estado em diversidade de espécies de aves aquáticas do Brasil (ANTAS et al., 1996; EFE et al., 2005).

Em relação aos metais pesados, muitos trabalhos vêm sendo realizados, pelo mundo, com aves pertencentes à família anatidae, avaliando amostras de penas, sangue e fezes e esses dados são apresentados na tabela 2.

Tabela 2. Estudos feitos com espécies de aves aquáticas pertencentes a família Anatidae.

Referência	País	Espécie	Nome Comum	Tipo de amostra	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
ALOUPI et al., 2015	Grécia	<i>Anser albifrons</i> <i>Anser erythropus</i>	Ganso-grande-de-testa-branca Ganso-pequeno-de-testa-branca	F	-	-	-	8,67 8,32	-
BEYER et al., 1998	EUA	<i>Cygnus columbianus</i>	Cisne-pequeno	F	-	-	-	880	-
BEYER; DAY, 2004	EUA	<i>Cygnus olor</i>	Cisne-branco	F	1,6	5,0	14,0	6,2	120,0
BINKOWSK I; SAWICKA- KAPUSTA, 2015	Polônia	<i>Anas platyrhynchos</i>	Pato-real	F	0,60	-	-	-	-
DAY et al., 2003	EUA	<i>Cygnus olor</i>	Cisne-branco	F	15,0	21,0	77,0	1500,0	1500,0
CARPENTE R et al., 2004	EUA	<i>Cygnus buccinator</i>	Cisne-trombeteiro	S	<0,05 a	-	0,17	1,0	11,2
GRUZ et al., 2015	Hungria	<i>Cygnus olor</i>	Cisne-branco	P	0,5	1,02 ± 0,90	10,24 ± 2,25	1,11 ± 1,23	-
ISANI et al., 2013	Itália	<i>Cygnus olor</i>	Cisne-branco	S	-	-	-	0,44 b	-
KATAVOL OS et al., 2007	Canadá	<i>Branta canadensis</i> <i>Cygnus buccinator</i>	Ganso-do-canadá Cisne-trombeteiro	S	-	-	-	10,0 b 3,6 b	-

KIM; OH, 2014	Coréia	<i>Anser albifrons</i>	Ganso-grande-de-testa-branca	P	1,47 ± 0,46	1,33 ± 0,27	19,2 ± 3,58		
MARTINEZ -HARO et al., 2013	Espanha	<i>Anser anser</i>	Ganso-bravo	F	-	-	-	2,98	-
MATEO et al., 2006	Espanha	<i>Anser anser</i>	Ganso-bravo	F	-	-	27,0	15,0	308,0
TSIPOURA et al., 2011	EUA	<i>Branta canadensis</i>	Ganso-do-canadá	P	0,09	1,36	-	1,91	-
WANG et al., 2016	China	<i>Cygnus cygnus</i>	Cisne-bravo	P / F	0,67 ± 0,01 / 5,28 ± 1,13	6,57 ± 0,59 / 12,29 ± 2,28	21,96 ± 5,33 / 11,68 ± 2,58	3,34 ± 1,13 / 8,27 ± 1,62	103,49 ± 3,29 / 49,57 ± 15,26

Nota: Concentrações dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Pb e Zn em $\mu\text{g g}^{-1}$ (Média) em amostras de fezes (F), penas (P) e sangue (S), considerando seu nível de contaminação – NC (A- alto, M- médio, B- baixo e N.A- não avaliado pelo autor).

^a <0,05 menor que limite de detecção

^b Amostra de sangue expressa em $\mu\text{g/mL}$

Para os indivíduos pertencentes à família Anatidae, maior parte dos trabalhos utiliza as fezes e o sangue como amostras para análise, como pode ver na tabela 2.

Para os cines e gansos, em geral, em relação a contaminação por metais (principalmente o chumbo) está relacionada com a ingestão de sedimentos acidentalmente à medida que se alimentam da vegetação (BEYER, 1998; BEYER; DAY, 2004; DAY et al., 2003; DAUWE et al., 2004; MATEO, et al. 2006). Para Day et al. (2003), as plantas aquáticas, das quais as aves aquáticas se alimentam, acumulam algumas ligações de metais, mas, em geral, não são susceptíveis de acumular quantidades suficientes (principalmente de chumbo) para ser tóxica as aves aquáticas.

Percebe-se que os trabalhos em que analisaram as fezes, encontraram grandes quantidades de chumbo (e.g., BEYER et al., 1998; BEYER; DAY, 2004; DAY et al., 2003; DAUWE et al., 2004; MATEO, et al. 2006; MARTINEZ-HARO et al., 2013), isto acontece, segundo os autores, porque o Pb ingerido é pouco absorvido no trato digestivo das aves, eliminado através de fezes entorno de 85-95% de Pb não absorvido. Além do mais, a análise das fezes permite uma avaliação da exposição recente e da contaminação local, uma vez que a retenção de alimentos ingeridos e ou sedimentos em aves aquáticas herbívoras costuma ser cerca de 2 horas (MARTINEZ-HARO et al., 2013).

Já as penas, em geral, crescem a partir de um folículo pequeno que tem um vaso sanguíneo ligado a ele assim, alguns elementos podem ser acumulados em penas crescentes, como são depositados em penas somente durante o período de crescimento de plumas quando o suprimento de sangue está intacto, a pena atua como registro de níveis de metal circulando na corrente sanguínea durante as semanas de formação de plumas. Portanto, a pena pode refletir a exposição a longo prazo de elementos contaminantes por causa das várias semanas que leva uma pluma a crescer (KIM; OH, 2014). A variação das concentrações dos elementos em diferentes penas de uma ave tem sido relacionada ao padrão de muda, diferenças na pigmentação e contaminação externa (DAUWE et al., 2003).

2.4.1 Cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*)

O cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*), imagem 1, é uma ave aquática pertencente à ordem dos Anseriformes, família Anatidae, onde fazem parte os

patos, gansos e cisnes (KEAR, 2005; NAROSKI;YZURIETA, 2010). Além do *C. melanocoryphus*, há mais seis espécies de cisnes distribuídas pelo mundo, o cisne-branco (*Cygnus olor*), cisne-negro (*Cygnus atratus*), cisne trombeteiro (*Cygnus buccinator*), cisne-da-tundra (*Cygnus colombianus*), cisne-bravo (*Cygnus cygnus*), cisne-pequeno (*Cygnus bewickii*) (SILVA; SCHLATTER; SOTO-GAMBOA, 2012).

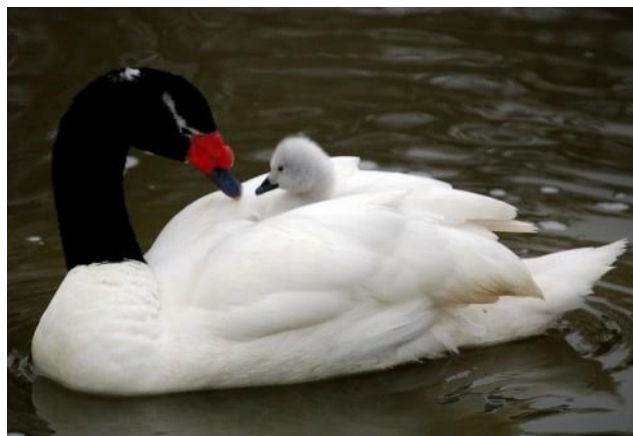


Imagem 1. Cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*). Fonte: Google Imagens

O *C. melanocoryphus* é endêmico da América do Sul e sua população está estimada em 100.000 indivíduos que se encontram distribuídos pelo Brasil, Paraguai, Uruguai, Argentina e Chile (NORAMBUENA; BOZINOVIC, 2009a; SCHLATTER, 1991; GONZÁLEZ-ACUÑA et al., 2010). Os cisnes-de-pescoço-preto vivem em banhados extensos e em águas pouco profundas, doces, salobres ou marinhas, com abundante massa vegetal (FIGUEROA-FÁBREGA et al., 2006), são diurnos e passam maior parte do tempo forrageando (CORTI; SCHLATTER, 2002). São aves migratórias e realizam movimentos locais em resposta as condições climáticas, principalmente o nível de água, à medida que as zonas úmidas mais pequenas secam no verão, fazendo com que os cisnes se desloquem para áreas com maiores massas de água (CORTI; SCHLATTER, 2002; KEAR, 2005).

Os cisnes apresentam nove rêmiges primárias (que são responsáveis pela capacidade de voo das aves), na época de muda, ao contrário de algumas aves, eles apresentam muda simultânea, trocando todas as penas e, assim, não podendo alçar voo. As penas primárias crescem aproximadamente 6 mm/dia, após a muda, o que significa que até atingir seu tamanho total (aprox. 300 mm), ele fica na lagoa por um período de aproximadamente 45 dias (DIJK E EERDEN, 1991; ROHWER et al., 2009).

É uma ave aquática herbívora (CORTI; SCHLATTER, 2002; NORAMBUENA; CECILIA NORAMBUENA; BOZINOVIC, 2009), cuja a espécie vegetal elódea (*Egeria densa*) é o seu principal alimento (ARTACHO et al., 2007a; CORTI; SCHLATTER, 2002; GONZÁLEZ; FARIÑA, 2013; LOPETEGUI et al., 2007).

Os machos são geralmente maiores que as fêmeas e eles constroem o ninho juntos em meio ao junco, formam casais monogâmicos e vivem em grupos com indivíduos aparentados, que possivelmente permanecem juntos durante toda a vida (KEAR, 2005; SILVA; SCHLATTER; SOTO-GAMBOA et al., 2012). Na América do Sul, a estação de reprodução geralmente se estende de julho a janeiro (SCHLATTER et al 1991) e a postura ocorre principalmente entre os meses de julho e agosto, embora alguns pares possam começar em junho. Já no hemisfério norte os cisnes nidificam mais cedo, nos meses de fevereiro e março, ou até mesmo em janeiro, em invernos suaves (KEAR, 2005). As fêmeas de *C. melanocoryphus* colocam de 3 a 7 ovos, que são incubados durante um período aproximado de 35 dias, depois que nascem os filhotes são carregados no dorso da fêmea durante duas ou três semanas de idade, para mantê-los aquecidos e seguros contra predadores (KEAR, 2005; SILVA; SCHLATTER; SOTO-GAMBOA et al., 2012).

Os trabalhos realizados com o cisne-de-pescoço-preto, são em relação a sua biologia, distribuição, reprodução e estado nutricional (e.g., ARTACHO et al., 2007a, 2007b; BRENNER et al., 2007; CURSACH et al., 2015; GONZALEZ-ACUNA et al., 2010; GONZÁLEZ; FARIÑA, 2013; JARAMILLO LOPETEGUI et al., 2007; NESPOLO et al., 2008; NORAMBUENA; BOZINOVIC, 2009a, 2009b; NORAMBUENA; CECILIA NORAMBUENA; BOZINOVIC, 2009; SEIJAS, 1996) e pouco se sabe a influência dos metais pesados nesses organismos.

2.5 O IMPACTO DA RIZICULTURA NA LAGOA MANGUEIRA

O Estado do Rio Grande do Sul apresenta, como uma característica marcante, uma enorme planície costeira com uma vasta extensão de corpos hídricos e áreas úmidas, cerca de 30.332 Km² (MALTCHIK et al. 2003). Sua região costeira é privilegiada pelo grande número de rios e lagoas, abrigando um dos maiores complexos lagunares do mundo (Laguna dos Patos – Lagoa Mirim – Lagoa Mangureira, sendo as duas últimas adjacentes à Lagoa dos Peixes) (ARTIOLI et al., 2009; IRGA, 2014). Por essa razão,

que o Estado do Rio Grande do Sul (RS), se destaca como maior produtor nacional de arroz irrigado, sendo responsável por mais de 60% do total produzido no Brasil (CONAB, 2015) e representando mais que 3% do PIB do Estado (IRGA, 2014). Além da produção de arroz, essas águas também são utilizadas para a pecuária e para o abastecimento doméstico da população rural (ANDRADE et al., 2012; ATTISANO et al., 2008). No entanto, esse sistema de lagoas costeiras foram apontadas pela Convenção de Ramsar (2006) como uma das cinco áreas brasileiras de relevância internacional do ponto de vista ambiental.

A lagoa Mangueira é separada do oceano por uma barreira arenosa e possui uma área de 820 km² e comprimento de 100 km, é um sistema raso, fechado e sem efeitos de marés. Ela está parcialmente inserida na Unidade de Conservação Estação Ecológica do Taim (ESEC do Taim), com 92 km de comprimento e de 2 a 6 km de largura, com uma profundidade média de 1,5 a 6 metros (DELANEY, 1965), essa área é conhecida por sua função como ponto de descanso e nidificação de aves migratórias (DIAS;BURGER, 2005).

No entorno da lagoa Mangueira há diversas lavouras de arroz e grande parte da água utilizada para rizicultura é captada da lagoa e posteriormente é devolvida juntamente com os efluentes contendo defensivos agrícolas. O cultivo do arroz é responsável pela destruição e fragmentação de habitats, além de utilizar um grande volume de água para irrigação, onde acabam empregando adubos, inseticidas e herbicidas, que causam impactos negativos nos ecossistemas naturais que ficam ao redor (DIAS;BURGER, 2005).

Segundo Milani et al. 2008, as águas superficiais da Lagoa Mangueira possuem concentrações de macro e micronutrientes mais elevadas que outros corpos lagunares da região, como as Lagoas Mirim e Patos. Até o presente momento acreditava-se que as águas subterrâneas fossem as responsáveis por esse enriquecimento, no entanto, o estudo realizado mostra que isso acontece apenas para alguns elementos, como fosfato, silicato, amônio, nitrito e ferro, e que outras fontes podem estar envolvidas na inserção de outros elementos na coluna d'água, como os relacionados a atividade de cultivo de arroz.

Camargo et al. 2000, avaliou os teores de metais em fertilizantes fosfatados usualmente utilizados em latossolos cultivados com arroz, similares ao solo da região

em estudo, onde os teores médios de Cd, Ni, Fe, Cu, Mn e Zn no superfosfato triplo foi de 1,7; 785,3; 1063; 8,9; 163,6 e 8,4 mg kg⁻¹, respectivamente. Essa quantidade de metais nos fertilizantes é resultado da ocorrência natural de vários metais pesados em rochas fosfáticas e de não serem eliminados no processo de manufatura. Assim, pela baixa permeabilidade do solo da região, os contaminantes são carregados para a lagoa Mangueira, impactando o ambiente.

Considerando essas informações, o objetivo deste estudo é avaliar as concentrações dos metais Cobre (Cu), Cádmi (Cd), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) presentes nas duas vias de excreção (fezes e penas) e uma via de circulação (sangue), comparando sazonalmente, entre os sexos e idades e ver se há relação entre o tamanho da nona pena da asa dessa espécie com as concentrações desses metais.

3 REFERÊNCIAS

ABDULLAH, M. et al. Avian feathers as a non-destructive bio-monitoring tool of trace metals signatures: A case study from severely contaminated areas. **Chemosphere**, v. 119, p. 553–561, 2015.

AGUILERA, P. et al. Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Acidic Soils and Their Contribution to Aluminum Phytotoxicity Alleviation. In: **Signaling and Communication in Plants**. [s.l: s.n.]. p. 203–228.

ALOUPI, M. et al. Lesser White-fronted (*Anser erythropus*) and Greater White-fronted (*A. albifrons*) Geese wintering in Greek wetlands are not threatened by Pb through shot ingestion. **The Science of the total environment**, v. 527-528, p. 279–286, 15 set. 2015.

ANCORA, S. et al. Heavy metals in flamingos (*Phoenicopterus ruber*) from Italian wetlands: the problem of ingestion of lead shot. **Environmental research**, v. 107, n. 2, p. 229–236, jun. 2008.

ANDRADE, A. F. M. DE et al. Teor de zinco, cádmio e chumbo em plantas de arroz em solos incubados com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 10, p. 1087–1093, 2010.

- ANDRADE, C. F. F. et al. Fluxos de nutrientes associados às descargas de água subterrânea para a Lagoa Mangueira (Rio Grande do Sul, Brasil). **Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 5–10, 2012.
- ANTAS, P. T. Z. et al. Monitoring anatidae populations in Rio Grande do Sul State, South Brazil. **Gibier faune sauvage**, v. 13, p. 513-530, 1996.
- ARTACHO, P. et al. Blood biochemistry reveals malnutrition in black-necked swans (*Cygnus melanocoryphus*) living in a conservation priority area. **Comparative biochemistry and physiology. Part A, Molecular & integrative physiology**, v. 146, n. 2, p. 283–290, 2007a.
- ARTACHO, P. et al. Using haematological parameters to infer the health and nutritional status of an endangered black-necked swan population. **Comparative biochemistry and physiology. Part A, Molecular & integrative physiology**, v. 147, n. 4, p. 1060–1066, ago. 2007b.
- ARTIOLI, L. G. S. et al. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 99, n. 4, p. 409–418, 2009.
- ATTISANO, K. K. et al. Evidences of continental groundwater inputs to the shelf zone in Albardão, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 56, n. 3, p. 189–200, 2008.
- BAIRD, C. **Química Ambiental (4a. Ed.)**. [s.l.] Bookman, 2000.
- BAIRD, C.; CANN, M. **Environmental Chemistry**. [s.l.] W.H. Freeman, 2012.
- BATTAGLIA, A. et al. Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctua*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 60, n. 1, p. 61–66, jan. 2005.
- BEYER, W. N. et al. Relation of lead exposure to sediment ingestion in mute swans on the Chesapeake Bay, USA. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 17, n. 11, p. 2298, 1998.

BEYER, W. N. et al. Zinc and lead poisoning in wild birds in the tri-state mining district (Oklahoma, Kansas, and Missouri). **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 48, n. 1, p. 108–117, jan. 2005.

BEYER, W. N.; DAY, D. Role of manganese oxides in the exposure of mute swans (*Cygnus olor*) to Pb and other elements in the Chesapeake Bay, USA. **Environmental pollution**, v. 129, n. 2, p. 229–235, 2004.

BINKOWSKI, Ł. J. et al. Lead isotope ratio measurements as indicators for the source of lead poisoning in Mute swans (*Cygnus olor*) wintering in Puck Bay (northern Poland). **Chemosphere**, v. 164, p. 436–442, dez. 2016.

BORGHESI, F. et al. Metals and trace elements in feathers: A geochemical approach to avoid misinterpretation of analytical responses. **The Science of the total environment**, v. 544, p. 476–494, 2016.

BORGHESI, F. et al. Metals and trace elements in feathers: A geochemical approach to avoid misinterpretation of analytical responses. **The Science of the total environment**, v. 544, p. 476–494, 2016.

BRENNER, D. et al. Concurrent west Nile virus and mycobacterium avium infection in a black-necked swan (*Cygnus melanocoryphus*). **Journal of zoo and wildlife medicine**, v. 38, n. 2, p. 357–362, 2007.

BROADLEY, M. R. et al. Zinc in plants. **The New phytologist**, v. 173, n. 4, p. 677–702, 2007.

BURGER, J. et al. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*) and Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. **The Science of the total environment**, v. 398, n. 1-3, p. 20–25, 2008.

BURGER, J. et al. Mercury, arsenic, cadmium, chromium lead, and selenium in feathers of pigeon guillemots (*Cephus columba*) from Prince William Sound and the Aleutian Islands of Alaska. **The Science of the total environment**, v. 387, n. 1-3, p. 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**, v. 122, p. 11–17, abr. 2013.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Bonaparte's Gull (*Larus philadelphia*). **The Birds of North America Online**, 2002.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Effects of Lead on Learning in Herring Gulls: An Avian Wildlife Model for Neurobehavioral Deficits. **Neurotoxicology**, v. 26, n. 4, p. 615–624, 2005.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. **EcoHealth**, v. 1, n. 3, 2004.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Metals in albatross feathers from midway atoll: influence of species, age, and nest location. **Environmental research**, v. 82, n. 3, p. 207–221, mar. 2000.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Metals in Albatross Feathers from Midway Atoll: Influence of Species, Age, and Nest Location. **Environmental research**, v. 82, n. 3, p. 207–221, 2000a.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. **The Science of the total environment**, v. 257, n. 1, p. 37–52, 2000b.

BUSS, D. F. et al. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465–473, 2003.

CALDAS, J. S.; FILHO, P. J. S. Determinação de Cu, Pb e Zn no sedimento da Região do Pontal da Barra, Laranjal (Laguna dos Patos, Pelotas – RS, Brasil). **Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology**, v. 17, n. 1, p. 13, 2013.

CAMARGO, M. S. DE et al. Adubação fosfatada e metais pesados em Latossolo cultivado com arroz. **Scientia. Agrícola**, v. 57, n. 3, p. 513-518, 2000.

- CAMPBELL, I. M. Catalytic action by enzymes. In: **Catalysis at Surfaces**. [s.l: s.n.]. p. 183–199.
- CARPENTER, J. W.; ANDREWS, G. A.; NELSON BEYER, W. Zinc Toxicosis in a Free-flying Trumpeter Swan (*Cygnus buccinator*). **Journal of wildlife diseases**, v. 40, n. 4, p. 769–774, 2004.
- CARVALHO, P. C. et al. Metal and selenium concentrations in blood and feathers of petrels of the genus Procellaria. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 32, n. 7, p. 1641–1648, jul. 2013.
- CERVANTES, C. et al. Interactions of chromium with microorganisms and plants. **FEMS microbiology reviews**, v. 25, n. 3, p. 335–347, maio 2001.
- CHANEY, R. L. Zinc Phytotoxicity. In: **Zinc in Soils and Plants**. [s.l: s.n.]. p. 135–150.
- COMPANHIA BRASILEIRA DE ABASTECIMENTO (CONAB). Acompanhamento da safra brasileira de grãos, v. 2 - Safra 2014/15, n. 11 – Décimo primeiro levantamento, Brasília, p. 1-101, Ago. 2015. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/15_08_11_08_55_08_boletim_graos_a_gosto_2015.pdf. Acesso em: 07 maio 2017.
- CORTI, P.; SCHLATTER, R. P. Feeding Ecology of the Black-necked Swan *Cygnus melancoryphus* in Two Wetlands of Southern Chile. **Studies on neotropical fauna and environment**, v. 37, n. 1, p. 9–14, 2002.
- COSTA, S. DE C.; DE CARVALHO COSTA, S.; HARTZ, S. M. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. **Brazilian archives of biology and technology**, v. 52, n. 1, p. 241–250, 2009.
- CURSACH, J. A. et al. Alimentación del cisne de cuello negro *Cygnus melanocoryphus* (Aves: Anatidae) en un humedal marino de Chiloé, sur de Chile. **Gayana**, v. 79, n. 2, p. 137–146, 2015.

DAUWE, T. et al. Heavy-Metal Concentrations in Female Laying Great Tits (*Parus major*) and Their Clutches. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 49, n. 2, p. 249–256, 2005.

DAUWE, T. et al. Relationships between metal concentrations in great tit nestlings and their environment and food. **Environmental pollution**, v. 131, n. 3, p. 373–380, out. 2004.

DAY, D. D. et al. Toxicity of lead-contaminated sediment to mute swans. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 44, n. 4, p. 510–522, maio 2003.

DE SOUZA SPINOSA, H.; GÓRNIK, S. L.; NETO, J. P. **Toxicologia aplicada à medicina veterinária**. [s.l.: s.n.].

DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. **Handbook of the Birds of the World: Cotingas to pipits and wagtails**. [s.l.: s.n.].

DELANEY, P. J. V. **Fisiografia geologia de superfície da planície costeira do Rio Grande do Sul**. [s.l.: s.n.].

DIAS, R. A.; BURGER, M. I. A assembléia de aves de áreas úmidas em dois sistemas de cultivo de arroz irrigado no extremo sul do Brasil. *Ararajuba*, v. 13, n. 1, p. 63-80, 2005.

EEVA, T., LEHIKONEN, E. Growth and mortality of nestling great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in a heavy metal pollution gradient. **Oecologia**, n. 108, p. 631-639, 1996.

EFE, A. M. et al. Análise das fichas individuais de controle no processo de caça de anatídeos no Rio Grande do Sul. **Ornithologia**, v. 1, n. 1, p. 7-12, 2005.

ELDER, J. F. **Metal Biogeochemistry in Surface-water Systems: A Review of Principles and Concepts**. [s.l.: s.n.].

EPA (2011) United States Environmental Protection Agency, CERCLA Overview. <<http://epa.gov/superfund/policy/cercla.htm>> Acesso em: 20 Agosto 2016.

EVERHART, J. L. Nickel. In: **Engineering Properties of Nickel and Nickel Alloys**. [s.l.: s.n.]. p. 8–31.

- FENSTAD, A. A. et al. Blood and feather concentrations of toxic elements in a Baltic and an Arctic seabird population. **Marine pollution bulletin**, v. 114, n. 2, p. 1152–1158, 2017.
- FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; DA CUNHA, C. DE L. N. 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. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 2, p. 229–241, 2010.
- FIGUEROA-FABREGA L.; GALAZ, J.; MERINO, C. Conocimiento y conservación del cisne de cuello negro *Cygnus melancoryphus* (Molina, 1782) en el humedal del río Cruces, Valdivia, Chile. **Gestión Ambiental**, v. 12, p. 77-89, 2006.
- FINGER, A. et al. Metals and metalloids in Little Penguin (*Eudyptula minor*) prey, blood and faeces. **Environmental pollution**, v. 223, p. 567–574, abr. 2017.
- FINGER, A. et al. The Little Penguin (*Eudyptula minor*) as an indicator of coastal trace metal pollution. **Environmental pollution**, v. 205, p. 365–377, out. 2015.
- FITZNER, R.E., GRAY, R.H., HINS, W.T., 1995. Heavy metal concentrations in great blue heron fecal castings in Washington State: a technique for monitoring regional and global trends in environmental contaminants. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, n. 55, p. 398-403, 1995.
- FOURNIER, F. et al. The oral bioavailability and toxicokinetics of methylmercury in common loon (*Gavia immer*) chicks. **Comparative biochemistry and physiology. Part A, Molecular & integrative physiology**, v. 133, n. 3, p. 703–714, nov. 2002.
- FURNESS, R. Seabirds as monitors of the marine environment. **ICES journal of marine science: journal du conseil**, v. 54, n. 4, p. 726–737, 1997.
- GOCHFELD, M. Spatial Patterns in a Bioindicator: Heavy Metal and Selenium Concentration in Eggs of Herring Gulls (*Larus argentatus*) in the New York Bight. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 33, n. 1, p. 63–70, 1997.
- GOCHFELD, M.; BURGER, J. Effects of Chemicals and Pollution on Seabirds. In: **Marine Biology**. [s.l: s.n.]. p. 485–526.

GONZÁLEZ, A. L.; FARIÑA, J. M. Changes in the Abundance and Distribution of Black-necked Swans (*Cygnus melancoryphus*) in the Carlos Anwandter Nature Sanctuary and Adjacent Wetlands, Valdivia, Chile. **Waterbirds / The Waterbird Society**, v. 36, n. 4, p. 507–514, 2013.

GONZALEZ-ACUNA, D. et al. Checklist of the parasites of the black-necked swan, *Cygnus melanocoryphus* (Aves: Anatidae), with new records from Chile. **Zootaxa**, v. 2637, n. 1, p. 55, 2010.

GRAND, J. B. et al. Concentrations of trace elements in eggs and blood of spectacled and common eiders on the Yukon-Kuskokwim Delta, Alaska, USA. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 21, n. 8, p. 1673–1678, ago. 2002.

GRÚZ, A. et al. Monitoring of heavy metal burden in mute swan (*Cygnus olor*). **Environmental science and pollution research international**, v. 22, n. 20, p. 15903–15909, out. 2015.

GUARATINI, T. Ecotoxicologia. In: OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. O. **Fundamentos de Toxicologia**. 3ª ed., São Paulo: Atheneu, p. 125-142, 2008.

HA, M. et al. Low blood levels of lead and mercury and symptoms of attention deficit hyperactivity in children: a report of the children's health and environment research (CHEER). **Neurotoxicology**, v. 30, n. 1, p. 31–36, jan. 2009.

IKEMOTO, T. et al. Non-destructive monitoring of trace element levels in short-tailed albatrosses (*Phoebastria albatrus*) and black-footed albatrosses (*Phoebastria nigripes*) from Torishima Island, Japan using eggs and blood. **Marine pollution bulletin**, v. 51, n. 8-12, p. 889–895, 14 jul. 2005.

INSTITUTO CHICO MENDES (ICMBio). Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/marinho/unidades-de-conservacao-marinho/2257-esec-do-taim.html?highlight=WyJ0YWltIl0=>> Acesso em: 27 nov. 2014.

INSTITUTO RIO GRANDENSE DO ARROZ – IRGA. Rio Grande do Sul 2013. In <<http://www.irga.rs.gov.br/inicial>>. Acesso em 06 de maio 2017.

ISANI, G. et al. Trace Elements (Pb, Zn, Cu) in Blood of Mute Swan (*Cygnus olor*) from the Isonzo River Nature Reserve (Italy). **Pakistan veterinary journal**, v. 33, n. 4, p. 481–485, 2013.

JARAMILLO LOPETEGUI, E. et al. Emigration and Mortality of Black-necked Swans (*Cygnus melancoryphus*) and Disappearance of the Macrophyte *Egeria densa* in a Ramsar Wetland Site of Southern Chile. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 7, p. 607–610, 2007.

JIN, S.-D. et al. Heavy Metal Accumulations of 4 Species of Anseriformes in Korea. **Journal of Korean Nature**, v. 5, n. 4, p. 345–349, 2012.

KAHLE, S.; BECKER, P. H. Bird blood as bioindicator for mercury in the environment. **Chemosphere**, v. 39, n. 14, p. 2451–2457, dez. 1999.

KATAVOLOS, P. et al. The effect of lead poisoning on hematologic and biochemical values in trumpeter swans and Canada geese. **Veterinary clinical pathology / American Society for Veterinary Clinical Pathology**, v. 36, n. 4, p. 341–347, dez. 2007.

KAY, K. Toxicology of pesticides: Recent advances. **Environmental research**, v. 6, n. 2, p. 202–243, 1973.

KEAR, J. **Ducks, geese and swans**. Oxford, v.1, 2005.

KIM, E. Y. et al. Metal accumulation in tissues of seabirds from Chaun, northeast Siberia, Russia. **Environmental pollution**, v. 92, n. 3, p. 247–252, 1996.

KIM, J.; OH, J.-M. Concentration of trace elements in feathers of waterfowl, Korea. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 12, p. 8517–8525, dez. 2014.

KOJADINOVIC, J. et al. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (Western Indian ocean): part 1-factors influencing their bioaccumulation. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 52, n. 3, p. 418–430, abr. 2007.

LAM, P. K. S.; GRAY, J. S. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. **Marine pollution bulletin**, v. 46, n. 2, p. 182–186, 2003.

LEE, B.-M.; KACEW, S. **Lu's Basic Toxicology: Fundamentals, Target Organs, and Risk Assessment, Sixth Edition.** [s.l.] CRC Press, 2012.

LIMA, C. V. S. DE; MEURER, E. J. Elementos-traço no solo, nas águas e nas plantas de uma lavoura de arroz irrigado do Rio Grande do Sul. **Revista de estudos ambientais**, v.1, n.1, p. 20-30, 2013.

LUCIA, M. et al. Insight on trace element detoxification in the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) through genetic, enzymatic and metallothionein analyses. **The Science of the total environment**, v. 423, p. 73–83, 15 abr. 2012.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fatos.** [s.l.: s.n.].

MALIK, R. N.; ZEB, N. Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis* L., as a biomonitor of heavy metal pollution, Pakistan. **Ecotoxicology**, v. 18, n. 5, p. 522–536, jul. 2009.

MARTINEZ-HARO, M. et al. Monitoring of Pb Exposure in Waterfowl Ten Years after a Mine Spill through the Use of Noninvasive Sampling. **PloS one**, v. 8, n. 2, p. 572-95, 2013.

MARTINEZ-HARO, M.; GREEN, A. J.; MATEO, R. Effects of lead exposure on oxidative stress biomarkers and plasma biochemistry in waterbirds in the field. **Environmental research**, v. 111, n. 4, p. 530–538, maio 2011.

MARTINS, C. R.; SILVA, L. A.; DE ANDRADE, J. B. Sulfetos: por que nem todos são insolúveis? **Química Nova**, v. 33, n. 10, p. 2283–2286, 2010.

MATEO, R. et al. Altered porphyrin excretion and histopathology of greylag geese (*Anser anser*) exposed to soil contaminated with lead and arsenic in the Guadalquivir Marshes, southwestern Spain. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 25, n. 1, p. 203–212, 2006.

MATEO, R. et al. Altered porphyrin excretion and histopathology of greylag geese (*Anser anser*) exposed to soil contaminated with lead and arsenic in the Guadalquivir Marshes, southwestern Spain. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 25, n. 1, p. 203–212, jan. 2006.

- MONTEIRO, L. R.; FURNESS, R. W. Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. **Water, Air, & Soil Pollution: Focus**, v. 80, n. 1-4, p. 851–870, 1995.
- MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. **Heavy Metals in Natural Waters: Applied Monitoring and Impact Assessment**. [s.l.] Springer Science & Business Media, 2012.
- MORAES, D. S. DE L.; DE LIMA MORAES, D. S.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370–374, 2002.
- MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. **Química Nova**, v. 27, n. 2, p. 251–260, 2004.
- MORRIS, A.; SALOMONS, W.; FORSTNER, U. Metals in the Hydrocycle. **The Journal of applied ecology**, v. 22, n. 3, p. 1028, 1985.
- MORTIMER, M. R. Pesticide and Trace Metal Concentrations in Queensland Estuarine Crabs. **Marine pollution bulletin**, v. 41, n. 7-12, p. 359–366, 2000.
- MUIRHEAD, S. J.; FURNESS, R. W. Heavy metal concentrations in the tissues of seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean. **Marine pollution bulletin**, v. 19, n. 6, p. 278–283, 1988.
- NAROSKI, T.; YZURIETA, D. **Aves da Argentina e Uruguay: guía de identificación**. 16ª ed., Buenos Aires, 2010.
- NESPOLO, R. F. et al. Short-term thermoregulatory adjustments in a South American anseriform, the black-necked swan (*Cygnus melanocoryphus*). **Comparative biochemistry and physiology. Part A, Molecular & integrative physiology**, v. 150, n. 3, p. 366–368, 2008.
- NORAMBUENA, M. C.; BOZINOVIC, F. Effect of malnutrition on iron homeostasis in black-necked swans (*Cygnus melanocoryphus*). **Journal of zoo and wildlife medicine: official publication of the American Association of Zoo Veterinarians**, v. 40, n. 4, p. 624–631, dez. 2009b.

NORAMBUENA, M. C.; BOZINOVIC, F. Health and nutritional status of a perturbed black-necked swan (*Cygnus melanocoryphus*) population: diet quality. **Journal of zoo and wildlife medicine: official publication of the American Association of Zoo Veterinarians**, v. 40, n. 4, p. 607–616, dez. 2009a.

NORAMBUENA, M. C.; CECILIA NORAMBUENA, M.; BOZINOVIC, F. Mineral Metabolism in a Black-Necked Swan (*Cygnus melanocoryphus*) Population from Southern Chile. **Journal of zoo and wildlife medicine: official publication of the American Association of Zoo Veterinarians**, v. 40, n. 4, p. 617–623, 2009.

OGA, S.; DE ALMEIDA CAMARGO, M. M.; DE OLIVEIRA BATISTUZZO, J. A. **Fundamentos de toxicologia**. [s.l: s.n.].

OHSE, S. et al. Efeito de fontes e doses de zinco sobre a germinação e o vigor de sementes de arroz irrigado. **Revista brasileira de sementes = Brazilian seed journal**, v. 19, n. 2, p. 369–373, 1997.

PADILHA, J. D. A. et al. Concentrações de cádmio, estanho e cobre em penas de atobás (*Sula leucogaster*) e fragatas (*Fregata magnificens*) do Monumento Natural das Ilhas Cagarras, Rio de Janeiro, Brasil. **Natural Resources**, v. 3, n. 2, p. 14, 2014.

PEREIRA, G. C.; EBECKEN, N. F. F. Knowledge discovering for coastal waters classification. **Expert systems with applications**, v. 36, n. 4, p. 8604–8609, 2009.

PÉREZ-LÓPEZ, M. et al. Heavy metal and arsenic content in seabirds affected by the Prestige oil spill on the Galician coast (NW Spain). **The Science of the total environment**, v. 359, n. 1-3, p. 209–220, 15 abr. 2006.

PINHO, G. L. L. et al. Physiological effects of copper in the euryhaline copepod *Acartia tonsa*: Waterborne versus waterborne plus dietborne exposure. **Aquatic toxicology**, v. 84, n. 1, p. 62–70, 2007.

RAMSAR CONVENTION. Disponível em: < <https://rsisdev.ramsar.org/ris/603>> Acesso em: 27 nov. 2014.

RASMUSSEN BETEMPS, G. et al. Caracterização físico-química da água e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho arroio do padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**, v. 11, n. 02, p. 4–20, 2014.

RIBEIRO, E. V. et al. Metais pesados e qualidade da agua do rio são francisco no segmento entre três marias e pirapora - mg: índice de contaminação. **Revista Geonomos**, v. 20, n. 1, 2012.

RUSSEL, J. B. **Química Geral**. São Paulo, 2ªed.,v.1, 1994.

SALAMAT, N. et al. Heavy metals in selected tissues and histopathological changes in liver and kidney of common moorhen (*Gallinula chloropus*) from Anzali Wetland, the south Caspian Sea, Iran. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 110, p. 298–307, 2014.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. Summary and Outlook. In: **Metals in the Hydrocycle**. [s.l: s.n.]. p. 287–290.

SANTANA, G. P.; DE SOUZA ROSA BARRONCAS, P. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus (AM). **Acta Amazonica**, v. 37, n. 1, p. 111–118, 2007.

SAVINOV, V. M.; GABRIELSEN, G. W.; SAVINOVA, T. N. Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter-specific and geographical differences. **The Science of the total environment**, v. 306, n. 1-3, p. 133–158, 1 maio 2003.

SCHEUHAMMER, A. M. Influence of reduced dietary calcium on the accumulation and effects of lead, cadmium, and aluminum in birds. **Environmental pollution**, v. 94, n. 3, p. 337–343, 1996.

SCHMITT-JANSEN, M. et al. An ecological perspective in aquatic ecotoxicology: Approaches and challenges. **Basic and applied ecology**, v. 9, n. 4, p. 337–345, 2008.

SEIJAS, M. S. identificación individual en el cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) a traves de la linea ocular. **Ornitologia neotropical**, n. 7, p. 171-172, 1996.

SILVA, C. P.; SCHLATTER, R. P.; SOTO-GAMBOA, M. Reproductive biology and pair behavior during incubation of the black-necked swan (*Cygnus melanocoryphus*). **Ornitologia neotropical**, v. 23, p. 555-567, 2012.

SILVA, L. A.; MARTINS, C. R.; DE ANDRADE, J. B. Por que todos os nitratos são solúveis? **Química Nova**, v. 27, n. 6, p. 1016–1020, 2004.

SKOOG; HOLLER; CROUCH. **Basic Select-Principles of Instrumental Analysis**. [s.l.] Thomson, 2006.

SOUZA, V. DE. **Avaliação da contaminação do solo por metais tóxicos (cádmio, cromo, chumbo e alumínio) em estandes de tiro no estado do Paraná/Brasil**. [s.l.: s.n.].

SPIRO, T.; STIGLIANI, W. M. **Química medioambiental**. [s.l.] PRENTICE HALL, 2003.

SUZUKI, H. Microfabrication of chemical sensors and biosensors for environmental monitoring. **Materials Science and Engineering: C**, v. 12, n. 1-2, p. 55–61, 2000.

TAGGART, M. A. et al. After the Aznalcóllar mine spill: Arsenic, zinc, selenium, lead and copper levels in the livers and bones of five waterfowl species. **Environmental research**, v. 100, n. 3, p. 349–361, 2006.

THOMPSON, D. R.; DOWDING, J. E. Site-Specific Heavy Metal Concentrations in Blood of South Island Pied Oystercatchers *Haematopus ostralegus finschi* from the Auckland Region, New Zealand. **Marine pollution bulletin**, v. 38, n. 3, p. 202–206, 1999.

TSIPOURA, N. et al. Metal Levels in Shorebird Feathers and Blood During Migration Through Delaware Bay. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 72, n. 4, p. 562–574, maio 2017.

VAN DER MERWE, D. et al. Adverse health effects in canada geese (*Branta canadensis*) associated with waste from zinc and lead mines in the tri-state mining district (Kansas, Oklahoma, and Missouri, USA). **Journal of wildlife diseases**, v. 47, n. 3, p. 650–660, 2011.

VINODHINI, R.; NARAYANAN, M. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 5, n. 2, p. 179–182, 2008.

WALLNER-KERSANACH, M. et al. In situ measurement of trace metals in estuarine waters of Patos Lagoon using diffusive gradients in thin films (DGT). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 20, n. 2, p. 333–340, 2009.

WANG, F. et al. Trace element exposure of whooper swans (*Cygnus cygnus*) wintering in a marine lagoon (Swan Lake), northern China. *Marine pollution bulletin*, v. 119, n. 2, p. 60–67, 2017.

WANLESS, S. et al. Low energy values of fish as a probable cause of a major seabird breeding failure in the North Sea. **Marine ecology progress series**, v. 294, p. 1–8, 2005.

YIN, X. et al. Animal excrement: a potential biomonitor of heavy metal contamination in the marine environment. **The Science of the total environment**, v. 399, n. 1-3, p. 179–185, 25 jul. 2008.

YOHANNES, Y. B. et al. Trace Element Contamination in Tissues of Four Bird Species from the Rift Valley Region, Ethiopia. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 98, n. 2, p. 172–177, fev. 2017.

ARTIGO: CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS EM CISNE-DO-PESCOÇO-PRETO (*Cygnus melanocoryphus*) NO SUL DO BRASIL.

Nathaly Nunes da Rosa ^{a b *}, Bernardo dos Santos Vaz ^c, Cecilia Irene Perez Calabuig ^{a b}

^a PPGCA, Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Laboratório de Gestão e Conservação da Fauna Silvestre da Caatinga, Rua Francisco Mota, 572, 59625-900, Mossoró, RN, Brazil.

^b Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Rua Francisco Mota, 572, 59625-900, Mossoró, RN, Brazil.

^c Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Riograndense – Campus Pelotas, Praça 20 de Setembro, 445, Centro, 55740-000, Pelotas, RS, Brazil.

* Corresponding author: Cecilia Irene Perez Calabuig

Postal Address: Rua Francisco Mota, 572, 59625-900, Mossoró, RN, Brazil.

Phone: + 55

Email: cecicalabuig@ufersa.edu.br

Resumo

O cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*), é endêmico da América do sul, e no extremo sul Brasil é encontrado na Lagoa Mangueira que está inserida parcialmente na Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim). Essa região é caracterizada pela prática da rizicultura e seus efluentes gerados com contaminantes, são liberados dentro da lagoa, podendo afetar a vida do *C. melanocoryphus*. Apesar disso, não há muitos trabalhos avaliando a contaminação ambiental por metais pesados neste local e não há trabalhos em relação a contaminação com essa espécie de cisne. O objetivo deste estudo é avaliar as concentrações dos metais Cobre (Cu), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) presentes nas duas vias de excreção (fezes e penas) e uma via de circulação (sangue) de *C. melanocoryphus* comparando sazonalmente, entre os sexos e idades e ver se há relação entre o tamanho da nona pena da asa dessa espécie com as concentrações desses metais. Foram capturados 88 indivíduos no total, onde 61 indivíduos foram amostrados no verão, 12 no outono e 15 no inverno. Amostras de penas, sangue e fezes, foram coletadas e levadas a digestão ácida para posterior análise dos metais Cd, Cr, Cu, Pb e Zn, por espectrometria de absorção atômica. Foram feitas regressões simples para avaliar a relação entre as concentrações de metais encontrados nas origens (fezes, sangue e penas) com o comprimento da nona rêmige primária da asa de *C. melanocoryphus* (que indica quanto tempo o indivíduo está no local). Foram feitas análises de covariância (covariante: 9ª rêmige primária), para avaliar se as concentrações de metais nas origens diferem de acordo com a idade e o sexo dos indivíduos. Por fim, foram realizadas Anovas fatoriais, para comparar as concentrações de metais nas penas, sangue e fezes, diferem ao longo das estações do ano. Foram observadas relações positivas entre as concentrações de Cu e Pb nas fezes, Cu e Zn nas penas e Zn no sangue ($p < 0,05$), para os demais não foi

encontrada nenhuma relação. Apenas a concentração de Zn para sexo e idade apresentou diferença significativa. E para as estações do ano, apenas Zn e Cu mostraram diferenças significativas positivas. Desta forma, as concentrações de Cd e Pb encontradas nas fezes, foram superiores a outros trabalhos que utilizam espécies de cisne, podendo assim, considerar que o *C. melanocoryphus* pode estar sofrendo uma contaminação local. Já para os outros metais Cu e Zn, nas penas fezes e sangue, são inferiores ou iguais a outros trabalhos, e como são metais essenciais não apresentam toxicidade para o organismo.

Palavras-chaves: Sul do Brasil, anatidae, contaminação, metais pesados

**Abstract: CONTAMINATION BY HEAVY METALS IN BLACK-NECK SWAN
(*Cygnus melanocoryphus*) IN SOUTH OF BRAZIL.**

The black-necked swan (*Cygnus melanocoryphus*) is endemic to South America, and in the extreme south Brazil is found in Lagoa Mangueira, which is part of the Taim Ecological Station (ESEC Taim). This region is characterized by the practice of rhiziculture and its effluents generated with contaminants, are released inside the lagoon, and can affect the life of *C. melanocoryphus*. Despite this, there are not many papers evaluating the environmental contamination by heavy metals in this place and there are no works in relation to the contamination with this species of swan. The objective of this study, was to evaluate the concentrations of copper (Cu), cadmium (Cd), chromium (Cr), nickel (Ni), lead (Pb) and Zn (Zn) present in the two excretion pathways (faeces and feathers) and a blood circulation pathway of *C. melanocoryphus*, comparing seasonally, between the sexes and ages and to see if there is relation between the size of the ninth feather of the wing of this species with the concentrations of these metals. A total of 88 individuals were captured, where 61 individuals were sampled in the summer, 12 in the autumn and 15 in the winter. Samples of feathers, blood and feces were collected and taken to acid digestion for further analysis of the Cd, Cr, Cu, Pb and Zn metals by atomic absorption spectrometry. Simple regressions were made to evaluate the relationship between the concentrations of metals found in the origins (faeces, blood and feathers) with the length of the ninth primary wing of the wing of *C. melanocoryphus* (indicating how long the individual is in place). Covariance analyzes (covariance: 9th primary ridge) were performed to assess whether the concentrations of metals at the origins differ according to the age and sex of the individuals. Finally,

Factorial Anovas were performed to compare the concentrations of metals in feathers, blood and feces, differing throughout the seasons. Positive relationships were observed between Cu and Pb concentrations in faeces, Cu and Zn in feathers and Zn in blood ($p < 0.05$), for the others no relation was found. Only the concentration of Zn for sex and age presented a significant difference. And for the seasons, only Zn and Cu showed significant positive differences. In this way, the concentrations of Cd and Pb found in feces were superior to other studies using swan species, so that *C. melanocoryphus* may be suffering from local contamination. For the other metals Cu and Zn, in feces feathers and blood, are inferior or equal to other works, and as they are essential metals they do not present toxicity to the organism.

Keywords: Southern Brazil, anatidae, contamination, heavy metals

1. INTRODUÇÃO

Os organismos aquáticos vêm sofrendo ao longo das últimas décadas várias perturbações ambientais devido a descarga excessiva de contaminantes tóxicos, como os metais pesados. Dessa forma, os impactos negativos que esses contaminantes causam sobre esses ecossistemas têm atraído a atenção de muitos pesquisadores (Abbasi et al., 2015; Artacho et al., 2007a; Burger et al., 1993; Ferreira et al., 2010; Frantz et al., 2012; Gochfeld, 1997; Isani et al., 2013; Lima and Meuer, 2013; Pinho et al., 2007; Schmitt-Jansen et al., 2008; Tsipoura et al., 2017).

Os metais pesados são elementos de alta densidade ($\geq 4,0 \text{ g/cm}^3$), são persistentes, não suscetíveis à degradação e residem longamente no ambiente (Jin et al., 2012; Kojadinovic et al., 2007). Têm como origem natural os ciclos geológicos, intemperismo das rochas e ações vulcânicas, dispersão ocasionada pelos ventos. Entre outros, porém, em concentrações muito baixas (Wallner-Kersanach et al., 2009). Suas concentrações podem ser agravadas no ambiente pelas atividades antrópicas que introduzem esses contaminantes por descargas de efluentes domésticos e industriais (Artacho et al., 2007b; Lima et al., 2015) diminuindo a qualidade da água e levando a um declínio da biodiversidade nos ecossistemas (Gochfeld, 1997). Assim, cada vez mais se faz necessário compreender o destino e o efeito de substâncias químicas para avaliar a saúde dos ecossistemas. Além disso, fornece informações das alterações no ambiente que possam indicar efeitos adversos a organismos (Burger, 2002).

Em um ecossistema as concentrações de metais variam em um organismo dependendo da sua dieta, nível trófico, idade, tamanho, gênero e vários outros parâmetros internos ou externos, assim, avaliar a condição de um ecossistema medindo as concentrações de contaminantes em todos os compartimentos do ecossistema é difícil, demorado e intensivo em mão-de-obra. Portanto, são comumente utilizadas várias espécies de indicadores expostas ao meio ambiente e que refletem melhor o estado desse ecossistema em uma faixa mais ampla (Abbasi et al., 2015; Burger and Gochfeld, 2000; Falq et al., 2011; Scheifler et al., 2006).

Em muitos casos as aves apresentam maior sensibilidade aos contaminantes no ambiente do que outros organismos (Furness, 1993). A exposição das aves aos metais pesados é, principalmente, pela ingestão de alimentos contaminados, entretanto, podem ainda se contaminar por inalação e absorção (BURGER; GOCHFELD, 2002). As aves são sensíveis e vulneráveis aos contaminantes, geralmente, por serem topo de cadeia alimentar e por apresentarem grande distribuição nos mais diversos ambientes (BORGHESI et al., 2016; CARVALHO et al., 2013; FINGER et al., 2017; BURGER et al., 2007), além disso, são organismos fáceis de capturar durante a época de reprodução, fáceis de identificar, se reproduzem anualmente em locais específicos e são animais de vida longa (FURNESS, 1997; MONTEIRO; FURNESS, 1995).

O processo dos metais nas aves ocorre primeiro pela ingestão e posteriormente são absorvidos pelo intestino e transportados pela corrente sanguínea, acumulando-se nos tecidos e sendo excretados através das penas, ovos e fezes, como uma forma de desintoxicação (MONTEIRO; FURNESS, 1995). No entanto, a quantidade de metal que não é excretado e fica no organismo, prejudicam a reprodução, saúde e comportamento, causando alterações no crescimento das penas, no sistema imunológico, no desenvolvimento testicular e na qualidade do esperma, desbaste da casca do ovo, malformações, mal nutrição, entre outros (BURGER et al., 2008; DAUWE et al., 2005; HA et al., 2009).

Para avaliar a contaminação nas aves por metais pesados, são utilizadas matrizes como as penas, fezes (utilizadas como vias de detoxificação das aves) e o sangue (via de transporte) (Finger et al., 2015; Fort et al., 2014), pois são amostras consideradas não invasivas aos organismos, de fácil coleta. Ao contrário de amostras como os tecidos moles (rins, músculo, fígado, etc.), que para sua coleta tem que levar o animal a óbito (Frantz et al., 2012; Jaspers et al., 2004; Kim and Koo, 2007).

Alguns estudos usam as penas como material para análise de metais pesados (e.g., Abdullah et al., 2015; Borghesi et al., 2016; Lucia et al., 2012; Padilha et al., 2014; R Howell et al., 2017), pois, sabe-se que as penas estão mais expostas aos contaminantes e são importantes no processo de detoxificação de metais pesados nas aves. Estudos que utilizaram amostras de penas e sangue, apresentam diferenças nas concentrações de metais, sendo a primeira maior que a segunda, certamente isso deve-se ao fato de que os metais no sangue circulam, podendo se depositar nos tecidos (Katavolos et al., 2007; Markowitz, 2000).

As aves aquáticas pertencentes a ordem dos Anseriformes, família Anatidae, na qual fazem partes os patos, cisnes e gansos (Kear, 2005; Naroski e Yzurieta, 2010), vêm sendo muito estudadas pela contaminação de metais pesados. As espécies herbívoras pertencentes a essa família, como os cisnes e gansos, são expostas a contaminação por metais, muitas vezes, pela ingestão acidental de solo e sedimento durante a sua alimentação (Aloupi et al., 2017; Beyer et al., 1998), sendo assim, extremamente importantes para avaliar a contaminação ambiental local. Desta forma, uma visão geral das concentrações críticas relatadas na literatura para os metais examinados neste estudo estão listadas na Tabela 1.

Tabela 1. Estudos sobre a contaminação por metais pesados em anatídeos herbívoros em todo o mundo.

Referência	País	Espécie		Tipo de amostra	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
ALOUPI et al., 2015	Grécia	<i>Anser albifrons</i>	Ganso-grande-de-testa-branca	F	-	-	-	8,67	-
		<i>Anser erythropus</i>	Ganso-pequeno-de-testa-branca					8,32	
BEYER et al., 1998	EUA	<i>Cygnus columbianus</i>	Cisne-pequeno	F	-	-	-	880	-
BEYER; DAY, 2004	EUA	<i>Cygnus olor</i>	Cisne-branco	F	1,6	5,0	14,0	6,2	120,0
DAY et al., 2003	EUA	<i>Cygnus olor</i>	Cisne-branco	F	15,0	21,0	77,0	1500,0	1500,0
CARPENTER et al., 2004	EUA	<i>Cygnus buccinator</i>	Cisne-trombeteiro	S	<0,05 a	-	0,17	1,0	11,2
GRUZ et al., 2015	Hungria	<i>Cygnus olor</i>	Cisne-branco	P	0,5	1,02 ± 0,90	10,24 ± 2,25	1,11 ± 1,23	-
ISANI et al., 2013	Itália	<i>Cygnus olor</i>	Cisne-branco	S	-	-	-	0,44 b	-
KATAVLOS et al., 2007	Canadá	<i>Branta canadensis</i>	Ganso-do-canadá	S	-	-	-	10,0 b	-
		<i>Cygnus buccinator</i>	Cisne-trombeteiro					3,6 b	

MARTINEZ-HARO et al., 2013	Espanha	<i>Anser anser</i>	Ganso-bravo	F	-	-	-	2,98	-
MATEO et al., 2006	Espanha	<i>Anser anser</i>	Ganso-bravo	F / S	-	-	23,0 / 0,47	7,6 / 0,80	193 / 4,3
WANG et al., 2016	China	<i>Cygnus cygnus</i>	Cisne-bravo	P / F	0,67 ± 0,01 / 5,28 ± 1,13	6,57 ± 0,59 / 12,29 ± 2,28	21,96 ± 5,33 / 11,68 ± 2,58	3,34 ± 1,13 / 8,27 ± 1,62	103,49 ± 3,29 / 49,57 ± 15,26

Nota: Concentrações dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Pb e Zn em $\mu\text{g g}^{-1}$ (Média) em amostras de fezes (F), penas (P) e sangue (S).

^a <0,05 menor que limite de detecção

^b Amostra de sangue expressa em $\mu\text{g/mL}$

O cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*), é uma ave aquática pertencente à ordem dos Anseriformes, família Anatidae, onde fazem parte patos, gansos e cisnes (Kear, 2005; Naroski e Yzurieta, 2010), é endêmica da América do Sul e sua população está estimada em 100.000 indivíduos que se encontram distribuídos pelo Brasil, Paraguai, Uruguai, Argentina e Chile (Gonzalez-Acuna et al., 2010; Norambuena and Bozinovic, 2009)(Schlatter, 1991).

Apresentam uma alimentação herbívora e são aves diurnas, onde passam maior parte do tempo em busca de alimento (Corti and Schlatter, 2002), vive em banhados extensos e em águas pouco profundas, com abundante massa vegetal (Figuroa-Fábrega et al., 2006). São aves migratórias que realizam movimentos locais em resposta às condições climáticas, principalmente o nível de água, à medida que as zonas úmidas mais pequenas secam no verão, fazendo com que os cisnes se desloquem para áreas com maiores massas de água (Corti e Schlatter, 2002, Kear, 2005).

Os cisnes vivem em bandos e na sua época de reprodução são territorialistas, na América do Sul, a estação de reprodução se estende de julho a janeiro (Schlatter et al 1991), a postura ocorre principalmente nos meses de julho e agosto, onde colocam de 3 a 7 ovos e a incubação é feita pela fêmea durante aproximadamente 35 dias (Corti e Schlatter, 2002, Kear, 2005). Os cisnes adultos mudam as penas no período de agosto a dezembro, não podendo alçar voo (Kear, 2005). Os cisnes apresentam nove rêmiges primárias (que são responsáveis pela capacidade de voo das aves), na época de muda, ao contrário de algumas aves, eles apresentam muda simultânea, trocando todas as penas e, assim, não podendo alçar voo. As penas primárias crescem aproximadamente 6 mm/dia, após a muda, o que significa que até atingir seu tamanho total (aprox. 300 mm), ele fica na lagoa por um período de aproximadamente 45 dias (Dijk and Eerden, 1991; Rohwer et al., 2009).

O *C. melanocoryphus* é encontrado nas Lagoas Mirim e Mangueira no extremo sul do Brasil, no estado do Rio Grande do Sul e essa área funciona como local de reprodução e desova para essa espécie no Brasil. Esse sistema de lagoas costeiras e regiões adjacentes à Lagoa do Peixe são apontadas pela Convenção de Ramsar (2006) como uma das cinco áreas brasileiras de relevância internacional do ponto de vista ambiental. As lagoas Mirim-Mangueira estão parcialmente inseridas na Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim) e essa área é caracterizada pela cultura do arroz irrigado, onde é retirada água para o plantio pré-germinado e com isso, grande parte dos efluentes provenientes das atividades orizícolas da zona sul é liberada na Lagoa

Mangueira, e, apesar disso, não há estudos disponíveis sobre as condições ambientais dessa Lagoa.

Considerando essas informações, o objetivo deste estudo foi avaliar as concentrações dos metais Cobre (Cu), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) presentes nas duas vias de excreção (fezes e penas) e na via de circulação (sangue), comparando sazonalmente, entre os sexos e idades e ver se há relação entre o tamanho da nona pena da asa dessa espécie com as concentrações desses metais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de trabalho

O estudo foi realizado na lagoa da Mangueira onde está inserida parcialmente na Unidade de Conservação Federal Estação Ecológica do Taim (ESEC do Taim, aprox. 32°51'S e 52°36'O), no sul do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). O clima é uma transição de subtropical a temperado úmido, apresentando uma média de temperatura anual de 12,1°C a 22°C (Maluf, 2000). O solo é arenoso de origem quaternária que suporta uma vegetação herbácea rasteira (Seeliger et al., 1998). Esta região é caracterizada por possuir áreas de descanso, alimentação, muda e reprodução de aves aquáticas. Também é caracterizada pela prática do cultivo do arroz, onde a água para irrigação é captada da Lagoa Mangueira, após, os efluentes originados da rizicultura são despejados de volta para a lagoa junto com os defensivos agrícolas utilizados na plantação (Dias and Burger, 2005).

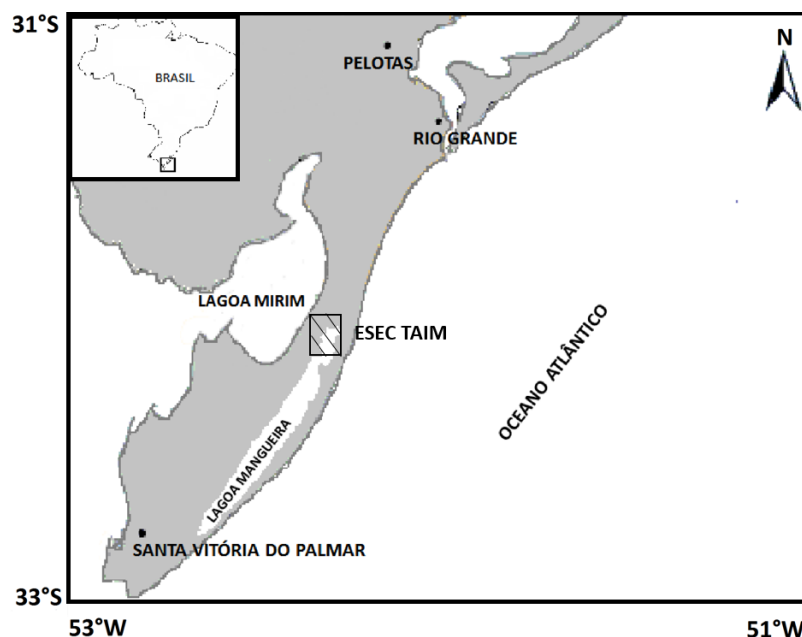


Figura 1. Mapa do extremo sul do Rio Grande do Sul, indicando a localização da Lagoa Mangueira e Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim).

2.2 Captura das aves

As capturas foram realizadas durante o ano de 2015, no mês de janeiro para a coleta de verão, no mês de junho para a coleta de outono e no mês de setembro para a coleta de inverno, (em dias escolhidos aleatoriamente pelo grupo dentro desses períodos). As capturas foram feitas de forma manual, através de perseguição utilizando um barco já que, no período de muda, os indivíduos de *C. melancoryphus* permanecem na lagoa da Mangueira e não conseguem alçar voo (Calabuig et al., 2010). Para evitar repetições de amostragem por indivíduo, as aves foram anilhadas com anilhas metálicas fornecidas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE) e colares de PVC foram colocados no pescoço com número de identificação para o monitoramento desses indivíduos, a partir da licença de nº 3950/1.

Foram capturados 88 indivíduos no total, onde 61 indivíduos foram amostrados no verão (sexo: 22 fêmeas e 39 machos; idade: 49 adultos, 8 sub adultos e 4 juvenis), 12 no outono (sexo: 2 fêmeas e 10 machos; idade: 9 adultos, 2 sub adultos e 1 juvenil) e 15 no inverno (sexo: 7 fêmeas e 8 machos; idade: 11 adultos e 4 juvenis).

2.3 Coleta do material biológico

Os animais foram pesados em uma balança de 10 kg, para não ultrapassar o limite de extração de 1% da sua massa corporal (Lumeij, 1997). Foi coletado de 3 à 5 mL de sangue com o auxílio de seringa e agulha por punção da veia do tarso para a

determinação de metais e sexagem molecular, as amostras foram armazenadas em tubos Vacutainer[®] com EDTA e conservados a uma temperatura de aproximadamente 4°C.

Foram também coletadas manualmente de cinco a seis penas de diferentes regiões do corpo do indivíduo e logo após foram armazenadas em sacos plásticos, tipo zip lock, à temperatura ambiente.

As fezes foram coletadas durante a manipulação do animal ou durante o período de espera dentro do saco de contenção. Esta espécie costuma excretar fezes naturalmente durante a espera ou durante sua manipulação. As fezes foram armazenadas em tubos plásticos e mantidas a 4°C até a chegada ao laboratório.

2.4 Sexagem

Cloacal: machos e fêmeas foram identificados no campo a partir de uma sexagem cloacal, onde, os machos apresentam um sulco visível erétil, o pênis, na parede ventral da cloaca (Artacho et al., 2007a; Proctor and Lynch, 1998).

Molecular: para determinar o sexo dos filhotes e para confirmação do sexo identificado no campo é realizada uma sexagem molecular, feita em laboratório, a partir da extração de DNA (Lahiri and Numberger, 1991). O DNA foi amplificado utilizando indicadores descritos por He et al. (2005), para *Cygnus atratus*. As amplificações de PCR foram separadas em um gel de agarose a 1%, corados com brometo de etídio e visualizadas sob luz UV. A sexagem molecular foi realizada na Universidade Federal de Pelotas (UFPel), no Centro de Biotecnologia (CentBiot).

2.5 Determinação da idade

As aves capturadas foram classificadas como filhotes ou adultas com base nas características da plumagem. Os filhotes apresentam a plumagem branca, porém, as pontas passam para uma plumagem castanha acinzentada. Já os adultos apresentam a plumagem completamente brancas (Artacho et al., 2007b; Norambuena and Bozinovic, 2009).

2.6 Nona rêmige primária

Os cisnes apresentam nove rêmiges primárias (que são responsáveis pela capacidade de voo das aves), na época de muda, ao contrário de algumas aves, eles

apresentam muda simultânea, trocando todas as penas e, assim, não podendo alçar voo. As penas primárias crescem aproximadamente 6 mm/dia, após a muda, o que significa que até atingir seu tamanho total (aprox. 300 mm), ele fica na lagoa por um período de aproximadamente 45 dias (Dijk and Eerden, 1991; Rohwer et al., 2009). Devido a medida da nona rêmige primária indicar o estágio de muda do indivíduo, escolheu-se uma medida superior a 80 mm (considerado estágio de muda avançado), pois indica que organismo já se encontra na lagoa por mais de 10 dias, sendo, assim, um indicador da qualidade do ambiente.

2.7 Tratamento das amostras e determinação de metais

A digestão das amostras e a determinação dos metais, foram realizadas na Central Analítica do Instituto Federal Sul-Riograndense – Campus Pelotas.

Após a chegada ao laboratório as penas foram previamente lavadas com acetona seguido de um enxágue com água ultrapura para remover as possíveis contaminações externas, essa lavagem foi realizada três vezes (Burger et. al., 2008). Após, as amostras foram secas em estufa a 50°C por 48 horas e a seguir, digeridas com 2 mL de ácido nítrico (HNO₃, 65%, SupraPur[®], Merck[®]), em estufa a 50°C por 48 horas. Após completa digestão, as amostras foram diluídas com água ultrapura.

As fezes foram secas em estufa a 65°C, até peso constante, então, 1,0 g foi transferido para um tubo de digestão e foi adicionado 10 mL de uma mistura de ácidos HNO₃ + HClO₄ na proporção de 4:1, onde as amostras foram digeridas em bloco digestor à 150°C e após completa digestão foram avolumadas a 20 mL, como descrito em Miyazawa (1992).

Já as amostras de sangue foram secas em estufa por aproximadamente 36 h, digeridas a frio por 48 h com a adição de 2 mL de ácido nítrico para cada 0,1 g de amostra seca. Após completa digestão, as amostras foram avolumadas a 20 mL com água ultrapura, como descrito por Barreto (2013).

Por fim os metais determinados foram, Cu, Cd, Cr, Pb, Ni e Zn. As amostras foram submetidas a análises por espectrometria de absorção atômica em chama em um espectrômetro da marca PerkinElmer AAnalyst 200. Todas as concentrações foram expressas em µg.g⁻¹ (peso seco).

2.8 Análises estatísticas

Todas as análises foram realizadas no programa Statistica versão 8.0 e foram considerados significativos os valores de $p < 0,05$. Os dados que apresentaram uma distribuição normal, foram analisados a partir de modelos lineares gerais (GLM) e os que não apresentaram foram analisados a partir de modelos lineares generalizados (GLZ), utilizando uma distribuição normal e log-link como função.

- *Concentração de metais nas origens (penas, sangue e fezes) vs Tamanho da 9ª rêmige primária:*

Foram feitas regressões simples, comparando as concentrações de cada metal encontrados nas origens (Penas, sangue e fezes) com o tamanho da 9ª rêmige primária da asa de *Cygnus melanocoryphus*, para avaliar se as concentrações de metais encontrados estão relacionadas com tempo que os indivíduos estão na lagoa.

- *Metais vs Sexo vs Idade:*

Foram feitas análises de covariância a partir de modelos GLZ e GLM, utilizando como variável controle (covariante) o tamanho da 9ª rêmige primária, para avaliar se as concentrações dos metais encontrados nas origens (penas, sangue e fezes) apresentam alguma interação com o sexo e a idade dos indivíduos, sendo as concentrações de metais minha variável dependente e, sexo e idade minhas variáveis explicativas.

- *Origens (penas, sangue e fezes) vs Estações do ano (verão, outono e inverno):*

Foi aplicada uma ANOVA fatorial para ver se as concentrações de metais (variável dependente) encontrados nas origens têm relação com as estações do ano (variável explicativa).

3. RESULTADOS

Os metais Cr e Ni não foram detectados no presente estudo. As concentrações de Cd só foram encontradas no verão e as de Pb, somente, verão e inverno, ambas para as fezes. As médias das concentrações de Cd, Cu, Pb e Zn, em penas, sangue e fezes, para as estações (verão, outono e inverno) estão ilustradas na tabela 1.

Para as penas, os limites de detecção para Cu e Zn foram 0,22 e 0,14 $\mu\text{g g}^{-1}$. Para o sangue, para Cu e Zn foi de 0,038 e 0,05 $\mu\text{g g}^{-1}$. Já para as fezes, os limites para Cd, Cu, Pb e Zn foram 0,05, 0,14, 0,08 e 0,32 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente.

Tabela 2. Concentrações de metais em $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco) encontrados em penas sangue, e fezes para *C. melanocoryphus* nas estações de verão, outono e inverno ^a.

Origens	Estações	N	Concentrações de metais ($\mu\text{g g}^{-1}$)
---------	----------	---	--

			Cd	Cu	Pb	Zn
Penas	Verão	61	-	4,16 ± 1,65 (1,03-9,61)	-	42,46 ± 18,76 (5,14-74,49)
	Outono	12	-	7,85 ± 0,63 (6,94-8,74)	-	70,78 ± 8,88 (59,75-85,15)
	Inverno	15	-	8,27 ± 1,21 (6,92-9,53)	-	77,01 ± 14,46 (50,54-98,24)
Sangue	Verão	60	-	3,87 ± 4,72 (0,25-19,26)	-	60,55 ± 25,63 (10,17-115,11)
	Outono	11	-	0,57 ± 0,85 (0,08-1,86)	-	24,23 ± 23,79 (2,11-72,66)
	Inverno	15	-	0,58 ± 0,64 (0,05-1,53)	-	35,39 ± 17,21 (3,99-66,16)
Fezes	Verão	36	1,85 ± 1,06 (0,59-4,34)	17,65 ± 7,62 (8,00-42,76)	2,30 ± 1,14 (0,43-4,44)	28,71 ± 17,98 (2,93-76,00)
	Outono	11	Nd	6,73 ± 4,99 (2,18-13,40)	Nd	8,67 ± 6,63 (2,47-20,38)
	Inverno	14	Nd	8,20 ± 1,72 (5,63-10,61)	15,59 ± 7,06 (5,53-24,78)	27,89 ± 15,53 (3,61-46,92)

^a As concentrações estão representadas em média ± desvio padrão. Os valores entre parênteses representam valores mínimos e máximos para cada metal.

Nd – não detectado

- Metais nas origens (penas, sangue e fezes) vs Tamanho da 9ª rêmige primária:

Foram observadas diferenças significativas nas concentrações de Cu (N= 54, DF= 52, F= 8,10, p<0,05) e Pb (N= 56, DF= 54, F= 7,88, p<0,05) encontrados nas fezes, nas concentrações de Cu (N= 82, DF= 80, F= 31,32, p<0,05) e Zn (N= 82, DF= 80, F= 13,73, p<0,05) encontrados nas penas e nas concentrações de Zn encontrado no sangue (N= 80, DF= 77, F= 9,76, p<0,05) em relação com o tamanho da nona rêmige primária da asa de *C. melanocoryphus*. Já para Cu no sangue não foi encontrada nenhuma relação com o tamanho da nona (p>0,05).

- Metais vs Sexo vs Idade

Não foram observadas diferenças significativas para idade e sexo quando comparadas com as concentrações de Pb e Cu encontrados nas fezes (p>0,05), nem para Cu e Zn encontrados nas penas (p>0,05) e nem para Cu encontrado no sangue (p>0,05),

no entanto, foi observada uma relação entre a concentração de Zn no sangue e a idade dos indivíduos ($F(2,75)= 4,06$, $p<0,05$).

- *Origens (penas, sangue e fezes) vs Estações do ano (verão, outono e inverno):*

Foram observadas diferenças significativas para as concentrações de zinco ($F(4,225) = 23,449$, $p<0,05$) e de cobre ($X^2(4)= 78,259$, $p<0,05$), quando comparadas com as estações (verão, outono e inverno) e as origens (penas, fezes e sangue), como pode ser visto nas figuras 2 e 3.

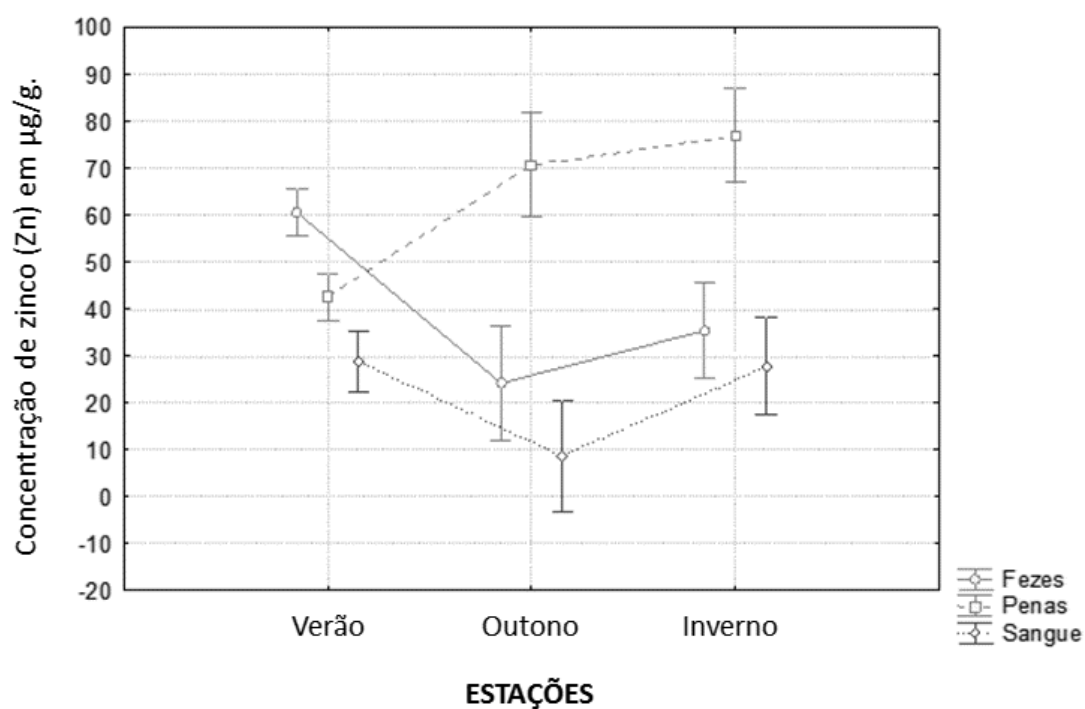


Figura 2. Concentração de zinco (Zn) em $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. nas vias de excreção (penas e fezes) e de transporte (sangue) do *C. melanocoryphus*, para três estações do ano (verão, outono e inverno).

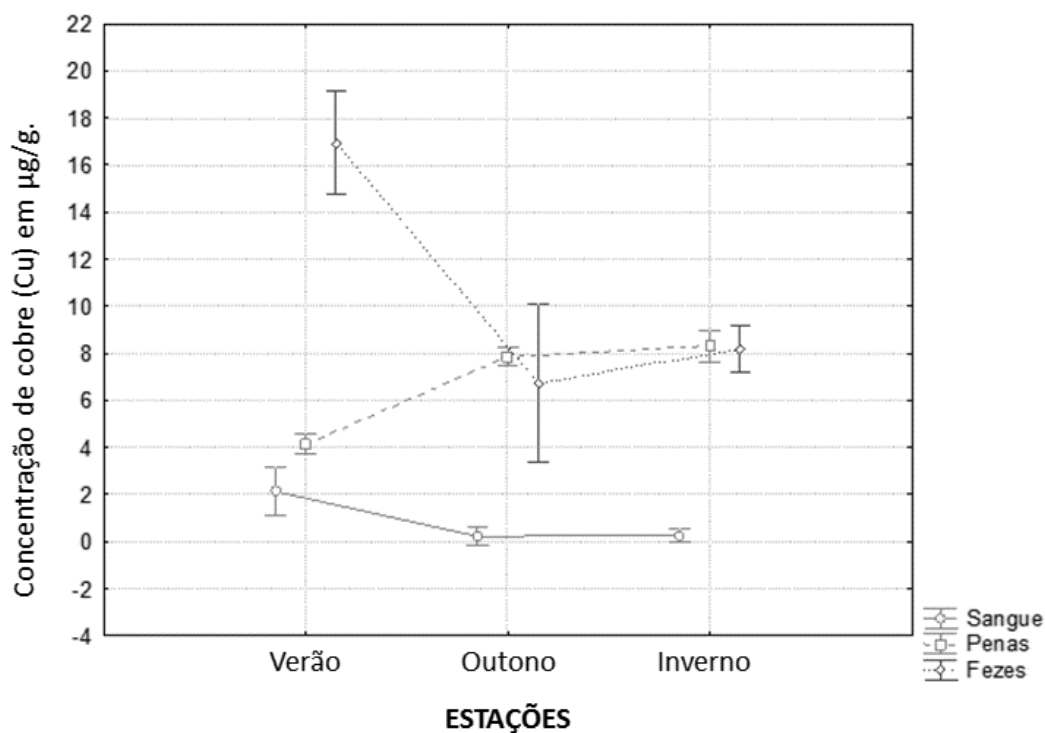


Figura 3. Concentração de cobre (Cu) em $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. nas vias de excreção (penas e fezes) e de transporte (sangue) do *C. melanocoryphus*, para três estações do ano (verão, outono e inverno).

4. DISCUSSÃO

Quando os metais são ingeridos pelas aves aquáticas, uma parte é excretada pelas fezes, indicando uma exposição a contaminação local, e outra pode ser absorvida via corrente sanguínea, podendo se acumular nos órgãos e ossos ou ser excretada através das penas (durante seu período de crescimento) (Dauwe et al., 2003; Richards, 2008).

Para o cisne-do-pescoço-preto os metais encontrados foram Cd ($1,85 \pm 1,06$) para o verão e de Pb ($2,30 \pm 1,14$) para verão e ($15,59 \pm 7,06$) inverno, somente nas fezes. Esses valores são próximos aos encontrados na literatura (Tabela 1), como o trabalho de Beyer e Day (2004), que foi realizado com cisne-branco (*Cygnus olor*) nos Estados Unidos, as concentrações encontradas de Cd ($1,6 \mu\text{g g}^{-1}$) e Pb ($6,2 \mu\text{g g}^{-1}$), não foram consideradas tóxicas para este organismo.

Uma das principais fontes de contaminação de aves aquáticas herbívoras por estes metais, é pela ingestão acidental de solo e sedimento, quando esses organismos vão se alimentar de plantas aquáticas submersas (Aloupi et al., 2015; Beyer et al., 1998; Mateo et al., 2006; Martinez-Haro et al., 2011, 2013; Wang et al., 2016).

O Cd é encontrado em compostos fosfatados, muito utilizados em práticas agrícolas (Baird e Cann 2011; Wang et al., 2016) (como a prática da rizicultura que caracteriza a região sul do Brasil), já o Pb pode ser encontrado no ambiente pela deposição de chumbada de redes de pesca (Baird e Cann 2011) e também por balas de chumbo (Martinez-Haro et al., 2010) utilizadas antigamente para caça esportiva de aves, nas zonas úmidas no Rio Grande do Sul, o acúmulo do Pb pode ser explicado através da dispersão de resíduos durante a prática da caça esportiva, principalmente de marrecas (Guadagnin et al. 2007). Outra forma de contaminação desses metais na Lagoa Mangueira, pode ser por influência de rodovias que passam pela lagoa, havendo uma exposição às emissões de poluentes gasosos e material particulado, como o Pb, que antigamente era muito utilizado como um aditivo da gasolina (Gaffney and Marley, 2009).

O Pb quando ingerido, é desmanchado dentro da moela das aves até serem excretados pelas fezes, que segundo a literatura, partículas pequenas de chumbo ingeridas são eliminadas entorno de 85-95% através das fezes (Beyer et al., 1998; Eeva et al., 2005; Martinez-Haro et al., 2010), ou então, quando em maiores quantidades, durante esse processo até ser completamente dissolvido, o Pb pode ser absorvido pelas paredes do intestino parando na corrente sanguínea (Martinez-Haro et al., 2011). Desta forma, a análise das fezes permite uma avaliação da exposição recente e da contaminação local, uma vez que o tempo médio de retenção de alimentos ingeridos e / ou sedimentos em aves aquáticas herbívoras é de cerca de 2 h, com exceção de grandes partículas como balas de Pb, que podem permanecer na moela como por períodos mais longos (Aloupi, et al., 2015; Martinez-et al., 2013). No entanto, quando o Pb está na corrente sanguínea, acaba competindo com sítios de ligação de cálcio (Ca) depositando-se nos ossos (Spiro e Stigliani 2008; Baird e Cann 2011).

Bem como, o Cd quando está no ambiente pode formar ligantes estáveis com haletos, mimetizando o Zn e assim, sendo incorporado pelas plantas (principal fonte de alimentação do cisne), ou então, de forma parecida com a do Pb, pode mimetizar Ca podendo se depositar nos ossos dos organismos ossos (Spiro e Stigliani 2008; Baird e Cann 2011). O conjunto dessas informações, pode ser grande explicação para o fato de esses dois metais não serem encontrados em amostras de sangue e penas do *Cygnus melancoryphus*.

Para Yin et al. (2008), os excrementos de aves aquáticas são muito eficazes como indicadores de contaminação de metais e de mudanças na qualidade do ambiente,

por serem fáceis de coletar e não serem letais para os organismos, além de fornecer um registro contínuo e de longo prazo da história de contaminação de metais no ambiente.

As concentrações dos metais Cu (fezes e penas), Pb (fezes) e Zn (penas e sangue) foram relacionadas positivamente com o tamanho da nona rêmige primária. As rêmiges primárias são responsáveis pela capacidade de voo das aves, no período de muda o cisne não consegue alçar voo pois perdem as penas simultaneamente. Isto indica, que até completar o tamanho total de suas penas, o cisne fica na lagoa neste período e pode assim, estar sofrendo uma contaminação local.

O cobre (Cu) e o zinco (Zn) são metais essenciais para todos os organismos, quando excessivos, podem ser tóxicos para os rins e prejudicar a reprodução das aves (Carpenter et al., 2004), no entanto, as concentrações encontradas no trabalho para penas, sangue e fezes (Tabela 2) foram iguais ou inferiores a outros estudos com cisnes e gansos que não apresentaram toxicidade (e.g., Gruz et al., 2015; Mateo et al., 2006; Wang et al., 2016; Bayer and Day, 2004). O zinco é um dos elementos essenciais para a formação das penas das aves (Cook et al., 1984), por esse motivo, pode-se explicar as maiores concentrações deste metal encontradas nas penas quando comparadas às fezes e o sangue.

Segundo Burger et al., (2008), as fêmeas eliminam parte dos metais através dos ovos, passando assim uma certa carga para os filhotes, que as vezes acabam por apresentar maiores concentrações que os cisnes adultos. Entretanto, apenas para Zn foi observada uma diferença significativa deste metal no sangue de adultos e filhotes. Para machos e fêmeas não houveram diferenças também.

Para Cu e Zn nas estações do ano (verão, outono e inverno) foi observado que as concentrações destes metais nas fezes e no sangue foram maiores para o verão e ao longo do outono e inverno essas concentrações diminuíram, o que para as penas funcionou de forma contrária, menor concentração no verão e no outono e inverno, maiores concentrações.

Na prática da rizicultura no entorno da lagoa Mangueira, o maior consumo de água ocorre no período do verão quando comparado com as outras estações, a retirada da água para o cultivo aliada com as perdas por evaporação, acabam por diminuir o nível da água e os metais acabam se concentrando mais durante este período na lagoa (Andrade et al., 2012). Isto poderia explicar as maiores concentrações de Cu e Zn no sangue e nas fezes, pois quanto menor o nível de água da lagoa, o cisne ao se alimentar

acaba por ingerir maior quantidade de solo e sedimento que propriamente da vegetação, assim esses metais são eliminados nas fezes d que ficam no organismo. O que explicaria também, as menores concentrações destes metais nas estações de outono e inverno, onde o nível da água é maior.

No trabalho realizado por Andrade et al. (2008) as águas superficiais da Lagoa mangueira estão mais enriquecidas em cobre e zinco quando comparadas às águas subterrâneas, provavelmente devido às entradas antropogênicas, como por exemplo, os insumos agrícolas utilizados nas lavouras de arroz circundantes à lagoa. Além do cobre, outros metais podem estar sendo introduzidos no meio aquático via carreamento superficial e subterrâneo nas plantações de arroz da região.

Embora, os metais Cu e Zn encontrados no estudo para o cisne-de-pescoço-preto sejam inferiores a trabalhos da literatura a nível de toxicidade, pode-se dizer pelas análises de fezes e o tempo que cisne fica na lagoa sem alçar voo na lagoa Mangueira este organismo pode estar sofrendo uma pequena contaminação local, podendo assim futuramente, afetar a vida dos mesmos. Desta forma, é necessário um acompanhamento do estado de saúde destes organismos, bem como um estudo mais aprofundado do mecanismo desses metais nos compartimentos ambientais (solo e água) da lagoa Mangueira.

5. AGRADECIMENTOS:

Financiamento: Este trabalho foi apoiado pela Fundação CAPES. Os autores agradecem do apoio dos funcionários do ICMBio, com os transportes e alojamentos na Estação Ecológica do Taim. Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Riograndense, pelo espaço cedido para as análises. Os autores declaram que não há conflitos de interesse.

6. REFERÊNCIAS

- Abbasi, N.A., Jaspers, V.L.B., Chaudhry, M.J.I., Ali, S., Malik, R.N., 2015. 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. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.08.054
- Abdullah, M. et al. Avian feathers as a non-destructive bio-monitoring tool of trace metals signatures: A case study from severely contaminated areas. *Chemosphere*, v. 119, p. 553–561, 2015.
- Andrade, C. F. F. et al., 2012 Fluxo de nutrientes associados as descargas de água subterrânea para a lagoa Mangueira (Rio Grande do Sul, Brasil). *Quim. Nov.*, 35, 5-10.
- Artacho, P., Soto-Gamboa, M., Verdugo, C., Nespolo, R.F., 2007a. Blood biochemistry reveals malnutrition in black-necked swans (*Cygnus melanocoryphus*) living in a conservation priority area. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 146, 283–290. doi:10.1016/j.cbpa.2006.10.031
- Artacho, P., Soto-Gamboa, M., Verdugo, C., Nespolo, R.F., 2007b. Using haematological parameters to infer the health and nutritional status of an endangered black-necked swan population. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 147, 1060–1066. doi:10.1016/j.cbpa.2007.03.017
- Binkowski, Ł. J. et al. Lead isotope ratio measurements as indicators for the source of lead poisoning in Mute swans (*Cygnus olor*) wintering in Puck Bay (northern Poland). *Chemosphere*, v. 164, p. 436–442, dez. 2016.
- Borghesi, F., Migani, F., Andreotti, A., Baccetti, N., Bianchi, N., Birke, M., Dinelli, E., 2016. Metals and trace elements in feathers: A geochemical approach to avoid misinterpretation of analytical responses. *Sci. Total Environ.* 544, 476–494. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.11.115
- Burger, J., 2002. Food chain differences affect heavy metals in bird eggs in Barnegat Bay, New Jersey. *Environ. Res.* 90, 33–39.
- Burger, J., Gochfeld, M., 2000. Metals in Albatross Feathers from Midway Atoll: Influence of Species, Age, and Nest Location. *Environ. Res.* 82, 207–221. doi:10.1006/enrs.1999.4015

- Burger, J., Gochfeld, M., 2004. Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. *Ecohealth* 1. doi:10.1007/s10393-004-0096-4
- Burger, J., Gochfeld, M., Sullivan, K., Irons, D., McKnight, A., 2008. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*) and Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. *Sci. Total Environ.* 398, 20–25. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.02.051
- Burger, J., Seyboldt, S., Morganstein, N., Clark, K., 1993. Heavy metals and selenium in feathers of three shorebird species from Delaware bay. *Environ. Monit. Assess.* 28, 189–198. doi:10.1007/BF00547037
- Calabuig, C.P., Ferrer, M., Muriel, R., Tilgar, V., 2010. Plasma alkaline phosphatase as a sensitive indicator of age and skeletal development in wild coscoroba swans. *Wildl. Res.* 37, 504. doi:10.1071/wr09160
- Camphuysen, C.J., Ensor, K., Furness, R.W., Garthe, S., Huppopp, O., Leaper, G., Offringa, H., Tasker, M.L., 1996. Seabirds Feeding on Discards in Winter in the North Sea. *Colonial Waterbirds* 19, 158. doi:10.2307/1521839
- Carvalho, P. C. et al. Metal and selenium concentrations in blood and feathers of petrels of the genus *Procellaria*. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, v. 32, n. 7, p. 1641–1648, jul. 2013.
- Corti, P., Schlatter, R.P., 2002. Feeding Ecology of the Black-necked Swan *Cygnus melancoryphus* in Two Wetlands of Southern Chile. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 37, 9–14. doi:10.1076/snfe.37.1.9.2118
- Dauwe, T., Janssens, E., Kempenaers, B., Eens, M., 2004. The effect of heavy metal exposure on egg size, eggshell thickness and the number of spermatozoa in blue tit *Parus caeruleus* eggs. *Environ. Pollut.* 129, 125–129. doi:10.1016/j.envpol.2003.09.028
- Dias, R. A.; Burger, M. I. A assembléia de aves de áreas úmidas em dois sistemas de cultivo de arroz irrigado no extremo sul do Brasil. *Ararajuba*, v. 13, n. 1, p. 63-80, 2005.
- Falq, G., Zeghnoun, A., Pascal, M., Vernay, M., Le Strat, Y., Garnier, R., Olichon, D., Bretin, P., Castetbon, K., Fréry, N., 2011. Blood lead levels in the adult population

- living in France the French Nutrition and Health Survey (ENNS 2006-2007). *Environ. Int.* 37, 565–571. doi:10.1016/j.envint.2010.11.012
- Fenstad, A. A. et al. Blood and feather concentrations of toxic elements in a Baltic and an Arctic seabird population. *Marine pollution bulletin*, v. 114, n. 2, p. 1152–1158, 2017.
- Ferreira, A.P., Horta, M.A.P., da Cunha, C. de L.N., 2010. 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. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 10, 229–241. doi:10.5894/rgci186
- Figueroa-fabrega L.; Galaz, J.; Merino, C. Conocimiento y conservación del cisne de cuello negro *Cygnus melancoryphus* (Molina, 1782) en el humedal del río Cruces, Valdivia, Chile. *Gestión Ambiental*, v. 12, p. 77-89, 2006.
- Finger, A. et al. Metals and metalloids in Little Penguin (*Eudyptula minor*) prey, blood and faeces. *Environmental pollution* , v. 223, p. 567–574, abr. 2017.
- Finger, A. et al. The Little Penguin (*Eudyptula minor*) as an indicator of coastal trace metal pollution. *Environmental pollution* , v. 205, p. 365–377, out. 2015.
- Finger, A., Lavers, J.L., Dann, P., Nuggeoda, D., Orbell, J.D., Robertson, B., Scarpaci, C., 2015. The Little Penguin (*Eudyptula minor*) as an indicator of coastal trace metal pollution. *Environ. Pollut.* 205, 365–377. doi:10.1016/j.envpol.2015.06.022
- Fort, J., Robertson, G.J., Grémillet, D., Traisnel, G., Bustamante, P., 2014. Spatial ecotoxicology: migratory Arctic seabirds are exposed to mercury contamination while overwintering in the northwest Atlantic. *Environ. Sci. Technol.* 48, 11560–11567. doi:10.1021/es504045g
- Frantz, A., Pottier, M.-A., Karimi, B., Corbel, H., Aubry, E., Haussy, C., Gasparini, J., Castrec-Rouelle, M., 2012. Contrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitats suggest limited movements at a restricted scale. *Environ. Pollut.* 168, 23–28. doi:10.1016/j.envpol.2012.04.003
- Furness, R.W., 1993. Birds as monitors of pollutants, in: *Birds as Monitors of Environmental Change*. pp. 86–143. doi:10.1007/978-94-015-1322-7_3

- Gochfeld, M., 1997. Spatial Patterns in a Bioindicator: Heavy Metal and Selenium Concentration in Eggs of Herring Gulls (*Larus argentatus*) in the New York Bight. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 63–70. doi:10.1007/s002449900224
- Gochfeld, M., Burger, J., 2001. Effects of Chemicals and Pollution on Seabirds, in: *Marine Biology*. pp. 485–526. doi:10.1201/9781420036305.ch15
- Gonzalez-Acuna, D., Moreno, L., Cicchino, A., Mironov, S., Kinsella, M., 2010. Checklist of the parasites of the black-necked swan, *Cygnus melanocoryphus* (Aves: Anatidae), with new records from Chile. *Zootaxa* 2637, 55. doi:10.11646/zootaxa.2637.1.3
- Graffney, J. S.; Marley, N. A., 2009. The impacts of combustion emissions on air quality and climate – from coal to biofuels and beyond. *Atmospheric Environment*, 43, 23-36. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.016
- Grúz, A. et al. Monitoring of heavy metal burden in mute swan (*Cygnus olor*). *Environmental science and pollution research international*, v. 22, n. 20, p. 15903–15909, out. 2015.
- Isani, G., Cipone, M., Andreani, G., Carpenè, E., Ferlizza, E., 2013. Trace Elements (Pb, Zn, Cu) in Blood of Mute Swan (*Cygnus olor*) from the Isonzo River Nature Reserve (Italy). *Pak. Vet. J.* 33, 481–485.
- Jaspers, V., Dauwe, T., Pinxten, R., Bervoets, L., Blust, R., Eens, M., Veerle, J., Tom, D., Rianne, P., Lieven, B., Ronny, B., Marcel, E., 2004. The importance of exogenous contamination on heavy metal levels in bird feathers. A field experiment with free-living great tits, *Parus major*. *J. Environ. Monit.* 6, 356–360. doi:10.1039/b314919f
- Jin, S.-D., Seo, S.-G., Shin, Y.-U., Bing, K.-C., Kang, T.-H., Paek, W.-K., Lee, D.-P., 2012. Heavy Metal Accumulations of 4 Species of Anseriformes in Korea. *Journal of Korean Nature* 5, 345–349. doi:10.7229/jkn.2012.5.4.345
- Katavolos, P. et al. The effect of lead poisoning on hematologic and biochemical values in trumpeter swans and Canada geese. *Veterinary clinical pathology / American Society for Veterinary Clinical Pathology*, v. 36, n. 4, p. 341–347, dez. 2007.

- Katavolos, P., Staempfli, S., Sears, W., Gancz, A.Y., Smith, D.A., Bienzle, D., 2007. The effect of lead poisoning on hematologic and biochemical values in trumpeter swans and Canada geese. *Vet. Clin. Pathol.* 36, 341–347.
- Kear, J. Ducks, geese and swans. Oxford, v.1, 2005.
- Kim, J., Koo, T.-H., 2007. The Use of Feathers to Monitor Heavy Metal Contamination in Herons, Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54, 555–555. doi:10.1007/s00244-007-9098-x
- Kojadinovic, J., Le Corre, M., Cosson, R.P., Bustamante, P., 2007. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (Western Indian ocean): part 1- factors influencing their bioaccumulation. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 52, 418–430. doi:10.1007/s00244-005-0225-2
- Lahiri, D.K., Numberger, J.I., 1991. A rapid non-enzymatic method for the preparation of HMW DNA from blood for RFLP studies. *Nucleic Acids Res.* 19, 5444–5444. doi:10.1093/nar/19.19.5444
- Lima, C.V.S., Meuer, E.J., 2013. ELEMENTOS-TRAÇO NO SOLO, NAS ÁGUAS E NAS PLANTAS DE UMA LAVOURA DE ARROZ IRRIGADO DO RIO GRANDE DO SUL. *Revista de estudos ambientais* 15, 20–30.
- Lima, D.P. de, de LIMA, D.P., Santos, C., de Souza SILVA, R., Yoshioka, E.T.O., Bezerra, R.M., 2015. Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. *Acta Amazon.* 45, 405–414. doi:10.1590/1809-4392201403995
- Lucia, M., Bocher, P., Cosson, R.P., Churlaud, C., Robin, F., Bustamante, P., 2012. Insight on trace element detoxification in the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) through genetic, enzymatic and metallothionein analyses. *Sci. Total Environ.* 423, 73–83. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.02.005
- Lumeij, J.T., 2008. Avian Clinical Biochemistry, in: *Clinical Biochemistry of Domestic Animals*. pp. 839–872. doi:10.1016/b978-0-12-370491-7.00030-1
- Maluf, J. R. T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *SBAgro.*, v. 8, n. 1, p. 141-150, 2000.
- Markowitz, M., 2000. Lead Poisoning. *Pediatr. Rev.* 21, 327–335. doi:10.1542/pir.21-10-327

- Martinez-Haro, M.; Green, A. J.; Mateo, R. Effects of lead exposure on oxidative stress biomarkers and plasma biochemistry in waterbirds in the field. *Environmental research*, v. 111, n. 4, p. 530–538, maio 2011.
- Miyazawa, M.; Pavan, M. A.; Bloch, M. de F. M.; Aristides, P. S. A.; Souza, G. B. de; Esteves, S. N. Determinação de cobalto em fezes de bovinos pelo método de extração HCL 1M. *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 27, n. 10, p. 1415-1419, 1992.
- Monteiro, L.R., Furness, R.W., 1995. Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. *Water Air Soil Pollut. Focus* 80, 851–870. doi:10.1007/bf01189736
- Naroski, T.; Yzurieta, D. *Aves da Argentina e Uruguay: guía de identificación*. 16ª ed., Buenos Aires, 2010.
- Norambuena, M.C., Bozinovic, F., 2009. Effect of malnutrition on iron homeostasis in black-necked swans (*Cygnus melanocoryphus*). *J. Zoo Wildl. Med.* 40, 624–631. doi:10.1638/2007-0160.1
- Padilha, J.D.A., De Assis Padilha, J., Castro, R.M., da Cunha, L.S.T., De Castro Paiva, T., Malm, O., Dorneles, P.R., 2014. Concentrações de cádmio, estanho e cobre em penas de atobás (*Sula leucogaster*) e fragatas (*Fregata magnificens*) do Monumento Natural das Ilhas Cagarras, Rio de Janeiro, Brasil. *Natural Resources* 3, 14. doi:10.6008/ess2237-9290.2013.002.0009
- Pinho, G.L.L., Pedroso, M.S., Rodrigues, S.C., Souza, S.S. de, Bianchini, A., 2007. Physiological effects of copper in the euryhaline copepod *Acartia tonsa*: waterborne versus waterborne plus dietborne exposure. *Aquat. Toxicol.* 84, 62–70. doi:10.1016/j.aquatox.2007.06.001
- Proctor, N.S., Lynch, P.J., 1998. *Manual of Ornithology: Avian Structure & Function*. Yale University Press.
- R Howell, N., Lavers, J.L., Uematsu, S., Paterson, D., Howard, D.L., Spiers, K., Jonge, M.D. de, Hanley, T., Garrett, R., Banati, R.B., 2017. The Topobiology of Chemical Elements in Seabird Feathers. *Sci. Rep.* 7, 1998. doi:10.1038/s41598-017-01878-y
- Ramsar convention. Disponível em: < <https://rsisdev.ramsar.org/ris/603> > Acesso em: 27 nov. 2014.

- Rohwer, S., Ricklefs, R.E., Rohwer, V.G., Copple, M.M., 2009. Allometry of the duration of flight feather molt in birds. *PLoS Biol.* 7, e1000132. doi:10.1371/journal.pbio.1000132
- Scheifler, R., Cœurduassier, M., Morilhat, C., Bernard, N., Faivre, B., Flicoteaux, P., Giraudoux, P., Noël, M., Piotte, P., Rieffel, D., de Vaufleury, A., Badot, P.-M., 2006. Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and in earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas. *Sci. Total Environ.* 371, 197–205. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.09.011
- Scheuhammer, A.M., 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environ. Pollut.* 46, 263–295.
- Schmitt-Jansen, M., Veit, U., Dudel, G., Altenburger, R., 2008. An ecological perspective in aquatic ecotoxicology: Approaches and challenges. *Basic Appl. Ecol.* 9, 337–345. doi:10.1016/j.baae.2007.08.008
- Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P., 1998. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil.
- Tsipoura, N. et al. Metal Levels in Shorebird Feathers and Blood During Migration Through Delaware Bay. *Archives of environmental contamination and toxicology*, v. 72, n. 4, p. 562–574, maio 2017.
- Tsipoura, N., Burger, J., Niles, L., Dey, A., Gochfeld, M., Peck, M., Mizrahi, D., 2017. Metal Levels in Shorebird Feathers and Blood During Migration Through Delaware Bay. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 72, 562–574. doi:10.1007/s00244-017-0400-2
- Wallner-Kersanach, M., de Andrade, C.F.F., Zhang, H., Milani, M.R., Niencheski, L.F.H., 2009. In situ measurement of trace metals in estuarine waters of Patos Lagoon using diffusive gradients in thin films (DGT). *J. Braz. Chem. Soc.* 20, 333–340. doi:10.1590/s0103-50532009000200019
- Wang, F. et al. Trace element exposure of whooper swans (*Cygnus cygnus*) wintering in a marine lagoon (Swan Lake), northern China. *Marine pollution bulletin*, v. 119, n. 2, p. 60–67, 2017.

