



GOVERNO DO ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS



AVES COMO SENTINELAS AMBIENTAIS: PARTIÇÃO ALIMENTAR E TEORES DE MERCÚRIO TOTAL EM ESPÉCIES DE AVES INSETÍVORAS DO PANTANAL MATO-GROSSENSE

BRUNO RAMOS BRUM

Tese apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Doutor.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2022**

BRUNO RAMOS BRUM

**AVES COMO SENTINELAS AMBIENTAIS: PARTIÇÃO ALIMENTAR E
TEORES DE MERCÚRIO TOTAL EM ESPÉCIES DE AVES
INSETÍVORAS DO PANTANAL MATO-GROSSENSE**

Tese apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Doutor.

Orientador^a: Prof.^a Dr.^a Áurea Regina Alves Ignácio
Coorientador: Prof. Dr. Manoel dos Santos Filho

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2022**

FICHA CATALOGRÁFICA

Tereza Antonia Longo Job CRB CRB1/1252

B893a	BRUM, Bruno Ramos. Aves como Sentinelas Ambientais: Partição Alimentar e Teores de Mercúrio Total em Espécies de Aves Insetívoras do Pantanal Mato-Grossense / Bruno Ramos Brum - Cáceres, 2022. 122 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim) Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ciências Ambientais, Faculdade de Ciências Agrárias e Biológicas, Câmpus de Cáceres, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2022. Orientador: Áurea Regina Alves Ignácio Coorientador: Manoel dos Santos Filhos 1. Avifauana. 2. Bioindicadores. 3. Ecotoxicologia. 4. Metal Pesado. 5. Áreas Úmidas. I. Bruno Ramos Brum. II. Aves como Sentinelas Ambientais: Partição Alimentar e Teores de Mercúrio Total em Espécies de Aves Insetívoras do Pantanal Mato-Grossense: . CDU 502:546.49
-------	--

FOLHA DE APROVAÇÃO

AVES COMO SENTINELAS AMBIENTAIS: PARTIÇÃO ALIMENTAR E TEORES DE MERCÚRIO TOTAL EM ESPÉCIES DE AVES INSETÍVORAS DO PANTANAL MATO-GROSSENSE.

Essa tese foi julgada e avaliada como parte dos requisitos para a obtenção do título de doutor no Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais – PPGCA.

Cáceres, 30 de julho de 2022.

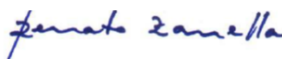
Banca examinadora:

Documento assinado digitalmente
 AUREA REGINA ALVES IGNACIO
Data: 30/06/2022 18:06:41-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>
Prof. Dr.ª. Áurea Regina Alves Ignácio
Universidade do Estado de Mato Grosso UNEMAT
CPF: 487.265.671-72


Prof. Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Júnior
Universidade do Estado de Mato Grosso UNEMAT
CPF: 008.380.531-14

Documento assinado digitalmente
 MARIA APARECIDA PEREIRA PIERANGELI
Data: 04/07/2022 08:51:20-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>
Prof. Dr.ª Maria Aparecida Pereira Pierangeli
Universidade do Estado de Mato Grosso UNEMAT
CPF: 420.893.606-15

Documento assinado digitalmente
 INAJÁ FRANCISCO DE SOUSA
Data: 13/07/2022 14:00:30-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>
Prof. Dr. Inajá Francisco de Sousa
Universidade Federal de Sergipe UFS
CPF: 601.918.054-91


Prof. Dr. Renato Zanella
Universidade Federal de Santa Maria UFSM
CPF: 013.287.150-51

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2022**

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	7
LISTA DE QUADROS	8
LISTA DE FIGURAS.....	8
RESUMO GERAL.....	11
ABSTRACT.....	12
INTRODUÇÃO GERAL	14
REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24
Artigo I - Análise Temporal da Utilização de Aves como Sentinelas Ambientais no Monitoramento de Contaminação por Agrotóxico.....	31
RESUMO.....	31
ABSTRACT.....	32
RESUMEN.....	33
1. INTRODUÇÃO.	37
2. METODOLOGIA.....	35
3. RISCOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS AO USO DE AGROTÓXICOS E AVALIAÇÃO POR INDICADORES.....	37
4. ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	39
4.1.Contaminação de aves insetívoras através de agrotóxicos	39
4.2.Espécies de aves insetívoras utilizadas nos estudos ecotoxicológicos com agrotóxicos.....	42
5. DISCUSSÃO.....	43
6.CONSIDERAÇÕES FINAIS	49
AGRADECIMENTOS	51
REFERÊNCIAS	51
Artigo II- Partição de recursos alimentares entre aves insetívoras de mata ripária na porção norte do Pantanal Mato-grossense.....	55
RESUMO.....	55

ABSTRACT.....	56
1. INTRODUÇÃO.....	56
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	58
3. RESULTADOS.....	62
3.1 Agrupamento das espécies em função do item alimentar.....	62
3.2 Análise de sobreposição das espécies.....	67
4. DISCUSSÃO.....	68
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	72
AGRADECIMENTOS.....	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	73
Artigo III- Contaminação por mercúrio em aves insetívoras da bacia do alto Paraguai.	80
RESUMO.....	80
ABSTRACT.....	80
1. INTRODUÇÃO.....	81
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	86
3. RESULTADOS.....	88
4. DISCUSSÃO.....	93
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	103
AGRADECIMENTOS.....	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	105
CONCLUSÃO GERAL.....	122

LISTA DE TABELAS

Artigo I- Análise Temporal da Utilização de Aves como Sentinelas Ambientais no Monitoramento de Contaminação por Agrotóxicos

Tabela 1- Publicações que analisaram a presença de agrotóxicos no organismo de aves insetívoras entre os anos de 1999 á 2019.....40

Tabela 2- Ambientes estudados nas pesquisas sobre contaminação de aves insetívoras por pesticidas e metodologias de análise.....42

Artigo II - Partição de recursos alimentares entre aves insetívoras de mata riparia na porção norte do Pantanal Mato-grossense

Tabela 1- Distribuição das espécies de aves insetívoras capturadas em mata ripária na porção norte do Pantanal do Mato Grosso.....62

Tabela 2- Índices de Valor de Importância alimentar (IVI) para cada item alimentar consumidos pelas 7 espécies com $n \geq 4$ no módulo coleta Recanto do Dourado. Col (Coleptera), Hem (Hemiptera), Hym-For (Hymenoptera Formicidae), Dip (Diptera), Ix(Ixodida), Hym-não-Fomicidae (Hymenoptera não Formicidae).....64

Tabela 3- Índices de Valor de Importância alimentar (IVI) para cada item alimentar consumidos pelas 7 espécies com $n \geq 4$ no módulo coleta Fazenda Morrinhos. Col (Coleptera), Hem (Hemiptera), Hym-For (Formicidae), Dip (Diptera), Ix (Ixodida), Hym-não-Fomicidae (Hymenoptera).....64

Tabela 4- Índices de Valor de Importância alimentar (IVI) para cada item alimentar consumidos pelas 6 espécies com $n \geq 4$ no módulo coleta Taiamã. Col (Coleptera), Hem (Hemiptera), Hym-For (Formicidae), Dip (Diptera), Ix(Ixodida), Hym-não-Fomicidae (Hymenoptera).....64

Artigo III- Contaminação por mercúrio em aves insetívoras da bacia do alto Paraguai.

Tabela 1- Distribuição das aves insetívoras capturadas entre os seis módulos de estudo, no gradiente de mata ripária do alto curso do rio Paraguai. BB (Barra do Bugres), PE (Porto Estrela), RE (Reis), RD (Recanto do Dourado), MO (Morrinhos) e TA (Taiamã). Sensibilidade: alta (A), média (M), baixa (B), nenhum dado (ND); Estrato: dossel (C), médio dossel (M), sub-bosque (U), terrestre (T), nenhum dado (ND); Dependência: depende de florestas (F), independe de floresta (N), nenhum dado (ND).....90

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Sobreposição entre pares de espécies de aves insetívoras capturadas em mata ripária na porção norte do Pantanal do Mato Grosso.....68

LISTA DE FIGURAS

Introdução Geral

Figura 1 - Localização geográfica da BAP, evidenciando a área de Planalto e Planície em que se insere o bioma Pantanal. Fonte: IHP (2021).....14

Figura 2 – Probabilidade de perda de vegetação em 2050 segundo o cenário “Tendências atuais”, destacando o “arco de perda de vegetação do Pantanal”. Fonte: Adaptado de Guerra et al. (2020a).....21

Artigo I- Análise Temporal da Utilização de Aves como Sentinelas Ambientais no Monitoramento de Contaminação por Agrotóxicos

Figura 1- Fluxograma das etapas entre a obtenção dos artigos potenciais disponíveis nas bases de dados Web of Science e Scopus e a seleção de artigos que estudaram a contaminação de agrotóxicos em aves insetívoras.....36

Figura 2- Sequência de etapas compreendidas pela cadeia da causalidade.....39

Figura 3- Número de artigos contendo estimativas de efeito de agrotóxicos em aves insetívoras após etapas de triagem.....40

Figura 4- Espécies de aves insetívoras estudadas quanto à contaminação por agrotóxicos nos trabalhos investigados.....43

Artigo II - Partição de recursos alimentares entre aves insetívoras de mata ripária na porção norte do Pantanal Mato-grossense

Figura 1- Caracterização do processo metodológico de busca e seleção da área de estudo, captura das aves, triagem do conteúdo alimentar e análise dos dados. Fonte: Construção dos autores/2021.....59

Figura 2- Área de estudo identificando os módulos de amostragem. No sentido montante - jusante na mata ripária do alto curso do Rio Paraguai. 1 - Recanto do Dourado; 2- Fazenda Morrinhos e 6- Taiamã.....60

Figura 3 - Proporção explicada por cada eixo (loadings) dos itens alimentares. Col=Coleptera, Hem=Hemíptera, Hym não Form=Hymenoptera não Formicidae, Ixo=Ixodida, Hym=Hymenoptera- Formicidae, Dip=Diptera. Fonte: Construção dos autores/2021... ..65

Figura 4 - Representação gráfica da Análise dos Componentes Principais (PCA) usando matriz de correlação dos itens alimentares. Col=Coleptera, Hem=Hemíptera, Hym não Form=Hymenoptera não Formicidae, Ixo=Ixodida, Hym=Hymenoptera-Formicidae, Dip=Diptera.....67

Artigo III - Contaminação por mercúrio em aves insetívoras da bacia do alto paraguai

Figura 1- Módulos de amostragem ao longo do curso do rio Paraguai na Bacia do Alto Paraguai, Mato Grosso – Brasil.....86

Figura 2- Concentração de mercúrio total (THg) em diferentes tecidos de aves insetívoras. (A) músculo, (B) fígado, (C) encéfalo e (D) pena, em um gradiente longitudinal do Rio Paraguai, definido pelos pontos de amostragem (BB) Barra do Bugres, (PE) Porto Estrela, (RE) Reis, (RD) Recanto do Dourado, (MO) Morrinhos e (TA) Estação ecológica de Taiaí.....91

Figura 3- Concentração de mercúrio total (THg) em diferentes tecidos de aves insetívoras de Barra do Bugres, Porto Estrela, Reis, Recanto do Dourado, Morrinhos e Estação Ecológica de Taiaí.....92

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao universo e a todos que contribuíram de alguma forma para realização e finalização deste ciclo.

RESUMO GERAL

BRUM, Bruno Ramos. **Aves como sentinelas ambientais: partição alimentar e teores de mercúrio total em espécies de aves insetívoras do Pantanal Mato-Grossense**. Cáceres: UNEMAT, 2022. 124 p. (Tese – Doutorado em Ciências Ambientais).

As rápidas mudanças ambientais, induzidas pelo homem, representam as maiores ameaças para as populações da vida selvagem e englobam muitas perturbações ambientais, incluindo perda de habitat, mudanças climáticas, mineração, desmatamentos/queimadas, sementes transgênicas e contaminação por aplicações de fertilizantes químicos e agrotóxicos, oriundos da complexa cadeia produtiva do agronegócio, que por sua vez, culmina num aumento da acumulação de metais, como o mercúrio, na água e no solo. A exposição de organismos não-alvo a estes compostos químicos é bastante comum, resultando em inúmeros casos de intoxicação aguda e crônica na população silvestre, particularmente em aves, que possuem baixos níveis de enzimas detoxificantes, aumentando sua sensibilidade. Devido à persistência no ambiente e sua capacidade de bioacumulação e biomagnificação, tanto os multiresíduos de agrotóxicos quanto o mercúrio, tem sido associado ao declínio de populações de aves em diversas partes do mundo. Deste modo, as aves têm desempenhado um importante papel como bioindicadoras ambientais, sendo que diferentes espécies podem ser úteis devido as distintas capacidades de bioacumulação. Estudos recentes indicam que a disponibilidade de multiresíduos de agrotóxicos e mercúrio podem ser aumentadas em áreas onde existem flutuações do nível da água e habitats vegetados que experimentam ciclos úmidos e secos durante o ano e intensa produção agrícola nas nascentes de suas bacias hidrográficas. Assim, áreas como o Pantanal brasileiro, que apresentam estas características, estão predispostas a serem *hotspots* de exposição aviária a estes compostos tóxicos. Diante disso, apresentamos, no capítulo 1, uma pesquisa cienciométrica acerca dos impactos dos agrotóxicos utilizados na agricultura ao longo de 21 anos, sobre as aves insetívoras. Foram encontrados 16 trabalhos, distribuídos em nove países, incluindo 50 espécies de aves enquadradas em quatro categorias de *status* populacional. Além disso, os resultados demonstraram que estas aves tiveram ao menos um órgão/tecido/estrutura (fígado, fezes, bolo estomacal, plasma sanguíneo, tecido muscular, itens alimentares, ovos) contaminado por um dos 21 tipos de compostos químicos apresentados nos artigos analisados, que afetam diretamente sobrevivência das aves. Aves insetívoras, que habitam matas ripárias de planícies de inundação, ao pregar invertebrados, tendem a ampliar o comprimento de suas cadeias alimentares, aumentando a possibilidade de biomagnificação de compostos químicos em seu organismo. O conhecimento sobre ecologia trófica e particionamento de recursos alimentares por aves insetívoras apresentam grande importância tanto para o conhecimento científico quanto para estudos de avaliação da contaminação ambiental. Assim, no segundo capítulo, investigamos as relações tróficas por meio de análises sobre partição de recursos alimentares, entre espécies de aves insetívoras, de um gradiente longitudinal de mata ripária, na porção norte do Pantanal de Mato Grosso. Os espécimes foram capturados com rede de neblina, por meio de uma sequência de 9 redes de 9m x 2m, malha 36mm que permaneceram abertas durante 4 horas contínuas. Foram coletados 126 espécimes pertencentes a 14 espécies. Os itens alimentares mais consumidos pelas aves amostradas foram insetos pertencentes a ordem Coleoptera, Hymenoptera-Formicidae, Himenoptera, Diptera, Ixodida e Hymenoptera não Formicidae, respectivamente, indicando que as espécies de aves estudadas são generalistas na exploração de alimento. Apresentamos também, no terceiro capítulo, o primeiro trabalho brasileiro utilizando aves insetívoras do Pantanal Norte como bioindicadores da exposição ao mercúrio, com o objetivo de conhecer o padrão de acúmulo deste metal em diferentes órgãos (músculo, fígado e encéfalo) e pena. Foram coletados um total

de 218 exemplares e as amostras foram analisadas por espectrometria de absorção atômica de análise direta (DMA-80). As concentrações de mercúrio apresentaram valores em ordem crescentes, de músculo < encéfalo < fígado < pena, independentemente do local de coleta, apresentando variação na média nas concentrações de mercúrio de 0,07 a 0,27 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 0,04 a 0,62 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 0,14 a 0,81 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 0,77 a 3,49 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente. Ao longo do gradiente estudado, o teste Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas entre as concentrações nos tecidos onde músculo apresentou (KW = 73,88 $p < 0,001$), encéfalo (KW = 100,23, $p < 0,002$), fígado (KW = 65,42, $p < 0,009$) e pena (KW = 39,52, $p < 0,005$) de maneira que a concentração de mercúrio nos tecidos das aves insetívoras aumenta seguindo o sentido do curso d'água, dos pontos à montante, Porte Estrela e Barra do Bugres para jusante, Taiamã. Esses resultados evidenciam que o mercúrio está presente nas teias alimentares do Pantanal Norte do Brasil e pode se biomagnificar em concentrações significativas, não somente em espécies predadoras piscívoras, conforme relatado na literatura, mas também em aves insetívoras da região estudada.

Palavras-chave: Avifauna; Bioindicadores; Ecotoxicologia; Metal pesado; Áreas úmidas.

ABSTRACT

BRUM, Bruno Ramos. **Environmental sentinel birds: extinction and food levels of total comotivorous bird species in the wetlands Mato-Grossense**. Cáceres: UNEMAT, 2022. 124 p. (Tese – Doutorado em Ciências Ambientais).

Rapid human-induced environmental changes pose the greatest threats to wildlife populations and encompass many environmental disturbances, including habitat loss, climate change, mining, deforestation/burning, GE seeds, and contamination from chemical fertilizer and pesticide applications. , coming from the complex production chain of agribusiness, which in turn, culminates in an increase in the accumulation of metals, such as mercury, in water and soil. The exposure of non-target organisms to these chemical compounds is quite common, resulting in numerous cases of acute and chronic poisoning in the wild population, particularly in birds, which have low levels of detoxifying enzymes, increasing their sensitivity. Due to their persistence in the environment and their ability to bioaccumulate and biomagnify, both pesticide multiresidues and mercury have been associated with the decline of bird populations in several parts of the world. In this way, birds have played an important role as environmental bioindicators, and different species can be useful due to their different capacities for bioaccumulation. Recent studies indicate that the availability of multi-residues of pesticides and mercury can be increased in areas where there are water level fluctuations and vegetated habitats that experience wet and dry cycles during the year and intense agricultural production in the headwaters of their watersheds. Thus, areas such as the Brazilian Pantanal, which present these characteristics, are predisposed to be hotspots of avian exposure to these toxic compounds. Therefore, we present, in chapter 1, a scientometric research on the impacts of pesticides used in agriculture over 21 years on insectivorous birds. 16 works were found, distributed in nine countries, including 50 species of birds classified in four categories of population status. In addition, the results showed that these birds had at least one

organ/tissue/structure (liver, feces, stomach bolus, blood plasma, muscle tissue, food items, eggs) contaminated by one of the 21 types of chemical compounds presented in the analyzed articles. , which directly affect bird survival. Insectivorous birds, which inhabit riparian forests of floodplains, by preying on invertebrates, tend to increase the length of their food chains, increasing the possibility of biomagnification of chemical compounds in their organism. Knowledge about trophic ecology and partitioning of food resources by insectivorous birds is of great importance both for scientific knowledge and for studies to assess environmental contamination. Thus, in the second chapter, we investigate trophic relationships through analysis of the partition of food resources, among insectivorous bird species, in a longitudinal gradient of riparian forest, in the northern portion of the Pantanal of Mato Grosso. The specimens were captured with a mist net, through a sequence of 9 nets of 9m x 2m, mesh 36mm that remained open for 4 continuous hours. A total of 126 specimens belonging to 14 species were collected. The food items most consumed by the birds sampled were insects belonging to the order Coleoptera, Hymenoptera-Formicidae, Hymenoptera, Diptera, Ixodida and Hymenoptera non-Formicidae, respectively, indicating that the studied bird species are generalists in food exploitation. We also present, in the third chapter, the first Brazilian work using insectivorous birds from the North Pantanal as bioindicators of exposure to mercury, with the objective of knowing the pattern of accumulation of this metal in different organs (muscle, liver and brain) and feather. A total of 218 specimens were collected and the samples were analyzed by direct analysis atomic absorption spectrometry (DMA-80). The mercury concentrations presented values in ascending order, from muscle < brain < liver < feather, regardless of the collection site, with a variation in the average of mercury concentrations from 0.07 to 0.27 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 0.04 to 0.62 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 0.14 to 0.81 $\mu\text{g.g}^{-1}$ and 0.77 to 3.49 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectively. Along the studied gradient, the Kruskal-Wallis test revealed significant differences between the concentrations in the tissues where muscle presented (KW = 73.88 $p < 0.001$), brain (KW = 100.23, $p < 0.002$), liver (KW = 65.42, $p < 0.009$) and feather (KW = 39.52, $p < 0.005$) so that the concentration of mercury in the tissues of insectivorous birds increases following the direction of the watercourse, from the points upstream, Porte Estrela and Barra do Bugres downstream, Taiaua. These results show that mercury is present in food webs in the Pantanal North of Brazil and can be biomagnified in significant concentrations, not only in piscivorous predatory species, as reported in the literature, but also in birds.

Keywords: Avifauna; Bioindicators; Ecotoxicology; Heavy metal; Wetlands.

INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui uma das maiores diversidades biológicas do mundo e detém cerca de 1919 espécies de aves registradas (PIACENTINI et al., 2015), o que de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (2014), corresponde a quase 20% de toda a avifauna conhecida mundialmente. Esse montante, corresponde a mais de 30% da avifauna descrita para uma das maiores planícies alagáveis do mundo, o Pantanal brasileiro, que possui mais de 580 espécies de pássaros registrados (TUBELIS & TOMAS, 2003; NUNES, 2011; FROTA et al., 2020).

Este bioma, instituído como Patrimônio Nacional, Reserva Mundial da Biosfera e Patrimônio Natural da Humanidade (BRASIL, 1988; UNESCO 2000; WWF-BRASIL, 2000; ANA, 2014; BRASIL, 2017), devido a sua condição de área úmida única no mundo em termos de riqueza biológica e diversidade de ambientes e paisagens, tem como principal canal de drenagem hídrica do sistema o rio Paraguai, que conjuntamente com seus afluentes é imprescindível (CARVALHO, 1986, LOPES et al., 2015), proporciona o chamado pulso de inundação, principal fenômeno ecológico que regula o regime anual de cheia e seca da região, sendo imprescindível para a existência, a produtividade e a interação entre as espécies, aquáticas e terrestres do bioma pantaneiro, garantindo os processos ecológicos do sistema (WANTZEN et al., 2008; JUNK et al., 2011), Figura 1.

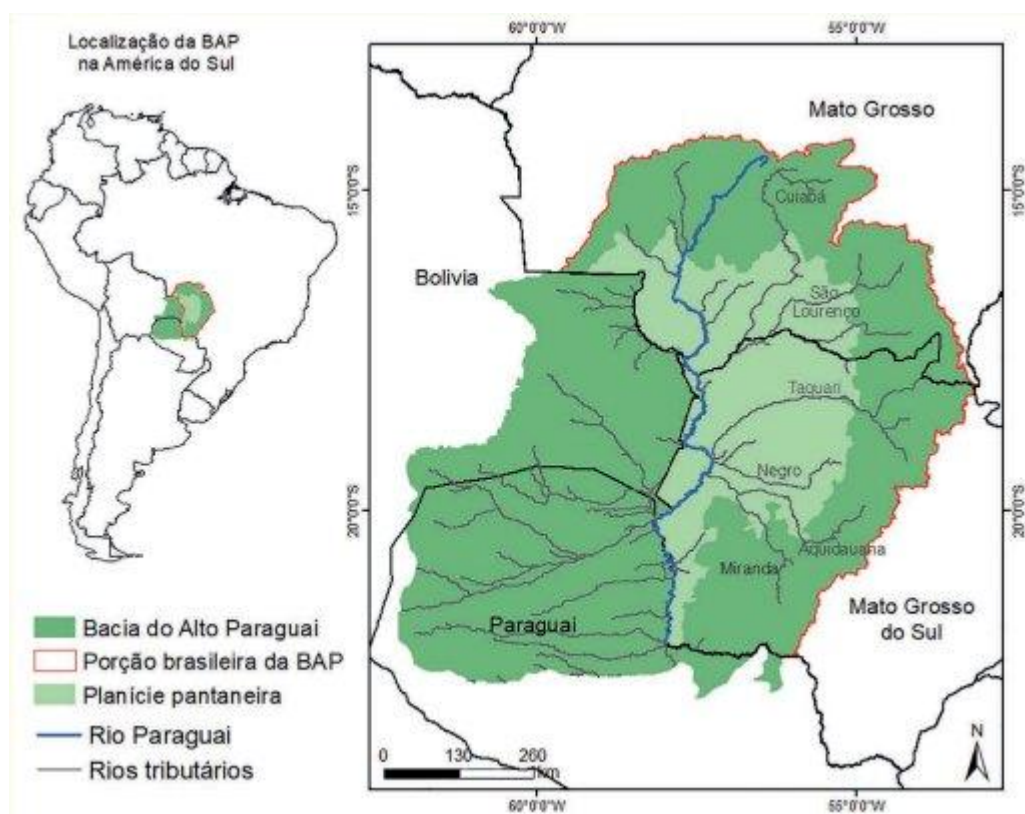


Figura 1 - Localização geográfica da BAP, evidenciando a área de Planalto e Planície em que se insere o bioma Pantanal. Fonte: Instituto Homem Pantaneiro - IHP (2021).

A Bacia do Alto Paraguai é constituída por dois grandes ecossistemas, definidos pelo relevo e pelo regime hídrico: o Planalto, caracterizado pelo bioma Cerrado e Amazônia, e a Planície, onde se forma o bioma Pantanal (BRASIL, 1997). Devido estas características geofísicas essas duas regiões apresentam grande interdependência funcional e ecológica, em que todas as atividades realizadas no Planalto têm consequências diretas sobre a dinâmica da Planície (ROQUE et al., 2016; GUERRA et al., 2020). Desde a década de 1980, a bacia apresentou grande mudança no uso do solo, principalmente pelo avanço da agropecuária no Planalto (MONITORAMENTO, 2017), o que tem causado mudanças severas sobre a paisagem da Planície.

Todas essas modificações tiveram reflexo na paisagem, principalmente para o Rio Paraguai e seus afluentes. O modelo adotado de industrialização concentrada na Região Sudeste teve reflexos na Região Centro-Oeste, como sua provedora de insumos, passando a ser considerada como celeiro do Brasil. Todavia, a exploração dos recursos naturais, principalmente do solo e da água, foi intensificada ainda em 1970, sendo mais expressiva em meados de 1980, em razão da expansão agropecuária (IHP, 2021; GUERRA et al, 2020).

Se por um lado, esse modelo gera grandes somas de dinheiro, mas, por outro, continua alimentando a dependência econômica, fazendo que a dinâmica seja determinada mais uma vez pelo cenário externo. Talvez este seja o maior desafio a ser enfrentado: continuar desenvolvendo tais atividades e proporcionar um meio ambiente equilibrado, com a continuidade do funcionamento hídrico dos principais rios da Bacia do Alto Paraguai (IHP, 2021).

No entanto, até que se consiga este equilíbrio, este bioma, conhecido por sua interface entre ambientes terrestres e aquáticos, permanentemente ou periodicamente inundados, solos encharcados, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica (DA CUNHA et al., 2014) e que fornecem inúmeros serviços ecossistêmicos ao ser humano, sendo considerado um dos locais com um dos maiores estoques de carbono do planeta e importante para a redução de poluentes, está entre os ecossistemas mais afetados e ameaçados de destruição pelo homem (PEARCE & MADGWICK, 2020).

A intensificação dos impactos antrópicos sobre a diversidade de sistemas ecológicos tem afetado a qualidade de vida (SOARES et al., 2004) e demonstram a capacidade devastadora que o ser humano possui em modificar o planeta, com mudanças hidrográficas, biológicas e até climáticas (ALLAN et al., 2019).

Entre agosto de 2020 a julho de 2021, o desmatamento mapeado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), em toda área coberta pelo bioma Cerrado foi de 8.531 km², representando um aumento de 7,9% quando comparado ao dado do ano de 2020. Em relação ao bioma amazônico, segundo dados do Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon), que monitora a região o estado devastou 1.504 km² entre janeiro e dezembro de 2021, uma área, 38% maior do que em 2020.

Uma análise usando a abordagem “Forças Motrizes, Pressão, Estado, Impacto e Resposta” (DPSIR, sigla em inglês), para as áreas úmidas do Guaporé e Pantanal (DA SILVA et al., 2015), apontou as políticas públicas, ligadas ao desenvolvimento do setor agropecuário e de energia, dependente da matriz hídrica, como as principais forças motrizes (drivers) que causam a fragmentação dos ecossistemas, perda da conectividade hidrológica dos rios, desmatamento, queimadas e barramentos, conversão de ecossistemas naturais e perda da biodiversidade desta região hidrográfica.

Segundo Rabelo et al. (2021), os impactos socioambientais na região hidrográfica do rio Paraguai, principalmente os que resultam no desequilíbrio do pulso de inundação, têm origem em atividades que ocorrem no Planalto que circunda o Pantanal, onde se destacam o agroecossistemas para a produção de commodities (DA SILVA et al., 2001; DA SILVA & GIRARD, 2004; DA SILVA et al., 2015; SCHLINGER, 2014, PIGNATI et al., 2017, PIGNATI, et al., 2021), a construção de usinas e pequenas centrais hidrelétricas (ROSSI et al., 2018) e o uso da água para a diluição de esgoto doméstico das cidades (RONDON LIMA et al., 2018).

Neste contexto, dos 361.666 km² que correspondem a porção brasileira da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (BAP), responsável pela formação do Pantanal, 223.483 km² (61,8%) correspondem aos planaltos adjacentes, onde estão inseridas várias nascentes dos rios pantaneiros, que conduzem água, sedimentos e nutrientes para a planície (SILVA & ABDON, 1998) e faz a conexão deste bioma com regiões de Cerrado, muito utilizadas para a atividade agropecuária extensiva. Assim, o uso intensivo deste solo, aliado a um manejo inadequado, potencializa um processo natural de erosão e assoreamento dos cursos de água do próprio planalto que pode vir a afetar os rios do Pantanal.

Juntamente ao problema da erosão, está o uso intenso de agrotóxicos, especificamente nas partes mais altas onde a agricultura é mais intensa (AZEVEDO & MONTEIRO, 2011), de modo que a conversão dos biomas para atividades agropecuárias dentro da BAP, em um intervalo de 2 anos (2012/2014), corresponde cerca de 14% do Pantanal, 40% do Cerrado e

31% da Amazônia (WWF; SOS-PANTANAL, 2015; SCHLINGER, 2014; PIGNATI et al., 2017, PIGNATI, et al., 2021).

Atualmente, o estado de Mato Grosso lidera a produção de soja no país e está à frente na produção de algodão, milho e carne bovina. O crescimento da produção agropecuária no Estado ocasionou intensa ocupação do solo e, em 2015, 35,90% das áreas de Amazônia, 47,77% de Cerrado e 24,49 % de Pantanal, no Estado, já foram desmatados (MATO GROSSO, 2015), permanecendo apenas mosaicos de fragmentos florestais (PIGNATI 2017, PIGNATI et al., 2021).

Os últimos anos foram marcados pelo aumento significativo do consumo de agrotóxicos em todo o mundo (CARNEIRO et al., 2015; PIGNATI et al., 2017; CAMPOS et al., 2021) e a cultura da soja ocupou no Brasil, em 2015, a maior área plantada ocupando 42% de toda área plantada do país (32,2 milhões de hectares), seguido do milho com 21% (15,8 milhões de hectares) e da cana-de-açúcar com 13% (10,1 milhões de hectares), implicando diretamente no aumento do uso de agrotóxicos para à expansão destes três cultivos, que juntos, representaram 76% de toda a área plantada do Brasil e foram os que mais consumiram agrotóxicos, correspondendo a 82% de todo o consumo do país em 2015, com consumo estimado de 899 milhões de litros de agrotóxico pulverizado (PIGNATI et al., 2017; BOMBARDI et al., 2017; PIGNATI et al., 2021, AGUIAR et al., 2021).

Em 2020, a produção agrícola nacional atingiu, mais uma vez, novos recordes, com uma produção de 255,4 milhões de toneladas, a safra de grãos do ano de 2020 consolidou-se como a maior registrada até então e os principais responsáveis por esse acréscimo foram a soja, com acréscimo de 7,5 milhões de toneladas; o milho, com incremento de 2,8 milhões de toneladas; e o arroz, com ganho de 722,4 mil toneladas. A produção de soja brasileira, que, em 2019, ultrapassou a produção americana pela primeira vez na história, alçando o País à condição de maior produtor mundial, em 2020, bateu novo recorde. Com um total de 121,8 milhões de toneladas, a produção nacional teve um crescimento de 6,5% em relação ao ano anterior. A cotonicultura registrou área de produção estável, porém com incremento no rendimento médio em 2020. Com isso, registrou-se nova produção recorde de algodão herbáceo (em caroço), atingindo 7,1 milhões de toneladas, aumento de 2,6% em 2020.

Considerando-se as 27 Unidades da Federação, Mato Grosso, destaque nacional na produção de soja, milho e algodão, segue na primeira posição no *ranking* mais um ano de crescimento registrado em Estados como Mato Grosso, o maior produtor nacional que, com incremento de 8,8%, alcançou 35,1 milhões de toneladas de soja. O Estado também seguiu em primeiro lugar na produção de milho, com 33,7 milhões de toneladas, com a quase totalidade

colhida durante a 2ª safra. O Município de Sorriso, em Mato Grosso, registrou o maior volume dessa cultura no País, com 3,2 milhões de toneladas, seguido por Nova Ubiratã com 2,1 milhões de toneladas. Mato Grosso e Bahia seguiram preponderantes na produção de algodão. Cerca de 89,0% da área plantada no País concentraram-se nesses dois Estados. Em 2020, dos 50 municípios com os maiores valores da produção, 20 pertenciam a Mato Grosso; Bahia e Mato Grosso do Sul, com seis Municípios cada.

Entre os estados que mais se destacam na produção de grão o Mato Grosso tem se ganhado notoriedade por ser um dos maiores produtores agrícolas do Brasil e consequentemente um dos maiores consumidores de fertilizantes e agrotóxicos do país (PELAEZ et al., 2011; CAMPOS et al., 2021; PIGNATI et al., 2021). Isto porque a maior parte do solo deste estado é pouco fértil para a agricultura, sendo necessário o uso intenso de agentes químicos para a obtenção de boa produtividade, gerando, como consequência, sérios problemas ambientais (SANTOS et al., 2006; PIGNATI et al., 2017; BOMBARDI et al., 2021, PIGNATI et al., 2021).

O estado se destaca ainda por ser o primeiro em consumo de agrotóxicos quando comparado aos demais estados brasileiros (SINDAG, 2019). Durante o ano de 2009, dos 725 milhões de litros de herbicidas, inseticidas, e fungicidas utilizados no Brasil, Mato Grosso consumiu 103 milhões de litros de agrotóxicos nas suas culturas (INDEA-MT, 2013), passando a consumir 207 milhões de litros de agrotóxicos em 2015, (PIGNATI et al., 2017). A produção de grandes monoculturas de exportação, como a soja, o milho e o algodão, no estado do Mato Grosso tem sido associada a um intensivo uso de agrotóxicos (MAPA, 2019), visto que, nos estudos realizados por (PIGNATI et al., 2017), os autores identificaram que os municípios brasileiros com maior extensão territorial também são os com maior área plantada e consequentemente são os que mais utilizaram agrotóxicos.

Essa rápida expansão da agropecuária com o emprego de pesadas cargas de agrotóxicos, constitui uma das principais preocupações, pelo risco dos resíduos e metabólicos dos agrotóxicos afetarem a sustentabilidade dos ecossistemas, uma vez que estas substâncias são agentes poluidores que apresentam comportamentos distintos nos ambientes com diferente toxicidade aos humanos e aos animais (PALMA; LOURENCETTI, 2011; BOMBARDI et al., 2021, PIGNATI et al., 2021). No solo, por exemplo, em longo prazo, provocam a redução da fertilidade e aumento da acidez. No ar, água e alimentos, podem causar intoxicações agudas e crônicas nos seres vivos que forem expostos e na água podem provocar a morte de várias espécies, influenciando todo o ecossistema aquático.

Conforme citado por Grisolia (2005), mesmo em baixas concentrações, muitas vezes, os agrotóxicos afetam a estrutura e a função das comunidades naturais, provocando impactos

em múltiplos níveis, que vão desde o molecular até o de comunidades inteiras, comprovando que as práticas agrícolas intensivas impactada o ambiente e são causadoras de eventos que levam à redução da biodiversidade.

Concomitante a isso, muitos agrotóxicos possuem como componente ativo alguns metais pesados (FERNANDES et al., 2007), assim como os fertilizantes utilizados para suprir micronutrientes do solo que em sua maioria apresentam metais pesados tóxicos em sua composição (MALAVOLTA et al., 1997; GONÇALVES et al., 2014). Deste modo, a elevação dos teores de metais pesados em solos agrícolas e ambientes aquáticos (FERNANDES et al., 2007), vem sendo associada à aplicação de corretivos e adubos agrícolas, que podem proporcionar severas consequências ao meio ambiente (OTERO & COL., 2005; CARNEIRO et al., 2011; SCHESINGER et al., 2014; PIGNATI et al., 2017; BOMBARDI et al., 2021; PIGNATI et al., 2021).

Diante deste cenário, é importante destacar que a grande quantidade de produtos químicos aplicada anualmente nos solos agrícolas brasileiros, através de fertilizantes e agrotóxicos, com a finalidade de fornecimento de nutrientes e controle de pragas e doenças (ATAFAR, 2010; PIGNATI et al., 2017; PIGNATI et al., 2021), podem resultar em acúmulo de metais pesados no solo, de modo que a contaminação de sedimentos com metais pesados, é um transtorno que impacta de forma generalizada todo o ecossistema, podendo trazer problemas de ordem econômica, social e, principalmente, ambiental (PENG et al., 2018).

Estima-se que a emissão de metais pesados promovida pelas atividades antropogênicas como desmatamentos/queimadas é três vezes maior que a fluxos naturais (SPOSITO & PAGE, 1984) e os metais pesados de origem antropogênica tendem a ser mais móveis, assim se tornam mais biodisponíveis do que aqueles oriundos de processos pedogênicos ou litogênicos (KUO; HEILMAN; BAKER, 1983).

Diferente dos agrotóxicos, que são substâncias sintéticas, os metais pesados estão presentes naturalmente no meio ambiente. Todavia, uma ampla variedade de metais pesados tem sido usada em atividades antropogênicas, por centenas de anos, durante a produção industrial e agrícola (proteção de cultivos agrícolas, fertilizantes, mineração). Essas atividades promovem maior persistência e acúmulo de metais no ambiente, aumentando a exposição de organismos vivos a estas substâncias (GRÚZ et al., 2017; MUNIZ & OLIVEIRA-FILHO, 2006) que são responsáveis por adições de até 1,16 milhões de toneladas de metais por ano em ecossistemas terrestres e aquáticos no mundo todo (NRIAGU & PACYNA, 1988; GUARDA et al., 2021).

Neste contexto, é bastante preocupante o fato de que nos últimos anos diversos estudos tem registrado a ocorrência de um declínio populacional entre aves que habitam ambientes agrícolas (MORRISON, et al., 2012; ANDRES, et al., 2013; SOUZA & RODRIGUES, 2015; SCOLLON et al., 2001; BOATMAN et al., 2004; CASPAR et al., 2014) decorrente de um processo de degradação ambiental relacionado ao acelerado processo de expansão agrícola, lixiviação de pesticidas, compostos químicos orgânicos e contaminação por metais pesados (FERREIRA, et al., 2010), que tem como principal via de contaminação da avifauna, tanto por agrotóxicos, quanto por metais, a alimentação (BURGER & GOCHFELD, 2002; BURGER, et al., 2014; BURGER et al., 2015) que, após serem ingeridos podem ser excretados ou absorvidos podendo ser depositados no fígado, rim ou sequestrado pelas penas no período de sua formação (BURGER, et al., 2014).

Diante deste cenário, visto que a região da nascente do Rio Paraguai no Planalto do Parecis está inserida em uma região de alto desenvolvimento do agronegócio em Mato Grosso, exercendo desta maneira uma forte pressão antrópica na biota regional (MMA, 2010; SILVA e SOUZA, 2012; SCHESINGER et al., 2014; PIGNATI et al., 2017, PIGNATI et al., 2021), além das atividades agropecuárias com uso direto do solo, a biodiversidade do Pantanal está constantemente sobre ameaça por atividades antropogênicas diversas, que têm alterado de forma drástica o bioma (FERREIRA et al, 2018), que por sua vez, possui ecossistemas frágeis e as respostas políticas e iniciativas de conservação e de sustentabilidade não são compatíveis com a escala e permanência dos desafios impostos por essas atividades resultantes da ação humana, se tornando as principais causas dos conflitos e impactos socioambientais na região hidrográfica do rio Paraguai.

Este cenário pode ficar ainda mais perturbador, quando analisamos os estudos realizados por Guerra et al (2020a), em relação a perda da vegetação na BAP até 2050, considerando avanço das áreas de agricultura e pecuária. Segundo os autores, levando em consideração um cenário em que o uso do solo nos próximos 30 anos seguirá a tendência dos últimos anos (2008-2016) e que o Código Florestal será seguido, é esperado que a BAP perca cerca de 14 mil km² de vegetação nativa até 2050 (8 mil km² no Planalto e 6 mil km² na Planície). Para um cenário que considera a aceleração da agropecuária, os resultados indicam que haverá aumento da produção agrícola e da pecuária e que não haverá obrigatoriedade de Reserva Legal nas propriedades, gerando perda de vegetação nativa de mais de 22,9 mil km² na BAP até 2050 (10 mil km² no Planalto e cerca de 12,9 mil km² na Planície), Figura 2.

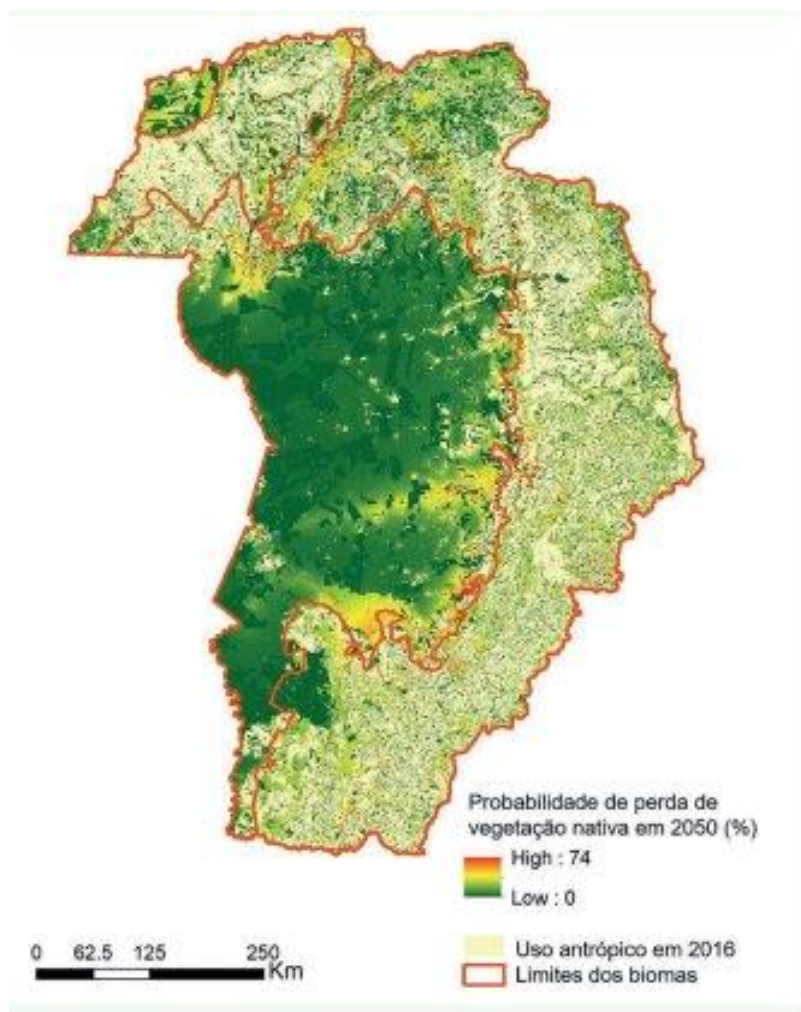


Figura 2 – Probabilidade de perda de vegetação em 2050 segundo o cenário “Tendências atuais”, destacando o “arco de perda de vegetação do Pantanal”. Fonte: Adaptado de Guerra et al. (2020a).

Aliado a esta problemática socioambiental, o Estado de Mato Grosso é o oitavo em quantidade de áreas dedicadas a mineração, 2.509 ha e segundo no *ranking* de áreas de garimpo 22.987 ha, com destaque para os municípios de Peixoto de Azevedo com 5.735 ha, Matupá com 3.404 ha, Poconé com 2.151 ha e Nossa Sr^a. do Livramento com 2.132 ha (PROJETO MAPBIOMAS, 2021).

Com estas atividades, temos a problemática da contaminação por mercúrio utilizado na extração do ouro, estima-se que cinquenta toneladas de mercúrio (Hg) foram emitidas pela mineração de ouro somente na bacia do Rio Bento Gomes, no município de Poconé-MT na década de 90, visto que, durante a extração de ouro da argila, Hg é usado como agente de amálgama, o que resulta em perdas de Hg no ar, solo e água (HYLANDER et al. 1994, 2000b; ALHO & VIEIRA 1997; GUIMARÃES et al. 1998, 1999; LACERDA & SALOMONS 1998; LEADY & GOTTGENS 2001; ALHO & SABINO 2012).

Resultados de estudos na década de 90 já indicavam que, uma vez presente, o mercúrio é submetido à incorporação pela biota pela biomagnificação entre os componentes da cadeia trófica (CALLIL & JUNK 2000) e níveis de contaminação de mercúrio em penas de aves, como o Tuiuiú (*Mycteria americana*), em diferentes regiões do Pantanal, foram contaminadas por mercúrio, mesmo distante do centro de mineração (DEL LAMA et al., 2011).

As atividades antrópicas do garimpo realizadas na década de 80 e 90, promoveu a contaminação por mercúrio principalmente na Bacia do Rio Bento Gomes em Poconé. Estudos realizados durante este período mostraram acumulação de mercúrio em plantas e animais e em pessoas (CALLIL & JUNK 2011). Em algumas espécies de peixes valores de mercúrio acima de 0,5 ug g⁻¹ foram encontrados, indicados como nível máximo para consumo humano. Pelos índices recentemente encontrados em grandes felinos no Pantanal, o nível de contaminação é alarmante, podendo inclusive estar presente na cadeia alimentar da população humana local, alertando a sociedade para qualidade dos recursos que participam da cadeia alimentar podendo comprometer a economia local (MUPAN, 2019).

De acordo com a Companhia Mato-grossense de Mineração (METAMAT, 2020) a mineração no estado do Mato Grosso está se desenvolvendo com o passar do tempo e atraindo diversas empresas para prospecção de diferentes tipos de minérios ao longo dos últimos anos e projetos de o levantamento Aerogeofísico para estudo de expansão dessa atividade estão sendo realizados na região dos municípios de Alto Paraguai, Tangará da Serra, Barra do Bugres, Mirassol d'Oeste, Porto Esperidião, Jauru, Pontes e Lacerda, Sapezal, Nova Lacerda, entre outros) totalizando 120 mil Km².

Em relação ao ouro, o estado conta com a produção de cerca de 10 toneladas por ano, enquanto o total produzido no Brasil é 81 toneladas no mesmo período e as principais regiões produtoras de ouro podem ser divididas em Baixada Cuiabana, Região Sudoeste e Região Norte de Mato Grosso. O estado é responsável também, por 87,2% da produção nacional de diamantes ao ano, com 49 mil quilates, sendo que a produção nacional é de 56 mil quilates. Além do diamante, os mato-grossenses também ostentam o título de campeões na produção de calcário agrícola, com sete milhões de toneladas ao ano, e de reservas de granito (METAMAt, 2020).

A mineração, tanto de metais preciosos, quanto da extração de minérios, causa diversos impactos na natureza, destruindo as margens dos rios e contaminando as águas. Além disso, assoreiam os rios, contaminam a fauna e a destrói a cobertura vegetal. Diante disso, é importante se atentar que os rejeitos produzidos em garimpos podem conter metais pesados danosos à saúde, como: arsênio, cádmio, cromo e mercúrio (MUPAN, 2019).

Nas últimas três décadas, o Pantanal vem sofrendo agressões pelo homem, praticadas não somente na planície, mas principalmente nos planaltos adjacentes. Atualmente, os impactos ambientais e socioeconômicos neste bioma são muito evidentes, decorrentes da inexistência de um planejamento ambiental que garanta a sustentabilidade dos recursos naturais desse importante bioma. A expansão desordenada e rápida da agropecuária, com a utilização de pesadas cargas de agroquímicos, a exploração de diamantes e de ouro nos planaltos, com utilização intensiva de mercúrio, são responsáveis por profundas transformações regionais. Algumas delas vêm sendo avaliadas pela Embrapa Pantanal, como a contaminação de peixes e jacarés por mercúrio e diagnóstico dos principais pesticidas (EMBRAPA PANTANAL, 2020).

Além disso, a remoção da vegetação nativa nos planaltos para implementação de lavouras e de pastagens, sem considerar a aptidão das terras, e a adoção de práticas de manejo e conservação de solo, além da destruição de habitats, são fatores que aceleraram os processos erosivos nas bordas do Pantanal. A consequência imediata tem sido o assoreamento dos rios na planície, o que tem intensificado as inundações, com sérios prejuízos à fauna, flora e economia do Pantanal.

Todo esse conjunto de problemas atuais e potenciais decorrentes da atividade humana nos planaltos e na planície demonstra que as ações a serem implementadas em uma bacia hidrográfica devem ser alicerçadas em estudos integrados, onde as relações de causa e efeito necessitam estar bem delineadas e aceitas pela sociedade. Nesse sentido, os objetivos deste estudo foi ampliar o conhecimento acerca da exposição de aves insetívoras a agrotóxicos; analisar aspectos da ecologia alimentar de aves da avifauna insetívora pantaneira; e avaliar o *status* da contaminação de mercúrio oriundos do uso da terra por atividades do agronegócio, na porção da bacia, compreendida entre a nascente e o parque nacional do Pantanal.

Os resultados foram organizados na forma de três manuscritos, que estão apresentados a seguir nas normas das revistas aos quais foram ou serão submetidos. O primeiro intitulado “Análise temporal da utilização de aves, como sentinelas ambientais no monitoramento de contaminação por agrotóxicos”, o segundo com o título “Partição de recursos alimentares entre aves insetívoras de mata ripária na porção norte do Pantanal Mato-grossense” e o terceiro com o título “Contaminação por mercúrio em aves insetívoras da bacia do alto Paraguai”.

REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J. R., WATSON, J. E., DI MARCO, M., O'BRYAN, C. J., POSSINGHAM, H. P., ATKINSON, S. C., & VENTER, O. (2019). Hotspots of human impact on threatened terrestrial vertebrates. *PLoS biology*, 17(3), e3000158.
- ANDERSON, D. W., CASTLE, W. T., WOODS, L. A., & AYRES, L. A. (1982). Residues of o, p'-DDT in southern California coastal sediments in 1971. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 29(4), 429-433.
- ANDRES, B.A., SMITH, P.A., MORRISON, R.I.G., GRATO-TREVOR C. L., BROWN, S. C.; FRIIS, C. A. (2013) Population estimates of North American shorebirds. *Wader Study Group Bulletin* 119: 178-194.
- ATAFAR, Z., MESDAGHINIA, A., NOURI, J., HOMAEI, M., YUNESIAN, M., AHMADIMOGHADDAM, M., & MAHVI, A. H. (2010). Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. *Environmental monitoring and assessment*, 160(1), 83-89.
- AZEVEDO, A. A.; MONTEIRO, J. L. G. (2011). Análise dos impactos ambientais da atividade agropecuária no cerrado e suas inter-relações com os recursos hídricos na região do pantanal – World Wildlife Fund- Disponível em: <http://ssets.wwfbr.panda.org/downloadswwf_brasil_impactos_atividade_agropecuaria_cerrado_pantanal.pdf>
- BLUS, L. J.; WIEMEYER, S. N.; BUNCK, C. M. (1997). Clarification of effects of DDE on shell thickness, size, mass, and shape of avian eggs. *Environmental Pollution*, 95(1), 67-74.
- BOATMAN, N. D., BRICKLE, N. W., HART, J. D., MILSOM, T. P., MORRIS, A. J., MURRAY, A. W., & ROBERTSON, P. A. (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146, 131-143.
- BOMBARDI, L. M. (2012). Agrotóxicos e agronegócio: arcaico e moderno se fundem no campo brasileiro. Tese. São Paulo: Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo.
- BRASIL. (1988). Ministério da Agricultura. Laboratório Nacional de Referência Vegetal. Análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes. Brasília: LANARV, 104p.

BRASIL. (2017). Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos hídricos. Plano Nacional de Recursos Hídricos: Roteiro para consulta para elaboração de uma proposta. Brasília: MMA/SBF, 32p.

BURGER, J., & GOCHFELD, M. (2002) Effects of chemicals and pollution on seabirds. *Biology of marine birds*, 485-525.

BURGER, J., GOCHFELD, M., NILES, L., DEY, A., JEITNER, C., PITTFIELD, T., TSIPOURA, N. (2014) Metals in tissues of migrant semipalmated sandpipers (*Calidris pusilla*) from Delaware Bay, New Jersey. *Environmental Research* 133: 362-370.

BURGER, J., TSIPOURA, N., NILES, L. J., GOCHFELD, M., DEY, A., & MIZRAHI, D. (2015). Mercury, lead, cadmium, arsenic, chromium and selenium in feathers of shorebirds during migrating through Delaware Bay, New Jersey: comparing the 1990s and 2011/2012. *Toxics*, 3(1), 63-74.

CARNEIRO, F. F., RIGOTTO, R. M., AUGUSTO, L. G. D. S., FRIEDRICH, K., BURIGO, A. C. (2015). (Org). Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular.

HALLMANN, C. A., FOPPEN, R. P., VAN TURNHOUT, C. A., DE KROON, H., & JONGEJANS, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511(7509), 341-343.

CARVALHO, N.O. (1986). Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômico do Pantanal, 1., 1984, Corumbá. Anais...Brasília: EMBRAPA-DDT, 43-49.

COOKE, A. S. (1973). Shell thinning in avian eggs by environmental pollutants. *Environmental Pollution*, London, 4, 85-152.

DA CUNHA, C. N., PIEDADE, M. T. F., & JUNK, W. J. (2014) (Ed.). Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. EdUFMT.

DA SILVA, C.J., WANTZEN, K.M., NUNES DA CUNHA, C. E., MACHADO, F.A. (2001). Biodiversity in the Pantanal wetland, Brazil. *Biodiversity in wetlands: assesment, function and conservation*, Edited by B. Gopal, W.J. Junk and J.A. Davis, 2, 1-29.

- DA SILVA, C. J. & GIRARD, PIERRE. (2004) New Challenges in the management of the Brazilian Pantanal and catchment área. *Wetlands Ecology and Management*, 12, 553-561.
- DA SILVA, C. J., IRIGARAY, C. T. J. H., FARIA, A. M. M., RIBEIRO, A. R. Formação Socioambiental do Estado do Mato Grosso. In: Simonian, L. T. L.; Baptista, E. R. (2015). (Org.). *Formação Socioambiental da Amazônia*. Belém: NAEA, 379 – 392.
- FERNANDES, C., FONTAINHAS-FERNANDES, A., PEIXOTO, F., SALGADO, M. A. (2007). Bioaccumulation of heavy metals in *Liza saliens* from the Esmoriz–Paramos coastal lagoon, Portugal. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66, 426-431.
- FERREIRA, A.P., HORTA, M.A.P. & CUNHA, C.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 da Gestão Costeira Integrada*, 10(2),229-241.
- FERREIRA, S. W.T., LARCHER, L., RABELO. A.P.C. (2018). Análise da distribuição espaço-temporal dos focos de incêndio no Pantanal (2000-2016). Anais 7º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Jardim, MS, 20 a 24 de outubro 2018 Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 563-573.
- FROTA, A. V. B., VITORINO, B. D., DA SILVA, C. J., IKEDA-CASTRILLON, S. K., & DA SILVA NUNES, J. R. (2020). Birds of the Ramsar site Estação Ecológica de Taiaçu and buffer zone, Pantanal wetlands, Brazil. *Check List*, 16, 401.
- FRY, M. (1995). Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environmental Health Perspectives, Research Triangle Park*, 103, 165-171.
- GALINDO, J. C., KENDALL, R. J., DRIVER, C. J., & LACHER JR, T. E. (1985). The effect of methyl parathion on susceptibility of bobwhite quail (*Colinus virginianus*) to domestic cat predation. *Behavioral and neural biology*, 43(1), 21-36.
- GONÇALVES, M. W., CARVALHO, W. F., PEREIRA, R. R., SILVA, D. M., BASTOS, R. P., CRUZ, A. D. (2014). Avaliação de danos genômicos em anfíbios anuros do cerrado goiano. Estudos, Goiânia, *Revista EVS-Revista de Ciências Ambientais e Saúde*, 41, 89 – 104.

GUARDA, P. M., RAMBO, M. K. D., JACONI, A., GUARDA, E. A., SILVA, J. E. C. da. (2021). Concentrations of toxic metals in water, soil and sediment of rio Formoso, TO. *Research, Society and Development*, [S. l.], 10(14), e177101421897.

GRISOLIA, C. K. (2015). Agrotóxicos – mutações, reprodução e câncer. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 154 – 159.

GRÚZ, A.; DÉRI, J.; SZEMERÉDY, G.; SZABÓ, K; KORMOS, E.; BARTHA, A.; LEHEL, J.; BUDAI, P. (2017). Monitoring of heavy metal burden in wild birds at eastern/north-eastern part of Hungary. *Environmental Science and Pollution Research* [online]

INSTITUTO DE DEFESA AGROPECUÁRIA DO MATO GROSSO (INDEA-MT). (2013). Relatório/Planilha de Dados do Sistema de Informação de Agrotóxicos dos anos de 2005 a 2009 [banco de dados eletrônico]. Cuiabá: INDEA-MT.

JOHNSTON, J. J. (2001). (Ed.). Pesticides and wildlife. Washington, DC: *American Chemical Society*, 38-51.

JUNK, W.J., CUNHA, C.N., DA SILVA, C.J., WANTZEN, K.M. (2011). The Pantanal: A large South American wetland and its position in limnological theory. In: JUNK, W.J.; DA SILVA, C.J.; CUNHA, C.N.; WANTZEN, K.M. The Pantanal. Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland. Sofia-Moscow: Pensoft, 23-44.

KUO, S., HEILMAN, P. E., BAKER, A. S. (1983) Distribution and forms of copper, zinc, cadmium, iron, and manganese in soils near a copper smelter, *Soil Science*, Dordrecht, 135(2), 101–109. <https://doi.org/10.1097/00010694-198302000-00004>

MALAVOLTA, E., VITTI, G. C., OLIVEIRA, S. A. (1997). Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: Potafós.

MENEELY, G. A. & WYTENBACH, C. R. (1989). Effects of the organophosphate insecticides diazinon and parathion on bobwhite quail embryos: skeletal defects and acetylcholinesterase activity. *Journal of Experimental Zoology*, Philadelphia, 252(1), 60-70.

- MEYERS, S. M., MARDEN, B. T., BENNETT, R. S., & BENTLEY, R. (1992). Comparative response of nestling European starlings and red-winged blackbirds to an oral administration of either dimethoate or chlorpyrifos. *Journal of Wildlife Diseases*, 28(3), 400-406.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). (2019) Projeções do Agronegócio: Brasil 2009/2010 a 2019/2020. Brasília: MAPA.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. (2010). Centro de Informação, Documentação Ambiental e Editoração. Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite monitoramento do bioma pantanal 2002 a 2008. Centro de Sensoriamento Remoto – CSR/IBAMA, Brasília, – 30.
- MORRISON R.I.G., MIZRAHI D.S., ROSS, R. K, OTTEMA O.H. (2012) Dramatic Declines of Semipalmated Sandpipers on the Major Wintering Areas in the Guianas, Northern South America. *Nyctale de Pracontal and Andy Narine*. *Waterbirds*, 35, 120-134.
- MUNIZ, D.H.F., OLIVEIRA-FILHO, E.C. (2006). Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. *Universitas: Ciências da Saúde*, 4(1/2), 83-100.
- NRIAGU, J.O.; PACYNA, J.M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils with trace metals. *Nature*, 33, 134-139.
- NUNES, A.P. (2011) Quantas espécies de aves ocorrem no Pantanal brasileiro? *Atualidades Ornitológicas*, 160, 45–54.
- OTERO, N., VITÒRIA, L., SOLER, A. & CANALS, A. (2005). Fertiliser characterisation: Major, trace and rare earth elements. *Applied Geochemistry*, 20(8), 1473-1488.
- PALMA, D. C. A., LOURENCETTI, C. (2011). Agrotóxicos em água e alimentos: risco à saúde humana. *Revista Uniara*, 14(2), 7 – 21.
- PEARCE, F., MADGWICK, J. (2020). *Water Lands: A vision for the world's wetlands and their people*. London, *Harper Collins Publishers*. 4380.
- PELAEZ, V., TERRA, F. H. B., SILVA, L. R. (2011). A regulamentação dos agrotóxicos no Brasil: entre o poder de mercado e a defesa da saúde e do meio ambiente. *Revista de Economia*, 36(1), 27 – 48.

- PENG, W., LI, X., XIAO, S., FAN, W. (2018). Review of remediation technologies for sediments contaminated by heavy metals. *Journal of Soils and Sediments*, Basel, 18(4), 1701-1719.
- PIACENTINI, V. DE Q., ALEIXO, A., AGNE, C. E., MAURÍCIO, G. N., PACHECO, J. F., BRAVO, G. A., CESARI, E. (2015). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23(2), 90–298.
- RABELO, M. O., FIGUEIREDO, D. M., ARRUDA, J. C., SILVA, C. J. (2021). Analysis of social participation in the National Water Resources Plan for the Upper Paraguay Basin . *Research, Society and Development*, [S. l.], v. 10, n. 10, p. e507101018137, DOI: 10.33448/rsd-v10i10.18137. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/18137>.
- RONDON LIMA, E. B. N., et al. (2018). Panorama do Saneamento Básico no Consórcio Intermunicipal do Vale do rio Cuiabá. In: Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental. [Livro Eletrônico]. Daniela Maimoni de Figueiredo, Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores e Zoraidy Marques de Lima (orgs.). 1ª edição. - - Cuiabá-MT: EdUFMT, 716.
- ROSSI, R.A.; SANTOS, E. (2018). Conflito e regulação das águas no brasil - a experiência do salitre. *Caderno CRH Salvador*, 31(82), 151 – 167.
- SANTOS, H. G., FIDALGO, E. C. C., COELHO, M. R., ÁGLIO, M. L. D. (2006). Cultivo do Arroz de Terras Altas no Estado de Mato Grosso. Embrapa Arroz e Feijão, (7).
- SANTOS, D. S. (2019) METAIS PESADOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS E CERRADO NATIVO NO OESTE DA BAHIA. tese apresentada à universidade federal de uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia – Doutorado, área de concentração em Fitotecnia, para obtenção do título de “Doutor” 103.
- SCOLLON, E. J., GOLDSTEIN, M. I., PARKER, M. E., HOOPER, M. J., LACHER, T. E., & COBB, G. P. (2001). Chemical and biochemical evaluation of Swainson's hawk mortalities in Argentina In: JOHNSTON, J. J. (Ed.). Pesticides and wildlife. Washington, DC: *American Chemical Society*, 294-308.
- SILVA, J. S. V., ABDON, M. M. (1998). Delimitação do Pantanal Brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa agropecuária brasileira*, Brasília, 33, 1703-1711.

SINDAG, Sindicato Nacional das Indústrias de Defensivos Agrícolas. (2019). Produtividade agrícola do Brasil cresce mais do que a mundial.

SOARES, R. V., BATISTA, A. C. (2007). Incêndios Florestais: controle, efeitos e uso do fogo. Curitiba: UFPR.

SOUSA A.P.S., RODRIGUES A.A.F. (2015) Censo populacional do maçarico-de-peito-vermelho *Calidris canutus rufa* na praia de Panaquatira, Maranhão, Brasil, em um ciclo anual. *Ornithologia*, 8(1),33-37.

SPOSITO, G., PAGE, A. L. (1984). Cycling of metal ions in the soil environment. In: SIGEL, H. (ed.). Metal Ions in Biological Systems. New York: Marcel Dekker, 287–332.

TUBELIS, D.P., TOMAS W.M., (2003) Bird species of the Pantanal wetland, Brazil. *Ararajuba*, 11 (1),5–37.

WANTZEN, K.M., DA CUNHA, C.N., JUNK, W. J., GIRARD, P., ROSSETTO, O. C., PENHA, J. M., COUTO, E. G., BECKER, M., PRIANTE, G., TOMAS, W. M., SANTOS, S. A., MARTA, J., DOMINGOS, I., SONODA, F., CURVO, M., CALLIL, C. (2008). Towards a sustainable management concept for ecosystem services of the Pantanal Wetland. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 8, 115-138.

WWF- BRASIL; SOS-PANTANAL. (2015). Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai – Porção Brasileira – Período de Análise: 2012 a 2014. [ISBN: 978-85-5574-007-7]. Brasília.

WWF-BRASIL. (2015). Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no Cerrado e Pantanal, Brasília - DF, 2015: WWF-Brasil. 128.

ARTICLE I – Análise Temporal da Utilização de Aves como Sentinelas Ambientais no Monitoramento de Contaminação por Agrotóxicos

Temporal Analysis of the Use of Birds as Environmental Sentinels in Monitoring Pesticide Contamination

Análisis Temporal del Uso de Aves como Centinelas Ambientales en el Monitoreo de la Contaminación por Plaguicida

Recebido: 22/05/2020 | Revisado: 23/05/2020 | Aceito: 27/05/2020 | Publicado: 11/06/2020
Revista: Research, Society and Development

Bruno Ramos Brum

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3645-3074>

Universidade do Estado de Mato Grosso- UNEMAT- PPGCA, Brasil

E-mail: brunoramosbrum@hotmail.com

Rosana dos Santos D' Ávila

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8236-2096>

Universidade do Estado de Mato Grosso- UNEMAT- PPGCA, Brasil

E-mail: rosanaest3@gmail.com

Sandro Benedito Sguarezi

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7361-8977>

Universidade do Estado de Mato Grosso- UNEMAT- PPGCA, Brasil

E-mail: sandrosguarezi@gmail.com

Manoel dos Santos Filho

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9784-7114>

Universidade do Estado de Mato Grosso- UNEMAT- PPGCA, Brasil

E-mail: msantosfilho@gmail.com

Áurea Regina Alves Ignácio

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4672-1818>

Universidade do Estado de Mato Grosso- UNEMAT- PPGCA, Brasil

E-mail: aurea@unemat.br

Resumo

Com a chegada da globalização de mercado, surgiu um novo modelo econômico denominado agronegócio, que tem como base a representação política mundial, através dos interesses de conglomerados empresariais multinacionais. Como consequência, emergiram novas metodologias de produção agrícola, onde torna-se comum a desestruturação ecológica do meio ambiente, causada pelo uso desordenado de sementes transgênicas, fertilizantes químicos e de agrotóxicos. A exposição de organismos não-alvo a estes compostos químicos, é bastante comum, resultando em inúmeros casos de intoxicação aguda e crônica na população silvestre, particularmente em aves, que possuem baixos níveis de enzimas detoxificantes, aumentando sua sensibilidade. O objetivo do trabalho foi realizar uma pesquisa, por meio da abordagem

cienciométrica, para verificar e caracterizar o desenvolvimento do conhecimento científico mundial, sobre a contaminação de aves insetívoras por agrotóxicos utilizados na agricultura ao longo de 21 anos. Foram encontrados 16 trabalhos, distribuídos em nove países que estudaram 50 espécies de aves enquadradas em quatro categorias de status populacional. Os resultados demonstraram que estas tiveram ao menos um órgão/tecido/estrutura (fígado, fezes, bolo estomacal, plasma sanguíneo, tecido muscular, itens alimentares, ovos) contaminado por um dos 21 tipos de compostos químicos encontrados nos artigos analisados. Embora tenha-se constatado a existência de uma lacuna teórica mundial em relação a pesquisas ecotoxicológicas, demonstrando o impacto dos agrotóxicos no meio ambiente, nos estudos analisados em aves insetívoras, demonstraram que esses vertebrados são importantes no monitoramento ambiental, frente às mudanças que ocorrem nos ecossistemas, decorrentes da produção agrícola, e que pode afetar diretamente as espécies da fauna e da flora.

Palavras-chave: Aves insetívoras; agrotóxicos; contaminação ambiental; ecotoxicologia.

Abstract

With the arrival of market globalization, a new economic model called agribusiness emerged, which is based on global political representation through the interests of multinational business conglomerates. As a consequence, new agricultural production methodologies have emerged, where ecological destructuring of the environment caused by the disordered use of pesticides is common. The exposure of non-target organisms to these chemical compounds is quite common, resulting in numerous cases of acute poisoning in the wild population, particularly in birds, which have low levels of detoxifying enzymes, increasing their sensitivity. The objective of this article was to carry out a research through the scientometric approach, to verify and characterize the development of the worldwide scientific knowledge about the contamination of insectivorous birds by pesticides used in agriculture over 21 years. 16 studies were found, distributed in 9 countries that studied 50 species of birds classified in 4 categories of population status. Our results show that they had at least one organ / tissue / structure (liver, feces, stomach bolus, blood plasma, muscle tissue, food items, eggs) contaminated by one of the 21 types of chemical compounds found in the analyzed articles. Although it was found that there is a global theoretical gap in relation to ecotoxicological research demonstrating the impact of pesticides on the environment, in the studies analyzed, insectivorous birds demonstrated to be excellent sentinels for environmental monitoring in the face of changes that occur in ecosystems, resulting from agricultural production and that can directly affect the species of fauna and flora.

Keywords: Insectivorous birds; pesticides; environmental contamination; ecotoxicology.

Resumen

Con la llegada de la globalización del mercado, surgió un nuevo modelo económico llamado agronegocio, que se basa en la representación política global a través de los intereses de los conglomerados empresariales multinacionales. Como consecuencia, han surgido nuevas metodologías de producción agrícola, donde la desestructuración ecológica del medio ambiente causada por el uso desordenado de pesticidas es común. La exposición de organismos no objetivo a estos compuestos químicos es bastante común, lo que resulta en numerosos casos de intoxicación aguda en la población salvaje, particularmente en aves, que tienen bajos niveles de enzimas desintoxicantes, lo que aumenta su sensibilidad. El objetivo de este artículo fue llevar a cabo una investigación a través del enfoque cuantitativo, para verificar y caracterizar el desarrollo del conocimiento científico mundial sobre la contaminación de las aves insectívoras por los pesticidas utilizados en la agricultura durante 21 años. Se encontraron 16 estudios, distribuidos en 9 países que estudiaron 50 especies de aves clasificadas en 4 categorías de estado de la población. Nuestros resultados muestran que tenían al menos un órgano / tejido / estructura (hígado, heces, bolo estomacal, plasma sanguíneo, tejido muscular, alimentos, huevos) contaminados por uno de los 21 tipos de compuestos químicos encontrados en los artículos analizados. Aunque se ha encontrado que existe una brecha teórica global en relación con la investigación ecotoxicológica que demuestra el impacto de los pesticidas en el medio ambiente, en los estudios analizados, las aves insectívoras demostraron ser excelentes centinelas para el monitoreo ambiental frente a los cambios que ocurren en los ecosistemas, como resultado de la producción agrícola. y eso puede afectar directamente a las especies de fauna y flora.

Palabras clave: pájaros insectívoros; pesticidas contaminación ambiental; ecotoxicología.

1. Introdução

A princípio, utilizado como arma química para combater mosquitos vetores da malária e do tifo nos campos da segunda Guerra Mundial, o Dicloro Difenil Tricloroetano (DDT) passou a ser usado como agrotóxico na agricultura, significando uma revolução no controle de pragas, passando a ser responsável pelo milagre de safras recordes, quando utilizado em conjunto com adubos químicos, desencadeando interesse dos agricultores devido ao aumento significativo da produção (GOBBO, 2016).

Desde então, os agrotóxicos vêm sendo utilizados para prevenir, combater ou controlar pragas, podendo ser aplicados em florestas, ambientes aquáticos, urbanos, industriais, e também

na agricultura e pastagens para a pecuária. Considerando sua finalidade de uso, estes são do tipo de inseticidas, fungicidas, herbicidas, fumigantes, raticidas, moluscocidas, acaricidas e nematocidas (OPAS, 1996; PERES; 2003; SILVA, 2014).

No entanto, segundo Oliveira et al., (2014) com intenção de combater os insetos e plantas invasoras da lavoura, o homem contamina, não só o ambiente agrícola, mas também, os ecossistemas naturais, uma vez que além de atingir as lavouras, a névoa de agrotóxicos atinge indiretamente o ar, o solo, a água, os moradores, animais e plantas que estão nas áreas adjacentes ou até mesmo distantes do local de aplicação.

De acordo com Spadotto (2006), a contaminação ambiental proveniente do uso indiscriminado de agrotóxicos na agricultura pode desencadear uma série de prejuízos ao ambiente, comprometendo a qualidade e integridade da biodiversidade, ameaçando a sobrevivência dos ecossistemas. A toxicidade destes compostos é variável e depende das propriedades dos ingredientes ativos e inertes do produto, determinando assim, os efeitos de contaminação aguda, subcrônicas e crônicas que podem interferir na fisiologia, no comportamento e na reprodução dos organismos (IBAMA, 2009).

Efeitos deletérios provocados pela contaminação por agrotóxicos organoclorados são particularmente importantes em aves. Estes produtos causam distúrbios no transporte de cálcio ou na atividade da cálcio-ATPase (CHOWDHURY e SMITH, 2001), podendo alterar formato, tamanho ou espessura da casca dos ovos (BLUS; WIEMEYER e BUNCK, 1997), aumentando a probabilidade de quebras (COOKE, 1973). Outro problema atribuído ao emprego de agrotóxicos relacionado à toxicidade em animais selvagens, é a feminilização de aves e répteis (FRY, 1995).

Apesar das restrições vigentes ao uso de organoclorados, eles ainda são poluentes ambientais. Embora o DDT possa ser degradado por radiação ultravioleta ou por microrganismos, seus metabólitos são também persistentes e tóxicos (VIEIRA; TORRES e MALM, 2001).

A exposição de organismos não-alvo aos agrotóxicos é bastante comum, constatada por inúmeros casos de intoxicação aguda em amostras significativas da população silvestre, principalmente em aves (PARKER e GOSDTEIN, 2000). A maior sensibilidade da avifauna a inseticidas anticolinesterásicos é atribuída a baixos níveis de enzimas detoxificantes (GALLO e LAWRYK, 1991).

A contaminação por concentrações não letais, pode induzir alterações de comportamento, levando a outra forma de impacto em aves. Galindo et al., (1985) reportaram que codornas contaminadas com baixas concentrações de parationa tornavam-se mais

susceptíveis à predação. Meyers et al., (1992) concluíram que, após a ingestão dos organofosforados dimetoato e clorpirifós, algumas aves apresentaram capacidade de confecção de ninhos comprometida, o que afeta o sucesso reprodutivo. Além disso, doses não letais de diazinon e parationa são embriotóxicas para aves (MENEELY e WYTTEBACH, 1989).

Os efeitos indiretos de diversos agrotóxicos, que operam através da cadeia alimentar, têm sido propostos como um possível fator causal, por exemplo, para o declínio das espécies de aves em terras agrícolas (BOATMAN et al., 2004).

De acordo com Hallmann et al., (2014), aves que habitam regiões tomadas pela agricultura sofreram enormes declínios populacionais na Europa nas últimas três décadas. Sendo assim, é notório que paralelo à expansão das atividades agropecuárias e ao sucesso na economia, surgem diversos impactos da cadeia produtiva do agronegócio sobre o ambiente.

Neste contexto, por meio da abordagem cienciométrica, o estudo objetivou analisar o desenvolvimento do conhecimento científico mundial, a respeito da contaminação em aves insetívoras por compostos químicos utilizados na agricultura.

2. Metodologia

O método utilizado na pesquisa foi o cienciométrico, por meio das bases de dados Web of Science e Scopus. Esta se desenvolveu de acordo com as etapas indicadas a seguir, conforme mostra a Figura 1.

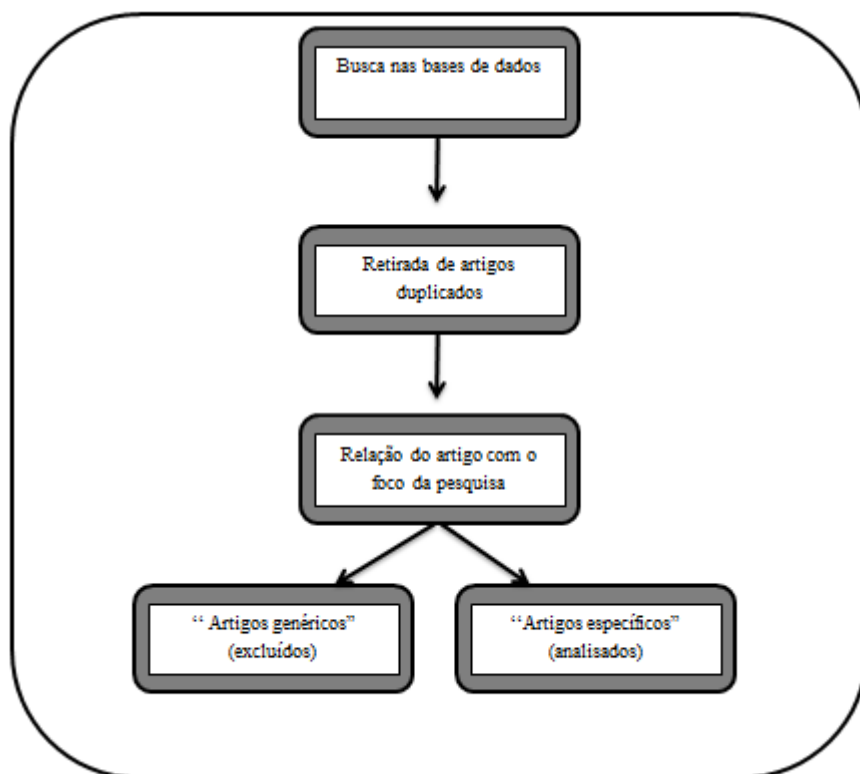


Figura 1- Fluxograma das etapas entre a obtenção dos artigos potenciais disponíveis nas bases de dados Web of Science e Scopus e a seleção de artigos que estudaram a contaminação de agrotóxicos em aves insetívoras.

Fonte: Construção dos autores/2020.

Para a análise cienciométrica, foi criado um banco de dados por meio das informações obtidas através de pesquisa realizada nas duas bases (Disponível em: <<http://www.webofscience.com>>) e em (Disponível em: <<http://www.scopus.com>>).

Na primeira etapa da pesquisa, foi realizada uma busca nas bases de dados para encontrar artigos científicos indexados que continham os termos em inglês *fertilizer*, *herbicide*, *insecticide*, *pesticide*, *fungicide* e *insectivorous birds* no título, resumo e/ou nas palavras-chave. A busca foi realizada utilizando asterisco depois de todas as palavras, para que esta fosse feita com palavras no singular, plural e suas formas variantes. O operador de busca *OR* também foi utilizado para encontrar registros que continham as palavras *fertilizer*, *herbicide*, *insecticide*, *pesticide*, *fungicide* e *insectivorous birds* ou ambas as palavras. O operador *AND* foi utilizado para encontrar registros que contivessem uma das palavras anteriores em associação com *insectivorous birds*, palavras com as quais a busca foi relacionada. Desse modo, a pesquisa foi realizada da seguinte forma: (fertilizer* OR herbicide* OR insecticide* OR pesticide* OR fungicide*) AND insectivorous birds.

Os artigos científicos encontrados nas duas bases de dados foram contabilizados, e quando uma mesma publicação era constatada em ambas as plataformas, esta era registrada apenas uma vez.

Em seguida, cada registro foi examinado para verificar sua relação com o foco desta pesquisa de forma que, para melhor explorar os artigos compilados, uma série de indicadores cientímetricos foram retirados e atribuídos ao conjunto de dados criados: a) tendência temporal para a produção científica dos temas abordados; b) quais países produzem mais artigos científicos nessa área; c) qual a contribuição do Brasil para esta produção; d) quais periódicos mais publicaram informações científicas nessa área; e) quais são os *qualis* das revistas onde esses artigos foram publicados e as respectivas plataformas indexadoras; f) a matriz ecológica onde as aves foram coletadas; g) o material biológico utilizado nas análises; h) o método de análise mais usados pelos os pesquisadores; i) quais as espécies de aves insetívoras estudadas e seu *status* populacional; j) a parte do animal utilizada nas análises de pesticidas e respectivas metodologias.

Quando a pesquisa analisada avaliou espécies de aves de guildas diferentes, considerou-se para este estudo, apenas os resultados de multiresíduos de pesticidas encontrados nas aves insetívoras.

Os manuscritos que apresentaram um ou mais dos termos pesquisados, mas não continham o foco de interesse desta pesquisa, foram considerados “artigos genéricos”, sendo excluídos da análise. Mantivemos apenas os artigos que realizaram estudos voltados para o foco da pesquisa, “artigos específicos”. Foram considerados para o estudo, apenas artigos de pesquisa (*research articles*), e artigos de revisão (*review articles*).

3. Riscos ambientais associados ao uso de agrotóxicos e avaliação por indicadores

Os métodos de aplicação de agrotóxicos nas plantações agrícolas podem ser, por via sólida, líquida ou gasosa, e as veiculações destes compostos químicos aos componentes ambientais, estão intimamente relacionadas à sua forma de aplicação. Sendo assim, a contaminação ambiental por estes compostos químicos é causada pelo uso frequente, e muitas vezes pela aplicação incorreta do produto (SPADOTTO, 2006; PIGNATI et al., 2021).

A partir de sua aplicação, o retardamento ou impedimento da chegada ao alvo, desvio de rota, erro do alvo e outras interferências facilitam a distribuição dos agrotóxicos nos diferentes compartimentos ambientais, causando mudanças no funcionamento do ecossistema atingido,

devido alterações na dinâmica bioquímica natural, pela pressão de seleção exercida sobre os organismos (SABIK et al., 2000).

A quantidade de agrotóxicos aplicada (99,9%) tem potencial para se translocar para outros compartimentos ambientais, evidenciando que menos de 0,1% chega ao alvo, alcançando o objetivo de atingir e eliminar as pragas. Como consequência, qualquer quantidade do agrotóxico que não atinja o alvo não terá o efeito desejado e representará uma forma de perda, bem como, uma fonte de contaminação ambiental (SPADOTTO, 2006; SABIK et al., 2000; PIGNATI et al., 2017, PIGNATI et al., 2021).

Considerados os inúmeros riscos associados ao uso de pesticidas, existem técnicas que possibilitam a avaliação desses impactos, através de um sistema de análise de risco; por exemplo: efeitos adversos não intencionais em organismos não alvos e benéficos da biota; efeitos da exposição; presença de resíduos de pesticidas em alimentos, água, solo ou ar; perda do alimento devido à ação de organismos danosos; aplicação excessiva ou uso inadequado; degradação de recursos naturais, entre outros (LEVITAN, 2000; SABA e MESSINA, 2003; SPADOTTO et al., 2004).

Outro fator importante, quando se trata de riscos associados ao uso de agrotóxicos, é que, na maioria das investigações que avaliam o uso intensivo destes produtos está focada principalmente no ingrediente ativo, de forma que, estudos relacionados aos impactos ambientais dos metabólitos dos princípios ativos, que podem ser tão ou mais tóxicos, do que a molécula original, são limitados (DUKE et al., 1993; BARNARD et al., 1997; BOLOGNESI e MORASSO, 2000).

O fato destes compostos químicos permanecerem no ambiente por meses, ou até anos após a sua aplicação, possibilita que estes se espalhem pelo solo, ar, água, e até mesmo pelas plantas, que não são diretamente tratadas com esses produtos. Assim, muitas espécies animais que não são o alvo dos agrotóxicos, acabam se contaminando de forma indireta (GIBBONS et. al, 2015).

Dessa forma, a dinâmica da contaminação por agrotóxicos no meio ambiente está centrada nos mecanismos sequenciais dos eventos da chamada cadeia da causalidade (Figura 2), que por sua vez, tem origem na toxicologia ambiental, mais precisamente na ecotoxicologia, que pode ser definida, como uma área especializada em estudos dos efeitos ocasionados por agentes químicos e físicos sobre a dinâmica de populações e comunidades integrantes de ecossistemas definidos.

Neste contexto, as informações obtidas por meio dessa cadeia são essenciais para: determinar os níveis de contaminantes no ambiente e seus destinos; estimar o grau de

periculosidade dos contaminantes e seus metabólitos para os organismos vivos; indicar níveis máximos permitidos de contaminantes, ou seja, os padrões a serem mantidos; diagnosticar e prognosticar os efeitos dos contaminantes no ambiente, bem como, o efeito das medidas tomadas; controlar a emissão de efluentes e avaliar os riscos ecológicos (COSTA et.al, 2008).

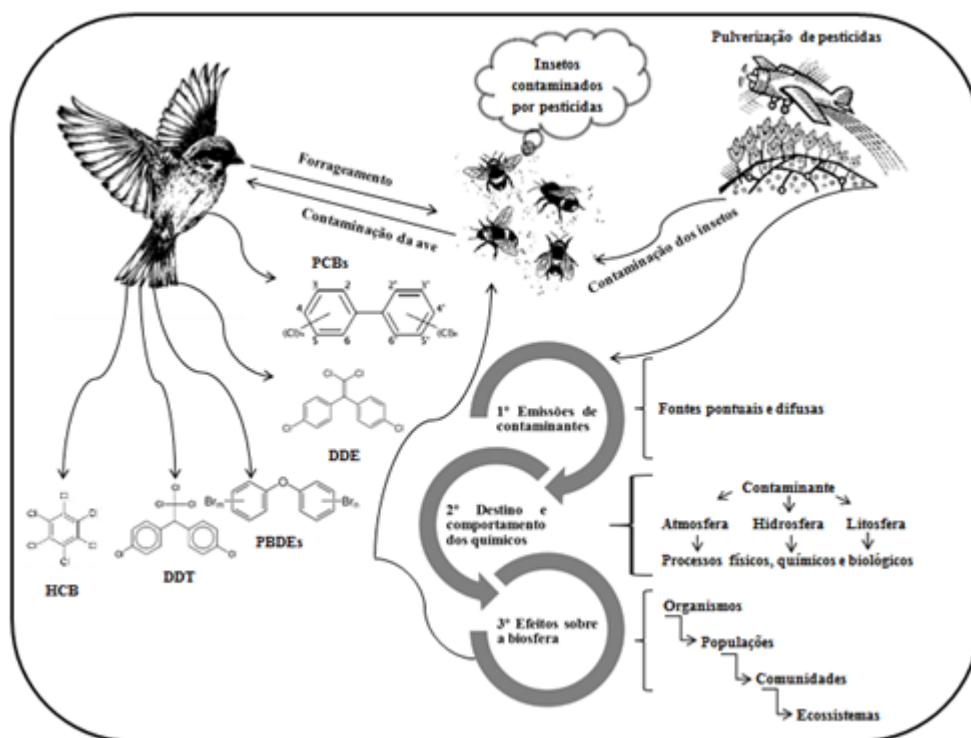


Figura 2- Sequência de etapas compreendidas pela cadeia da causalidade.
Fonte: Construção dos autores/2020.

4. Análise dos Resultados

4.1. Contaminação de aves insetívoras através de agrotóxicos

Nas duas bases de dados foram encontradas 127 publicações para os últimos 21 anos. Com uma análise mais detalhada desses manuscritos, verificou-se que 55 artigos estavam indexados nas duas plataformas de busca (duplicados), de forma que tiveram que ser retirados da contagem geral. Sendo assim, os outros 72 restantes, também foram analisados, constatando-se que 56 das publicações tratava-se de pesquisas relacionadas à temática de contaminação por agrotóxicos ou metais, utilizando outro tipo de organismo, como sentinela ambiental, que não pássaros insetívoros, como também estudaram métodos de conservação da biodiversidade e os impactos que atividades diversas podem causar ao meio ambiente e seus compartimentos (solo, água, ar, fauna e flora), analisando aspectos numa escala macro e microscópica. Com esta

seleção minuciosa, obtive-se um total de 16 trabalhos com estudos de contaminação em aves insetívoras, através de algum tipo de agrotóxico (Figura 3).

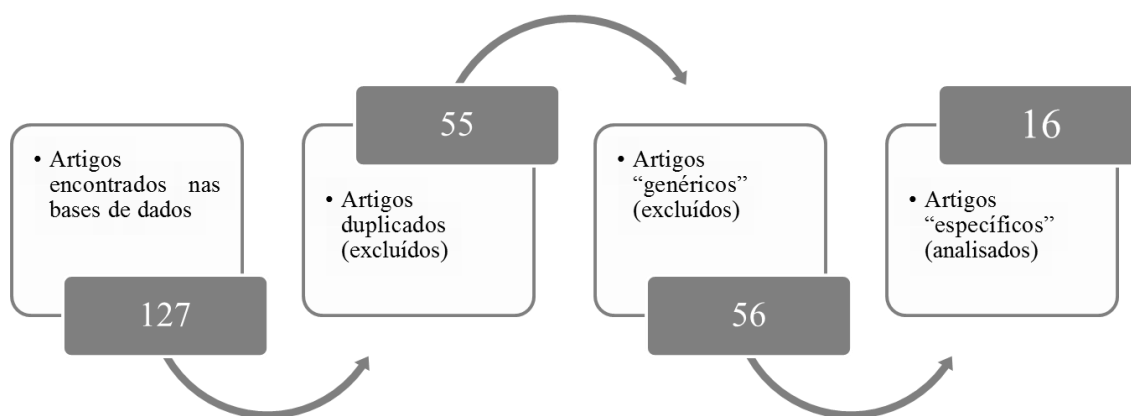


Figura 3- Número de artigos contendo estimativas de efeito de agrotóxicos em aves insetívoras após etapas de triagem.

Fonte: Construção dos autores/2020.

Do total de 16 artigos, os anos que apresentaram um maior número de publicações foram 2003, 2005, 2006, 2009 e 2014 respectivamente, com um total de 2, 2, 2, 2 e 3 artigos publicados. Para os anos de 1999, 2002, 2008, 2010 e 2012 teve-se apenas 1 publicação por ano. Quando se analisa o comportamento das publicações ao longo dos anos, foi possível verificar que não existiram trabalhos publicados para os anos de 2001, 2004, 2007, 2011, 2013, 2015, 2016, 2017, 2018 e 2019. Embora tenha tido um crescimento em publicações no ano de 2014, comparado aos demais, os anos seguintes mostram uma lacuna maior em relação ao número de publicações que perduram até os anos de 2019, até onde não ocorreu nenhuma publicação, indicando uma tendência decrescente nas pesquisas relacionadas aos impactos de pesticidas em aves insetívoras (Tabela 1).

Tabela 1- Publicações que analisaram a presença de agrotóxicos no organismo de aves insetívoras entre os anos de 1999 á 2019.

Ano de publicação	País onde se realizou a pesquisa	Periódicos onde se publicou	Qualis	Plataforma
1999	Austrália	Analytica Chimica Acta	A1	Web of Science
2002	Estados Unidos	Environmental Pollution	A1	Web of Science
2003	Bélgica	Archives of Environmental Contamination and Toxicology	A3	Scopus
2003	Itália	Archives of Environmental Contamination and Toxicology	A3	Web of Science

2005	Estados Unidos	Archives of Environmental Contamination and Toxicology	A3	Scopus
2005	Canadá	Environmental Toxicology and Chemistry	A2	Web of Science
2006	Austrália	Environmental Toxicology and Chemistry,	A2	Web of Science
2006	Bélgica	Environmental Science & Technology	A1	Web of Science
2008	México	Archives of Environmental Contamination and Toxicology	A3	Web of Science
2009	China	Environmental Science & Technology	A1	Web of Science
2009	Bélgica	Environment International	A1	Web of Science
2010	Estados Unidos	Environmental Toxicology and Chemistry	A2	Web of Science
2012	Canadá	Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences	A1	Web of Science
2014	Estados Unidos	Environmental Toxicology and Chemistry	A2	Web of Science
2014	Holanda	Nature	A1	Web of Science
2014	Tailândia	Science Ásia	B1	Web of Science

Fonte: Construção dos autores/2020.

Com relação à distribuição espacial dos artigos publicados, o país que mais realizou este tipo de pesquisa nos últimos 21 anos foram os Estados Unidos, com 4 trabalhos publicados; seguido da Bélgica, com 3 publicações; Austrália e Canadá, com 2 publicações; Holanda, Itália, México, China e Tailândia, com apenas 1 publicação cada, no período.

Dentre os vários periódicos existentes, as revistas em que mais publicaram estudos relacionados à contaminação por pesticidas foram: *Environmental Toxicology and Chemistry* e *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, com 4 artigos cada uma, seguidas da revista *Environmental Science & Technology*, com 2 publicações e as demais com apenas 1. O extrato de avaliação dos periódicos ficou na maioria entre A1 e A3, com apenas 1 sendo avaliado como extrato B1. Dos 16 manuscritos encontrados, apenas 2 estavam indexados na plataforma *Scopus*; os outros 14 estavam vinculados à plataforma *Web of Science*.

Em relação aos ambientes estudados, teve-se apenas áreas agrícolas como matriz ambiental, conforme demonstrado na (Tabela 2), mas também locais como reservas naturais, áreas costeiras, áreas de pastagem, chaminés e áreas que foram ou estão sendo contaminadas por resíduos de agrotóxicos, ou estão muito próximas de regiões que recebem aplicações de produtos agrícolas. Esta variação espectral de matrizes ambientais que podem ser contaminadas demonstra o quanto os agrotóxicos são dinâmicos no quesito contaminação, podendo atingir os componentes ambientais e suas comunidades.

Para o método de coleta das aves, teve-se várias técnicas, tais como: captura por rede de neblina; coleta de ovos e filhotes no ninho; coleta de fezes, de insetos e de aves mortas ou feridas. Após a coleta, diversas partes foram utilizadas como material biológico para detecção de pesticidas e seus metabólitos, entre estas: bolo estomacal, fezes, tecido muscular, tecido adiposo, fígado e ovos. Das 16 pesquisas analisadas, apenas 3 não utilizaram o método conhecido como cromatografia gasosa, através da utilização de cromatógrafo gasoso.

Tabela 2- Ambientes estudados nas pesquisas sobre contaminação de aves insetívoras por pesticidas e metodologias de análise.

Matriz estudada	Método de coleta das aves	Material analisado	Método de análise
Área de agricultura	Rede de neblina	Bolo estomacal e Fezes	Protocolos ELISA
Área de pastagem	Rede de neblina	Tecido	Cromatografia gasosa
Área com alta poluição ambiental	Coleta de filhotes	Tecido e gordura	Cromatografia gasosa
Área costeira	Aves mortas ou feridas	Fígado	Cromatografia gasosa
Bacia hidrográfica	Rede de neblina	Fígado	Cromatografia gasosa
Parque Nacional	Coleta de filhotes e insetos	Tecido e insetos	Cromatografia gasosa
Área de Pastagem	Rede de neblina	Plasma sanguíneo	Inibidor de colesterase
Áreas com baixa a moderada poluição	Coleta de ovos e filhotes	Ovo e tecido	Cromatografia gasosa
Área de agricultura	Rede de neblina	Tecido	Cromatografia gasosa
Reserva natural	Coleta de ovos	Ovo	Cromatografia gasosa
Área com alta poluição	Coleta de ovos	Ovo	Cromatografia gasosa
Área com alta contaminação por pesticidas	Coleta de ovos	Ovo	Cromatografia gasosa
Chaminés	Coleta de fezes	Fezes	Cromatografia gasosa
Área costeira	Coleta de ovos e filhotes	Ovo e tecido	Cromatografia gasosa
Área de agricultura	Observação insetos/ aves	Componentes ambientais (água /insetos)	Correlação estatística
Área de Pântano/agricultura	Rede de neblina	Fígado	Cromatografia gasosa

Fonte: Construção dos autores

4.2. Espécies de aves insetívoras utilizadas nos estudos ecotoxicológicos com agrotóxicos

Dentre os trabalhos encontrados foram estudadas 50 espécies de aves insetívoras. Deste total, 48 estão classificadas pela lista vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais das Espécies Ameaçadas (IUCN), como preocupação menor (LC), 1 vulnerável (VU) e 1 quase ameaçada (NT); apresentando tendência populacional que variou de estável (E), estável aumentando (EA), diminuindo (ED) e desconhecido (D), com 17, 14, 18 e 2 representantes respectivamente (Figura 4). Essas espécies foram selecionadas pelos autores dos estudos ecotoxicológicos por utilizarem locais que recebem aplicações diretas de algum tipo de agrotóxico para forrageamento ou reprodução em alguma época do ano, ou habitam ambientes potencialmente contaminados por áreas adjacentes que apresentam de grau

baixo a alto de poluição, por compostos químicos que foram ou ainda são utilizados na agricultura.

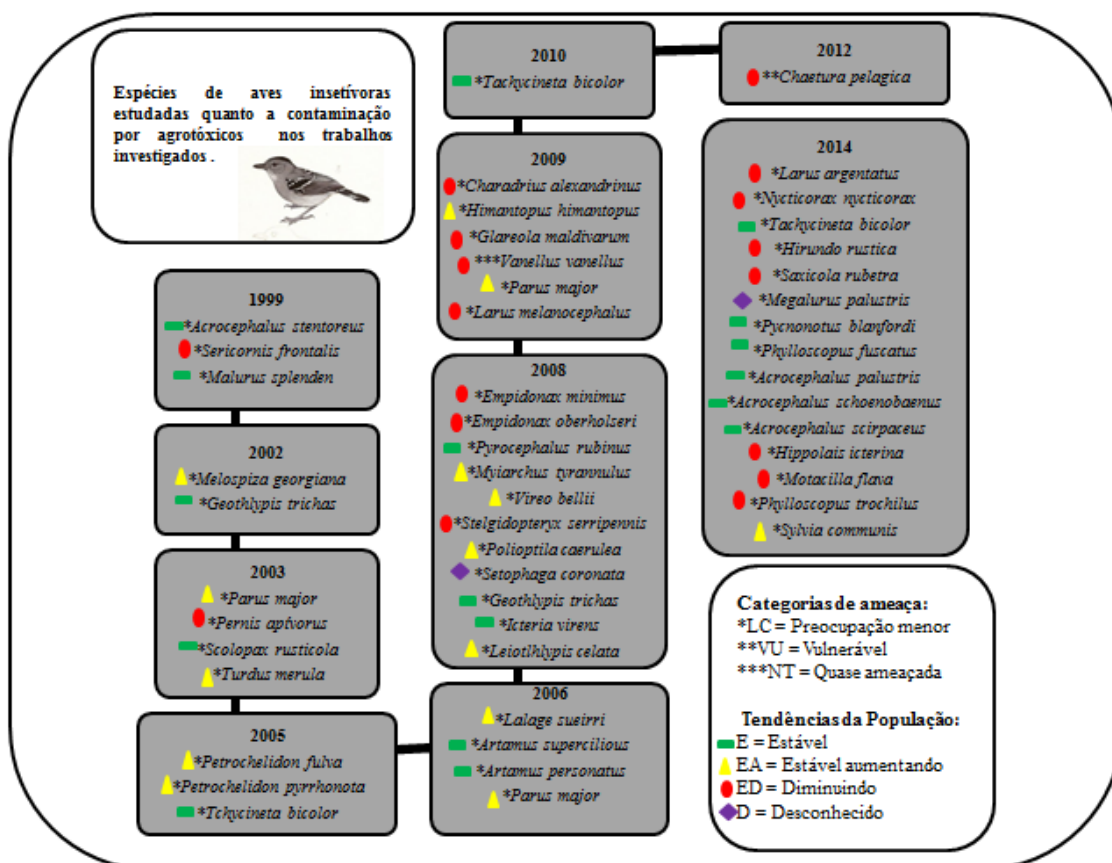


Figura 4- Espécies de aves insetívoras estudadas quanto à contaminação por agrotóxicos nos trabalhos investigados.

Fonte: Construção dos autores/2020.

Os principais compostos químicos e seus metabólitos estudados nas pesquisas encontradas, quanto à contaminação em aves insetívoras foram: diclorodifeniltricloroetano (DDT), diclorodifenildicloroetileno (DDD), diclorodifeniltricloroetano (DDE), bifenilos policlorados (PCBs), polibrominados éteres difenílicos (PBDEs), pesticidas organoclorados (OCPs), diuron, endossulfan, paration, heptaclor, Decabromodifenil etano (DBDPE) e bifenil polibromado 153 (PBB 153), alfa-hexaclorociclohexano (α -BHC), dieldrin, hexaclorobenzeno (HCB), hexaclorociclohexano (HCH), beta-hexaclorociclohexano (β -HCH), dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD-F), mirex, furanos e dioxinas. Dentre esses compostos e seus congêneres, muitos são enquadrados como poluentes orgânicos persistentes (POPs).

5. Discussão

Em cenário que traz os agrotóxicos como parte integrante de um pacote, que não surgiu de um dia para o outro, pois tem sua origem no processo de industrialização do ocidente, que se iniciou desde o começo do século XIX, e que se baseia no modelo da Revolução Verde, há a utilização do uso combinado de variedades de sementes de alto rendimento, de adubos, agrotóxicos e da irrigação intensiva, o que facilitou o crescimento da grande propriedade e o uso de maquinário pesado, tornando-se uma peça importante do capitalismo globalizado no tocante aos aspectos econômico e político.

Fica então evidente, que a pressão para aumentar a produção de alimentos, representa um desafio para a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas, uma vez que o consumo de agrotóxicos cresce de forma correspondente ao avanço do agronegócio, um modelo de produção que concentra a terra, e utiliza quantidades crescentes de venenos para garantir a produção em escala industrial.

Neste sentido, os resultados encontrados na pesquisa não deixam dúvidas, quanto à relevância de artigos indexados em bases de dados, como é o caso das plataformas *Web of Science* e *Scopus*, umas das mais importantes bases existentes atualmente, pois seus artigos têm abrangência internacional, levando o conhecimento científico a ultrapassar fronteiras.

Dessa forma, foi possível conhecer o cenário científico a respeito do assunto tratado, demonstrando a importância que as pesquisas relacionadas à contaminação por agrotóxicos em aves e no meio ambiente em geral, precisam de mais atenção da comunidade científica. O uso de agrotóxicos tem se difundido na agricultura. No entanto, países como os Estados Unidos, um dos maiores consumidores desses produtos xenobióticos, possuem pouquíssima produção científica voltada para a investigação dos impactos que a utilização desses produtos pode vir a causar, inclusive sobre medidas mitigadoras para tais impactos.

Além disso, outro dado alarmante é o caso do Brasil, que também se encontra entre os maiores consumidores de agrotóxicos do mundo, com um processo produtivo agrícola cada vez mais dependente destes compostos e fertilizantes químicos, sendo os herbicidas e os inseticidas os responsáveis por 60% dos produtos comercializados no país (REBELO et al., 2010, ANVISA 2013). Porém, até 2019, nas duas bases investigadas, não existe no Brasil trabalhos científicos que envolvam o estudo de efeitos toxicológicos dos agrotóxicos sobre as aves.

A larga utilização de agrotóxicos no processo de produção agropecuária, entre outras aplicações, tem trazido uma série de transtornos e modificações para o ambiente, seja pela contaminação das comunidades de seres vivos que o compõem, seja pela sua acumulação nos

segmentos bióticos e abióticos dos ecossistemas (biota, água, ar, solo, sedimentos etc.). Um dos efeitos ambientais indesejáveis dos agrotóxicos, é a contaminação de espécies que não interferem no processo de produção que se tenta controlar (espécies não-alvos), como é o caso de aves insetívoras, pois o alvo das pulverizações são os insetos, que servem de alimento para as mesmas, e nesse processo estas são contaminadas de forma indireta.

De acordo com Pimentel (1995), a quantidade de agrotóxico que realmente atinge a praga ou patógeno é extremamente pequena; menos que 1 %, o que significa que 99% ou mais vão para o ambiente. Sendo assim, o uso intensivo de agrotóxicos tem um alto potencial de impacto negativo, tanto dentro quanto fora do agrossistema. Os seus efeitos podem se manifestar de diferentes formas e intensidades, intoxicando e eliminando espécies terrestres e aquáticas e, com isso, interferindo nos diferentes níveis tróficos, simplificando sistemas biológicos complexos e equilibrados.

As publicações produzidas no período de 1999 a 2019 sobre o impacto dos agrotóxicos em aves insetívoras, encontradas no estudo, evidenciam contaminações por compostos organoclorados, que embora tenham sido proibidos desde a década de 60 em muitos países da Europa, ainda podem causar danos ao meio ambiente, devido à persistência de seus metabólitos nos ecossistemas.

Neste sentido, Sánchez-Bayo e Beasley (1999) analisando amostras combinadas de bolo estomacal e fezes de aves insetívoras encontraram resíduos positivos de diclorodifeniltricloroetano (DDE), diclorodifeniltricloroetano (DDT), endossulfan, diuron e paration em 90% das análises. Resultados estes parecidos com os encontrados por Nocera et. al (2012), quando analisaram fezes de uma espécie de ave insetívora, encontraram DDE e DDT com predominância do metabólito DDE. Esses estudos demonstram que fezes e bolo estomacal apresentam grande potencial na detecção de resíduos de compostos organoclorados e sugerem a estabilidade ambiental de metabolitos como o DDE.

Em estudos realizados com amostra de tecido muscular de aves insetívoras (BARTUSZEVIGE et. al, 2002; DAUWE et.al, 2003; SMITS et.al, 2005; DAUWE et. al, 2006 e MORA et. al, 2008) encontraram níveis significativamente altos de DDE e bifenilos policlorados (PCBs) no organismo desses animais. Os resultados reforçam as questões relacionadas à persistência de alguns metabolitos de agrotóxicos, uma vez que as baixas concentrações de DDT encontradas nos estudos em comparação com seu principal metabólito, o DDE, sugerem uma antiga contaminação por DDT que provavelmente esteja relacionada ao aumento de insumos devido ao escoamento agrícola do uso atual e passado de pesticidas.

Esta persistência ambiental indica que esses compostos podem atingir mais de um nível trófico já que, Smits et.al. (2005), encontraram resultados com indícios de que a maior contaminação tecidual em aves com DDT estava relacionada ao consumo de insetos terrestres, e que filhotes alimentados com maior proporção de insetos aquáticos apresentaram parcialmente maiores valores de PCB no organismo.

As pesquisas desenvolvidas por Custer et. al (2014) com tecido muscular mostraram que as quantidades de poluentes na área que os autores estudaram, diminuiu desde o início dos anos 90. Os autores detectaram quantidades de PCBs 66% inferiores aos relatados 15 anos atrás. Já as concentrações de DDE foram 43%, menores. Fator bastante importante e relevante para as questões relacionadas à contaminação e comprometimento dos componentes ambientais.

Porém, os resultados encontrados Dauwe et. al (2006) sugerem que analisar músculo de filhotes de aves insetívoras pode não ser tão eficaz na detecção de PCBs, éteres difenílicos polibromados (PBDEs), pois a proporção desses compostos diminuiu quando os filhotes cresceram, indicando que a maioria dos poluentes encontrados pode ainda ser de origem materna, pela transferência através do ovo. No entanto, pode ser eficiente para detecção de outros compostos, uma vez que, os níveis de DDE aumentaram com a idade dos filhotes, assim como, os poluentes orgânicos persistentes: CB28 / 31, CB101, CB110, CB149 e BDE49, que neste caso, indicam uma contaminação de origem dietética.

Embora a matriz ambiental destes trabalhos utilizando tecido muscular tenha sido variada como, área de pastagem, uma área com extensa contaminação ambiental e área de preservação ambiental, os resultados indicaram contaminação por metabolitos de agrotóxicos evidenciando a alta gama espectral e capacidade de difusão desses elementos nos ecossistemas. Além disso, reforça a importância da utilização de aves como sentinelas ambientais, provando que tecido muscular apresenta bons resultados na detecção de compostos organoclorados.

Nas pesquisas realizadas por (NASO et. al, 2003 e MARUYA et. al , 2005), as análises com o tecido hepático de aves insetívoras apresentou resultados bastante expressivos, quanto a acumulação de resíduos de agrotóxicos DDE, PCBs e taxafeno. O DDE foi o pesticida organoclorado encontrado em 100% das amostras de fígado, indicando sua alta estabilidade química e persistência no meio ambiente e nos organismos vivos. Foram encontrados também PCBs em todas as amostras, sugerindo que a ocorrência frequente de concentrações elevadas deste composto pode estar diretamente relacionada com a intensa urbanização e o desenvolvimento industrial, reforçando a hipótese, de que níveis mais altos de PCBs são

encontrados em espécies de aves que vivem perto de grandes centros urbanos e as concentrações totais de toxafeno e de seus metabólitos, também foram detectadas em todas as amostras de fígado com até 10 congêneres (B6-923, B7-1000, B7-1001, B8-1413, B8-1414, B8-1945, B8-806, B8-2229, B9-1679 e B9-2206).

Embora Chaiyarata et. al (2014), avaliando o acúmulo de pesticidas organoclorados persistentes no tecido hepático de aves insetívoras, não tenham detectado contaminação por DDT total e os níveis de compostos de clordano totais, aldrina, sulfato de endossulfan, endrina e beta - hexaclorociclohexano (β -HCH) tenham sido detectadas, todos em níveis relativamente baixos. A utilização do tecido de fígado para análise de metabólitos de agrotóxicos, continua sendo parte importante para o sucesso do monitoramento ambiental e indicam que provavelmente na área estudada por estes autores o uso de inseticida é baixo ou conduzido com cuidado, o que, não descarta a existência de outros compostos de agrotóxicos que não eram objeto de estudo da pesquisa em questão.

Quando os estudos testaram ovos de aves insetívoras como objeto modelo para a detecção de contaminação por congêneres de pesticidas em organismos vivos. O resultados encontrados por (DAUWE et.al, 2006; FAN - GAO et. al, 2009; DAUWE et. al, 2009 e CUSTER et. al, 2010) indicaram que os ovos são bons modelos para a detecção dos poluentes orgânicos persistentes: PCBs, polibrominados éteres difenílicos (PBDEs), DDT, diclorodifenildicloroetileno (DDD), congêneres de PBDEs, BDE 47, BDE 209, deca-BDE, PCB 77, dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD-F) e mirex.

No entanto, é importante ressaltar que a utilização de ovos como modelo para avaliar o perfil de agrotóxicos em aves, é bastante eficiente para detectar contaminação em aves adultas e fêmeas, pois os estudos analisados indicam que os compostos encontrados refletem o perfil da fêmea em postura, que depende das taxas de absorção, depuração e metabolização da mesma, de modo que concentrações de pesticidas em ovos estão, portanto, relacionados com a contaminação na fêmea. Segundo Luo et. al (2009), o consumo de insetos através da cadeia alimentar implica em uma das principais fontes de exposição à diversos congêneres de agrotóxicos em aves sugerindo que, as concentrações de poluentes orgânicos persistentes seguem a biomagnificação típica da cadeia alimentar.

Estudos avaliando detalhes da dieta provaram também ser valiosos, para identificar a transferência de contaminantes em vertebrados insetívoros. Smits et.al (2005) encontraram resultados, onde consumo de presas terrestres foi positivamente correlacionado com resíduos de DDT e os resíduos de os PCBs estavam relacionados a presas aquáticas.

Dauwe et.al (2006) também encontraram resultados que reforçam a importância da análise de itens alimentares para pesquisas ecotoxicológicas e determinaram a concentração de PCBs, PBDEs e pesticidas organoclorados (OCPs) em lagartas, que representam cerca de 73-92% da dieta de filhotes de algumas espécies de aves insetívoras.

Hallmann et. al, (2014) investigaram se o inseticida neonicotinóide imidaclopride impacta negativamente em populações de aves insetívoras. Os autores descobriram que as tendências da população local de aves foram significativamente negativas em áreas com maior concentração do inseticida na água. De forma que, em concentrações de imidaclopride maiores que 20ng/l, as populações de aves tendem a diminuir anualmente em 3,5%, em média.

Análises adicionais revelaram que esse padrão espacial de declínio apareceu somente após a introdução imidaclopride, em meados dos anos 90. Os autores alertam que os riscos potenciais dos neonicotinóides, sugeridos para as aves, focam nos efeitos tóxicos agudos causados pelo consumo direto destes (GOULSON, 2013); porém, os resultados encontrados por eles, sugerem uma outra possibilidade para intoxicação e declínio dessas aves; ou seja, que a diminuição dos recursos alimentares destes insetos, tenham causados as relações observadas. Neste contexto, deve-se considerar outras possíveis causas que incluem o acúmulo trófico desse neonicotinóides, através do consumo de invertebrados contaminados e seus efeitos subletais ou letais (GOULSON, 2013).

Buscando avaliar a contaminação de aves, quanto à exposição ao inseticida organofosforado fenitrothion, Fildes et.al (2006) mediram a colinesterase plasmática total (ChE), butirilcolinesterase (BChE) e atividades de acetilcolinesterase (AChE) e descobriram que a técnica que utiliza o plasma sanguíneo também se mostra eficaz para este tipo de avaliação ecotoxicologia em organismos vivos, pois os resultados demonstraram que as espécies de aves estudadas foram expostas ao fenitrothion durante operações de pulverização de inseticida, usado no controle de gafanhotos.

No contexto da cadeia da causalidade, os 16 trabalhos analisados, que investigaram pesticidas em pássaros insetívoros, que buscaram diagnosticar se os agentes químicos encontrados nas formulações dos agrotóxicos e seus metabólitos tinham potencial de bioacumulação e biomagnificação, através da cadeia trófica sobre a população de aves que habitam diferentes ambientes, demonstram que todas as técnicas de detecção de agrotóxicos e seus metabólitos no organismo de aves insetívoras apresentaram eficácia e que as 50 espécies de aves insetívoras estudadas nas pesquisas tiveram ao menos um órgão/tecido/estrutura (fígado, fezes, bolo estomacal, plasma sanguíneo, tecido muscular, itens alimentares, ovos)

contaminado por um dos 21 tipos de compostos químicos e seus metabólitos estudados nas pesquisas encontradas quanto, à contaminação em aves insetívoras.

Dentre esses compostos e seus congêneres, muitos são enquadrados como poluentes orgânicos persistentes (POPs) e podem estar relacionados com o fato de que das espécies estudadas, 18 apresentam tendência populacional classificada pela IUCN, como diminuindo (ED).

6. Considerações finais

Os resultados encontrados demonstram uma lacuna teórica a respeito de estudos que investigam os efeitos nocivos dos pesticidas no meio ambiente e nos organismos não alvo.

Isso evidencia a importância de estudos ecotoxicológicos em todo mundo, tendo em vista que o emprego dos agrotóxicos na agropecuária ocorre a nível global e muito dos efeitos da exposição a estes produtos químicos, ainda não são conhecidos pela ciência.

Outro fator importante, é a manutenção dos periódicos e plataformas indexadoras, que precisam de estudos para que ocorra a publicação de artigos científicos relevantes, que ajudem a sociedade e o poder público na tomada de decisões, em relação à utilização desenfreada de pesticidas, criando um vínculo importante entre a ciência e a sociedade civil, na busca por uma solução efetiva para as consequências socioambientais, que os agrotóxicos podem acarretar.

Neste sentido, é de suma importância a produção de trabalhos, que tratem do impacto de produtos químicos utilizados na agropecuária sobre a comunidade de aves insetívoras, demonstrando que se precisa voltar olhares para esta problemática de nível global. Isto fica mais evidente, quando se atenta para o Brasil, país que possui a maior biodiversidade de aves dos trópicos, e que podem vir a sofrer serias consequências, caso nenhuma providência seja tomada, frente aos rumos e à velocidade com que, a agricultura vem avançando sobre os biomas do país.

As análises esclarecem ainda, que embora no passado existisse uma preferência por utilizar apenas animais de topo de cadeia como bioindicadores de contaminação ambiental, atualmente existe uma tendência crescente no monitoramento de espécies que estão em estrato inferior na cadeia alimentar, que também podem ser expostas a altos níveis de poluentes orgânicos persistentes, porque vivem em áreas potencialmente poluídas. Por sua vez, as espécies (16) de aves insetívoras estudadas nos trabalhos analisados, se mostraram valiosas, quando utilizadas como sentinelas de monitoramento ambiental para determinar a contaminação por poluentes orgânicos persistentes nos ecossistemas.

Principalmente por serem sensíveis às alterações no ambiente decorrentes do amplo espectro de estressores ambientais atuais, como mudanças climáticas, abundância alterada de presas, perda de habitat e uso de pesticidas, estes, por sua vez, podem afetar também as populações de muitos insetos negativamente, atingindo diretamente as populações de aves insetívoras em busca de alimento, que vem sofrendo declínio há vários anos.

Além disso, pesquisas sobre contaminação por poluentes organoclorados persistentes através da análise de bolo estomacal, fezes, tecidos, fígado, ovos, insetos e plasma sanguíneo de aves insetívoras são extremamente valiosos no entendimento da transferência de contaminantes, assim como para o detalhamento da variabilidade de compostos que podem causar danos aos organismos vertebrados insetívoros.

Vale ressaltar que mesmo conhecendo-se mais sobre o comportamento dos agrotóxicos no meio ambiente, não se pode assegurar que os danos causados sejam desprezíveis, pois é praticamente impossível acompanhar toda a dinâmica do agrotóxico original, e das moléculas originadas de sua degradação, bem como os seus efeitos biológicos nas mais diversificadas situações ecológicas. Neste sentido, muitos dos resultados encontrados sugerem que o impacto dos poluentes orgânicos persistentes no ambiente natural seja reflexo do uso desses compostos no passado.

Consideradas as informações apresentadas no estudo, ressalta-se a importância das comunidades científicas realizarem pesquisas relacionadas com o objeto aqui analisado, como também articularem-se como provocadores dos agentes políticos, no poder legislativo, no sentido de que estes contemplem nas legislações futuras os potenciais efeitos em cascata dos agrotóxicos nos ecossistemas. Que estes sejam sensibilizados que quando as características básicas de um ecossistema são alteradas, muitas das espécies presentes nesse ambiente não serão capazes de se adaptarem às novas condições ambientais impostas, deixando de integrar

esse ecossistema, alterando toda a cadeia alimentar necessária para a sobrevivência das espécies.

Agradecimentos

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT), pelo auxílio financeiro através da concessão de bolsa de mestrado e doutorado.

Referências

Anvisa. (2013). Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA) - Relatório de Atividades de 2011 e 2012, Gerência-Geral de Toxicologia, Brasília, 1-44.

Barnard, C.; Daberkow, M.; Padgitt, M.; Smith, M. E.; Uri, N. D. (1997). Alternative measures of pesticide use. *Science of the total environment*, 203, 229-244.

Bartuszevigea, A. M.; Capparella, A. P.; Harperb, R. G.; Frickc, J. A.; Crileyb, B.; Dotya, K.; Erhart, E. (2002). Organochlorine pesticide contamination in grassland-nesting passerines that breed in North America. *Environmental Pollution*, 117, 225-232.

Boatman, N. D.; Brickle, N.W.; Hart, J. D.; Milsom, T. P.; Morris, A. J.; Murray, A. W. A.; Murray, K. A.; Robertson, P. A. (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146, 131-143.

Bolognesi, C.; Morasso, G. (2000). Genotoxicity of pesticides: Potencial risk for consumers. *Trends in Food Science and Technology*, 11, 182-187.

Blus, L. J.; Wiemeyer, S. N.; Bunck, C. M. (1997). Clarification of effects of DDE on shell thickness, size, mass, and shape of avian eggs. *Environmental Pollution*, London, 95, 67-74.

Chaiyarata, R.; Sookjama, C.; Elam-Ampaib, K.; Damrongphol, P. (2014). Bioaccumulation of organochlorine pesticides in the liver of birds from Boraphet wetland, Thailand. *Science Asia*, 40, 198-203.

Chowdhury, S. R.; Smith, T. K. (2001). Effects of Dietary 1,4-diaminobutane (Putrescine) on eggshell Quality and Laying Performance of Hens Laying thin-shelled Eggs. *Poultry Science*, 80, 1702-1709.

Cooke, A. S. (1973). Shell thinning in avian eggs by environmental pollutants. *Environmental Pollution*, 4, 85-152.

Costa, C. R.; Olivi, P.; Botta, C. M. R.; Espindola, E. L. G. (2008). A Toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Quim. Nova*, 31, 1820-1830.

Custer, C. M.; Custer, T. W. and Dummer, P. M. D. (2010). Patterns of Organic Contaminants in Eggs of an Insectivorous, an Omnivorous, and a Piscivorous Bird Nesting on the Hudson River, New York, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29, 2286-2296.

Custer, T. W.; Dummer, P. M.; Custer, C. M.; Franson, C. J.; Jones, M. (2014). Contaminant Exposure of Birds Nesting in Green Bay, Wisconsin, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33, 1832–1839.

Dauwe, T.; Chu, S. G.; Covaci, A.; Schepens, P.; Eens, M. (2003). Great Tit (*Parus major*) Nestlings as Biomonitor of Organochlorine Pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44, 89-96.

Dauwe, T.; Jaspers, V. L. B.; Covaci, A.; Eens, M. (2006). Accumulation of Organochlorines and Brominated Flame Retardants in the Eggs and Nestlings of Great Tits, *Parus major*. *Environmental Science & Technology*, 40, 5297-5303.

Dauwe, T.; Van Den Steen, E.; Jaspers, V. L. B.; Maes, K.; Covaci, A.; Eens, M. (2009). Interspecific differences in concentrations and congener profiles of chlorinated and brominated organic pollutants in three insectivorous bird species. *Environment International*, 35, 369–375.

Duke, S. O.; Menn, J. J.; Plimmer, J. R. (1993). Challenges of pest control with enhanced toxicological and environmental safety: an overview. *American chemical society*, 1-13.

Fan - Gao, X. J.; Zhi - Feng, Y.; Xin - Ming, W.; Bi - Xi, A. (2009). Brominated Flame Retardants, Polychlorinated Biphenyls, and Organochlorine Pesticides in Bird Eggs from the Yellow River Delta, North China. *Environmental Science & Technology*, 43, 6956–6962.

Fildes, K.; Astheimer, L. B.; Story, P.; William, A.; Buttemer, W. A.; Hooper, M. J. (2006). Cholinesterase Response in Native Birds Exposed to Fenitrothion During Locust Control Operations in Eastern Australia. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25, 2964–2970.

Fry, M. (1995). Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environmental Health Perspectives*, 103, 165-171.

Galindo, J. C.; Kendall R. J.; Driver C. J.; Lacher, T. E. J. (1985). The effect of methyl parathion on susceptibility of bobwhite quail (*Colinus virginianus*) to domestic cat predation. *Behavioral and Neural Biology*, 43, 21- 36.

Gallo, M. A.; Lawryk, N. J. (1991). Organic phosphorous pesticides. In: Hayes Junior, WJ, Laws Junior, E. R. (Ed.). *Handbook of pesticide toxicology*, 2, 917-1123.

Gibbons, D.; Morrissey, C.; Mineau, P. (2015). A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environ Sci Pollut Res*, 22, 103–118.

Gobbo, S. R. (2016) Uso do DDT: um perigo eminente para a saúde humana. *Projeto Qualidade da Água*, 16 .

Goulson, D. (2013). An Overview of the Environmental Risks Posed by Neonicotinoid Insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50, 977–987.

Hallmann, C. A.; Foppen, R. P. B. (2014). Van Turnhout, CAM.; Kroon, H. & Jongejans, E. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*.

Ibama (2009). Produtos Agrotóxicos e Afins Comercializados em 2009 no Brasil. Disponível em: <[http://www.ibama.gov.br/qualidade-ambiental/wpcontent/files/Produtos agrotoxicos_Comercializados_Brasil_2009.pdf](http://www.ibama.gov.br/qualidade-ambiental/wpcontent/files/Produtos_agrotoxicos_Comercializados_Brasil_2009.pdf)>. Acesso em 17 de setembro 2017.

Levitan, L. (2000). “How to” and “why”: assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop protection*, 19, 629-636.

Luo, X. J.; Zhang, X. L.; Liu, J.; Wu, J. P.; Luo, Y.; Chen, S. J.; Mai, B. X.; Yang, Z. Y. (2009). Persistent halogenated compounds in water birds from an e-waste recycling region in South China. *Environ. Sci. Technol*, 43, 306–311.

Maruya, K. A.; Smalling, K. L.; Mora, M. A. (2005). Residues of Toxaphene in Insectivorous Birds (*Petrochelidon* spp.) From the Rio Grande, Texas. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 48, 567–574.

Meneely, G. A.; Wyttenbach, C. R. (1989). Effects of the organophosphate insecticides diazinon and parathion on bobwhite quail embryos: skeletal defects and acetylcholinesterase activity. *Journal of Experimental Zoology*, 252, 60-70.

Meyers, S. M.; Marden, B. T.; Bennett, R. S.; Bentley, R. (1992). Comparative response of nestling European starlings and red-winged blackbirds to an oral administration of either dimethoate or chlorpyrifos. *Journal of Wildlife Diseases*, 28, 400-406.

Mora, M. A. (2008). Organochlorine Pollutants and Stable Isotopes in Resident and Migrant Passerine Birds from Northwest Michoacán, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55, 488–495.

Naso, B.; Perrone, D.; Ferrante, M. C.; Zaccaroni, A.; Lucisano, A. (2003). Persistent Organochlorine Pollutants in Liver of Birds of Different Trophic Levels from Coastal Areas of Campania, Italy. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45, 407–414.

Nocera, J. J.; Blais, J. M.; Beresford, D. V.; Finity, L.; Grooms, C.; Kimpe, L. E.; Kyser, K.; Michelutti, N.; Reudink, M. W.; Smol, J. P. (2012). Historical pesticide applications coincided with an altered diet of aerially foraging insectivorous chimney swifts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279, 3114-3120.

Opas-Organização Pan-Americana de Saúde, Oms - Organização Mundial de Saúde representação do Brasil (1996). Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos.

Parker, M. L.; Goldstein, M. I. (2000). Differential toxicities of organophosphate and carbamate insecticides in the nestling European starling (*Sturnus vulgaris*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 233-242.

Peres, F.; Moreira, J. C. (2003). É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente. Editora: Fiocruz, 21, 339-341.

Oliveira, N. P.; Moi, G. P.; Atanaka-Santos, M.; Silva, A. M. C.; Pignati, W. A. (2014). Malformações congênitas em municípios de grande utilização de agrotóxicos em Mato Grosso, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, 19, 4123 – 4130.

Pignati W.A., Lima F.A.N.S., LARA S.S., Montanari-Correa M.L., Barbosa J.R., Leão L.H.C., Pignatti M.G. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a vigilância em Saúde. *Ciência & Saúde Coletiva*, 22(10):3281-3293, 2017.

Pignati W.A. Leão, L.H.C., Montanari-Correa M.L., Pignatti M.G., Machado J.M,H. Desastres sócio-sanitário-ambientais do agronegócio e resistências agroecológicas no Brrasil. São Paulo, Ed. Expressão Popular, 2021, 364 p.

Pimentel, D. (1995). Amounts of Pesticides Reaching Target Pests: Environmental Impacts and Ethics. *Journal of Agricultural and Environmental*, 8, 17-29.

Rebello, R.; Vasconcelos, R.; Buys, B.; Rezende, J.; Moraes, K.; Oliveira, R. (2010). Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: uma abordagem ambiental. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Brasília, Brazil.

Saba, A. e Messina, F. (2003). Atitudes towards organic foods and risk/benefit perception associated with pesticides. *Food Quality and Preference*, 14, 637- 645.

Sabik, H.; Jeanot, R.; Roundeau, B. (2000). Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. *Journal of Chromatography*, 885, 217-236.

Sánchez-Bayo, F.; Ward, R.; Beasley, H. (1999). A new technique to measure bird's dietary exposure to pesticides. *Analytica Chimica Acta*, 399,173-183.

Silva, S. A. (2014). O agronegócio e as intoxicações agudas por agrotóxicos em Mato Grosso. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Saúde Coletiva. Universidade Federal de Mato Grosso Instituto de Saúde Coletiva. Cuiabá, 177f.

Smits, J. E. G.; Bortolotti, G. R.; Sebastian, M.; Ciborowski, J. J. H. (2005). Spatial, Temporal, and Dietary Determinants of Organic Contaminants in Nestling Tree Swallows in Point Pelee National Park, Ontario, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 3159–3165.

Spadotto, C. A.; Gomes, M. A. F.; Luchini, L. C.; Andrea, M. M. (2004). Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações. *Embrapa meio ambiente*, 1-29.

Spadotto, C. A. (2006). Influência das Condições Meteorológicas no Transporte de Agrotóxicos no Ambiente. *Embrapa Meio Ambiente*.

Vieira, E. D. R.; Torres, J. P. M.; Malm, O. (2001). DDT environmental persistence from its use in a vector control program: a case study. *Environmental Research Section*, 86, 174- 182.

ARTIGO II – PARTIÇÃO DE RECURSOS ALIMENTARES ENTRE AVES INSETÍVORAS DE MATA RIPARIA NA PORÇÃO NORTE DO PANTANAL MATO-GROSSENSE

Bruno Ramos Brum^{1,2}, Manoel dos Santos Filho^{1,2}, Olinda Maíra Nogueira², Thaysa Costa Hurtado¹, Dionei José da Silva^{1,2}, Áurea Regina Alves Ignácio^{1,2}

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Mato Grosso, Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade, Etnobiologia do Pantanal, Av. Santos Dumont, s/nº – Cidade Universitária (Bloco II), CEP 78200-000, Cáceres, MT, Brazil. ²Rede Erosão da Biodiversidade no Pantanal, Universidade do Estado de Mato Grosso, Av. Santos Dumont, s/nº – Cidade Universitária (Bloco II), CEP 78200-000, Cáceres, MT, Brasil.

Autor correspondente: e-mail: brunoramosbrum@hotmail.com

[Preparado de acordo com as normas da revista (Acta Scientiarum-Biological Sciences)].

Link: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/about/submissions>

Resumo

O conhecimento sobre ecologia trófica e particionamento de recursos alimentares por aves da região do Pantanal é pouco explorado nos estudos científicos. Desta forma o objetivo deste trabalho foi investigar as relações tróficas entre espécies de aves insetívoras de um gradiente longitudinal de mata ripária, na porção norte do Pantanal de Mato Grosso, por meio de análises sobre partição de recursos alimentares. Os espécimes de aves insetívoras foram capturados com rede de neblina por meio de uma sequência de 9 redes de 9m x 2m, malha 36mm, formando uma malha de 81m de extensão ao longo de cada ponto. Estas permaneceram abertas durante 4 horas contínuas, com início ao nascer do sol, sendo vistoriadas a cada meia hora, durante dois dias consecutivos. Foram coletados 126 espécimes pertencentes a 14 espécies de aves insetívoras. Estas foram sacrificadas e tiveram o conteúdo estomacal triado de modo que as presas identificadas foram quantificadas conforme a presença de restos de estruturas não digeríveis e classificadas ao nível taxinômico de ordem com auxílio de microscópio estereoscópico. Na análise de dados para o aspecto da dieta foi determinado a importância de cada categoria de presa para posterior ordenamento por meio da Análise de Componentes Principais (PCA) das espécies de aves em função dos itens alimentares. Os itens alimentares mais consumidos pelas aves estudadas foram insetos pertencentes a ordem Coleoptera, Hymenoptera-Formicidae, Himenoptera, Diptera, Ixodida e Hymenoptera não Formicidae, respectivamente. A variedade de itens alimentares consumidos pelas aves, nesta pesquisa, pode indicar uma maior generalização das espécies quanto à exploração de alimento, que adaptam suas dietas ao recurso alimentar disponível no ambiente. Os resultados encontrados fornecem uma importante contribuição para o conhecimento da dieta de aves insetívoras que habitam a planície pantaneira.

Palavras-chave: Dieta, Avifauna, Ecologia trófica, Rio Paraguai, Planície Pantaneira.

Abstract

The knowledge about trophic ecology and partitioning of food resources by birds in the Pantanal region is little explored in scientific studies. Thus, the objective of this work was to investigate the trophic relationships through analysis of the partition of food resources, among insectivorous bird species of a longitudinal gradient of riparian forest, in the northern portion of the Pantanal of Mato Grosso. Specimens of insectivorous birds were captured with a mist net through a sequence of 9 nets measuring 9m x 2m, 36mm mesh, forming a mesh of 81m in length along each point. These remained open for 4 continuous hours, starting at sunrise, being inspected every half hour, for two consecutive days. A total of 126 specimens belonging to 14 species of insectivorous birds were collected. These were sacrificed and for analysis of the food content the stomachs were removed through a ventral incision so that the prey identified were quantified according to the presence of remains of indigestible structures and classified at the taxonomic level of order with the aid of a stereoscopic microscope and subsequently packed in ergometric flasks containing 70% alcohol. In the data analysis for the diet aspect, the importance of each prey category was determined for later ordering through the Principal Component Analysis (PCA) of the bird species according to the food items. The food items most consumed by the birds studied were insects belonging to the order Coleoptera, Hymenoptera-Formicidae, Hymenoptera, Diptera, Ixodida and Hymenoptera non-Formicidae, respectively. The variety of food items consumed by birds in this research may indicate a greater generalization of the species regarding food exploitation, which adapt their diets to the food resource available in the environment. The results found provide an important contribution to the knowledge of the diet of insectivorous birds that inhabit the Pantanal plain.

Keywords: Diet, Avifauna, Trophic Ecology, Paraguay River, Pantanal Plain.

1. Introdução

O Pantanal é caracterizado por um ciclo anual de inundação que varia de intensidade no decorrer dos anos, havendo alternância de anos muito chuvosos ou anos relativamente secos, que não impedem que todos os anos, boa parte dos ambientes terrestres transformam-se em ambientes aquáticos (HAMILTON et al., 1996).

Entre os vários processos ecossistêmicos oriundos das flutuações anuais do nível d'água que ocorrem no Pantanal, à influência sobre a composição florística é bastante importante e proporciona a formação de um mosaico vegetacional caracterizado por uma elevada heterogeneidade ambiental ao longo dos cursos d'água dessa região (Nunes-da-Cunha, Junk, Leitão, 2007; Fischer et al., 2018). Segundo Ikeda-Castrillon et al. (2020), dentre as várias fitofisionomias vegetais que a região do Pantanal apresenta as mais importantes são as denominadas matas ripárias, que são caracterizadas por apresentarem uma diversidade florística própria.

A Bacia do Alto Paraguai possui uma extensão de mata ripária que representa 7% da cobertura total do Pantanal, conectada por vários quilômetros e encontrada principalmente ao longo do rio Paraguai (Evans et al., 2014). Assim, a composição florística que se forma ao longo

deste corpo hídrico desempenha papel importante na conexão entre florestas, formando um enorme corredor ecológico, proporcionando recursos de abrigo, alimentação, refúgio, aumento na conectividade da paisagem e na manutenção dos ecossistemas aquáticos e terrestres ao facilitar o trânsito da fauna e a troca genética entre as populações de espécies animais e vegetais (Venzke, 2019).

Esses corredores ecológicos são de extrema importância para a manutenção da biodiversidade encontrada nas regiões pantaneiras que apresentam representatividade significativa com mais de 2.000 espécies de plantas (Pott, Oliveira, Damasceno-Junior & Silva, 2011); mais de 580 espécies de pássaros (Nunes, 2011; Frota et al., 2020); 271 espécies de peixes (Sousa et al., 2017); 174 espécies de mamíferos (Tomas et al., 2010); 131 espécies de répteis (Ferreira et al., 2017); 57 espécies de anfíbios (Souza et al., 2017) e inúmeros microrganismos invertebrados.

No entanto, embora se tenha uma grande diversidade de aves nesses ambientes, Frota et al. (2020), relatam que os estudos sobre pássaros nesta planície de inundação necessitam de uma abordagem mais sistemática e que estudos sobre a ecologia alimentar de aves dessa região são relativamente escassos e constituem uma lacuna a respeito do conhecimento biológico, que necessita de um número maior de iniciativas a curto prazo (Gaiotti, 2011). Em estudos sobre a ecologia alimentar de um grupo de aves pertencentes a táxons diferentes, mas classificadas numa mesma guilda trófica pode-se encontrar uma composição dietética bastante diferenciada, devido à plasticidade alimentar de muitas espécies (Remsen et al., 1993). Desta forma, pesquisas sobre ecologia trófica de comunidades podem fornecer subsídios para elucidar a forma pela qual muitas espécies conseguem coexistir nas florestas tropicais (Poulin et al., 1994).

De acordo com Dário et al. (2002), grande parte da comunidade de aves que habita florestas tropicais é constituída por espécies insetívoras. Com isso, essas aves tornam-se importante objeto de estudo para o entendimento das interações ecológicas entre as espécies e os recursos alimentares que elas exploram nesses ambientes (Develey & Peres, 2000; Codesido & Bilenca, 2004). Autores como (Diamond, 1978 e Sherry 1984) elucidam que a competição por alimento exerce um papel importante para estruturação das comunidades de aves por meio da partição de recursos, sendo imprescindível o entendimento sobre o tipo de alimento consumido pelas espécies coexistentes (TOFT, 1980).

Desta forma, pesquisas que busquem caracterizar os hábitos ecológicos das aves nos diversos ambientes em que se encontram são de grande relevância para aspectos relacionados à biologia e ecologia conservacionista (Gardner et al., 2008). Pois, existem diversas lacunas a respeito da ecologia trófica desses vertebrados que precisam de resposta (Rosenberg &

Cooper, 1990; Burguer et al., 1999). No Brasil a grande maioria dos trabalhos que abordaram uma análise direta de dieta de aves foram realizados na Mata Atlântica (Lopes et al., 2005; Manhães, 2007; Lima, 2008; Souto, 2010). Existem estudos em outros biomas, como no Cerrado (Piratelli & Pereira, 2002); na Amazônia (Mestre, 2002; Aguiar & Júnior, 2008) e no Pantanal (Pinho, 1998; Gaiotti, 2011).

Entretanto, pesquisas sobre a dieta das aves e sua influência nas comunidades ainda são muito escassas na região neotropical como um todo e são fortemente recomendados pela literatura (Gomes et al., 2001; Piratelli & Pereira, 2002; Durães & Marini, 2005; Lopes et al., 2005; Manhães, 2007; Aguiar & Júnior, 2008). Além disso, de acordo com (Morrison et al., 1990; Hess & James, 1998; Gaiotti, 2011) estudos sobre ecologia trófica são de grande relevância por auxiliar na elaboração de planos de manejo da vida selvagem a partir do entendimento sobre o funcionamento da estrutura das comunidades de aves neotropicais e somente com a ampliação do conhecimento ecológico em termos qualitativos e quantitativos sobre as espécies de seres vivos dessas regiões é que se pode mensurar perdas decorrentes da degradação dos ambientes, viabilizando assim ações de conservação da fauna e flora silvestres e o uso de recursos naturais (Marini & Garcia, 2005).

Neste contexto, este estudo investiga as relações tróficas de aves insetívoras pantaneiras, por meio de análises sobre partição de recursos alimentares, entre espécies de aves insetívoras de um gradiente longitudinal de mata ripária, na porção norte do Pantanal Mato-grossense.

O estudo parte da hipótese de que existe alto grau de competitividade entre as espécies em relação à partição de recursos alimentares disponíveis no ambiente, uma vez que às flutuações anuais do regime hídrico existente na região, podem contribuir para que a avifauna local opte por explorar recursos disponíveis o ano todo, como os artrópodes, ou se adapte a uma dieta mais generalista.

2. Material e Métodos

O presente trabalho está inserido no âmbito do projeto “Erosão da Biodiversidade na bacia do Alto Paraguai: Impactos do uso da terra na estrutura da vegetação e comunidade de vertebrados terrestres e aquáticos” e seguiu as etapas demonstradas na figura 1.

Neste sentido, diante da existência de inúmeras técnicas não destrutivas para se analisar o conteúdo alimentar de aves, é importante ressaltar que as aves utilizadas neste estudo não foram sacrificadas apenas para efeito da caracterização da dieta, uma vez que, a proposta a que esta pesquisa está inserida tinha como objetivo geral a análise de tecido de aves e outros

vertebrados, como forma de detecção de possíveis impactos gerados pelo uso de agrotóxicos no Pantanal Mato-grossense.

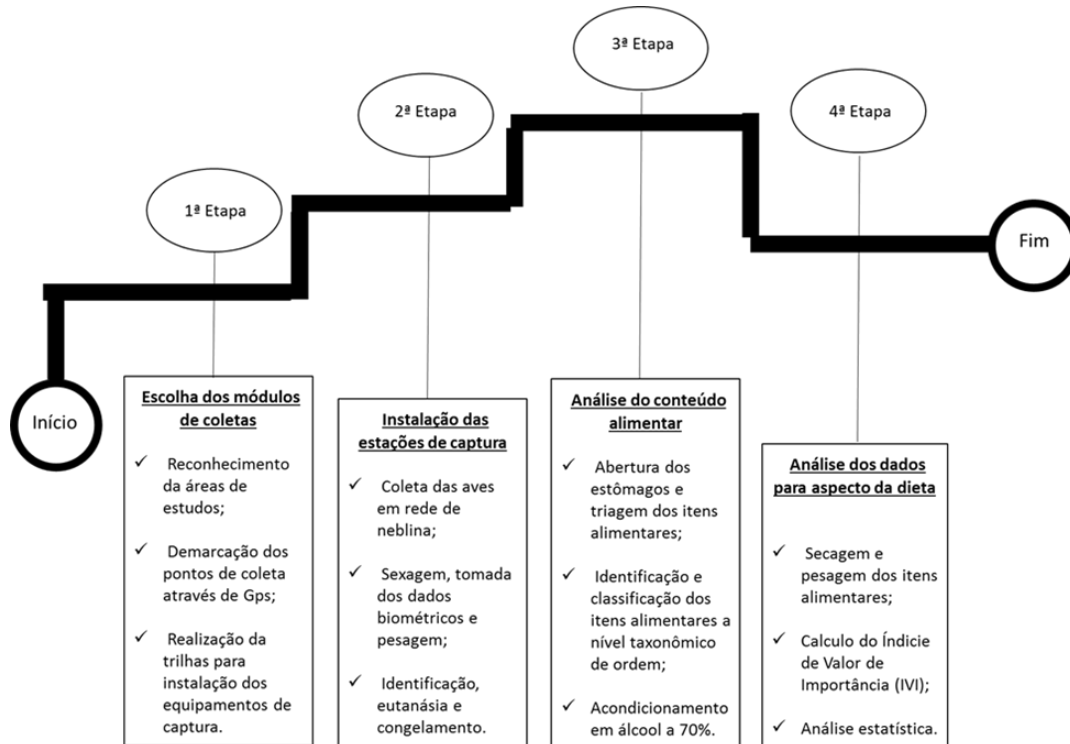


Figura 1- Caracterização do processo metodológico de busca e seleção da área de estudo, captura das aves, triagem do conteúdo alimentar e análise dos dados. Fonte: Construção dos autores/2021.

✓ *Escolha dos Módulos de coleta*

A área de estudo está localizada ao longo do alto curso do rio Paraguai, entre a região de Recanto do Dourado (16° 24' 66.94" S; 57° 76' 97.50" W) e a Estação Ecológica de Taiaimã-

ET (16° 51' 54.20.5" S; 57° 33' 11.52" W), Figura 2

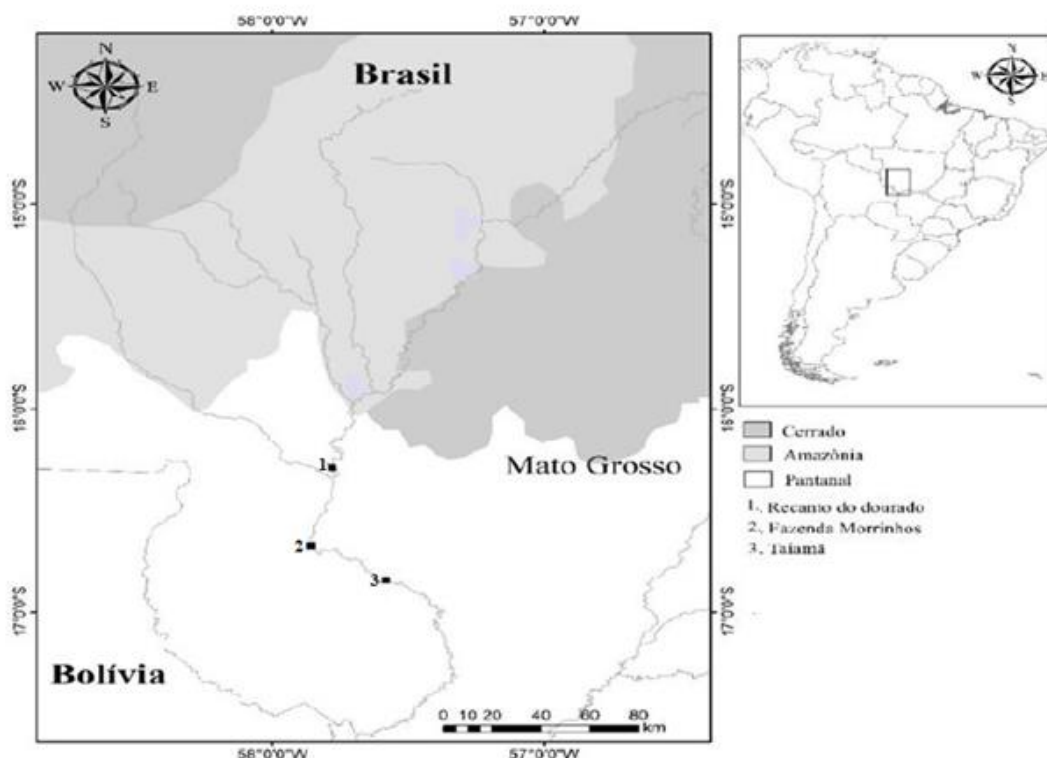


Figura 2- Área de estudo identificando os módulos de amostragem. No sentido montante -jusante na mata ripária do alto curso do Rio Paraguai. 1 - Recanto do Dourado; 2- Fazenda Morrinhos e 3- Taiaimã. Fonte: Construção dos autores/2021.

Para as coletas, foram estabelecidos três módulos ao longo da área de amostragem, em que cada módulo foi constituído por quatro pontos, sendo dois na margem direita e dois na margem esquerda do rio Paraguai. Estes pontos foram previamente definidos a partir da análise de imagem de satélite, em que consideramos a infra-estrutura, logística ou ponto de apoio suficiente para a realização das coletas em áreas de vegetação nativa, em terra firme, nas margens do rio Paraguai com distância mínima entre si de dois quilômetros.

✓ *Instalação das estações de captura*

Em cada área de coleta foram instaladas estações de captura de aves por meio de uma sequência de 9 redes de neblina de 9m x 2m; malha 36mm, formando uma malha de 81m de extensão ao longo de cada ponto. Estas permaneceram abertas durante 4 horas contínuas, com início ao nascer do sol, sendo vistoriadas a cada meia hora, durante dois dias consecutivos. As aves que não pertenciam à guilda das insetívoras foram identificadas e soltas. A identificação das espécies seguiu Sick (2001).

Os espécimes de aves insetívoras capturados foram sexados, tomados os dados biométricos, pesados e identificados para posteriormente se aplicar a eutanásia com solução injetável de

cloridrato de lidocaína a 2% (Xylestesin®). Após estes procedimentos as aves foram congeladas em freezer no laboratório de Ecotoxicologia, no Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal (CELBE), Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Cáceres. As coletas ocorreram sob licença permanente de coleta SISBIO número 8849-1, registro de expedição número 58578-1 e 58578-2 e pelo Parecer 003/2019 da Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade do Estado de Mato Grosso CEUA/UNEMAT.

✓ *Análise do conteúdo alimentar*

Para análise do conteúdo alimentar estabeleceu-se um critério de inclusão apenas das espécies de aves representadas por 4 ou mais indivíduos. Assim, seus os estômagos foram retirados por meio de uma incisão ventral e os itens alimentares retirados e analisados com auxílio de microscópio estereoscópico. As presas foram identificadas em nível taxonômico de ordem e posteriormente acondicionadas em frascos ergométricos contendo álcool 70%. Os Hymenoptera foram divididos em Formicidae e não Formicidae. Os itens fragmentados foram contados de forma a estimar a quantidade de cada tipo de presa consumida, em cada amostra. Foram considerados cor, tamanho, forma e número de estruturas pares como mandíbulas, asas, ou ímpares, como cabeças. Fragmentos não identificados e sem associação com os demais táxons encontrados naquela amostra (tipo de estrutura, cor e tamanho diferenciados), foram considerados “itens indeterminados” e não entraram para efeito dos cálculos posteriores.

✓ *Análise dos dados para aspectos da dieta*

Após a etapa de triagem e identificação, os itens alimentares foram secos em papel absorvente durante um período de três horas e então a biomassa de cada categoria de presa foi obtida por meio de uma balança de precisão (0,001g). O volume dos itens alimentares foi obtido utilizando deslocamento de líquido em um recipiente graduado, adaptado de Magnusson et al. (2003). Para determinar a importância de cada categoria de presa foram utilizadas três grandezas diferentes: (i) porcentagem numérica (N%); (ii) porcentagem de frequência (F%) e (iii) porcentagem de volume (V%). Para evidenciar os itens mais importantes na dieta foi calculado o Índice do Valor de Importância (IVI) do item alimentar com base no modelo proposto por Meira et al. (2007), $IVI = (N \% + F \% + V \%) / 3$.

✓ *Análises estatísticas*

Com o intuito de identificar as variáveis (itens alimentares) sobre as quais as espécies podem se agrupar ou segregar de acordo com a composição de suas dietas, em seus respectivos

ambientes, foi realizada uma análise dos componentes principais (PCA) onde os itens alimentares foram ordenados depois de padronizados como sugerido por Gotelli & Ellison (2010), onde o valor de cada amostra é subtraído da média total e dividido pelo desvio padrão, buscando reduzir a diferença entre os itens. A avaliação da sobreposição da dieta em relação aos itens alimentares entre as espécies de aves foi realizada com base no Índice de Pianka (1973). Este índice varia de 0 (nenhuma sobreposição) a 1 (sobreposição total) e pode ser um indicador de competição ou partilha de recursos. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2013) utilizando as funções dos pacotes *vegan* Oksanen et al. (2013) para PCA.

3. Resultados

3.1 Agrupamentos das espécies em função do item alimentar

Durante a pesquisa, foram capturados em 6 módulos de coleta, 302 indivíduos de 39 espécies pertencentes a 13 famílias. No entanto, levando em consideração o critério de inclusão apenas das espécies de aves representadas por 4 ou mais indivíduos, foram consideradas para este estudo apenas espécies que se enquadraram nos critérios estabelecidos previamente e apresentaram conteúdo alimentar analisável no interior do estômago. Desta forma, obtivemos um total de 126 espécimes de aves insetívoras de 14 espécies, distribuídas em 6 famílias. Destes, 72 indivíduos pertenciam à família *Thamnophilidae*, divididos em seis espécies: (28) *Hypocnemoides maculicauda*, (17) *Dysitamnus mentalis*, (10) *Taraba major*, (9) *Cercomacra melanaria*, (4) *Thamnophilus amazonicus*, (4) *Pyriglena leuconota*. Da família *Furnariidae* capturou-se 28 indivíduos distribuídos em três espécies: (13) *Synallaxis albilora*, (9) *Furnarius leocopus*, (6) *Cranioleuca vulpina*; 9 indivíduos para a família *Tyrannidae* pertencentes a duas espécies: (5) *Cnemotriccus fuscatus*, (4) *Lathrotriccus eulerei*; 4 indivíduos para as famílias *Troglodytidae*: (4) *Cantorchilus guarayanus* e *Galbulidae*: (4) *Galbula ruficauda* e 1 espécie para a família *Dendrocolaptidae*: (9) *Dendroplex picus* (Tabela1).

Tabela 1- Distribuição das espécies de aves insetívoras capturadas em mata ripária na porção norte do Pantanal do Mato Grosso.

Família	Espécie	Recanto do Dourado	Fazenda Morrinhos	Taiamã
Dendrocolaptidae	<i>Dendroplex picus</i>	4	5	–
Furnariidae	<i>Cranioleuca vulpina</i>	–	6	–
	<i>Synallaxis albilora</i>	–	6	7
	<i>Furnarius leocopus</i>	–	–	9

Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i>	4	–	–
Thamnophilidae	<i>Dysitamnus mentalis</i>	13	4	–
	<i>Hypocnemoides maculicauda</i>	11	11	6
	<i>Taraba major</i>	–	6	4
	<i>Cercomacra melanaria</i>	–	–	9
	<i>Thamnophilus amazonicus</i>	4	–	–
	<i>Pyriglena leuconota</i>	4	–	–
Troglodytidae	<i>Cantorchilus guarayanus</i>	–	4	–
Tyranidae	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	–	–	5
	<i>Lathrotriccus euleri</i>	4	–	–

Os estômagos analisados apresentaram no seu interior um total de 424 itens alimentares pertencentes à ordem Coleóptera, Hemiptera, Hymenoptera-Formicidae, Diptera, Ixodida e Hymenoptera não Formicidae. Dentre as 14 espécies que apresentaram item alimentar analisáveis no estômago, todas apresentaram o consumo de Coleoptera (100 %), 10 (71,42%) consumiram Hymenoptera-Formicidae, 7 (50%) consumiram Hemiptera, 5 (35,71%) consumiram Diptera e 2 (14,28%) consumiram Ixodida e Hymenoptera não Formicidae, respectivamente.

De acordo com o critério de inclusão apenas das espécies representadas por quatro ou mais indivíduos, 14 espécies (126 amostras) foram utilizadas para o cálculo do Índice de Valor de Importância Alimentar (IVI) para cada categoria alimentar. A distribuição por módulo de decoleta segue: 44 amostras no Recanto do Dourado (7 espécies; Tabela 2), 42 na Fazenda Morrinhos (7 espécies.; Tabela 3) e 40 em Taiamã (6 espécies.; Tabela 4).

Alguns itens representaram mais de 50% da dieta de algumas espécies (para as que tiveram o IVI calculado), como é o caso de Coleoptera que representou mais da metade da dieta de 6 espécies no Recanto do Dourado (Tabela 2), 4 espécies na Fazenda Morrinhos (Tabela 3) e 3 espécies em Taiamã (Tabela 4) e Hymenoptera-Formicidae, de 1 espécies na Fazenda Morrinhos (Tabela 3) e 3 espécies em Tiamã (Tabela 4). Os demais itens alimentares foram importantes para a dieta das asves estudadas em menor proporção.

Algumas espécies apresentaram um alto IVI para um determinado item em um ambiente, porém quando amostradas em outro ambiente outro item passou a ter maior importância. Por exemplo, *D. mentalis* que não consumiu Hymenoptera-Formicidae no Recanto do Dourado (Tabela 2) e apresentou mudança no tipo de alimentação no módulo Fazenda Morrinhos (Tabela 3), passando a consumir Hymenoptera-Formicidae. A espécie *H. maculicauda* apresentou comportamento alimentar semelhante nos pontos Fazenda Morrinhos (Tabela 3) e Taiamã (Tabela 4), onde não consumiu itens da ordem Hemiptera, e passou a consumir este alimento

no ponto de coleta Recanto do Dourado (Tabela 2). Comportamento parecido com o observado para *D. picus* nos módulos Recanto do Dourado (Tabela 2) e Fazenda Morrinhos (Tabela 3) em relação ao consumo de Hemiptera e para *T. major* nos módulos Fazenda Morrinhos (Tabela 3) e Taimã (Tabela 4).

Tabela 2- Índices de Valor de Importância alimentar (IVI) para cada item alimentar consumidos pelas 7 espécies com $n \geq 4$ no módulo coleta Recanto do Dourado. Col (Coleoptera), Hem (Hemiptera), Hym-For (Hymenoptera Formicidae), Dip (Diptera), Ix(Ixodida), Hym-não-Fomicidae (Hymenoptera não Formicidae).

Espécie	Nº de aves	Col	Hem	Hym- For	Dip	Ix	Hym-não-For
<i>D. mentalis</i>	13	84,51	21,54	0	0	0	0
<i>T. amazonicus</i>	4	67,22	0	20,55	20,55	0	
<i>P. leuconota</i>	4	79,36	18,64	18,64	0	0	0
<i>H. maculicauda</i>	11	45,23	6,99	29,26	31,83	0	0
<i>L. euleri</i>	4	77,77	0	0	0	0	0
<i>D. picus</i>	4	53,56	15,47	40,47	0	0	15,47
<i>G. ruficauda</i>	4	77,77	0	22,22	0	0	

Tabela 3- Índices de Valor de Importância alimentar (IVI) para cada item alimentar consumidos pelas 7 espécies com $n \geq 4$ no módulo coleta Fazenda Morrinhos. Col (Coleoptera), Hem (Hemiptera), Hym-For (Formicidae), Dip (Diptera), Ix (Ixodida), Hym-não-Fomicidae (Hymenoptera).

Espécies	Nº de aves	Col	Hem	Hym- For	Dip	Ix	Hym-não-For
<i>D. mentalis</i>	4	67,22	22,4	18,7	0	0	0
<i>H. maculicauda</i>	11	52,46	0	37,05	19,56		
<i>S. albilora</i>	6	30	17,5	35	17,5	0	0
<i>C. guarayanus</i>	4	83,33	0	0	0	0	0
<i>D. picus</i>	5	37,77	0	25,55	36,66	0	0
<i>T. major</i>	6	71,1	18,11	32,97	0	0	0
<i>C. vulpina</i>	6	32,77	0	58,88	0	0	0

Tabela 4- Índices de Valor de Importância alimentar (IVI) para cada item alimentar consumidos pelas 6 espécies com $n \geq 4$ no módulo coleta Taimã. Col (Coleoptera), Hem (Hemiptera), Hym-For (Formicidae), Dip (Diptera), Ix(Ixodida), Hym-não-Fomicidae (Hymenoptera).

Espécie	Nº de aves	Col	Hem	Hym- For	Dip	Ix	Hym-não- For
<i>C. fuscatus</i>	5	83,33	0	0	0	0	0
<i>H. maculicauda</i>	6	21,1	0	64,44	14,44	0	
<i>S. albilora</i>	7	55,71	11,44	37,89	0	0	0
<i>T. major</i>	4	26,98	0	73,01	0	0	0
<i>F. leocopus</i>	9	66,89	0	38,56	6,52	6,52	0
<i>C. melanaria</i>	9	35,92	7,46	71,3	0	7,83	7,09

Por meio da análise de ordenação (PCA) pôde-se observar o agrupamento das aves em função da importância dos itens alimentares na dieta das espécies, capturando 62,12% da variação das dietas das aves, sendo o primeiro eixo com contribuição de 36,23% e o segundo com 25,89%. Alguns itens influenciaram mais no agrupamento das espécies que outros, tais como Coleoptera, Hemiptera, Dipetra, Hymenoptera-Formicidae e Hymenoptera não

Formicidae. Itens como Ixodida tiveram menor importância no agrupamento das espécies, provavelmente devido às baixas porcentagens de seus Índice do Valor de Importância (IVI) do item alimentar e por serem consumidos por poucas espécies, em pequena quantidade. Desta forma o eixo 1 foi correlacionado a Hymenoptera-Formicidae, enquanto o eixo 2 com Hymenoptera não Formicidae e Hemiptera (Figura 3).

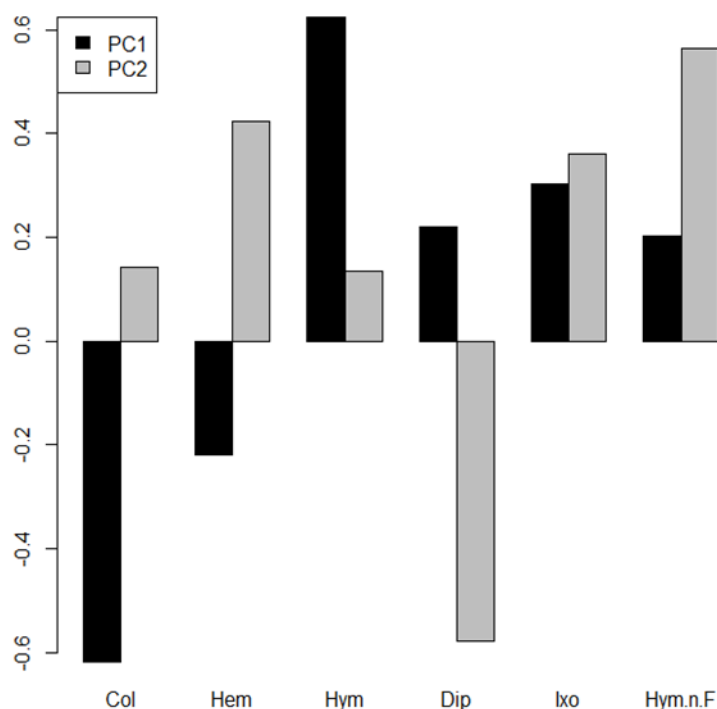


Figura 3 - Proporção explicada por cada eixo (loadings) dos itens alimentares. Col=Coleoptera, Hem=Hemíptera, Hym não Form=Hymenoptera não Formicidae, Ixo=Ixodida, Hym=Hymenoptera- Formicidae, Dip=Diptera. Fonte: Construção dos autores/2021.

Algumas espécies que ocorreram em mais de um módulo de coleta mantiveram-se agrupadas, indicando que consomem o mesmo item, independente do local de captura, como é o caso de *D. mentalis* que apresentou maior consumo de Coleoptera e Hemiptera. Assim como a espécie *P. leuconota* (Figura 4). Da mesma forma, a espécie *H.malucauda* também manteve o mesmo padrão alimentar independentemente do local captura, demonstrando uma dieta composta por Diptera e Hymenoptera (Figura 4).

As espécies *C. fuscatus*, *C. guarayanus*, *G. ruficuada* e *L. euleri* tiveram uma dieta baseada no consumo de Coleoptera (Figura 4). Já a espécie *T. amazonicus* apresentou maior consumo

de insetos da ordem Diptera e as espécies *C. melanaria* e *C. vulpina* tiveram como itens alimentares preferenciais insetos da ordem Hymenoptera.

Contudo, espécies como *T. major*, *S. albilora*, *D. picus* e *F. leocopus* apresentaram maior generalização na sua dieta. De modo que, *T. major* teve sua dieta baseada em insetos das ordens Hymenoptera-Formicidae, Hemíptera e Coleoptera; *S. albilora* consumiram insetos das ordens Hymenoptera-Formicidae, Hemíptera, Coleoptera e Diptera; *D. picus* apresentou preferência por Hymenoptera não Formicidae, e Diptera e *F. leocopus* consumiu itens das ordens Hymenoptera não Formicidae, Ixodida e Hymenoptera (Figura 4).

Algumas espécies da família Thamnophilidae (*D. mentalis*, *P. leuconota* e *T. major*) tiveram sua dieta baseada em Coleoptera e Hemíptera e na PCA aparecem agrupadas indicando partilhamento dos mesmos itens alimentares, principalmente deste último. No entanto, outras espécies da mesma família (*H. maculicauda* e *T. Amazonicus*) apresentaram predomínio no consumo de Hymenoptera e principalmente de Diptera, assim como *D. Picus* (Dendrocolaptidae). Por outro lado *T. major* consumiu principalmente Hymnoptera, compartilhando este recurso com outros indivíduos da mesma família (*H. maculicauda*), assim como com *S. albilora* e *C. vulpina* pertencentes à família Furnaridae (Figura 4).

Além disso, a espécie *D. Picus*, da família Dendrocolaptidae também teve sua dieta influenciada por Diptera e interagiram com *H. maculicauda* e *T. amazonicus*, ambas da família Tahamnophilidae (Figura 4).

As espécies da família Tyranidae (*C. fuscatus* e *L. euleri*) apresentaram predomínio no consumo de Coleoptera demonstrando importante compartilhamento deste recurso com *C. Guarayanus* (Troglodytidae) e *G. ruficauda* (Galbulidae) figura 4.

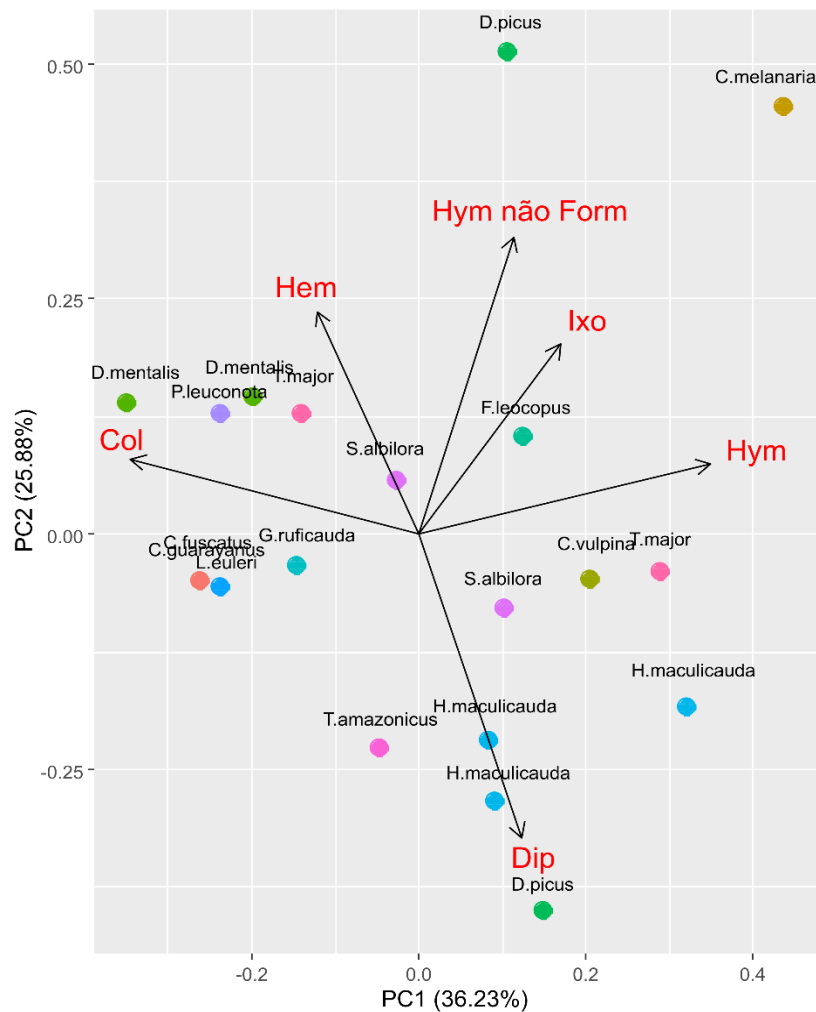


Figura 4- Representação gráfica da Análise dos Componentes Principais (PCA) usando matriz de correlação dos itens alimentares. Col=Coleptera, Hem=Hemíptera, Hym não Form=Hymenoptera não Formicidae, Ixo=Ixodida, Hym=Hymenoptera-Formicidae, Dip=Diptera. Fonte: Construção dos autores/2021.

3.2 Análise de sobreposição das espécies

A análise da sobreposição de nicho resultou em 91 combinações entre os pares de espécies de modo que, 33 destas apresentaram sobreposição acima de 0,90. A espécie *Cantorchilus guarayanus* apresentou sobreposição completa com *Cnemotriccus fuscatus* e *Lathotriccus euleri* sugerindo que partilham todos os itens alimentares assim como as espécies *Cnemotriccus fuscatus* e *Lathotriccus euleri*.

As demais espécies apresentaram sobreposição abaixo de 0,90 com elevado número de indivíduos competindo, onde *Dysitamnus mentalis* e *Galbula ruficauda* tiveram 13 combinações indicando que elas partilham sua dieta com todas as espécies estudadas. A espécie *Hypocnemoides maculicauda* apresentou 12 combinações; *Synallaxis albilora* e *Pyriglena leuconota* 11; *Thamnophilus amazonicus* e *Lathotriccus euleri* 10; *Dendroplex picus* 9;

Cantorchilus guarayanus, *Taraba major* e *Furnarius leocopus* 8; *Cercomacra melanaria* 7; *Cnemotriccus fuscatus* 6; *Cranioleuca vulpina* 5.

Os menores índices de sobreposição foram de 0,44 entre as espécies *Cercomacra melanaria* e *Lathotriccus euleri*; 0,48 entre *Cranioleuca vulpina* e *Lathotriccus euleri* e 0,44 entre *Cnemotriccus fuscatus* e *Cercomacra melanaria* (Quadro 1).

Quadro 1- Sobreposição entre pares de espécies de aves insetívoras capturadas em mata ripária na porção norte do Pantanal do Mato Grosso.

	<i>H.maculicauda</i>	<i>Salbilora</i>	<i>C.guarayanus</i>	<i>D.picus</i>	<i>T.major</i>	<i>C.vulpina</i>	<i>C.fuscatus</i>	<i>F.leocopus</i>	<i>C.melanaria</i>	<i>T.amazonicus</i>	<i>P.leuconota</i>	<i>L.euleri</i>	<i>G.ruficauda</i>
<i>D.mentalis</i>	0,692	0,837	0,954	0,823	0,763	0,567	0,954	0,879	0,553	0,909	0,993	0,954	0,949
<i>H.maculicauda</i>		0,95	0,63	0,968	0,934	0,912	0,63	0,915	0,894	0,87	0,76	0,63	0,796
<i>Salbilora</i>			0,73	0,97	0,974	0,897	0,73	0,948	0,894	0,886	0,886	0,73	0,872
<i>C.guarayanus</i>				0,758	0,674	0,486	1	0,86	0,444	0,918	0,949	1	0,962
<i>D.picus</i>					0,926	0,847	0,758	0,949	0,843	0,935	0,87	0,758	0,879
<i>T.major</i>						0,964	0,674	0,941	0,953	0,823	0,83	0,674	0,848
<i>C.vulpina</i>							0,486	0,852	0,986	0,692	0,656	0,486	0,708
<i>C.fuscatus</i>								0,86	0,444	0,918	0,949	1	0,962
<i>F.leocopus</i>									0,827	0,952	0,927	0,86	0,963
<i>C.melanaria</i>										0,655	0,639	0,444	0,669
<i>T.amazonicus</i>											0,934	0,918	0,96
<i>P.leuconota</i>												0,949	0,974
<i>L.euleri</i>													0,962

Fonte: Construção dos autores/2021.

4. Discussão

Nossos resultados demonstram que as aves insetívoras que habitam a mata ripária na região do alto curso do rio Paraguai, apresentam hábito alimentar generalista, uma vez que, encontramos uma dieta diversificada em itens alimentares pertencentes à ordem Coleóptera, Hemiptera, Hymenoptera- Formicidae, Diptera, Ixodida e Hymenoptera não Formicidae. Esta diversidade de categorias alimentares pode estar ligada à grande produtividade sazonal de alimento e de outros recursos ecológicos no Pantanal, que favorece a existência de uma fauna diversa e abundante (Alho, 2008).

Algumas das espécies que ocorreram em mais de um módulo de coleta, como *D. mentalis* agruparam-se em detrimento da mesma categoria alimentar, demonstrando preferência pelo mesmo tipo de item independente do local de captura, o que indica que apesar da possível diferença na disponibilidade de recursos entre os pontos, essa espécie seleciona e consome o mesmo tipo de alimento. O mesmo ocorreu com *H. maculicauda*.

O agrupamento das espécies na PCA, independente do local de coleta como *D. mentalis* e *H. maculicauda* função da mesma categoria alimentar, reflete a preferência pelo mesmo tipo de item alimentar indicando que apesar da possível diferença na disponibilidade

de recursos entre os pontos, essa espécie seleciona e consome o mesmo tipo de alimento.

No entanto, outras espécies como *S. albilora*, *D. Picus* e *T. major*, que também ocorreram em mais de um módulo apresentaram predileção alimentar por itens diferentes em cada ponto amostrado, indicando que a diferença na disponibilidade de recursos ou a mudança na composição das espécies, especialmente as competidoras, pode afetar a sua dieta, como reportado nos estudos de Rotenberry, (1980) e Poulin et al., (1994). Estas diferenças encontradas nas dietas de uma mesma espécie capturadas em locais diferentes pode indicar que tais espécies são oportunistas que possuem uma plasticidade maior de seus nichos (Levins, 1968), e provavelmente são espécies que são encontradas em grandes abundâncias em quase todos ambientes do Pantanal.

Neste estudo isso parece se confirmar, pois a diferença encontrada na dieta das espécies entre os ambientes sugere um alto oportunismo, uma vez que segundo Horne & Bader (1990) as aves exploram seus recursos alimentares de acordo com suas necessidades e disponibilidade de alimento, podendo variar as formas e locais de aquisição dependendo das características do habitat que ocupam. Assim, a formação de uma comunidade com a distribuição das aves em diferentes nichos é reflexo da diversidade de substratos, microhabitats e mecanismos utilizados na obtenção dos recursos alimentares (Wiens, 1989).

Desta forma, as aves podem utilizar táticas de predação e substratos de forrageamento diferentes como resposta à variação e distribuição de presas, podendo incorporar novos tipos de itens na dieta como forma de compensação da menor disponibilidade de recursos alimentares (Murakami, 2002). Pois, estudos como os de Newton (1980) e Lima (2008) indicam que nem sempre a dieta das aves de um determinado local reflete a disponibilidade de determinado recurso no ambiente. Para Krebs & Davies, (1997) ao escolher o item alimentar a ser consumido, a ave pode optar por recursos maiores e mais lucrativos em termos de fornecimento de energia.

Além disso, nossos resultados, assim como os realizados por Gaiotti (2011) em regiões do Pantanal, indicam que a diferença na disponibilidade de recursos ou a mudança na composição das espécies de aves de cada local, pode interferir na sua dieta.

Algumas espécies apresentaram uma interação em relação ao mesmo item alimentar bastante estreita, como é o caso de *D. mentalis*, *P. leuconota* e *T. major*, que pertencem a família Thaminophilidae. Estas espécies também compartilharam com aves da família Tyranidae (*L. euleri* e *C. fuscatus*), Troglodytidae (*C. guarayanus*) e Galbudidae (*G.*

ruficauda) pelo mesmo item alimentar (Coleoptera), o que pode indicar uma maior oferta deste tipo de alimento nos módulos de coleta, oportunizando as espécies consumirem o que está mais disponível no ambiente.

O alto consumo de Coleoptera e Hymenoptera-Formicidae encontrado nesta pesquisa se assemelha aos resultados encontrados nos estudos de Poulin et al. (1994) em florestas venezuelanas; Durães & Marini (2005) e Lopes et al. (2005) realizados em ambientes de Floresta Atlântica e Gaiotti, (2011) no Pantanal. Provavelmente, como constatado por Ferreira (2001) e Marques et al. (2010) em estudos realizados em regiões do Pantanal Norte, o maior consumo de Coleoptera por aves insetívoras pantaneiras está ligado à abundância natural desses artrópodes em comparação com outros grupos de insetos, caracterizando um caso de oportunismo alimentar (Poulin et al., 1994).

Em relação à predação de Hymenopteras-Formicidae, Ferreira (2001) e Marques et al. (2010) apontam que seus índices de consumo mais elevados podem estar relacionados aos hábitos sociais deste grupo de insetos. Fatores estes que podem contribuir para a fácil localização dessas presas pelas aves, consequentemente facilitando sua captura (Poulin & Lefebvre 1997; Durães & Marini, 2005) caracterizando também um caso de oportunismo alimentar (Poulin et al., 1994).

O consumo de invertebrados da ordem Diptera pode estar associado à riqueza desses insetos advinda da umidade e quantidade de matéria orgânica em forma de detritos (Sanchez-N & Amat-Garcia, 2005), bastante abundante nas regiões do Pantanal. No entanto, Hemíptera foram consumidos por poucas espécies provavelmente por exigir muito tempo para serem capturados, pois são insetos rápidos e furtivos, e apresentarem baixa compensação pelo esforço quando comparado com outros artrópodes (Manhães, 2007). Já o baixo consumo de Ixodida, apesar de apresentarem menor mobilidade do que invertebrados alados, pode estar associado às estratégias comportamentais utilizadas pelas aves na obtenção de seus recursos alimentares Lima (2008).

A utilização de invertebrados Hymenoptera não Formicidae como recurso alimentar, por apenas por duas espécies de aves em nossos estudos, se assemelha aos resultados encontrados por Sigrist (2006) e segundo este autor pode estar relacionado aos hábitos e estrato de forrageio dessas aves, além disso, as porcentagens dos itens na composição da dieta não muito altos podem estar ligados ao fato de que este grupo de insetos pode oferecer certa dificuldade para os predadores na sua captura por serem pequenos e bastante ativos (Burger et al., 1999).

No entanto, a variedade de itens alimentares consumidos pelas aves desta pesquisa

pode indicar uma maior generalização das espécies quanto à exploração de alimento (Poulin et al., 1994) e uma possível adaptação de suas dietas ao recurso alimentar disponível na época e que se realizou a pesquisa em questão, meses em que ocorrem as chuvas e que propiciam uma maior abundância de alimento no Pantanal. Pois segundo Stouffer & Bierregaard (1995) uma dieta baseada na utilização de recursos alimentares como os artrópodes que estão disponíveis durante todo ano ou possuir hábitos consumo mais generalista é vital para sobrevivência destas aves que habitam o Pantanal Mato-Grossense, uma vez que, as mesmas sofrem maior influência na disponibilidade de alimentos devido os ciclos de inundação anual, que provoca grande flutuação de recursos alimentares disponíveis nesta região (Yabe et al., 2010, Nunes da Cunha & Junk 2009).

Algumas espécies como *D. picus* apresentaram um agrupamento heterogêneo em relação às outras aves, demonstrando que embora esses indivíduos possuam preferências por alguns itens alimentares, os mesmos podem utilizar uma grande diversidade de itens demonstrado pelo alto índice de sobreposição que a espécie apresentou. A amplitude de seu nicho possivelmente permite o consumo de outros tipos de itens, quando algum recurso não está disponível no ambiente, permitindo uma maior plasticidade alimentar (Colwell & Futuyma, 1971). Além disso, de acordo com Johnson (1980) mesmo que haja predileção por determinado tipo de presa o consumo da mesma está atrelado à necessidade nutricional de cada espécie, de modo que a ave pode vir a se satisfazer utilizando apenas uma parte do recurso disponível, logo, a quantidade consumida de determinado alimento provavelmente não refletirá sua real disponibilidade no ambiente.

O mesmo não acontece com a espécie *C. melanaria* que possui agrupamento heterogêneo e baixos valores de sobreposição com outras espécies, indicando que o recurso por eles utilizado difere das demais espécies, e que as larguras de seus nichos não permitem muitas sobreposições. O alto número de sobreposição de nicho entre as demais espécies estudadas, com algumas chegando à sobreposição de 100% como é o caso de *C. guarayanus* com *C. fuscatus* e *L. eulei*, *C. fuscatus* com *L. euleri*, pode estar relacionado com a abundância dos alimentos consumidos por estas aves (Nunes da Cunha, 1990) que, provavelmente permite essa sobreposição devido a maior disponibilidade deste recurso.

Segundo Poulin et al. (1992) e Poulin et al. (1994) a generalização no consumo dos tipos de itens que algumas espécies podem apresentar está relacionada à disponibilidade ou a abundância dos recursos nos ambientes, refletindo na alta sobreposição encontrada entre espécies estudadas nesta pesquisa, onde das 91 combinações entre os pares de espécies, 33 tiveram sobreposição de nicho acima de 0,90. De acordo com Giotti (2011),

os altos índices de sobreposição entre as espécies de aves do Pantanal são bastante comuns e podem ser explicados pela possível abundância dos recursos consumidos neste ambiente.

Além disso, entre os fatores que influenciam as espécies na escolha de suas dietas, estão a composição das espécies no ambiente (Poulin et al., 1994) sugerindo que a grande quantidade de indivíduos competindo por alimento, estrutura as comunidades através da partição de recursos pelas espécies coexistentes (Diamond, 1978; Toft, 1980; Sherry, 1984).

Segundo Burger et al. (1999) o alimento direciona desde as dinâmicas de populações e padrões de exploração do ambiente em busca de alimentação, até as associações de habitats e relações de competição (Burger et al., 1999), demonstrando que o entendimento dos padrões de exploração dos itens alimentares utilizados pelas aves é de grande importância para se desvendar a forma pela qual essas comunidades se organizam (ROSENBERG, 1990).

Neste sentido, a falta de estudos sobre hábitos alimentares de aves pantaneiras dificulta o entendimento a respeito do funcionamento das comunidades da região em relação aos padrões de uso de habitat e consumo de recursos dietéticos disponíveis, uma vez que, de acordo com Pinho (1998) e Gaiotti (2011), pesquisas sobre ecologia alimentar de aves na região Centro-Oeste do país, principalmente no bioma Pantanal são bastante escassos, e a maioria das pesquisas que focam nesse assunto está concentrada nas regiões Sul e Sudeste (Carvalho-filho et al., 2006; Durães e Marini, 2005).

Contudo, o entendimento sobre a organização estrutural das comunidades de aves neotropicais, só é possível a partir do conhecimento de como as espécies utilizam os recursos e interagem entre si (Morrison et al., 1990). Pois, segundo Durães e Marini (2005) a dieta das espécies constitui um dos pontos-chave nos estudos ecológicos, fornecendo informações importantes sobre questões biológicas, evolutivas e conservacionistas.

5. Considerações Finais

Os dados obtidos nesta pesquisa auxiliam no melhor entendimento das relações ecológicas de aves insetívoras que habitam o norte do Pantanal brasileiro, uma vez que, a predileção do grupo de aves estudado, por alguns alimentos, indica uma associação às estratégias comportamentais utilizadas pelas espécies na obtenção de seus recursos alimentares.

Além disso, a grande disponibilidade de algumas presas nos locais de forrageio parece caracterizar oportunismo, uma vez que os itens de maior importância na dieta da maioria

das espécies foram artrópodes da ordem Coleoptera e Hymenoptera-Formicidae, que são bastante abundantes nos ambientes pantaneiros. Essa característica generalista das aves ajuda a entender o alto grau de sobreposição que as mesmas apresentaram, indicando que as mesmas possuem uma grande plasticidade em suas dietas, podendo utilizar diversos recursos alimentares disponíveis no ambiente.

Embora recursos alimentares sejam fundamentais nos estudos sobre partição de alimentos pelas comunidades, é importante que se realizem mais pesquisas que investiguem os hábitos e comportamentos de forrageio da avifauna, um melhor entendimento das relações ecológicas entre essas espécies e a distribuição de seus itens alimentares, buscando ampliar os conceitos sobre conservação de espécies e desenvolver modelos mais consistentes de manejo de espécies e seus habitats.

Agradecimentos

O desenvolvimento desta pesquisa foi possível por meio do projeto “Erosão da biodiversidade na bacia do Alto Paraguai: impactos do uso da terra na estrutura da vegetação e comunidade de vertebrados terrestres e aquáticos” – Rede Erosão (UNEMAT/UFMT/UEA-Reino Unido) – que conta com apoio financeiro da FAPEMAT(edital nº 037/2016 - Redes de Pesquisa em Mato Grosso com termo de concessão sob nº. 0589188/2016). Também agradecemos à equipe de campo do projeto “Erosão”, ao ICMBio, UNEMAT, Pousada Recando do Dourado, Fazenda Morrinhos pelo suporte e infraestrutura na realização de pesquisaem campo. A coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) pelas bolsas de doutorado do autor BRB e mestrado do autor TCH.

Referências

- Aguiar, K. M. O., & Coltro-Júnior, L. A. (2008). Dietas de algumas espécies de aves das Famílias Thamnophilidae, Grallariidae e Formicariidae do Amapá. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16(4), 376-379.
- Alho, C. J. R. (2008). Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 957-966.
- Burger J.C., Patten M.A., Rotenberry J.T, Redak R.A (1999). Foraging ecology of California gnatcatcher deduced from faecal samples. *Oecologia* 120(2), 304–310.

Bombardi, L.M. Geography of Asymmetry: the vicious cycle of pesticides and colonialismo in the commercial relationship between Mercosur and the European Union. THE LEFT, Brussels, may 2021.

Carvalho-filho, EPM., Canuto M, Zorzin G. (2006). Biologia reprodutiva e dieta do gavião preto (*Buteogallus u. urubitinga*: Accipitridae) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 14(4): 445-448.

Codesido, M. & Bilenca, D. (2004). Variacion estacional de un ensemble de aves en un bosque subtropical semiárido del Chaco Argentino. *Biotropica* 36(4): 544-554.

Colwell, R. K., & Futuyma, D. J. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*. 52: 567-576.

Dário, F. R., De Vincenzo, M. C. V., & Almeida, Á. F. D. (2002). Avifauna in atlantic forest fragments. *Ciência Rural*, 32(6), 989-996.

Develey, P. F., & Peres, C. A. (2000). Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 16(1), 33-53.

Diamond, J. M. (1978). Niche shifts and the rediscovery of interspecific competition: why did field biologists so long overlook the widespread evidence for interspecific competition that had already impressed Darwin?. *American scientist*, 66(3), 322-331.

Durães, R., & Marini, M. Â. (2005). A quantitative assessment of bird diets in the Brazilian Atlantic forest, with recommendations for future diet studies. *Ornitologia Neotropical*, 16(1), 65-83.

Evans, T. L., Costa, M., Tomas, W. M., & Camilo, A. R. (2014). Large-scale habitat mapping of the Brazilian Pantanal wetland: A synthetic aperture radar approach. *Remote Sensing of Environment*, 155, 89-108.

Ferreira, A (2001). Artropodofauna obtida em Cambarazal e em Landi coletada utilizando-se de armadilha atrativa, na região do pantanal de Poconé-MT. Monografia para obtenção do Grau de Graduado em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Mato Grosso.

Ferreira, V. L., Terra, J. D. S., Piatti, L., Delatorre, M., Stru¨ssmann, C., Be´da,

- A. F., ... Albuquerque, N. R. (2017). Repteis do Mato Grosso do Sul [Reptiles from Mato Grosso do Sul]. *Brazil. Iheringia Serie Zoologia*, 107(Suppl),
- Fischer, W., Godoi, R. F., & Paranhos Filho, A. C. (2018). Roadkill records of reptiles and birds in Cerrado and Pantanal landscapes. *Check List*, 14(5), 845.
- Frota, A. V. B., Vitorino, B. D., da Silva, C. J., Ikeda-Castrillon, S. K., & da Silva Nunes, J. R. (2020). Birds of the Ramsar site Estação Ecológica de Taiamã and buffer zone, Pantanal wetlands, Brazil. *Check List*, 16, 401.
- Gaiotti, M.G (2011). Ecologia alimentar de aves de sub-bosque em três ambientes na porção norte do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. Dissertação de mestrado. Curso de Pós-Graduação, em Ecologia e Conservação da Biodiversidad-Universidade Federal do Mato Grosso. 113f.
- Gardner, A. T., Barlow, J., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Joseph, H., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Overal, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Junior, M. C., Silva, M.N. F., Motta, C. S. E Peres, C. A. (2008). The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, 11, 139–150.
- Gomes, V. S. D. M., Alves, V. S., & Ribeiro, J. R. I. (2001). Itens alimentares encontrados em amostras de regurgitação de *Pyriglena leucoptera* (Vieillot)(Aves, *Thamnophilidae*) em uma floresta secundária no Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(4), 1073-1079.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M. (2010). PRINCÍPIOS DE ESTATÍSTICA EM ECOLOGIA - 1ªED. isbn: 9788536324326.
- Hamilton, S. K., Sippel, S. J., & Melack, J. M. (1996). Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archiv für Hydrobiologie*, 1-23.
- Hess, C. A., & James, F. C. (1998). Diet of the red-cockaded woodpecker in the Apalachicola National Forest. *The Journal of wildlife management*, 509-517.

Horne, B.V. & Bader A. (1990). Diet of nestling winter wrens in relationship to food availability. *The Condor* 92, 413-420.

Ikeda-Castrillon, S. K., Da Silva, C. J., & Fernandez, J. R. C. (2020). Efeito do nível de inundação sobre comunidades arbóreas em ilhas do rio Paraguai no Pantanal, Brasil. *Revista Equador*, 9(1), 154-173).

Krebs, J. R., & Davies, N. B. (1997). *Behavioural Ecology, an evolutionary approach* Blackwell Science Ltd. *Massachusetts, USA*.

LEVINS, R. (1968). *Evolution in changing environments*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

Lima, A. L. D. C. (2008). *Ecologia trófica de aves insetívoras de sub-bosque em uma área de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil*. Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Rural do Rio de Janeiro.

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

Magnusson, W. E., Lima, A. P., Alves da Silva, W., & Carmozina de Araújo, M. (2003). Use of geometric forms to estimate volume of invertebrates in ecological studies of dietary overlap. *Copeia*, 2003(1), 13-19.

Manhães, M. A. (2007). *Ecologia trófica de aves de sub-bosque em duas áreas de Mata Atlântica no sudeste do Brasil*. Tese de Doutorado – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos.

Marques, M. I., Sousa, W. O., Santos, G. D., Battirola, L. D., & Anjos, K. C. (2010). Fauna de artrópodes de solo. in: *Fernandes, I.M., Signor, C. e Penha J. Biodiversidade no Pantanal de Poconé. Centro de Pesquisa do Pantanal*, 73-112.

Marini, M. A., & Garcia, F. I. (2005). Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 95-102.

Mestre, L. A. M. (2002). *Dieta de aves insetívoras terrestres e a disponibilidade de presas em fragmentos florestais amazônicos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo.

Morrison, M. L., Ralph, C. J., Verner, J., & Jehl Jr, J. R. (1990). *Avian foraging: theory, methodology and applications*. Los Angeles, CA: Cooper Ornithological Society.

Murakami, M. (2002). Foraging mode shifts of four insectivorous bird species under temporally varying resource distribution in a Japanese deciduous forest. *Ornithological Science*, 1, 63-69.

Newton, I. (1980). The role of food in limiting bird numbers. *Ardea*, 68, 11–30.

Nunes, A.P. (2011) Quantas espécies de aves ocorrem no Pantanal brasileiro? *Atualidades Ornitológicas*, 160, 45–54.

Nunes da Cunha, C. (1990). Estudos florísticos e fitofisionômicos das principais formações arbóreas do Pantanal de Poconé- MT. (Dissertação de mestrado). Unicamp, Campinas, SP.

Nunes da Cunha, C., Junk, W. J., Leitão, H. F. (2007). Woody vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil, a preliminary typology. *Amazoniana* 19(3), 159-184.

Nunes da Cunha C, Junk WJ. (2009). A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems. IN: *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, Pensoft Publishers, Sofia–Moscow, 127-141.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. (2013). *Vegan: Community Ecology Package. R package version*, 2, 0-10.

Pinho, J. B. (1998). Aspectos Ecológicos e Comportamentais da arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) na localidade de Pirizal - Pantanal de Poconé. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT.

Piratelli, A., Pereira, M.R. (2002). Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul. *Ararajuba*, 10(2), 131-139.

Pignati W.A., Lima F.A.N.S., Lara S.S., Montanari-Correa M.L., Barbosa J.R., LEÃO L.H.C., PIGNATTI M.G. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a vigilância em Saúde. *Ciência & Saúde Coletiva*, 22(10):3281-3293, 2017.

- Pignati W.A.; Leão, L.H.C., Montanari-Correa M.L., Pignatti M.G., Machado J.M,H. *Desastres sócio-sanitário-ambientais do agronegócio e resistências agroecológicas no Brrasil*. São Paulo, Ed. Expressão Popular, 2021, 364 págs.
- Poulin, B., Lefebvre, G. (1997). Estimation of arthropods available to birds: Effect of trapping technique, prey distribution, and bird diet. *J. Field Ornithol*, 68, 426–442.
- Poulin, B., Lefebvre, G., Mcneil, R. (1994). Effect and efficiency of tartar emetic in determining the diet of tropical land birds. *Condor*, 96, 98–104.
- Poulin, B., Lefebvre, G., Mcneil, R. (1992). Tropical avian phenology in Relation to abundance and exploitation of food resources. *Ecology*, 73(6), 2295-2309.
- Pott, A., Oliveira, A. K. M., Damasceno-Junior, G. A., & Silva, J. S. V. (2011). Plant diversity of the Pantanal wet- land. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1), 265–273.
- Remsen, J. V. R. (1993). Classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.
- Rosenberg, G. H. (1990). Habitat specialization and foraging behavior by birds of Amazonian river islands. *Condor*, 92, 427-443.
- Rosenberg K.V., Cooper, R.J. (1990). Approaches to avian diet analysis. *Stud Avian Biol*, 13, 80-90.
- Rotenberry, J. T. (1980). Dietary Relationships Among Shrubsteppe Passerine Birds: Competition or Opportunism in a variable environment?. *Ecological Monographs*, 50, 93-110.
- Sánchez-n, D. & Amat-García, G.D. (2005). Diversidad de la fauna de artropodos terrestres en el humedal jaboque, Bogotá-Colombia. *Caldasia*, 27(2), 311-329.
- Sherry, T. W. (1984). Comparative dietary ecology of sympatric, insectivorous Neotropical flycatchers (Tyrannidae). *Ecological Monographs*, 54, 313-338.
- Sick, H. (2001). Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro: *Editores Nova Fronteira*.
- Sigrist, T. (2006). Birds of Brazil: Na artistic view. São Paulo. 672.

Sousa, T. P., Marques, D. K. S., Vitorino, C. D. A., Faria, K. D. C., Braga, G. D. S. F., Ferreira, D. C., & Venere, P. C. (2017). Cytogenetic and molecular data Support the occurrence of three *Gymnotus* species (Gymnotiformes: Gymnotidae) used as live bait in Corumbá, Brazil: Implications for conservation and management of professional fishing. *Zebrafish*, 14(2), 177–186.

Souto, G. H. B. O. (2010). Ecologia alimentar de aves insetívoras de um fragmento de mata decídua do extremo norte da mata atlântica. Dissertação (Mestrado) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Souza, F. L., Prado, C. P. A., Sugai, J. L. M. M., Ferreira, V. L., Aoki, C., Landgraf-Filho, P., ... Duleba, S. (2017). Diversidade de anfíbios do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil [The diversity of Amphibians in the Mato Grosso do Sul state, Brazil]. *Iheringia Serie Zoologia*, 107(Suppl), e2017152.

Stouffer, P.C., & Bierregaard, R.O. (1995). Use of Amazonia Forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76: 2429-2445.

Toft, C. A. (1980). Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. *Oecologia (Berlin)* 45,131-141.

Tomas, W. M., Cáceres, N. C., Nunes, A. P., Fischer, E., Mourão, G., & Campos, Z. (2010). Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. In W. J. Junk, C. J. Da Silva, C. Nunes da Cunha, & K. M. Wantzen (Eds.), *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, 563–595.

Venzke, T. (2019). Estudo das matas ciliares da bacia hidrográfica do Pelotas, Pelotas, RS, Brasil. *Geografia Ensino & Pesquisa*, 22-29.

Yabe, R.S., Marques, E. J. E. & Marini, M. Â. (2010). Movements of birds among natural vegetation patches in the Pantanal, Brazil. *Bird Conservation International*, 1- 10.

Wiens, J.A. (1989). The ecology of bird communities, foundations and patterns, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1.

ARTIGO III – CONTAMINAÇÃO DE MERCÚRIO EM AVES INSETÍVORAS DA BACIA DO ALTO PARAGUAI

Bruno Ramos Brum^{1,2}, Dionei José da Silva^{1,3}, Manoel dos Santos Filho^{1,2}, Thaysa Costa Hurtado¹, Edvagner de Oliveira¹, Olinda Maíra Nogueira², Áurea Regina Alves Ignácio^{1,2}

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Mato Grosso, Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade, Etnobiologia do Pantanal, Av. Santos Dumont, s/nº – Cidade Universitária (Bloco II), CEP 78200-000, Cáceres, MT, Brazil. ²Rede Erosão da Biodiversidade no Pantanal, Universidade do Estado de Mato Grosso, Av. Santos Dumont, s/nº – Cidade Universitária (Bloco II), CEP 78200-000, Cáceres, MT, Brasil.

Autor correspondente: e-mail: brunoramosbrum@hotmail.com

Resumo

O mercúrio é um poluente global que se biomagnifica em cadeias alimentares, colocando a vida selvagem em risco de redução da capacidade reprodutiva e sobrevivência de modo que a exposição ao mercúrio (Hg) tem sido extensivamente estudada em animais aquáticos e piscívoros, com menos atenção a espécies insetívoras. No entanto, estudos indicam que o Hg aquático atravessa as fronteiras do ecossistema aquático/terrestre juntamente com os nutrientes nos períodos de inundação natural dos pantanais, entrando assim na cadeia alimentar terrestre. Neste contexto o objetivo desta pesquisa foi conhecer o padrão de acúmulo de mercúrio (THg) em diferentes órgãos de aves insetívoras de mata ripária do Pantanal norte de Mato Grosso com a finalidade de identificar uma possível correlação entre as concentração desse metal pesado na pena e nos tecidos internos (músculo, fígado e encéfalo), verificando se existe um padrão de acumulação na avifauna ao longo do rio Paraguai. Foram coletados um total de 218 exemplares de aves insetívoras ao longo do gradiente estudado que tiveram amostras de músculo, encéfalo, fígado e pena, analisadas por espectrometria de absorção atômica de análise direta (DMA-80). As concentrações de mercúrio apresentaram valores em ordem crescentes, de músculo < encéfalo < fígado < pena, independentemente do local de coleta, apresentando variação na média nas concentrações de mercúrio de 0,07 a 0,27 $\mu\text{g.g}^{-1}$, 0,04 a 0,62 $\mu\text{g.g}^{-1}$, 0,14 a 0,81 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 0,77 a 3,49 $\mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente. Dentre os seis pontos coletados no gradiente estudado as menores concentrações de mercúrio nas aves insetívoras ocorreram em Porto Estrela (PE) e as maiores em Taiamã (TA). Nossos resultados evidenciam que o mercúrio está presente nas teias alimentares do Pantanal Norte do Brasil e pode se biomagnificar em concentrações significativas não somente em espécies predadoras piscívora, mas também em pássaros insetívoros da região estudada.

Palavras-chave: Avifauna, contaminação mercurial, pantanal, mercúrio total.

Abstract

Mercury is a global pollutant that biomagnifies in food chains, putting wildlife at risk of reduced reproductive capacity and survival so that exposure to mercury (Hg) has been extensively studied in aquatic and piscivorous animals, with less attention to insectivorous species. However, studies indicate that aquatic Hg crosses the boundaries of the aquatic/terrestrial ecosystem together with nutrients in periods of natural flooding of wetlands, thus entering the terrestrial food chain. In this context, the objective of this research was to know the pattern of mercury accumulation (THg) in different organs of insectivorous birds from the riparian forest

of the Pantanal north of Mato Grosso in order to identify a possible correlation between the concentrations of this heavy metal in the feather and in the internal tissues (muscle, liver and brain), verifying if there is a pattern of accumulation in the avifauna along the Paraguai river. A total of 218 specimens of insectivorous birds were collected along the studied gradient that had samples of muscle, brain, liver and feather, analyzed by direct analysis atomic absorption spectrometry (DMA-80). The mercury concentrations presented values in increasing order, muscle < brain < liver < feather, regardless of the collection site, with a variation in the mean of mercury concentrations from (0.07 to 0.27 $\mu\text{g.g}^{-1}$), (0.04 to 0.62 $\mu\text{g.g}^{-1}$), (0.14 to 0.81 $\mu\text{g.g}^{-1}$) and (0.77 to 3.49 $\mu\text{g.g}^{-1}$), respectively. Among the six points collected in the studied gradient, the lowest concentrations of mercury in insectivorous birds occurred in Porto Estrela (PE) and the highest in Taiaua (TA). Our results show that mercury is present in the food webs of the Pantanal North of Brazil and can biomagnify in significant concentrations not only in predatory piscivorous species, but also in insectivorous birds in the studied region.

Keywords: Avifauna, mercurial trade, wetland, total mercury.

1. INTRODUÇÃO

A inserção dos chamados “defensivos agrícolas” na agricultura brasileira ocorreu através de incentivos do governo, que facilitava a aquisição de maquinários e insumos agrícolas aos produtores rurais na década de 70, período conhecido no Brasil como “revolução verde” (SILVA et al., 2005). Desde então, o processo produtivo agrícola brasileiro está cada vez mais dependente dos agrotóxicos e fertilizantes químicos, tanto que, em 2008 o Brasil assumiu a posição de maior mercado de agrotóxicos do mundo (CARNEIRO et al., 2015) e segundo dados da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2019), este mercado cresceu cerca de 190% no país desde 2012, enquanto o crescimento em outros países foi, em média, de 93%.

Neste contexto, o estado de Mato Grosso tem se destacado por ser um dos maiores produtores agrícolas do Brasil e consequentemente um dos maiores consumidores de fertilizantes e agrotóxicos do país (PELAEZ et al., 2011; PIGNAT et al., 2014; PIGNAT et al., 2017; BOMBARDI et al., 2017, PIGNATI et al., 2021). Isto porque a maior parte do solo deste estado é pouco fértil para a agricultura de monoculturas transgênicas e químico-dependentes, sendo necessário o uso intenso de agentes químicos para a obtenção de boa produtividade, gerando, como consequência, sérios problemas ambientais (SANTOS et al., 2006; PIGNATI et al., 2021).

Durante o ano de 2009, dos 725 milhões de litros de herbicidas, inseticidas, e fungicidas utilizados no Brasil, Mato Grosso consumiu 103 milhões de litros de agrotóxicos nas suas culturas (INDEA-MT, 2013) que saltou para a marca de consumo de 140,8 milhões de litros entre, herbicidas, inseticidas e fungicidas em 2012 (PIGNATI et al., 2014, atingindo em 2015

um total de 207 milhões de litros de agrotóxicos (PIGNATI, et al., 2017; CAMPOS et al., 2021), com tendências de aumento, uma vez que a produção de grandes monoculturas de exportação, como a soja, o milho e o algodão, tem aumentado no estado e está intrinsicamente ligada ao intensivo uso de agrotóxicos (MAPA, 2019; BOMBARDI et al., 2017; PIGNATI et al., 2021).

Deste modo, a bacia hidrográfica do alto curso do rio Paraguai (BAP), responsável pela formação de um conjunto hidrográfico complexo e extenso, essencial para a drenagem hídrica que abastece e mantém o Pantanal, possui em suas bordas regiões de Cerrado muito utilizadas para a atividade agropecuária, com destaque para as partes mais altas onde a agricultura é mais intensa e está associada ao uso demasiado de agrotóxicos e fertilizantes (AZEVEDO & MONTEIRO, 2011).

De acordo com Pignati et al. (2021) no cerrado do planalto que circunda o Pantanal, o avanço das áreas monocultoras, especialmente da soja, gera impactos no regime hidrológico, decorrentes do escoamento dos tratamentos culturais com agrotóxicos e demais insumos químicos, que através do escoamento superficial e pelo pulso de inundação, alcançam os mananciais e aquíferos, podendo prejudicar a fauna aquática e a população que a utiliza.

Deste modo, a utilização indiscriminada de agrotóxicos, fertilizantes químicos e calcários, é apenas parte de um processo destrutivo fomentado pela cadeia produtiva do agronegócio (PIGNATI et al., 2014), que pautado num discurso enfadonho sobre a necessidade de se produzir grandes quantidades de alimento na busca pela erradicação da fome mundial, estimulam um processo agroquímico dependente, causando diversos impactos ambientais através da pulverização de venenos desenvolvidos para atingir o alvo ou as “pragas da lavoura” (inseto, fungo ou erva daninha) que se desenvolvem dentro das plantações (CARNEIRO et al., 2012; AUGUSTO et al., 2012; PIGNATI et al., 2014, PIGNATI et al., 2017).

Segundo Atafar (2010), a grande quantidade de produtos químicos aplicada anualmente nos solos agrícolas, com a finalidade de fornecimento de nutrientes e controle de pragas e doenças, pode culminar em acúmulo de metais pesados no solo, tornando estas atividades uma importante fonte de contaminação (MARTIN et al., 2006) que contribui para o aumento da concentração de metais pesados no ambiente (HUNG & JIN, 2008; CARNEIRO et al., 2015).

A utilização de insumos agrícolas de uso continuado e em grandes quantidades são capazes de aumentar os teores de elementos químicos no solo (ALLOWAY, 2013), que estão associados ao uso de fertilizantes minerais (MORTVEDT, 1996; MEHMOOD et al., 2009) e agrotóxicos (DEFARGE et al., 2018), sendo responsável por adições de até 1,16 milhões de

toneladas de metais por ano em ecossistemas terrestres e aquáticos no mundo todo (NRIAGU & PACYNA, 1988; CARNEIRO et al., 2015).

Dentre os principais contaminantes metálicos encontrados em 5 fertilizantes agrícolas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1999), verificou-se a presença de mercúrio (Hg), um elemento químico persistente não essencial cuja toxicidade e prevalência em diversos locais no mundo tem se tornado um problema global (ATSDR, 2015), estando entre as três principais substâncias que oferecem perigo à saúde ambiental, por afetar adversamente a fauna e seres humanos, que devido a atividades antropogênicas (CHEREL et al., 2018), apresentam maior persistência e acúmulo no ambiente, aumentando a exposição de organismos vivos a estas substâncias (GRÚZ et al., 2017; MUNIZ & OLIVEIRA-FILHO, 2006; SCHLESINGER et al., 2014; CARNEIRO et al., 2015; PROJETO MAPBIOMAS, 2021).

Nas últimas décadas o aumento dos níveis de mercúrio (Hg) mobilizável no meio ambiente tornou-se uma preocupação global devido suas propriedades químicas deletérias em organismos vivos e sua capacidade de acumulação nas membranas celulares (MOREL et al., 1998; LACERDA & MALM, 2008; EAGLES-SMITH et al., 2008), que pode ser agravado por ações, como o desmatamento, queimadas (ROULET et al., 1998), e extração garimpeira ilegal (SILVA, 2005; SHELINGER et al., 2014) e processo agrícola com uso de agrotóxicos e fertilizantes químicos (PIGNATI et al., 2017 e PIGNATI et al., 2021), causando o aumento dos níveis de liberação e mobilidade do metal, que alcançando os corpos de água que sofre processos de especiação.

Entre estes processos há a formação de metilmercúrio (MeHg), espécie orgânica do metal, que o torna bioacumulativo e biomagnificativo através dos níveis da cadeia trófica (PFEIFFER et al., 1991; AULA et al., 1995; VEIGA et al., 1999; ROULET et al., 2000; ROULET et al., 2001; REMY et al., 2002; LAZARO et al., 2013; AMDE et al., 2016; KASPER et al., 2017), por possuir alta capacidade de ligação às proteínas de membranas biológicas, o que faz com que sua difusão na cadeia alimentar seja rápida, permitindo sua permanência e transporte no meio aquático (EAGLES-SMITH, et al., 2016; VIZUETE et al., 2018; SOLDATINI et al., 2020). Todo este ciclo, inicia-se pela emissão do Hg no ar, terra ou água e devido sua capacidade de persistência, locais como solo e água, permanecerão sob esta condição por muitos anos (AMDE et al., 2016; ZHAO et al., 2016).

Embora acredita-se que o mercúrio de origem terrestre seja menos biodisponível para as aves porque a metilação ocorre com menos facilidade em ambientes terrestres em comparação com sistemas aquáticos (SELIN, 2009), em algumas circunstâncias, as planícies de inundação contaminadas com Hg podem fornecer a mistura ideal de condições anóxicas e

matéria orgânica disponível para estimular o aumento níveis de metilação; assim, tornando o mercúrio das várzeas biodisponível para o cadeia alimentar terrestre (FROHNE et al., 2012). Após este processo, o metal pode alcançar desde os organismos da base da cadeia alimentar, os produtores primários, até chegar aos organismos de topo de cadeia (KEHRIG & MALM, 2011).

Assim, pesquisas em todo o mundo buscam meios eficazes para entender e monitorar a dinâmica do mercúrio e metilmercúrio na cadeia alimentar, desenvolvendo estudos com o uso de vários grupos de vertebrados entre os quais as aves se destacaram por apresentar dispositivos fisiológicos naturais de excreção e retenção de mercúrio, e estruturas que demonstrem as concentrações do metal no ambiente (BURGER, 1994; ADAIR et al., 2003; FREDERICK et al., 2002; EVERS et al., 2005; HOSSEINI et al., 2015; NORHEIM & FROSLIE, 1978; SOLONEN & LODENIUS, 1984; BURGER & GOCHFELD, 1992, 1993, 1996, 2004, 2009; BURGER, 2013; ACKERMANN et al., 2014, 2016, 2017, 2019; ZAMANI-AHMADMAHMOODI et al., 2008; ZARSKI et al., 2016; SZUMILO-PILARSKA, et al., 2017; CHEREL et al., 2018), além de terem representantes em diferentes níveis tróficos ao redor do mundo (BURGER, 1993; KIM et al., 1996; ADAIR et al., 2003; FREDERICK et al., 2002; EVERS et al., 2005; COTIN et al., 2011; HOSSEINI et al., 2015; LOW et al., 2019).

Alguns estudos sugerem que fatores com poder de influenciar nas concentrações de Hg estão relacionados ao tipo de tecido (HOSSEINI et al., 2013), espécie (CARRAVIERI et al., 2014), estágio de crescimento ou idade da ave (CHENEY et al., 1981), hábito alimentar (ZARSKI et al., 2014) e fatores ecológicos (ACKERMAN & EAGLES-SMITH, 2010). Contudo, alguns trabalhos indicam que as concentrações deste metal variam substancialmente entre tecidos, indivíduos e espécies, geralmente relacionados a hábitos alimentares, idade, guilda trófica e tempo de exposição ao metal no meio ambiente (SCHEUHAMMER et al., 2007; ACKERMAN et al., 2016).

Burger et al. (2015) relatam que a principal via de contaminação por metais em aves ocorre durante a alimentação, que após serem ingeridos podem ser excretados ou absorvidos, podendo ser depositados no fígado, rim ou sequestrado pelas penas no período de sua formação. Além disso, segundo Ackerman et al. (2020) as fêmeas podem eliminar parte dos metais de seu organismo através de seus ovos, que por sua vez, podem ficar retidos na casca ou em seu interior. No entanto, alguns metais pesados quando bioacumulados no organismo interferem na formação da casca dos ovos das aves, o que pode levar a uma diminuição na densidade populacional, alterando a estrutura da comunidade, além disso, podem causar danos no sistema nervoso central (KNUTSEN & VARIAN-RAMOS, 2019), comprometendo a coordenação motora e o equilíbrio.

O uso de espécies sentinelas para demonstrar alterações no ambiente por meio de sua guilda trófica, vêm sendo utilizadas em projetos de monitoramento das concentrações de Hg do ambiente e sua biomagnificação (ZAMANI-AHMADMAHMOODI et al., 2009). Segundo Pinheiro & Sigolo (2006), o acúmulo e magnitude destes metais no ambiente podem levar a efeitos negativos agudos e crônicos quanto à saúde dos ecossistemas e seus componentes, de modo que os efeitos de substâncias provenientes das atividades agrícolas, como agrotóxicos e metais, também podem alterar a biomassa de insetos, podendo afetar a disponibilidade de recurso alimentar de animais insetívoros, contaminando sobretudo larvas de insetos que possuem estágios em ambiente aquático ou subterrâneo. Com isso, podem alcançar aves insetívoras que fazem parte de importantes componentes de muitas comunidades ecológicas, consumindo uma infinidade de insetos e, portanto, controlando essas populações, muitas delas pragas agrícolas e/ou vetores de doenças (OLIVEIRA et al., 2017).

Neste sentido, aves insetívoras compõe um grupo biológico importante para o monitoramento da qualidade ambiental podendo, portanto, ser empregadas como sentinelas ambientais permitindo a simulação dos efeitos de contaminantes em outros grupos de animais de um determinado ecossistema (WILLIAMSON et al., 2013). Além disso, o crescente desmatamento associado ao avanço do agronegócio em Mato Grosso e as intensas queimadas em 2020 no Pantanal, contribuem para a remobilidade do mercúrio para a atmosfera, solo ou corpos d'águas (DRISCOLL et al., 2013; UN ENVIRONMENT, 2019; PIGNATI et al., 2021) e os esforços promovidos para a proteção dessas áreas não tem impedido que atividades de extrativismo mineral nesta região atinjam a biota do Pantanal, pois pesquisas detectaram níveis relevantes de mercúrio em sedimentos e água de ecossistemas pantaneiros (VIEIRA & ALHO, 2004; SCHLESINGER et al., 2014). Além disso, a região Centro-Oeste do Brasil, mais especificamente o estado do Mato Grosso, está em segundo lugar num ranking dos dez estados brasileiros com maior área de garimpo do país, possuindo 22.987 hectares voltados para este tipo de atividade (SANTOS, 2005; SCHLESINGER 2014, PROJETO MAPBIOMAS, 2021), o que coloca essa região, como uma localidade de destaque no que se diz respeito à extração garimpeira no país, tendo a região do Pantanal brasileiro como foco das atividades de mineração de ouro, principalmente nas margens norte (DEL LAMA et al., 2011), contribuindo na potencialização da contaminação por metais no ambiente, que associada ao crescente desmatamento, ao avanço do agronegócio no estado e as intensas queimadas ocorridas no Pantanal nos últimos anos, contribuem para a remobilização do mercúrio para a atmosfera, solo e corpos d'água, elevando os teores desse metal nas cadeias alimentares.

Diante das ameaças que as áreas úmidas têm sofrido na contemporaneidade e da importância que do Pantanal possui para preservação e manutenção da biodiversidade para as gerações atuais e futuras, nosso estudo tem o objetivo de conhecer o padrão de acúmulo de mercúrio total (THg) em diferentes órgãos de aves insetívoras de mata ripária do Pantanal norte de Mato Grosso com a finalidade de identificar uma possível correlação entre as concentração desse metal pesado na pena e nos órgãos internos, verificando se existe um padrão de acumulação na avifauna ao longo do rio Paraguai.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho está inserido no âmbito do projeto “Erosão da Biodiversidade na bacia do Alto Paraguai: Impactos do uso da terra na estrutura da vegetação e comunidade de vertebrados terrestres e aquáticos”.

A área de estudo está localizada ao longo do alto curso do rio Paraguai, entre a região de Porto Estrela ($16^{\circ} 24' 66.94''$ S; $57^{\circ} 76' 97.50''$ W) e a Estação Ecológica de Taiamã - EET ($16^{\circ} 51' 54.20.5''$ S; $57^{\circ} 33' 11.52''$ W), compreendendo um corredor hídrico importante, (Figura 1).

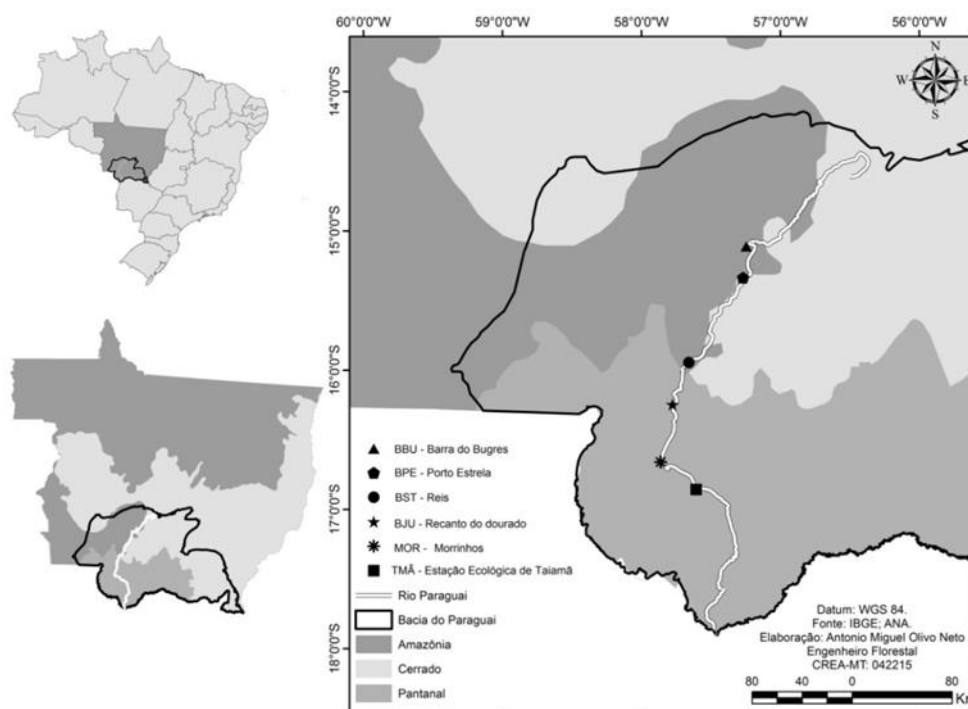


Figura 1- Módulos de amostragem ao longo do curso do rio Paraguai na Bacia do Alto Paraguai, Mato Grosso – Brasil.

Foram estabelecidos seis módulos ao longo da área de amostragem, em que cada módulo foi constituído por quatro pontos, sendo dois na margem direita e dois na margem esquerda do rio Paraguai. Estes pontos foram previamente definidos a partir da análise de imagem de satélite, em que consideramos a infraestrutura, logística ou ponto de apoio suficiente para a realização das coletas em áreas de vegetação nativa, em terra firme, nas margens do rio Paraguai com distância mínima entre si de dois quilômetros.

Em cada área de coleta foram instaladas estações de captura de aves por meio de uma sequência de 9 redes de neblina de 9m x 2m; malha 36mm, formando uma malha de 81m de extensão ao longo de cada ponto. Estas permaneceram abertas durante 4 horas contínuas, com início ao nascer do sol, sendo vistoriadas a cada meia hora, durante dois dias consecutivos. As aves que não pertenciam a guilda das insetívoras foram identificadas e soltas. A identificação das espécies seguiu Sick (2001).

Os espécimes de aves insetívoras capturados foram sexados, tomados os dados biométricos, pesados e identificados para posteriormente serem sacrificadas com solução injetável de cloridrato de lidocaína a 2% (Xylestesin®). Após estes procedimentos as aves foram congeladas em freezer no laboratório de Ecotoxicologia, no Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal (CELBE), Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Cáceres. As coletas ocorreram sob licença permanente de coleta SISBIO número 8849-1, registro de expedição número 58578-1 e 58578-2 e pelo Parecer 003/2019 da Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade do Estado de Mato Grosso CEUA/UNEMAT.

Todas as amostras foram analisadas no Direct Mercury Analyzer (DMA-80 – Milestone), no laboratório de Ecotoxicologia, no Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal (CELBE), Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Cáceres. Este equipamento processa as amostras por meio de decomposição térmica, amalgamação e detecção por espectrometria de absorção atômica de análise direta em amostras sólidas e líquidas, sem necessidade de pré-tratamento de digestão química da amostra. Para análise das concentrações de THg no músculo, fígado e encéfalo, foi amostrado uma quantidade do tecido úmido, que variou de 0,005g à 0,097g, 0,002g à 0,027g e 0,005g à 0,043g, respectivamente. As amostras foram acondicionadas em barcas níquel para leitura em condições operacionais adequadas para cada tipo de amostra sólida, de modo que para músculo e fígado a temperatura mínima inicial de foi de 200 °C por 1 minuto, inicialização aquecimento de 650 °C por 2 minutos, queima à 650 °C por 1 minuto. Já para as amostras de encéfalo a

temperatura mínima inicial requerida é de 160°C por 1 minuto, inicialização aquecimento de 650 °C por 2 minutos, queima à 650 °C por 1 minuto (MILESTONE, 2021; MELENDEZ-PEREZ; FOSTIER, 2013).

Para análise das concentrações de mercúrio total (THg) em pena, uma quantidade de 0,010g a 0,020g de mix contendo penas da asa e da cauda, foram previamente lavadas como solução de E.D.T.A 0,01% (m/v). Para tal, foram mergulhadas em 50 ml de E.D.T.A 0,01% por duas horas, seguidas de enxague com água Milli-Q. Posteriormente foram secas em estufa à 40°C por 24 horas e em seguida processadas a uma temperatura mínima inicial de 200 °C por 1 minuto, inicialização aquecimento de 650 °C por 2 minutos, queima à 650 °C por 1 minuto (CALDERÓN et al., 2013).

A calibração do equipamento foi realizada por meio de uma curva de calibração, construídas a partir de uma solução padrão de mercúrio (1000 mgL⁻¹). A curva foi definida por dez pontos de calibração delimitadas por 0 a 100 ng de Hg, com o objetivo de fornecer pontos de referência a uma solução conhecida. Posteriormente, foi realizada uma curva de calibração construída com o material de referência certificado (DORM-3: Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals do Nacional Research Council of Canadá), em duas faixas de concentrações, de 2 a 10 ng/Hg e de 10 a 100 ng de Hg. A exatidão do método foi avaliada analisando (BRC- 184) para músculo e fígado, (HG/EN-01) para pena e (HG/FO-16) para encéfalo. As análises foram realizadas em duplicatas com 4 brancos a cada 40 análises individuais, seguindo o Método 7473 da EPA (EPA, 1998).

Para avaliar se as concentrações de THg diferiram entre os tecidos e pontos de amostragem, utilizamos o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis, devido ao não ajuste à normalidade dos dados. Correlações entre as variáveis peso (g), e as concentrações de THg nos tecidos foram analisadas com objetivo de verificar se as variáveis eram ortogonais. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R versão 3.3.1. A suposição de normalidade foi testada em cada tratamento para cada tipo de tecido usando o teste de Shapiro-Wilk. Todas as análises estatísticas foram realizadas em um nível de significância menor ou igual a 5%.

3. RESULTADOS

Durante a pesquisa foram capturados 212 indivíduos de 35 espécies pertencentes a 12 famílias. Destes, 23 espécimes foram coletados no ponto amostral Barra do Bugres (BB), 19 em Porto Estrela (PE), 24 em Reis (RE), 36 em Recanto do Dourado (RD), 53 em Morrinhos (MO) e 57 na Estação Ecológica de Taiaí (TA).

Em relação as famílias 85 indivíduos pertencem a família *Thamnophilidae* divididos em: *Dysithamnus metalis* (28), *Hypocnemoides maculicauda* (21), *Taraba major* (10), *Cercomacra melanaria* (7), *Pyriglena leuconota* (6), *Thamnophilus amazonicus* (7), *Hypocnemis ochrogyna* (2), *Myrmotherula axillaris* (2), *Myrmophylax atrothorax* (1), *Thamnophilus pelzelni* (1). Destes 24 indivíduos pertenciam a família *Tyrannidae*: *Cnemotriccus fuscatus* (9), *Lathrotriccus euleri* (7), *Attila bolivianus* (6), *Ramphotrigon fuscicauda*(2), *Myiarchus swainsoni*(1); 24 da família *Dendrocolaptidae*: *Dendroplex picus* (12); *Xiphorhynchus guttatus* (11); *Campylorhamphus trochilirostris* (1); 30 da família *Furnariidae*: *Synallaxis albilora* (14); *Furnarius leucopus*(10); *Cranioleuca vulpina*(6); 16 da família *Troglodytidae*: *Pheugopedius genibarbis* (8); *Cantorchilus guarayanus* (7); *Cantorchilus leucotis* (1); 9 da família *Picidae*: *Celeus lugubris*(4); *Veniliornis passerinus*(3); *Picumnus albosquamatus*(1); *Picumnus aurifrons*(1); 9 *Rhynchocyclidae*: *Poecilatriccus latirostris* (5), *Tolmomyias sulphurescens*(3); *Hemitriccus striaticollis*(1).

Houveram famílias representadas por apenas uma espécie, tais como: *Cuculidae*: *Coccyzina minuta* (2); *Galbulidae*: *Galbula ruficauda* (5); *Passerellidae*: *Arremon taciturnus* (1); *Bucconidae*: *Nonnula ruficapilla* (4); *Caprimulgidae*: *Nyctidromus albicollis*(1) e *Parulidae*: *Basileuterus culicivorus* (1).

Em relação à sensibilidade a alterações ambientais, apenas uma espécie possui alta sensibilidade (A), quinze apresentam média (M), dezoito apresentam baixa (B) e uma espécie não apresenta dados na literatura (ND). Levando em consideração os níveis de estratificação de ambientes florestais, destaca-se que as aves insetívoras capturadas eram pertencentes aos grupos funcionais: insetívoros de exclusivamente de sub-bosque – U (28,57%), insetívora de sub-bosque e médio bosque – U/M (25,71%), insetívoros exclusivamente de médio bosque – M (14,28%), Insetívoros de médio bosque e dossel – M/C (17,14%), insetívoros exclusivamente de dossel – C (5,71%), insetívoros exclusivamente de solo – T (5,71%), insetívoros de sub-bosque e dossel – U/C (2,85%) e (2,85%) não se tem informação- ND. Além disso, das 35 espécies capturadas 27 apresentam dependência por ambientes que contenham floresta (F), apenas 5 que independem de florestas podendo habitar também ambientes que não possuem floresta (F/N) e 1 que não se encontrou informação (ND), conforme tabela 1.

Tabela 1- Distribuição das aves insetívoras capturadas entre os seis módulos de estudo, no gradiente de mata ripária do alto curso do rio Paraguai. BB (Barra do Bugres), PE (Porto Estrela), RE (Reis), RD (Recanto do Dourado), MO (Morrinhos) e TA (Taiaã). Sensibilidade: alta (A), média (M), baixa (B), nenhum dado (ND); Estrato: dossel (C), médio dossel (M), sub-bosque (U), terrestre (T), nenhum dado (ND); Dependência: depende de florestas (F), independe de floresta (N), nenhum dado (ND).

FAMÍLIA/ESPÉCIE	Sensibilidade	Estrato	Dependência	MÓDULOS DE COLETA					
				BB	PE	RE	RD	MO	TA
THAMNOPHILIDAE									
Dysithamnus metalis	M	U/M	F	-	6	7	11	4	-
Hypocnemoides maculicauda	M	U	F	-	-	3	4	8	6
Taraba major	M	U	F	-	-	-	-	6	4
Cercomacra melanaria	B	U	F/N	-	-	-	-	-	7
Pyriglena leuconota	M	U	F	1	1	-	1	3	-
Thamnophilus amazonicus	B	U/M	F	2	1	-	4	-	-
Hypocnemis ochrogyna	M	U/M	F	-	-	2	-	-	-
Myrmotherula axillaris	M	U/M	F	-	-	2	-	-	-
Myrmophylax atrothorax	B	U	F	-	1	-	-	-	-
Thamnophilus pelzelni	ND	ND	ND	-	-	1	-	-	-
TYRANNIDAE									
Cnemotriccus fuscatus	B	U/M	F	-	1	2	-	1	5
Lathrotriccus euleri	M	M	F	-	-	-	4	3	-
Attila bolivianus	A	M/C	F	-	1	-	3	-	2
Myiarchus swainsoni	B	M/C	F	-	-	-	-	1	-
Ramphotrigon fuscicauda	M	M	F	1	-	-	-	-	-
DENDROCOLAPTIDAE									
Dendroplex picus	B	M	F	-	-	5	2	5	-
Xiphorhynchus guttatus	B	U/C	F	6	2	-	-	-	3
Campylorhamphus trochilirostris	A	U/M	F	-	-	-	-	1	-
TROGLODYTIDAE									
Pheugopedius genibarbis	B	U	F	4	1	-	-	-	3
Cantorchilus guarayanus	B	U	F	-	-	-	3	4	-
Cantorchilus leucotis	B	U	F	-	-	-	-	1	-
FURNARIIDAE									
Synallaxis albilora	B	T	F/N	1	-	-	1	5	7
Furnarius leucopus	B	U	F	2	-	-	-	1	7
Cranioleuca vulpina	M	M/C	F/N	-	-	-	-	6	-
PICIDAE									
Celeus lugubris	M	M/C	F	1	-	1	-	-	2
Veniliornis passerinus	B	C	F	-	-	-	--1	-	3
Picumnus albosquamatus	B	M/C	F/N	-	-	-		1	-
Picumnus aurifrons	M	M/C	F	-	-	-		-	-
RHYNCHOCYCLIDAE									
Poecilotriccus latirostris	B	U	F	-	-	-	-	-	5
	M	C	F	-	1	-	-	1	1

<i>Tolmomyias sulphureus</i>	M	M	F	-	-	-	-	1	-
<i>Hemitriccus striaticollis</i>									
CUCULIDAE									
<i>Coccyzus minuta</i>	B	U/M	F/N	2	-	-	-	-	-
GALBULIDAE									
<i>Galbula ruficauda</i>	B	M	F	1	-	-	2	-	2
BUCCONIDAE									
<i>Nonnula ruficapilla</i>	M	U/M	F	2	1	1	-	-	-
CAPRIMULGIDAE									
<i>Nyctidromus albicollis</i>	B	T	F	-	-	-	-	1	-
PARULIDAE									
<i>Basileuterus culicivorus</i>	M	U/M	F	-	3	-	-	-	-
Total	-	-	-	23	19	24	36	53	57

As análises das concentrações médias de THg nos tecidos internos e na pena entre pontos de amostragem por tecido apresentaram valores em ordem crescentes, de músculo < encéfalo < fígado < pena, independentemente do local de coleta. O teste Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas entre as concentrações nos tecidos onde músculo apresentou (KW = 73,88 $p < 0,001$), encéfalo (KW = 100,23, $p < 0,002$), fígado (KW = 65,42, $p < 0,009$) e pena (KW = 39,52, $p < 0,005$), (Figura 2).

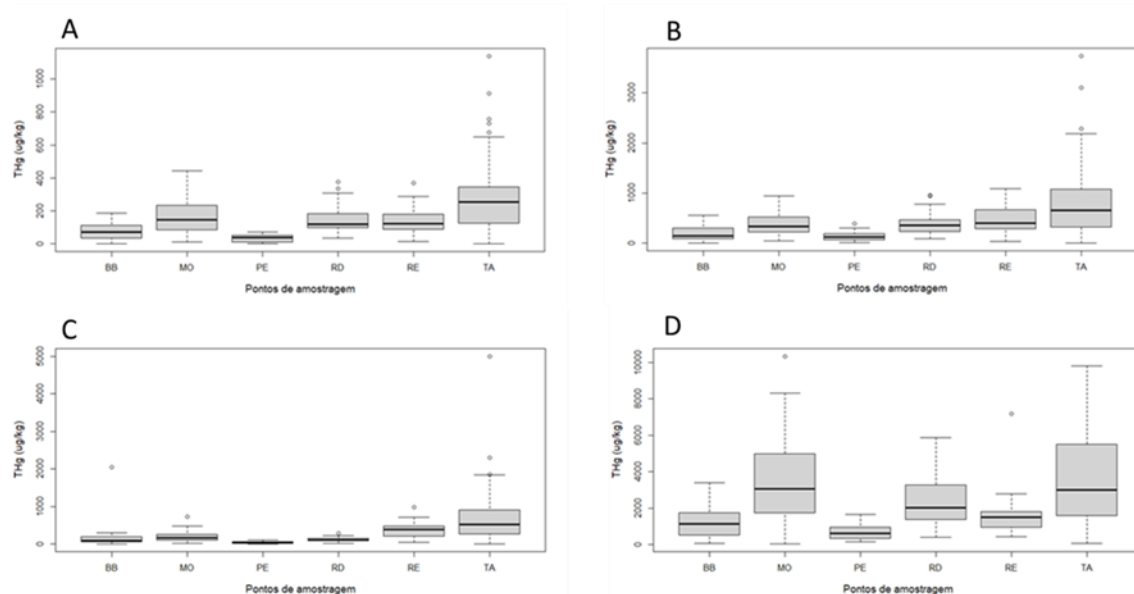


Figura 2- Concentração de mercúrio total (THg) em diferentes tecidos de aves insetívoras. (A) músculo, (B) fígado, (C) encéfalo e (D) pena, em um gradiente longitudinal do Rio Paraguai, definido pelos pontos de amostragem (BB) Barra do Bugres, (PE) Porto Estrela, (RE) Reis, (RD) Recanto do Dourado, (MO) Morrinhos e (TA) Estação ecológica de Taiaimã.

As análises dos dados mostraram que existem diferenças significativas nas concentrações de THg entre os tecidos em cada ponto de coleta PE (KW= 54,92, $p < 0,007$); BB (KW = 43,52, $p < 0,001$); RE (KW=61,73, $p < 0,002$); RD (KW=100,34, $p < 0,002$); MO (KW=134.73, $p < 0,002$) e TA (KW=111, $p < 0,002$), figura 3.

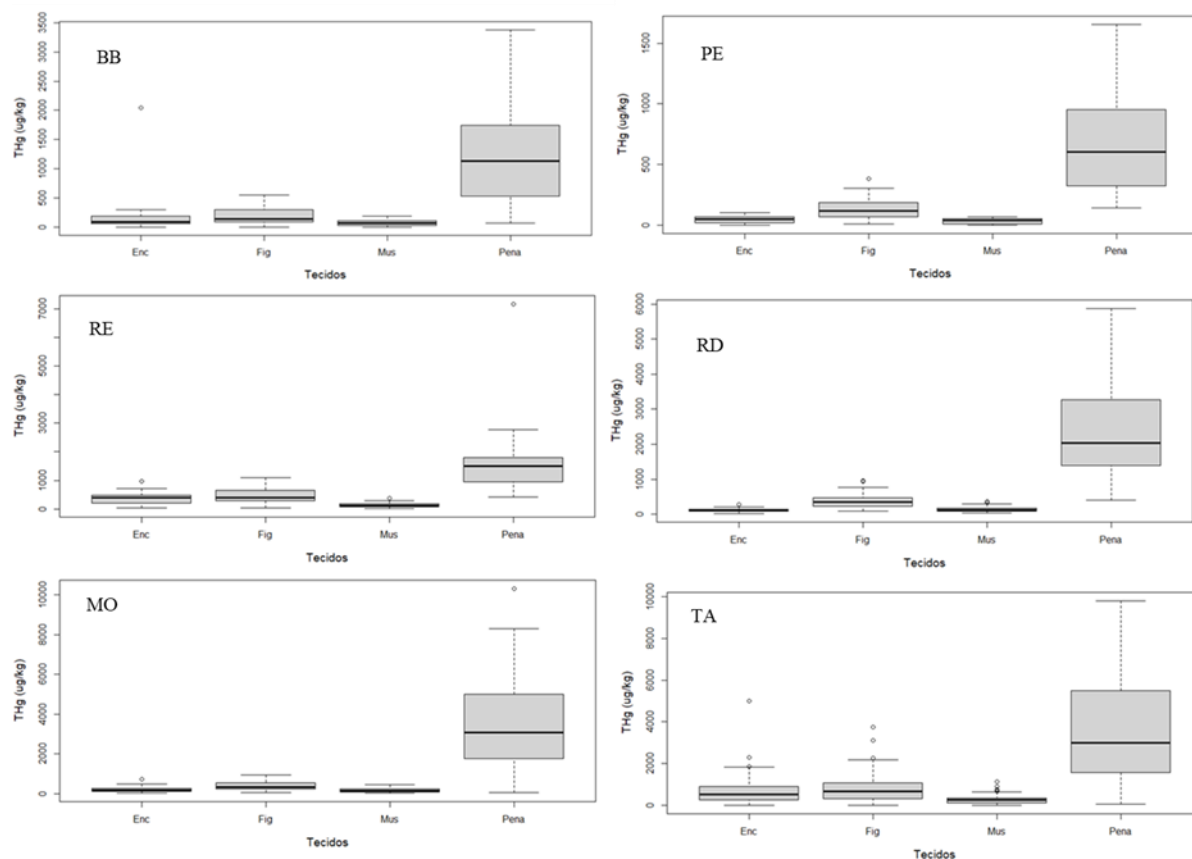


Figura 3- Concentração de mercúrio total (THg) em diferentes tecidos de aves insetívoras dos pontos amostrais Barra do Bugres, Porto Estrela, Reis, Recanto do Dourado, Morrinhos e Estação Ecológica de Taiaimã.

A concentração de mercúrio variou entre os pontos para cada tecido analisado, assim em ordem crescente as concentrações mais elevadas para as amostras de músculo no gradiente foram observados na sequência PE < BB < RE < RD < MO < TA (Figura 3), com médias de ($0,03 \pm 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$) para PE, ($0,07 \pm 0,009 \mu\text{g.g}^{-1}$) para BB, ($0,12 \pm 0,012 \mu\text{g.g}^{-1}$) para RE, ($0,15 \pm 0,002 \mu\text{g.g}^{-1}$) para RD, ($0,17 \pm 0,009 \mu\text{g.g}^{-1}$) para MO e ($0,27 \pm 0,017 \mu\text{g.g}^{-1}$) para TA.

Para o encéfalo as concentrações apresentaram uma sequência crescente que seguiu PE < BB < RD < MO < RE < TA (Figura 3C), com médias de ($0,04 \pm 0,004 \mu\text{g.g}^{-1}$) em PE, ($0,11 \pm 0,013 \mu\text{g.g}^{-1}$) em BB, ($0,11 \pm 0,006 \mu\text{g.g}^{-1}$) em RD, ($0,18 \pm 0,057 \mu\text{g.g}^{-1}$) em MO, ($0,34 \pm 0,016 \mu\text{g.g}^{-1}$) em RE e ($0,62 \pm 0,10 \mu\text{g.g}^{-1}$) em TA.

Já para o fígado a sequência foi PE < BB < RD < RE < MO < TA (Figura 3), com médias de $(0,14 \pm 0,019 \mu\text{g.g}^{-1})$ em PE, $(0,22 \pm 0,016 \mu\text{g.g}^{-1})$ em BB, $(0,39 \pm 0,14 \mu\text{g.g}^{-1})$ em RD, $(0,40 \pm 0,015 \mu\text{g.g}^{-1})$ em RE, $(0,40 \pm 0,050 \mu\text{g.g}^{-1})$ em MO e $(0,81 \pm 0,092 \mu\text{g.g}^{-1})$ em TA.

As penas apresentaram as maiores médias na concentração de THg numa sequência crescente entre os pontos PE < RE < BB < RD < MO < TA (Figura 3) e médias de $(0,77 \pm 0,07 \mu\text{g.g}^{-1})$ em PE, $(1,43 \pm 0,21 \mu\text{g.g}^{-1})$ em BB, $(1,53 \pm 0,12 \mu\text{g.g}^{-1})$ em RE, $(2,49 \pm 0,24 \mu\text{g.g}^{-1})$ em RD, $(3,01 \pm 0,51 \mu\text{g.g}^{-1})$ em TA e $(3,49 \pm 0,39 \mu\text{g.g}^{-1})$ em MO (Figura 3). As concentrações de mercúrio nos órgãos internos e a pena não apresentou correlação.

4. DISCUSSÃO

Os resultados encontrados neste estudo demonstraram uma tendência de crescimento na concentração de mercúrio nos tecidos de aves insetívoras ao longo do gradiente estudado, que aumenta seguindo o sentido do curso d'água, dos pontos da montante Porte Estrela e Barra do Bugres para jusante, Taiamã, podendo indicar que a expansão desordenada do agronegócio, atividades estas geralmente desenvolvidas nas áreas que circundam o Pantanal Norte (VIERA, 2006; PIGNATI et al., 2017; PIGNATI et al., 2021), além de contribuir com processos erosivos e o assoreamento dos sistemas aquáticos.

Além disso, a região Centro-Oeste do Brasil, mais especificamente o estado do Mato Grosso, está em segundo lugar num *ranking* dos dez estados brasileiros com maior área de garimpo do país, possuindo 22.987 hectares voltados para este tipo de atividade (SANTOS, 2005; SCHLESINGER et al., 2014; PROJETO MAPBIOMAS, 2021), o que coloca essa região, como uma localidade de destaque no que se diz respeito à extração garimpeira no país, tendo a região do Pantanal brasileiro como foco das atividades de mineração de ouro, principalmente nas margens norte (DEL LAMA et al., 2011), contribuindo na potencialização da contaminação por metais no ambiente, que associada ao crescente desmatamento, ao avanço do agronegócio no estado e as intensas queimadas ocorridas no Pantanal nos últimos anos, contribuem para a remobilização do mercúrio para a atmosfera, solo e corpos d'água, elevando os teores desse metal nas cadeias alimentares.

Isso ocorre, devido à capacidade de bioacumulação, biomagnificação e persistência relativamente longa do mercúrio no ambiente (DRISCOLL et al., 2013; XIA et al., 2018), que atualmente é um dos principais poluentes globais que podem se biomagnificar em redes alimentares, sendo frequentemente associado a ecossistemas de áreas úmidas (ZILLIOUX et al., 1993; AHMADPOUR et al., 2016), como o Pantanal brasileiro, onde a conexão dos sistemas terrestres e aquáticos estão intimamente ligados através de aportes alóctones de

nutrientes, proporcionado pelo pulso de inundação, conhecido por transferir elementos benéficos para o sistema receptor (POLIS et al., 1997).

No entanto, estudos recentes demonstram que além dos nutrientes, os contaminantes como o mercúrio também podem cruzar as fronteiras aquáticas/terrestres tanto através do fluxo biológico de presas, quanto pelo movimento físico durante eventos de inundação (HILSCHEROVA et al., 2007; RAIKOW et al., 2011), principalmente pelo aporte de sedimento, considerado uma das fontes primárias de contaminantes que se bioacumulam nas teias alimentares aquáticas, como o mercúrio (WALTERS et al., 2010) e facilita a contaminação de predadores ribeirinhos, como as aves insetívoras de mata ripária, que através da alimentação podem bioacumular esse metal no organismo (BALLINGER & LAKE, 2006; WALTERS et al., 2010).

Neste contexto, todos os 212 espécimes de aves insetívoras das famílias *Thamnophilidae*, *Tyrannidae*, *Dendrocolaptidae*, *Furnariidae*, *Troglodytidae*, *Picidae*, *Rhynchocyclidae*, *Cuculidae*, *Galbulidae*, *Passerellidae*, *Bucconidae*, *Caprimulgidae* e *Parulidae* estudadas nesta pesquisa apresentaram contaminação mercurial em seus órgãos internos (músculo, fígado, encéfalo) e na pena, demonstrando que estas aves podem estar sendo expostas a contaminantes provenientes das atividades agropecuárias da Bacia do Alto Paraguai e reforçam a importância da avaliação dos níveis de mercúrio não somente em aves consideradas topo de cadeia ou que tenham hábitos alimentares piscícolas. Pois, como descrito por Cristol et al., (2008) as aves insetívoras e os invertebrados podem bioacumular elevadas concentrações de mercúrio, proveniente das teias tróficas.

Assim, embora a concentração de THg nos organismos de aves possa ser influenciada por vários fatores, como a proximidade às fontes de emissão, posição trófica, espécie, habitat de alimentação, idade, condições climáticas, variações nas condições do solo e condição corporal (ACKERMAN et al., 2016; CHEREL et al., 2018; CUSTER et al., 2008; CUSTER et al., 2012; FORT et al., 2015; PRATTE et al., 2015; SCHEUHAMMER et al., 2015; ZOLFAGHARI et al., 2007), nossos resultados reforçam a hipótese de que a dieta é a via predominante para o seu acúmulo nos organismos e provavelmente esteja atrelada a amplitude da cadeia alimentar do indivíduo (WANG & WANG, 2019; CABANA & RASMUSSEN, 1994; GILMOUR et al., 2019; PETERSON et al., 2017).

Segundo Pennuto et al., (2005) os insetos, apesar de integrarem uma menor concentração de mercúrio comparativamente a outras espécies, exibem variados níveis tróficos (mais baixos como os detritívoros, e os níveis mais altos, como os predadores) e, podem ainda habitar áreas aquáticas (TREMBLAY & LUCOTTE, 1997).

Alguns estudos demonstram que os itens alimentares utilizados por aves insetívoras apresentam concentração de mercúrio que ao longo do tempo podem gerar efeitos deletérios no organismo, Rimmer et al., (2010) e que 25% da dieta, de uma ave insetívora que se alimenta de invertebrados pode fornecer aproximadamente 75% do THg encontrado em seu organismo Cristol et al., 2008). Estudando aranhas em floresta dos Estados Unidos encontraram valor médio de $0,17 \mu\text{g.g}^{-1}$, em aranhas que habitam pastagens na China Zhang et al., (2010) encontrou valor médio de $0,13 \mu\text{g.g}^{-1}$, a concentração média para gafanhotos e lagartas em matas ciliares e pastagens na Virgínia, EUA foi de $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ e $0,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ (CRISTOL et al., 2008).

Moscas negras adultas no Canadá apresentaram médias que variaram de $0,15 \mu\text{g.g}^{-1}$ a $0,75 \mu\text{g.g}^{-1}$, Harding & Gowland (2006), valores parecidos com a média para aranhas de áreas úmidas dos Estados Unidos e Canadá $0,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ Edmonds et al. (2012) e de coleópteras retiradas do trato digestivo das aves estudados nesta pesquisa (dados não publicados), que apresentaram concentrações na ordem de $0,73 \mu\text{g.g}^{-1}$. Os valores mais altos foram encontrados em aranhas coletadas em florestas e pastagens a jusante de um local industrial, na Virgínia, EUA $1,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ Cristol et al., (2008), que está próximo de amostras de espécies terrestres e insetos voadores aquáticos ingeridos por andorinhas a jusante do mesmo local $0,97 \mu\text{g.g}^{-1}$, (BRASSO & CRISTOL, 2008).

Desta forma, numa espécie de efeito cascata ocorre a contaminação das presas e dos seus predadores (SOLOMON & LODENIUS, 1984). Portanto, estes grupos podem funcionar como bioindicadores da exposição ao mercúrio, apoiando a hipótese que as redes terrestres associadas às aquáticas podem acumular grandes concentrações de mercúrio (CRISTOL et al., 2008; JACKSON et al., 2015), uma vez que aves consumidoras de espécies de presas no alto da cadeia alimentar de zonas úmidas (por exemplo, aranhas) podem ser expostas a altas concentrações de MeHg (CRISTOL et al., 2008) e, portanto, ser um indicativo de exposição a Hg em muitos níveis tróficos mais baixos no ecossistema.

Por serem considerados os principais tecidos que acumulam maiores concentrações de mercúrio, as pesquisas de biomonitoramento de contaminação por este metal pesado em animais, analisam sua concentração em tecidos internos como o fígado, rins, músculo e cérebro ou utilizando amostras não invasivas como as penas (HOPKINS et al., 2007; LOW et al., 2019). No entanto, no Brasil, principalmente para o Pantanal as poucas pesquisas sobre a acumulação de mercúrio na avifauna concentram-se em investigar a contaminação de aves aquáticas, particularmente as piscívoras (HYLANDER et al., 1994; VIERA, 2006; DEL LAMA et al., 2011), inexistindo estudos voltados especialmente para aves insetívoras

pantaneiras, demonstrando uma lacuna bibliográfica científica sobre o assunto, conforme indicado por (HURTADO et al., 2020 e BRUM et al., 2020). Assim, de modo que somos o primeiro grupo de pesquisa a estudar a concentração mercurial no organismo dessas aves no Pantanal.

Apesar disso, as concentrações de mercúrio nos tecidos analisados em nossa pesquisa apresentaram resultados com comportamento semelhante a outros estudos com espécies de aves não insetívoras (HONDA et al., 1986; BARON et al., 1997; LOCKHART et al., 2005; HOPKINS et al., 2007; ZAMANI-AHMADMAHMOODI et al., 2009; LOW et al., 2019) onde a acumulação mercurial apresentou maiores níveis nas penas e no fígado, seguidos do encéfalo e músculo com concentrações menores deste elemento. Esta tendência de comportamento na concentrações de mercúrio nos organismos é bastante comum, uma vez que, a exposição ao Hg em aves é um processo de várias etapas que envolve a absorção direta através da ingestão, transporte no sangue e subsequente acúmulo em tecidos internos, como fígado, rins e tecido muscular (BINKOWSKI et al., 2016) e a eliminação do Hg é possível através do depósito em ovos, excretas, glândula uropigial, glândula salina e penas (BURGER, 1993; DAUWE et al., 2000), de modo que o teor de Hg nas penas representa até 93% da carga corporal acumulada (BEARHOP et al., 2000), sendo a excreção de MeHg através das penas a principal via de eliminação para as aves (HONDA et al., 1986; BOTTINI et al., 2021).

A concentração de mercúrio em ordem crescente observada no músculo, encéfalo, fígado e pena em nosso estudo demonstra que os tecidos internos e as penas possuem diferentes afinidades com o mercúrio, pois os níveis de mercúrio nas penas refletem os níveis sanguíneos durante o curto período de crescimento da pena, quando a pena está conectada aos vasos sanguíneos e os metais são incorporados na estrutura da queratina, de maneira que os grupos sulfidrila da queratina formam fortes ligações aos metais, e a queratina é tratada como agente quelante (AHMADPOUR et al., 2016).

Em relação ao músculo, as espécies de aves insetívoras da planície pantaneira investigadas acumularam menores concentrações de mercúrio em todos os pontos de coleta com médias de (0,034 $\mu\text{g/g}$) em PE; (0,078 $\mu\text{g.g}^{-1}$) em BB; (0,12 $\mu\text{g.g}^{-1}$) em RE; (0,15 $\mu\text{g.g}^{-1}$) em RD; (0,17 $\mu\text{g.g}^{-1}$) em MO e (0,27 $\mu\text{g.g}^{-1}$) em TA, (Figura 3). Em alguns pontos estes valores se assemelham aos obtidos por Low et al., (2019) em passeriformes 0,11 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e por Martins (2019) em pássaros insetívoros da espécie *Apus sp.* 0,12 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e na espécie onívora *Turdus merula* 0,16 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Apesar do músculo ser considerado um dos principais locais de armazenamento do mercúrio no organismo, visto que a sua grande massa permite uma maior acumulação (MARCH et al., 1983), menores níveis de mercúrio neste tecido é justificado pelo

fato de que, à medida que há retirada energética da fonte alimentar contendo mercúrio para o crescimento do músculo, ocorre a diluição das concentrações desse metal no organismo (MARCH et al., 1982; LEWIS; FURNESS, 1991). No entanto, se considerarmos a proporcionalidade em massa entre os demais tecidos, o tecido muscular apresenta altos valores da acumulação de mercúrio total, conforme já mencionado por Zamani Ahmadmahmoodi et al., (2009), portanto, estrutura estoque de Hg, passível de entrada na cadeia alimentar em decorrência das mudanças ocorridas na BAP nos últimos 30 anos, em relação ao uso do solo, principalmente pelo avanço da agropecuária no Planalto (MONITORAMENTO, 2017), o que tem causado mudanças severas sobre a paisagem da Planície.

Segundo Evers et al. (2008), em casos em que ocorre alta absorção de mercúrio dietético, o MeHg pode ser sequestrado para o tecido muscular, ficando disponível para remobilização posterior e apesar de não haver limiares seguros de concentração de mercúrio para aves, os valores médios encontrados no músculo das aves do gradiente estudado estão abaixo dos valores encontrados para outros organismos do pantanal brasileiro, como em músculos de peixes carnívoro/piscívoro *Pseudoplatystoma fasciatus* 0,435 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 0,738 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Pseudoplatystoma coruscans* 0,300 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Pygocentris nattereri* 0,302 $\mu\text{g.g}^{-1}$, (VIEIRA et al., 2004; HYLANDER et al., 2000; HYLANDER et al., 1994; LEADY & GOTTGENS, 2001), mas próximos e em alguns casos superior aos valores encontrados em aranhas *Pteronura brasiliensis* 0,170 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (FONSECA et al., 2005), que apesar de pertencerem a outra posição trófica (topo de cadeia aquática) e hábito alimentar (piscívora), diferente das aves insetívoras desta pesquisa, reforçam a hipótese de que as práticas antropogênicas que favorecem a entrada de Hg na cadeia trófica aquática, também propicia concentrações elevadas no grupo de aves insetívoras no gradiente estudado.

O encéfalo apresentou as concentrações médias de mercúrio mais altas que as do músculo, no entanto menores que as encontradas no fígado e pena, assim como nos estudos de Honda et al., (1986), que verificaram que este tecido era um dos que também apresentava menores concentrações de mercúrio. As concentrações de THg encontradas nas aves insetívoras do Pantanal em ordem crescente PE (0,048 $\mu\text{g.g}^{-1}$); RE (0,11 $\mu\text{g.g}^{-1}$); BB (0,11 $\mu\text{g.g}^{-1}$); MO (0,18 $\mu\text{g.g}^{-1}$); RE (0,34 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e TA (0,62 $\mu\text{g.g}^{-1}$) nos dois últimos pontos apresentam valores superiores aos encontrados por Martins (2019) em aves insetívoras *Apus sp.* 0,25 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e aves onívoras *Turdus merula* 0,18 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de Portugal.

Embora pouco se saiba sobre o efeito deste contaminante no encéfalo de pássaros insetívoros terrestres, e que provavelmente as concentrações de THg consideradas prejudiciais podem variar de acordo com as espécies, os pontos Reis e Taiaíã, também apresentaram as

concentrações médias de mercúrio no encéfalo superiores a um dos um dos poucos estudos que analisam os efeitos do mercúrio em aves que se alimentam de insetos e sementes nos Estados Unidos, desenvolvidos por Scoville & Lane (2013) que ao investigar os efeitos da exposição experimental ao mercúrio na maturação cerebelar de aves da espécie *Taeniopygia guttata*, identificaram que uma dose de $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ é o suficiente para gerar efeitos de retardo na maturação cerebral, atrasando a saída dos filhotes do ninho em 1 a 3 dias, aumentando assim, o risco de predação e consequente morte dos mesmos, o que biologicamente equivale a uma grande perturbação ambiental.

Além disso, esses autores observaram a existência de neurônios de Purkinje cerebelar deslocados, células características de em humanos afetados pela doença de Minamata (MATSUMOTO et al., 1965, CHOI et al., 1978) que foram também relatados em pardal selvagem, provavelmente exposto ao mercúrio ainda no ovo (SCOVILLE & LANE, 2013). Assim, a interrupção nos neurônios de Purkinje em pássaros apesar de pouco estudada (ARMIÉN et al., 2013), implica em coordenação motora reduzida, incluindo a capacidade de voar, como já observado em estorninhos europeus (CARLSON et al., 2014).

Embora tenhamos encontrado concentrações abaixo do limiar de $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ em 56,13% das amostras de encéfalo analisadas, é importante ressaltar que mesmo em concentrações baixas este metal é ambientalmente relevante, pois o metilmercúrio, a forma orgânica do mercúrio, é uma potente neurotoxina capaz de causar danos permanentes aos sistemas neurológico e reprodutivo da vida selvagem (WHITNEY & CRISTOL, 2017; SCOVILLE & LANE, 2013; WOLFE et al., 1998). Diversos estudos relatam impactos adversos causados pelo MeHg que vão da neurotoxicidade, embriotoxicidade, deficiência do sistema imunológico, habilidades motoras prejudicadas, disrupção endócrina a alteração nos comportamentos reprodutivos (BOENING, 2000; CHETELAT et al., 2020; WHITNEY & CRISTOL, 2017; WOLFE et al., 1998).

Além disso, essa neurotoxina pode interromper o desenvolvimento do cerebelo, parte do cérebro essencial para a coordenação do movimento, incluindo o comprometimento do voo (SCOVILLE et al., 2020), que a longo prazo pode vir a afetar a capacidade das aves insetívoras do gradiente estudado em se locomover em um ambiente de paisagem complexa como o Pantanal. Assim, mesmo que apenas dois pontos amostrais tenham apresentado aves com médias de concentração de mercúrio em seus encéfalos acima de $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$, estes resultados são bastante significativos em termos de danos a biodiversidade de uma das maiores planícies alagáveis do mundo, que por sua vez já sofre com os efeitos de contaminantes a bastante tempo,

haja visto, que a concentrações de mercúrio no cérebro, está ligada a exposição a longo prazo (MALLORY et al., 2018).

Em relação ao fígado, as concentrações de THg nos pontos de coleta em ordem crescente foram PE (0,14 $\mu\text{g.g}^{-1}$); BB (0,11 $\mu\text{g.g}^{-1}$); RD(0,39 $\mu\text{g.g}^{-1}$); RE (0,40 $\mu\text{g.g}^{-1}$); MO (0,41 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e TA (0,81 $\mu\text{g.g}^{-1}$), onde o tecido hepático apresentou maiores níveis de contaminação que o tecido muscular e o encéfalo, resultados estes já observadas em diferentes locais e organismos (ANDRÉ et al., 1990; KUNITO et al., 2004; SEIXAS et al., 2008).

Devido a sua capacidade de filtrar toxinas, como o metilmercúrio, o fígado realiza a desmetilação, através da formação de um complexo proteico, sendo o metilmercúrio armazenado numa forma menos tóxica, acumulando concentrações mais elevadas neste tecido (JOIRIS et al., 1999; EVERS et al., 2005; HOPKINS et al., 2007), por estar indisponível para a remobilização para outros tecidos (EVERS et al., 2005), pois em sua maioria, o MeHg é desmetilado, por meio de ligações com o selênio, formando o complexo não tóxico Se-Hg (EAGLES-SMITH et al., 2009).

Nossos resultados, para concentração de THg no fígado das aves do Pantanal Norte, apresentaram em dois dos pontos amostrados (PE e BB) valores inferiores às encontradas por Martins (2019) em aves insetívoras 0,42 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e onívoras 0,41 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de Portugal, assim como para os obtidos por Low et al., (2019) em várias espécies da Família Turdidae 0,41 $\mu\text{g.g}^{-1}$, que por sua vez, foram semelhantes aos mensurados nos pontos (RD, RE, MO E TA). No entanto, alguns desses valores foram superiores aos medidos em espécie de ave piscívora *Ceryle rudis* 0,26 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e em alguns pontos bastante parecidos aos encontrados na espécie *Alcedo atthis* 0,83 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Halcyon smyrnensis* 0,62 $\mu\text{g.g}^{-1}$ no Irã (ZAMANI-AHMADMAHMOODI et al., 2009) e *Choroceryle americana* 0,410 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na Amazônia (DE OLIVEIRA, 2018). Indicando que tanto aves piscívoras quanto insetívoras estão sujeitas a níveis consideráveis de mercúrio em ambientes com interface aquático/terrestre.

Ao contrário do encéfalo, concentrações de mercúrio no tecido hepático reflete a taxa atual de ingestão deste metal e da acumulação proveniente da degradação de proteínas (MARCH et al., 1983). As concentrações registradas no fígado das espécies estudados no Pantanal foram inferiores às que provocaram efeitos negativos em várias espécies de aves, incluindo as de topo de cadeia 8,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ Beyer & Meador (2011), pato-preto-americano 22,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ Finley & Stendell, (1978) e aves insetívoras *Tachycineta bicolor* 4,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ Custer et al., (2007). No entanto, estes valores variam consoante as espécies provavelmente deve variar para as aves insetívoras estudadas nesta pesquisa.

As concentrações de THg para as penas das aves insetívoras do nosso estudo

apresentaram limiares de concentrações deste contaminante 3 a 8 vezes maiores que as concentrações no fígado, sinalizando a importância deste anexo como via de excreção do Hg durante o processo natural de muda (SAEKI et al., 2000).

Howie, Jackson e Cristol (2018) ao analisar a dinâmica mercurial em penas de aves insetívoras de uma planície de inundação americana encontraram valores para *Thryothorus ludovicianus* de 5,70 $\mu\text{g.g}^{-1}$, superiores aos encontrados para o grupo de aves analisadas em nossa pesquisa. No entanto, para outras espécies insetívoras *Poecile carolinensis* (3,08 $\mu\text{g.g}^{-1}$), *Sialia sialis* 1,87 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Troglodytes aedon* 2,83 $\mu\text{g.g}^{-1}$ os autores relataram concentração mercurial nas penas que se assemelham ou foram inferiores aos níveis que encontramos em pelo menos um dos nossos pontos de amostragem PE (0,77 $\mu\text{g.g}^{-1}$); RE (1,53 $\mu\text{g.g}^{-1}$); BB (1,43 $\mu\text{g.g}^{-1}$); RE (2,49 $\mu\text{g.g}^{-1}$); MO (3,49 $\mu\text{g.g}^{-1}$); e TA (3,01 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Estas concentrações podem indicar que as aves espécies de aves insetívoras estudadas nesta pesquisa estão biomagnificando a forma orgânica do mercúrio devido aos processos de metilação descritos por (LÁZARO, et al., 2018; 2019) para o Pantanal, visto que, a concentração de Hg das penas representa tanto a absorção dietética específica do local, quanto a carga corporal de MeHg no momento do crescimento das mesmas (BURGER, 1993) de maneira que, o sangue representa a ingestão recente de Hg (MONTEIRO & FURNESS, 2001) e as penas refletem os níveis sanguíneos de Hg no momento do crescimento das penas (BEARHOP et al., 2000).

Além disso, nossos resultados foram superiores aos encontrados nos estudos de Ahmadpour et al., (2016) em área úmida do Iran, que ao analisar penas de aves onívoras, piscívoras e insetívoras, encontraram valores médios de THg que variaram de 0,005 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para *Upupa epops* a 0,38 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para *Anser anser*. Outros estudos como os de (BIANCHI et al., 2008; COSTA et al., 2011; MARTINS, 2019) realizados na Itália e Portugal também verificaram uma concentração de THg para *Apus sp.* De 0,54 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Apus sp.* 0,64 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Turdus merula* 0,81 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Turdus merula* 0,50 $\mu\text{g.g}^{-1}$, com níveis mercurial inferiores aos das aves insetívoras pantaneiras do gradiente estudado, o que reforça o potencial de metilação que existe nos ambientes de áreas úmidas e sugerem que os alimentos (insetos) também compõem um importante mecanismo de rompimento entre a barreira aquática/terrestre existente nas planícies de inundação, contribuindo para a contaminação de aves de mata ripária desses ambientes, assim como o material alóctone que transborda para as margens nos períodos de cheia e trazem consigo nutrientes e contaminantes diversos para as margens dos corpos hídricos.

Levando em consideração que grande parte dos nossos resultados de concentração de

mercúrio em penas (91,03%), também foram superiores aos encontrados na China por Ma et al., (2021) em aves predadoras terrestres *Lanius cristatus* 1,27 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Falco tinnunculus* e *Falco amurensis* com 0,41 $\mu\text{g.g}^{-1}$, *Athene noctua* e *Asio otus* 0,18 $\mu\text{g.g}^{-1}$, assim como para aves aquáticas do Pantanal, onde as concentrações de THg nas penas foram 2,26 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para *Phalacrocorax brasilianus*, 1,25 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para *Rostrhamus sociabilis*, 0,68 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para *Aramus guarauna* (VIEIRA, 2006) e 0,339 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para *Mycteria americana* (DEL LAMA et al., 2011) e que Ma et al., (2018a) sugerem a redução da sobrevivência de aves que se alimentam de invertebrados terrestres que apresentaram Hg de pena superior a (2 mg/kg). É de suma importância a identificação de parâmetros de medição subletais para a avaliação de risco ecológico de aves insetívoras de áreas úmidas (MA, et al., 2021), pois monitorar a prevalência e os efeitos do Hg nos pantanais serão importantes para a tomada de decisão de conservação bem-sucedida tanto a respeito, das espécies estudadas nesta pesquisa, quanto para outras espécies, levando em consideração o habitat do qual elas dependem (LANE et al., 2020).

Embora as concentrações de mercúrio total encontrados no gradiente estudado estejam, em alguns casos, superiores aos encontrados em aves de topo de cadeia terrestres e aquáticas, o nível de efeitos adversos observado em pássaros insetívoros, ainda está sendo debatido (FUCHSMAN et al., 2017), não existindo o estabelecimento de limiares seguros de concentração de mercúrio para estas aves, uma vez, que em estudo realizado por (VARIAN-RAMOS et al., 2014) na espécie insetívora *Thryothorus ludovicianus*, que é tomado como referência por diversos autores, sugere que a cada 0,70 $\mu\text{g.g}^{-1}$ do aumento no nível de THg no sangue há um aumento associado de 10% na redução do sucesso na confecção do ninho (JACKSON et al., 2011), enquanto que para um aumento de cada 1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ a mesma espécie apresentou um declínio de 20% na probabilidade de um ninho bem sucedido (JACKSON et al., 2011), fator bastante preocupante visto que os valores encontrados em nosso estudo estão bem acima deste limiar e que a concentração de THg nas penas reflete os níveis deste contaminante no sangue que é sequestrado para esse anexo durante seu crescimento (ou seja, muda), levando à depuração de MeHg do sangue para as penas (BEARHOP et al., 2000; CONDON & CRISTOL, 2009; FOURNIER et al., 2002; FURNESS et al., 1986; WHITNEY & CRISTOL, 2017b).

Analisando os processos de detoxificação do mercúrio em aves (BRAUNE & GASKIN, 1987; BURGER & GOCHFELD, 1997; BOTTINI et al., 2021) relatam que normalmente as concentrações de THg no organismos de aves são maiores nas penas do que em tecidos internos, porque durante o crescimento das plumas, esse metal, com alta afinidade com os grupos sulfidrilas na queratina, é carregado e fixado na estrutura da pena, diminuindo

os níveis deste contaminante nos tecidos internos à medida que é sequestrado pelas penas.

Assim, ao finalizar a muda, verifica-se um aumento em até cinco vezes da concentração nos tecidos internos e no sangue, até à próxima muda, sendo o processo repetido (BRAUNE & GASKIN, 1987; CONDON & CRISTOL, 2009), indicando que a concentração de mercúrio existente reflete a concentração sanguínea na altura da formação da pena (DAUWE et al., 2000; DAUWE et al., 2003; FURNESS & GREENWOOD, 2013). Apesar de não existir total consenso, alguns autores consideram que a concentração de mercúrio existente nas penas permanece inalterada, devido a não ocorrência de deposição exógena (DAUWE et al., 2003).

Estes processos poderiam explicar uma possível correlação na concentração de THg entre as penas e os tecidos internos analisados nas aves insetívoras do Pantanal. Porém, as penas analisadas não demonstraram uma correlação com os tecidos internos, o que pode estar relacionada com a capacidade das penas eliminarem o mercúrio apenas durante o período de muda e, por isso, refletirem diferentes períodos de exposição comparativamente com os tecidos internos (FURNESS et al., 1986; ZOLFAGHARI et al., 2007). Outra hipótese é que mudanças sazonais da dieta das aves podem ter contribuído para a ausência de correlação, visto que as espécies estudadas apresentam hábito generalistas e uma mesma espécie capturada nos diferentes pontos do gradiente estudado, utilizaram recursos alimentares distintos entre os pontos de amostragem (BRUM et al., em preparação).

Além disso, de acordo com Low et al., (2019) o mercúrio acumulado nas penas pode ter tido origem numa dieta diferente daquela que proporcionou a acumulação deste elemento nos tecidos internos. Mas, levando em consideração que para nossas análises foi utilizado um mix de penas das asas e da cauda e que a concentração de THg pode variar ao longo das penas, visto que as formadas em primeiro lugar têm mais mercúrio disponível, comparativamente às formadas posteriormente e, como tal, podem armazenar maiores concentrações (FURNESS et al., 1986; MARCH et al., 1983) estes fatores podem também ter contribuído para a não existência de correlação entre a concentração de mercúrio das penas e tecidos internos.

Em relação as maiores concentrações de mercúrio nas aves insetívoras coletadas a jusante do gradiente estudado, principalmente no ponto Taiamã, os valores encontrados podem estar relacionados a maior potencial de metilação nestas áreas (LÁZARO, et al., 2018; LÁZARO et al., 2019), e também pelo transporte de sedimentos de fundo e suspensão de diversas granulometrias que o Paraguai leva até a ilha de Taiamã, formando um espécie de baía de deposição sedimentar (ALVES DE SOUZA & BATISTA CUNHA, 2015), que pode facilitar a contaminação e concentração mercurial nessa região, devido o aporte de sedimento,

considerado uma das fontes primárias de contaminantes que se bioacumulam nas teias alimentares aquáticas, como o mercúrio (WALTERS et al., 2010).

Haja vista a necessidade de conhecer e ampliar o conhecimento acerca do mercúrio no Brasil, bem como a identificação de sítios contaminados, conforme preconizado na Convenção de Minamata (UNEP, 2013), do qual o Brasil é signatário desde 2017, nossos resultados contribuem na avaliação dos efeitos do Hg no Pantanal, produzindo subsídios para estratégias de conservação da biodiversidade. Até onde sabemos, este estudo é o primeiro a indicar a exposição ao Hg em aves insetívoras em um gradiente da planície de inundação brasileira, abrindo caminho para posteriores investigações sobre o acúmulo deste elemento onipresente e outros contaminantes em predadores ribeirinhos, visto que a extensão da contaminação por Hg nas planícies de inundação ainda é desconhecida e a compreensão do movimento deste metal através dos limites aquáticos/terrestres é de particular importância devido aos seus potenciais impactos negativos sobre a vida selvagem, já que segundo (HOWIE et al., 2018) inundações regulares podem aumentar o potencial de metilação de solos de várzea mais próximos ao Rio.

Além disso, a exposição ambiental a poluentes é muitas vezes crônica e repassada para as futuras gerações, em vez de curta duração, e pode resultar em uma maior probabilidade de extirpação de populações afetadas se os impactos no condicionamento físico forem grandes e a variação na resposta ao poluente for mínima de modo, que não se deve assumir implicitamente que as populações são entidades homogêneas nas quais todos os indivíduos têm respostas semelhantes a um contaminante, pois respostas geneticamente variáveis ocorrem dentro das populações (VARIAN-RAMOS et al., 2013) e a incapacidade das espécies de responder a essas mudanças aumenta sua probabilidade de extinção (CHEVIN et al., 2010; HOWIE et al., 2018; BOTTINI et al., 2021).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em um cenário no qual a influência da ação humana sobre o ambiente pode ser avaliada pelas medições de metais pesados nos solos, plantas e animais, a avaliação de poluentes em diferentes componentes do ecossistema torna-se uma tarefa importante na prevenção dos impactos sobre a vida natural e humana.

Deste modo, nossos resultados demonstraram que a amplitude da contaminação da vida selvagem terrestre por elementos tóxicos aquáticos, pode ser muito maior do que o que se imagina e que planícies de inundação podem ser caracterizados como pontos importantes de exposição de pássaros insetívoras terrestres ao mercúrio total, mesmo longe de fontes pontuais de poluição.

As concentrações de mercúrio encontradas nos encéfalos das aves estudadas reforçam a existência de persistência do Hg no ambiente, uma vez que níveis de mercúrio encontrados nesse tecido refletem contaminação remota por este metal. No entanto, tudo indica que estas aves ainda continuam a ser contaminadas, devido as altas concentrações de Hg encontradas no fígado e nas penas, sugerindo uma contaminação sanguínea recente, que evidenciou a eficiência dessas duas vias de excreção do Hg no organismo e uma maior biodisponibilidade do mercúrio na cadeia trófica dessas aves.

Além disso, estudos que comparam um conjunto de espécies na mesma área geográfica são surpreendentemente escassos e muito valiosos porque podem ser usados para começar a reunir o risco relativo de cada espécie, algo que não é possível ao comparar espécies amostrados de diferentes paisagens, anos ou estações. Este estudo pode informar aos pesquisadores e órgãos responsáveis, quais espécies selecionar como indicadores de poluição por Hg em projetos futuros que estudem a dinâmica da contaminação mercurial na planície pantaneira.

Haja visto que, em relação ao ouro, o estado do Mato Grosso conta com a produção de cerca de 10 toneladas por ano, enquanto o total produzido no Brasil é 81 toneladas no mesmo período e as principais regiões produtoras de ouro podem ser divididas em Baixada Cuiabana, Região Sudoeste e Região Norte do Estado, sendo responsável também por 87,2% da produção nacional de diamantes ao ano, com 49 mil quilates, sendo que a produção nacional é de 56 mil quilates. Além do diamante, os mato-grossenses também ostentam o título de campeões na produção de calcário agrícola, com sete milhões de toneladas ao ano, e de reservas de granito.

Vale ressaltar, que a mineração tanto, de metais preciosos, quanto da extração de minérios, causa diversos impactos na natureza, destruindo as margens dos rios e contaminando as águas. Além disso, assoreiam os rios, contaminam a fauna e a destrói a cobertura vegetal. Diante disso, é importante se atentar que os rejeitos produzidos em garimpos podem conter metais pesados danosos à saúde, como: arsênio, cádmio, cromo e mercúrio.

Aliado a estes fatores, Mato Grosso é destaque nacional na produção de soja, milho e algodão, segue na primeira posição no *ranking* mais um ano de crescimento registrado em Estados como Mato Grosso, o maior produtor nacional que, com incremento de 8,8%, alcançou 35,1 milhões de toneladas de soja. Essa rápida expansão da agropecuária com o emprego de pesadas cargas de agrotóxicos, constitui uma das principais preocupações, pelo risco dos resíduos e metabólicos dos agrotóxicos afetarem a sustentabilidade dos ecossistemas, uma vez que estas substâncias são agentes poluidores que apresentam comportamentos distintos nos ambientes com diferente toxicidade aos humanos e aos animais.

Todo esse conjunto de problemas atuais e potenciais decorrentes da atividade humana nos planaltos e na planície demonstra que as ações a serem implementadas em uma bacia hidrográfica devem ser alicerçadas em estudos integrados, onde as relações de causa e efeito necessitam estar bem delineadas e aceitas pela sociedade.

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento desta pesquisa foi possível por meio do projeto “Erosão da biodiversidade na bacia do Alto Paraguai: impactos do uso da terra na estrutura da vegetação e comunidade de vertebrados terrestres e aquáticos” – Rede Erosão (UNEMAT/UFMT/UEA-Reino Unido) – que conta com apoio financeiro da FAPEMAT (edital nº 037/2016 - Redes de Pesquisa em Mato Grosso com termo de concessão sob nº. 0589188/2016). Também agradecemos à equipe de campo do projeto “Erosão”, ao ICMBio, UNEMAT, Pousada Recando do Dourado, Fazenda Morrinhos pelo suporte e infraestrutura na realização de pesquisa em campo. A coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) pelas bolsas de doutorado do autor BRB e mestrado do autor TCH.

REFERÊNCIAS

- ACKERMAN, J. T.; EAGLES-SMITH, C. A. Agricultural wetlands as potential hotspots for mercury bioaccumulation: experimental evidence using caged fish. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 4, p. 1451-1457, 2010.
- ACKERMAN, J. T.; HARTMAN, C. A.; HERZOG, M. P. Mercury contamination in resident and migrant songbirds and potential effects on body condition. **Environmental pollution**, v. 246, p. 797-810, 2019.
- CAMPOS, A.L., IGNÁCIO, A.R.A., OLIVEIRA JUNIOR, E.S, LÁZARO, W. L. Pesticides in Brazil and their impacts on health and the environment. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá (PR). **Rev Agro Amb**, v. 14, n.1, p. 191-204, 2021.
- AHMADPOUR M, LAN-HAI L, AHMADPOUR M, HOSEINI SH, MASHROFEH A, BINKOWSKI ŁJ. Mercury concentration in the feathers of birds from various trophic levels in Fereydunkenar International wetland (Iran). **Environ Monit Assess**, v.188, n.12, 2016.
- ANDRÉ, J. M.; RIBEYRE, F.; BOUDOU, A. Mercury contamination levels and distribution in tissues and organs of delphinids (*Stenella attenuata*) from the Eastern Tropical Pacific, in

relation to biological and ecological factors. **Marine Environmental Research**, v. 30, n. 1, p. 43–72, 1990.

ARMÍÉN AG, MCRUER DL, RUDER MG, WÜNSCHMANN A. Purkinje cell heterotopy with cerebellar hypoplasia in two free-living American kestrels (*Falco sparverius*). **Vet Pathol**, v.50, n. 182, p. 187, 2013.

ATAFAR, Z., MESDAGHINIA, A., NOURI, J., HOMAEI, M., YUNESIAN, M., AHMADIMOGHADDAM, M., & MAHVI, A. H. Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. **Environmental Monitoring and Assessment, Dordrecht**, v. 160, n. 1-4, p. 83, 2010.

ALLOWAY, B.J. Sources of heavy metals and metalloids in soils. In: ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. **Springer, Dordrecht**, p. 11-50, 2013.

AUGUSTO LGS, CARNEIRO FF, PIGNATI W, RIGOTTO RM, RIZOLLO A, MULLER NM, ALEXANDRE VP, FRIEDRICH K, MELLO MSC. Dossiê II da Abrasco: Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos no ambiente e na saúde. Rio de Janeiro: Abrasco; 2ª Parte, 2012.

AULA, I.; BRAUNSCHWEILER, H.; MALIN, I. The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Para, Brazil. **Science of the total environment**, v. 175, n. 2, p. 97-107, 1995.

ALVES DE SOUZA, C. & BAPTISTA CUNHA, S. PANTANAL DE CÁCERES - MT: DINÂMICA DAS MARGENS DO RIO PARAGUAI ENTRE A CIDADE DE CÁCERES E A ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA ILHA DE TAIAMÃ -MT. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros, Seção Três Lagoas**, v. 1, n. 5, p. 24, 20, (ISSN 1808-2653), 2015.

AMDE, M.; YIN, Y.; ZHANG, D.; LIU, J. Methods and recent advances in speciation analysis of mercury chemical species in environmental samples: a review. **Chemical Speciation & Bioavailability**, v. 28, n. 1-4, p. 51-65, 2016.

AZEVEDO, A. A.; MONTEIRO, J. L. G. Análise dos impactos ambientais da atividade agropecuária no cerrado e suas inter-relações com os recursos hídricos na região do pantanal – **World Wildlife Fund**, 2011.

BALLINGER, A., LAKE, P.S. Energy and nutrient fluxes from rivers and streams into terrestrial food webs. *Mar. Freshw. Res.*, v. 57, n. 1, p. 15–28, 2006.

BARON, L. A.; ASHWOOD, T. L.; SAMPLE, B. E.; WELSH, C. Monitoring bioaccumulation of contaminants in the belted kingfisher (*Ceryle alcyon*). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 47, n. 2, p. 153–165, 1997.

BEARHOP, S., RUXTON, G.D., FURNESS, R.W. Dynamics of mercury in blood and feathers of great skuas. *Environ. Toxicol. Chem.*, v. 19, p. 1638–1643, 2000.

BEYER, W. N. & MEADOR, J. P. Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations (2nded.). CRC Press: 617, 2011.

BIANCHI, N., ANCORA, S., DI FAZIO, N. & LEONZIO, C. Cadmium, lead, and mercury levels in feathers of small passerine birds: noninvasive sampling strategy. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v.27, n. 10, p. 2064-2070, 2008.

BINKOWSKI, Ł. J., PRZYSTUPIŃSKA, A. & WOJTAŚ, W. Levels of total mercury in tissues of mallard drakes from industrialized wetlands area. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, v. 96, n. 2, p. 173-178, 2016.

BOTTINI, C.L.J., MACDOUGALL-SHACKLETON, S.A., BRANFIREUN, B.A., HOBSON, K.A. Feathers accurately reflect blood mercury at time of feather growth in a songbird. *Sci. Total Environ*, v.775, p. 145739, 2021.

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, 2013.

BURGER, J.; TSIPOURA, N.; NILES, L. J.; GOCHFELD, M.; DEY, A.; MERCURY, D. M. Lead, Cadmium, Arsenic, Chromium and Selenium in Feathers of Shorebirds during Migrating through Delaware Bay, New Jersey: Comparing the 1990s and 2011/2012. *Toxics*, v. 3, p. 63-74, 2015.

BOENING, D.W., Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, v. 40, p. 1335–1351, 2000.

BRASSO, R. L.; CRISTOL, D. A. Effects of mercury exposure on the reproductive success of tree swallows (*Tachycineta bicolor*). **Ecotoxicology**, v. 17, p. 133–141, 2008.

BRAUNE, B.M. Comparison of total mercury levels in relation to diet and molt for nine species of marine birds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, v. 16, p. 217–224, 1987.

CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. **Nature**, v. 372, n. 6503, p. 255–257, 1994.

CALDERÓN, J.; GONÇALVES, S.; CORDEIRO, F.; DE LA CALLE, B. Determination of methylmercury in seafood by direct mercury analysis: Standard operating procedure. **JRC Technical Reports**, 2013.

CARLSON J. R.; CRISTOL, D. A.; SWADDLE, J. P. Dietary mercury exposure causes decreased escape takeoff flight performance and increased molt rate in European starlings (*Sturnus vulgaris*). **Ecotoxicology**, v. 2, p. 1464–1473, 2014.

CARNEIRO, F. F.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. D. S.; FRIEDRICH, K.; BURIGO, A. C. (Org). Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015.

CARNEIRO, F. F.; PIGNATI, W.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. S.; RIZOLLO, A.; MULLER, N. M.; ALEXANDRE, V. P.; FRIEDRICH K MELLO, M. S. C. Dossiê I: Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos nos alimentos e na saúde. Rio de Janeiro: Abrasco; 2012.

CARRAVIERI, A.; CHEREL, Y.; BLÉVIN, P.; BRAULT-FAVROU, M.; CHASTEL, O.; BUSTAMANTE, P. Mercury exposure in a large subantarctic avian community. **Environmental Pollution**, v. 190, p. 51-57, 2014.

CHENEY, M. A.; HACKER, C. S.; SCHRODER, G. D. Bioaccumulation of lead and cadmium in the Louisiana Heron (*Hydranassa tricolor*) and the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 5, n. 2, p. 211-224, 1981.

CHEREL, Y.; BARBRAUD, C.; LAHOURNAT, M.; JAEGER, A.; JAQUEMET, S.; WANLESS, R. M.; BUSTAMANTE, P. Accumulate or eliminate? Seasonal mercury dynamics in albatrosses, the most contaminated family of birds. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 124–135, 2018.

CHETELAT, J., ACKERMAN, J.T., EAGLES-SMITH, C.A., HEBERT, C.E. Methylmercury exposure in wildlife: A review of the ecological and physiological processes affecting contaminant concentrations and their interpretation. **Sci. Total Environ.**, v. 711, p. 135117, 2020.

CHEVIN, L. M.; LANDE, R.; MACE, G. M. Adaptation, Plasticity, and Extinction in a Changing Environment: Towards a Predictive Theory. **PLoS Biol**, v. 8, n. 4, 2010.

CHOI, B. H.; LAPHAM, L. W.; AMIN-ZAKI, L.; SALEEM, T. Abnormal neuronal migration, deranged cerebral cortical organization, and diffuse white matter astrocytosis of human fetal brain: a major effect of methylmercury poisoning in utero. **J Neuropathol Exp Neurol**, v. 37, p. 719–733, 1978.

CONDON, A. M.; CRISTOL, D. A. Feather growth influences blood mercury level of young songbirds. **Environ. Toxicol. Chem**, v. 28, p. 395–401, 2009.

COSTA, R.; PETRONILHO, J.; SOARES, A.; VINGADA, J. The use of passerine feathers to evaluate heavy metal pollution in central Portugal. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 86, n. 3, p. 352-356, 2011.

COTIN, J.; GARCÍA-TARRASÓN, M.; SANPERA, C.; JOVER, L.; RUIZ, X. Sea, freshwater or salt pans? Foraging ecology of terns to assess mercury inputs in a wetland landscape: The Ebro Delta. Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, v. 92, n. 1, p. 188-194, 2011.

CUSTER, T. W.; CUSTER, C. M.; JOHNSON, K. M.; HOFFMAN, D. J. Mercury and other element exposure to tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting on Lostwood National Wildlife Refuge, North Dakota. **Environmental Pollution**, v. 155, n. 2, p. 217-226, 2008.

CUSTER, T. W.; CUSTER, C. M.; THOGMARTIN, W. E.; DUMMER, P. M.; ROSSMANN, R.; KENOW, K. P.; MEYER, M. W. Mercury and other element exposure in tree swallows nesting at low pH and neutral pH lakes in northern Wisconsin USA. **Environmental Pollution**, v. 163, p. 68-76, 2012.

CRISTOL, D. A.; BRASSO, R. L.; CONDON, A. M.; FOVARGUE, R. E.; FRIEDMAN, S. L.; HALLINGER, K. K.; MONROE, A. P.; WHITE, A. E. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. **Science**, v. 320, n. 5874, p. 335-335, 2008.

DAUWE, T.; BERVOETS, L.; BLUST, R.; PINXTEN, R.; EENS, M. Can excrement and feathers of nestling songbirds be used as biomonitors for heavy metal pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 541–546, 2000.

DAUWE, T.; BERVOETS, L.; PINXTEN, R.; BLUST, R.; EENS, A. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey, effects of molt and external contamination. ***Environmental Pollution***, v. 124, p. 429–436, 2003.

DEL LAMA, S. N.; ROCHA, C. D.; JARDIM, W. F.; TSAI, J.-S.; FREDERICK, P. C. Sedentary nestlings of Wood Stork as monitors of mercury contamination in the gold mining region of the Brazilian Pantanal. ***Environmental Research***, v. 111, n. 8, p. 1091–1095, 2011.

OLIVEIRA, E. Avaliação da contaminação mercurial na cadeia trófica do martim-pescador-pequeno *Chloroceryle americana* (Gmelin, 1788) na Amazônia meridional. Cáceres: UNEMAT, (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais), p. 87, 2018.

DRISCOLL, C. T.; MASON, R. P.; CHAN, H. M.; JACOB, D. J.; PIRRONE, N. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. ***Environmental science & technology***, v. 47, n. 10, p. 4967–4983, 2013.

EVERS, D. C.; SAVOY, L. J.; DESORBO, C. R.; YATES, D. E.; HANSON, W.; TAYLOR, K. M.; SIEGEL, L. S.; COOLEY, J. H.; BANK, M. S.; MAJOR, A.; MUNNEY, K.; MOWER, B. F.; VOGEL, H. S.; SCHOCH, N.; POKRAS, M.; 73 GOODALE, M. W.; FAIR, J. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. ***Ecotoxicology***, v. 17, n. 2, p. 69–81, 2008.

EAGLES-SMITH, C. A.; ACKERMAN, J. T.; ADELSBACH, T. L.; TAKEKAWA, J. Y.; MILES, A. K.; KEISTER, R. A. Mercury correlations among six tissues for four waterbird species breeding in San Francisco Bay, California, USA. ***Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal***, v. 27, n. 10, p. 2136–2153, 2008.

EAGLES-SMITH, C. A.; ACKERMAN, J. T.; YEE, j.; ADELSBACH, T. L. Mercury demethylation in waterbird livers: dose–response thresholds and differences among species. ***Environmental Toxicology and Chemistry***, v. 28, n. 3, p. 568–577, 2009.

EAGLES-SMITH, C.A.; ACKERMAN, J.T.; WILLACKER, J.J.; TATE, M.T.; LUTZ, M.A.; FLECK, J.A.; DAVIS, J.A. Spatial and temporal patterns of mercury concentrations in

freshwater fish across the Western United States and Canada. **Science of the Total Environment**, v. 568, p. 1171-1184, 2016.

EDMONDS, S. T.; O'DRISCOLL, N. J.; HILLIER, N. K.; ATWOOD, J. L.; EVERS, D. C. Factors regulating the bioavailability of methylmercury to breeding rusty blackbirds in northeastern wetlands. **Environ Pollut**, v. 171, p. 148–154, 2012.

EPA, Método 7473 (SW-846): mercúrio em sólidos e soluções por decomposição térmica , amalgamação e espectrofotometria de absorção atômica, Revisão 0. Washington, DC, p. 17, 1998.

FINLEY, M. T.; STENDELL, R. C. Survival and reproductive success of black ducks fed methyl mercury. **Environmental Pollution**, v. 16, n. 1, p. 51-64, 1978.

FONSECA, F. R. D.; MALM, O.; WALDEMARIN, H. F. Mercury levels in tissues of Giant otters (*Pteronura brasiliensis*) from the Rio Negro, Pantanal, Brazil. **Environ. Res**, v. 98, p. 368–371, 2005.

FORT, J.; LACQUE-LABARTHE, T.; NGUYEN, H. L.; BOUÉ, A.; SPITZ, J.; BUSTAMANTE, P. Mercury in wintering seabirds, an aggravating factor to winter wrecks? **Science of the Total Environment**, v. 527, p. 448-454, 2015.

FUCHSMAN, P. C.; BROWN, L. E.; HENNING, M. H.; BOCK, M.J.; MAGAR, V. S. Toxicity reference values for methylmercury effects on avian reproduction: critical review and analysis. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 36, n. 2, p. 294–319, 2017.

FOURNIER, F.; KARASOV, W. H.; KENOW, K. P.; MEYER, M.W.; HINES, R. K. The oral bioavailability and toxicokinetics of methylmercury in common loon (*Gavia immer*) chicks. **Comp. Biochem. Physiol. - A Mol. Integr. Physiol**, v. 133, n. 703–714, 2002.

FURNESS, R.W.; MUIRHEAD, S. J.; WOODBURN, M. Using bird feathers to measure mercury in the environment: relationships between mercury content and moult. **Mar. Pollut. Bull**, v. 17, p. 27–30, 1986.

FURNESS, R. W.; GREENWOOD, J. J. D. Birds as Monitors of Environmental Change. (Ed. Ilustrada) **Springer Netherlands**, v. 27-28, p.103-111, 2013.

FROHNE, T.; RINKLEBE, J.; LANGER, U.; DU LAING, G.; MOTHE, S.; WENNRICH, R. Biogeochemical factors affecting mercury methylation rate in two contaminated floodplain soils. **Biogeosciences**, v. 9, n. 1, p. 493–507, 2012.

GILMOUR, M. E.; LAVERS, J. L.; LAMBORG, C.; CHASTEL, O.; KANIA, S. A.; SHAFFER, S. A. Mercury as an indicator of foraging ecology but not the breeding hormone prolactin in seabirds. **Ecol. Indic.**, v. 103, p. 248–259, 2019.

GRÚZ, A.; DÉRI, J.; SZEMERÉDY, G.; SZABÓ, K.; KORMOS, E.; BARTHA, A.; LEHEL, J.; BUDAI, P. Monitoring of heavy metal burden in wild birds at eastern/north-eastern part of Hungary. **Science and Pollution Research**, v. 25, n. 7, p. 6378–6386, 2017.

HARDING, K. M.; GOWLAND, J. A.; DILLON, P. J. Mercury concentration in black flies *Simulium* spp. (Diptera, Simuliidae) from soft-water streams in Ontario, Canada. **Environ Pollut**, v. 143, p. 529–535, 2006.

HILSCHEROVA, K.; DUSEK, L.; KUBIK, V.; CUPR, P.; HOFMAN, J.; KLANOVA, J.; HOLOUBEK, I. Re- distribution of organic pollutants in river sediments and alluvial soils related to major floods. J. **Soils Sediments**, v. 7, n. 3, p. 167–177, 2007.

HONDA, K.; MIN, B. Y.; TATSUKAWA, R. Distribution of heavy metals and their age-related changes in the eastern great white egret, *Egretta alba modesta*, in Korea. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 15, n. 2, p. 185–197, 1986.

HOPKINS, W. A.; HOPKINS, L. B.; UNRINE, J. M.; SNODGRASS, J.; ELLIOT, J. D. Mercury concentrations in tissues of osprey from the Carolinas, USA. **The Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 6, p. 1819–1829, 2007.

HOSSEINI, M.; NABAVI, S. M. B.; PARSA, Y. Bioaccumulation of trace mercury in trophic levels of benthic, benthopelagic, pelagic fish species, and sea birds from Arvand River, Iran. **Biological Trace Element Research**, v. 156, n. 1–3, p. 175–180, 2013.

HOSSEINI, S. V.; SOBHANARDAKANI, S.; MIANDARE, H. K.; HARSIJ, M., & MAC R. J. Determination of toxic (Pb, Cd) and essential (Zn, Mn) metals in canned tuna fish produced in Iran. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 13, n. 1, p. 59, 2015.

HYLANDER, L.D.; PINTO, F. N.; GUIMARAES, J. R. D.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J.; SILVA, E. C. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal: influence of season and water parameters. **Sci. Total Environ**, v. 261, p. 9–20, 2000.

HYLANDER, L. D.; SILVA, E. C.; OLIVEIRA, L. J.; SILVA, S. A.; KUNTZE, E. K.; SILVA, D. X. Mercury levels in Alto Pantanal: a screening study. **Ambio**, v. 23, p. 478–484, 1994.

HOWIE, M.G.; JACKSON, A. K.; DANIEL, A.; CRISTOL D. A. Spatial extent of mercury contamination in birds and their prey on the floodplain of a contaminated river. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 1446–1452, 2018.

INSTITUTO DE DEFESA AGROPECUÁRIA DO MATO GROSSO (INDEA-MT). Relatório/Planilha de Dados do Sistema de Informação de Agrotóxicos dos anos de 2005 a 2009 [banco de dados eletrônico]. Cuiabá: INDEA-MT; 2013.

JACKSON, A. K.; EVERS, D. C.; ADAMS, E. M.; CRISTOL, D. A.; EAGLES-SMITH, C.; EDMONDS, S. T.; GRAY, C. E.; HOSKINS, B.; LANE, O. P.; SAUER, A. Songbirds as sentinels of mercury in terrestrial habitats of eastern North America. **Ecotoxicology**, v. 24, n. 2, p.453-467, 2015.

JACKSON, A. K.; EVERS, D. C.; ETTERSON, M. A.; CONDON, A. M.; FOLSOM, S. B.; DETWEILER, J.; SCHMERFELD, J.; CRISTOL, D. A. Mercury exposure affects the reproductive success of a free-living terrestrial songbird, the Carolina wren (*Thryothorus ludovicianus*). **Auk**, v. 128, n. 4, p. 759–769, 2011.

JOIRIS, C. R.; HOLSBEEK, L.; MOATEMRI, N. L. Total and methylmercury in sardines *Sardinella aurita* and *Sardina pilchardus* from Tunisia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 3, p. 188–192, 1999.

KUNITO, T.; NAKAMURA, S.; IKEMOTO, T.; ANAN, Y.; KUBOTA, R.; TANABE, S.; ROSAS, F. C. W.; FILLMANN, G.; READMAN, J. W. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 7–8, p. 574–587, 2004.

HUANG, S. W.; JIN, J. Y. Status of heavy metals in agricultural soils as affected by different patterns of land use. **Environmental Monitoring and Assessment, Dordrecht**, v. 139, n. 1-3, p. 317, 2008.

KASPER, D.; FORSBERG, B. R.; AMARAL, J. H.; PY-DANIEL, S. S.; BASTOS, W. R.; MALM, O. Methylmercury modulation in Amazon rivers linked to basin characteristics and seasonal flood-pulse. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 24, p. 14182-14191, 2017.

KEHRING, H.; MALM, O. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 34, n.3, p.377-384, 2011.

KIM, E. Y.; SAEKI, K.; TANABE, S.; TANAKA, H.; TATSUKAWA, R. Specific accumulation of mercury and selenium in seabirds. **Environmental Pollution**, v. 94, n. 3, p. 261–265, 1996.

LACERDA, L. D.; BASTOS, W. R.; ALMEIDA, M. D. The impacts of land use changes in the mercury flux in the Madeira River, Western Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 1, p. 69-78, 2012.

LANE, O.; ADAMS, E. M.; PAU, N.; O'BRIEN, K. M.; REGAN, K.; FARINA, M.; SCHNEIDER-MORAN, T.; ZARUDSKY, J. Long-term monitoring of mercury in adult saltmarsh sparrows breeding in Maine, Massachusetts and New York, USA 2017. **Ecotoxicology**, p. 1148–1160, 2020.

LÁZARO, W. L.; DÍEZ, S.; DA SILVA, C. J.; IGNÁCIO, Á. R.; GUIMARÃES, J. R. Seasonal changes in peryphytic microbial metabolism determining mercury methylation in a tropical wetland. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 1345-1352, 2018.

LÁZARO, W. L.; DÍEZ, S.; BRAVO, A. G.; DA SILVA, C. J.; IGNÁCIO, Á. R.; GUIMARAES, J. R. Cyanobacteria as regulators of methylmercury production in periphyton. **Science of the total environment**, v. 668, p. 723-729, 2019.

LOCKHART, W.; STERN, G.; WAGEMANN, R.; HUNT, R.; METNER, D.; DELARONDE, J.; DUNN, B.; STEWART, R.; HYATT, C.; HARWOOD, L. Concentrations of mercury in tissues of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from several communities in the Canadian Arctic from 1981 to 2002. **Science of the Total Environment**, v.351, p. 391-412, 2005.

LOW, K. E.; RAMSDEN, D. K.; JACKSON, A. K.; EMERY, C.; ROBINSON, W. D.; RANDOLPH, J.; EAGLES-SMITH, C. A. Songbird feathers as indicators of mercury exposure: high variability and low predictive power suggest limitations. **Ecotoxicology**, p. 1-12, 2019.

- LEADY, B.S.; GOTTGENS, J.F. Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of Brazilian Pantanal. **Wetlands Ecol. Manage**, v. 9, p. 349–361, 2001.
- MARTÍN, J. A. R.; ARIAS, M. L.; CORBÍ, J. M. G. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geoestatistical methods to study spatial variations. **Environmental pollution, Barking**, v. 144, n. 3, p. 1001-1012, 2006.
- MA, Y.; WEN ZHENG, W.; YUXIN A. N. Y.; CHEN, L.; XU, Q.; JIANG, A. Mercury contamination in terrestrial predatory birds from Northeast China: Implications for species and feather type selection for biomonitoring. **Ecological Indicators**, v. 130, 2021.
- MA, Y.; BRANFIREUN, B. A.; HOBSON, K. A.; GUGLIELMO, C. G. Evidence of negative seasonal carry-over effects of breeding ground mercury exposure on survival of migratory songbirds. **J. Avian Biol**, v. 49, n. 3, 2018a.
- MALLORY, M. L.; PROVENCHER, J. F.; ROBERTSON, G. J.; BRAUNE, B. M.; HOLLAND, E. R.; KLAPSTEIN, S.; STEVENS, K., O'DRISCOLL, N. J. Mercury concentrations in blood, brain and muscle tissues of coastal and pelagic birds from northeastern Canada. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 157, p. 424-430, 2018.
- MARCH, B. E.; POON, R.; CHU, S. The dynamics of ingested methyl mercury in growing and laying chickens. **Poultry science**, v. 62, p. 1000–1009, 1982.
- MARCH, B.; POON, R.; CHU, S. The dynamics of ingested methyl mercury in growing and laying chickens. **Poultry science**, v. 62, n. 6, p.1000-1009, 1983.
- MARTINS, C. F. C. A INFLUÊNCIA DA DIETA NA ACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO EM AVES INSETÍVORAS E OMNÍVORAS. Dissertação em ecologia aplicada apresentada à Universidade de Aveiro. Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.75fl. 2019.
- MATSUMOTO H.; KOYA G.; TAKEUCHI T. Fetal Minamata disease. A neuropathological study of two cases of intrauterine intoxication by a methyl mercury compound. **J Neuropathol Exp Neurol**, v. 24, p. 563–574, 1965.
- MEHMOOD, T.; CHAUDHRY, M. M.; TUFAIL, M.; IRFAN, N. Heavy metal pollution from phosphate rock used for the **production of fertilizer in Pakistan**. **Microchemical Journal, New York**, v. 91, n. 1, p. 94-99, 2009.

MELLENDEZ-PEREZ, J. J.; FOSTIER, A. H. Assessment of direct Mercury Analyzer® to quantify mercury in soils and leaf samples. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 24, n. 11, p. 1880–1886, 2013.

MILESTONE. DMA-80 evo. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://www.milestonesrl.com/products/mercury-determination/dma-80-evo>.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). Projeções do Agronegócio: Brasil 2009/2010 a 2019/2020. Brasília: MAPA; 2019.

MONTEIRO, L. R.; FURNESS, R. W. Kinetics, dose-response, excretion, and toxicity of methylmercury in free-living Cory's shearwater chicks. **Environ Toxicol Chem**, v. 20, p. 1816–1824, 2001.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 29, p. 543–566, 1998.

MORTVEDT, J. J. Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. In: RODRIGUEZ-BARRUECO, C. (ed.). Fertilizers and Environment. **Developments in Plant and Soil Sciences, Springer**, v. 66, p.5-11, 1996.

MUNIZ, D.H.F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. Universitas: **Ciências da Saúde**, v.4, n. 1/2, p. 83-100, 2006.

NORHEIM, G.; FRØSLLE, A. The degree of methylation and organ distribution of mercury in some birds of prey in Norway. **Acta pharmacologica et toxicologica**, v. 43, n. 3, p. 196-204, 1978.

NRIAGU, J.O.; PACYNA, J.M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils with trace metals. **Nature**, v.33, p. 134-139.

OLIVEIRA, R. A. G.; RANDO, J. S. S. diversidade de insetos em plantas hospedeiras próximas às áreas de cultivo de milho e algodão. **revista de agricultura neotropical**, v. 4, n. 3, p. 35–40, 2017.

PELAEZ, V.; TERRA, F. H. B.; SILVA, L. R. A regulamentação dos agrotóxicos no Brasil: entre o poder de mercado e a defesa da saúde e do meio ambiente. **Revista de Economia**, v. 36, n. 1, p. 27 – 48, 2011.

PFEIFFER, W. C.; MALM, O.; SOUZA, C. M. M.; DE LACERDA, L. D.; SILVEIRA, E. G.; BASTOS, W. R. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 38, n. 3-4, p. 239-245, 1991.

PENNUTO, C. M.; LANE, O. P.; EVERS, D. C.; TAYLOR, R. J.; LOUKMAS, J. Mercury in the northern crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen), in new England, USA. **Ecotoxicology**, v. 14, n. 1-2, p. 149-162, 2005.

PETERSON, S. H.; ACKERMAN, J. T.; EAGLES-SMITH, C. A. Mercury contamination and stable isotopes reveal variability in foraging ecology of generalist California gulls. **Ecol. Indic.** V. 74, p. 205–215, 2017.

PIGNATI, W. A.; OLIVEIRA, N. P.; SILVA, A. M. C. Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho ambiente para os municípios brasileiros. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 12, p. 4669 – 4678, 2014.

PRATTE, I.; TOMLIK, M. D.; BETSCH, T. A.; BRAUNE, B. M.; MILTON, G. R.; MALLORY, M. L. Trace elements in eggs of common eiders (*Somateria mollissima*) breeding in Nova Scotia, Canada. **Marine pollution bulletin**, v. 100, n. 1, p. 586-591, 2015.

PROJETO MAPBIOMAS – Mapeamento da superfície de mineração industrial e garimpo no Brasil.2021 - Coleção 6, acessado em 23 de Fevereiro de 2022. através do link: <https://eco21.eco.br/wp-content/uploads/2021/08/Mineracao-e-garimpos.pdf>

POLIS, G.A.; ANDERSON, W. B.; HOLT, R.D. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** v. 28, n. 1, p. 289–316,1997.

RAIKOW, D.F.; WALTERS, D. M.; FRITZ, K. M.; MILLS, M. A., The distance that contaminated aquatic subsidies extend into lake riparian zones. **Ecol. Appl.** v. 21, n. 3, p. 983–990, 2011.

RÉMY, S.; PROBST, J. L.; PRUDENT, P.; KREMPP, G. Mercury contents and speciation in soils and river waters of an industrialized catchment, the Thur River basin (Alsace). Contribution of the atmospheric deposition. p. 2268-3798, 2002.

RIMMER, C. C.; MILLER, E. K.; MCFARLAND, K. P.; TAYLOR, R. J. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in the terrestrial food web of a montane forest. **Ecotoxicology**, v. 19, p. 697–709, 2010.

RIMMER, C. C.; MCFARLAND, K. P.; EVERS, D. C.; MILLER, E. K.; AUBRY, Y.; BUSBY, D.; TAYLOR, R. J. Mercury concentrations in Bicknell's thrush and other insectivorous passerines in montane forests of northeastern North America. **Ecotoxicology**, v. 14, n. 1-2, 2005.

ROULET, M.; GUIMARAES, J.R.D.; LUCOTTE, M. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain—effect of seasonal inundation. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 128, n. 1, p. 41-60, 2001.

SAEKI, K.; OKABE, Y.; KIM, E. Y.; TANABE, S.; FUKUDA, M.; TATSUKAWA, R. Mercury and cadmium in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*). **Environmental Pollution**, v. 108, n. 2, p. 249–255, 2000.

SANTOS, R. L. C. Relatório de viagem a Poconé – MT. Março / 2005. CETEM RV2005 001-00. Centro de Tecnologia Mineral / Ministério da Ciência e Tecnologia / Coordenação de Processos Metalúrgicos e Ambientais, 2005

SANTOS, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; ÁGLIO, M. L. D. Cultivo do Arroz de Terras Altas no Estado de Mato Grosso. **Embrapa Arroz e Feijão**, n. 7, 2006.

SEIXAS, T. G.; KEHRIG, H. do A.; COSTA, M.; FILLMANN, G.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SECCHI, E. R.; SOUZA, C. M. M.; MALM, O.; MOREIRA, I. Total mercury, organic mercury and selenium in liver and kidney of a South American coastal dolphin. **Environmental Pollution**, v. 154, n. 1, p. 98–106, 2008.

SELIN, N. E., Global biogeochemical cycling of mercury: a review. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, v. 34, p. 43–63, 2009.

SCHEUHAMMER, A. M.; MEYER, M. W.; SANDHEINRICH, M. B.; MURRAY, M. W. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. **AMBIO: a Journal of the Human Environment**, v. 36, n. 1, p. 12-19, 2007.

SCHEUHAMMER, A.; BRAUNE, B.; CHAN, H. M.; FROUIN, H.; KREY, A.; LETCHER, R.; LOSETO, L.; NOËL, M.; OSTERTAG, S. ROSS, P. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. **Science of the Total Environment**, v. 509, p. 91-103, 2015.

SCOVILLE S. A.; VARIAN-RAMOS, C. W.; ADKINS, G. A.; SWADDLE, J. P.; MARGARET S.; SAHA, M. S.; CRISTOL, D. A. Mercury delays cerebellar development in a model songbird species, the zebra finch. **Ecotoxicology**.part of Springer Nature, 2020.

SCOVILLE S. A.; LANE, O. P. Cerebellar abnormalities typical of methylmercury poisoning in a fledged saltmarsh sparrow, *Ammodramus caudacutus*. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 90, p. 616–620, 2013.

SILVA, J. M.; SILVA, E. N.; FARIA, H. P.; PINHEIRO, T. M. M. Agrotóxico e trabalho: uma combinação perigosa para a saúde do trabalhador rural. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 4, n. 10, p. 891 - 903, 2005.

SOLOMON, T.; LODENIUS, M. Mercury in Finnish sparrowhawks *Accipiter nisus*. **Ornis Fennica**, v. 61, n. 2, p. 58-63, 1984.

SZUMIŁO-PILARSKA, E.; FALKOWSKA, L.; GRAJEWSKA, A.; MEISSNER, W. Mercury in feathers and blood of gulls from the Southern Baltic coast, Poland. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 4, p. 138, 2017.

TREMBLAY, A.; LUCOTTE, M. Accumulation of total mercury and methyl mercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, n. 4, p. 832-841, 1997.

UNEP. Minamata Convention Agreed by Nations: Global mercury agreement to left health threats from lives of millions world-wide. United Nations Environment Programme, 2013.

UN Environment. Global Mercury Assessment. Geneva, Switzerland. United Nations Environment Programme, 2005. The Songhua River Spill, China, December 2005. Field Mission Report, 2019.

VARIAN-RAMOS, C.W.; SWADDLE, J. P.; CRISTOL, D. A. Familial differences in the effects of mercury on reproduction in zebra finches. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 316 – 323, 2013.

VEIGA, M. M.; HINTON, J.; LILLY, C. Mercury in the Amazon: a comprehensive review with special emphasis on bioaccumulation and bioindicators. In: Proc NIMD Forum. p. 19-39, 1999.

VIEIRA, L. M.; ALHO, C. J. R. Contaminação por Mercúrio em Sedimento e Moluscos da Bacia do Rio Bento Gomes, MT. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento n.58 ISSN 1517-1981 Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2004.

VIEIRA, L. M.; NUNES, V. S.; CAMPOS, R. C. Níveis de mercúrio total na carne de peixes como indicadores de contaminação em sistemas aquáticos do Pantanal. In: Soriano, B.M., Salis, S.M., Mourao, G.M., Pellegrin, L.A. (Eds.), IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, Corumbá /MS, p. 23–26., 2004.

VIEIRA, L. M. Penas de aves como indicadores de mercúrio no Pantanal. Embrapa Pantanal- Artigo de divulgação na mídia (INFOTECA-E), 2006.

WANG, X.; WANG, W. X. The three ‘B’ of fish mercury in China: Bioaccumulation, biodynamics and biotransformation. **Environ. Pollut**, v. 250, p. 216–232, 2019.

WALTERS, D. M.; MILLS, M. A.; FRITZ, K. M.; RAIKOW, D. F. Spider-mediated flux of PCBs from contaminated sediments to terrestrial ecosystems and potential risks to arachnivorous birds. **Environ. Sci. Technol**, v. 44, n. 8, p. 2849–2856, 2010.

WHITNEY, M. C.; CRISTOL, D. A. Rapid depuration of mercury in songbirds accelerated by feather molt. **Environ. Toxicol. Chem**, v. 36, p. 3120–3126, 2017b.

WHITNEY, M. C.; CRISTOL, D. A. Impacts of sublethal mercury exposure on birds: a detailed review. In: Gunther FA, de Voogt P (eds) Reviews of environmental contamination and toxicology. **Springer, Cham**, p 244, 2017.

WOLFE, M. F.; SCHWARZBACH, S.; SULAIMAN, R. A. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. **Environ Toxicol Chem**, v. 17, p. 146–160, 1998.

WILLIAMSON, L.; HUDSON, M.; O'CONNELL, M.; DAVIDSON, N.; YOUNG R.; AMANO T.; SZÉKELY T. Areas of high diversity for the world's inland-breeding waterbirds. **Biodivers Conserv**, v. 22, p. 1501-1512, 2013.

XIA, F.; QU, L.; WANG, T.; LUO, L.; CHEN, H.; DAHLGREN, R. A.; ZHANG, M.; MEI, K.; HUANG, H. Distribution and source analysis of heavy metal pollutants in sediments of a rapid developing urban river system. **Chemosphere**, v. 207, p. 218-228, 2018.

ZAMANI-AHMADMAHMOODI, R.; ESMAILI-SARI, A.; GHASEMPOURI, S. M.; SAVABIEASFAHANI, M. Mercury levels in selected tissues of three kingfisher species; *Ceryle rudis*, *Alcedo atthis*, and *Halcyon smyrnensi*, from Shadegan Marshes of Iran. **Ecotoxicology**, v. 18, n. 3, p. 319–324, 2009.

ZHANG Z.; WAG, Q.; ZHENG, D.; ZHENG, N.; LU, X. Mercury distribution and bioaccumulation up the soil-plant-grasshopper-spider food chain in Huludao City, China. **J Environ Sci**, v. 22, p. 1179–1183, 2010.

ŻARSKI, J. F.; SKIBNIEWSKI, M.; SKIBNIEWSKA, E.; ŻARSKI, T. P.; MAJDECKA, T. The Presence of Mercury in the Tissues of Mallards (*Anas platyrhynchos* L.) from Włocławek Reservoir in Poland. **Biological Trace Element Research**, v. 176, n. 2, 2016.

ZHAO, L.; ANDERSON, C. W. N, QIU, G.; MENG, B.; WANG, D.; FENG, X. Mercury methylation in paddy soil: source and distribution of mercury species at a Hg mining area, Guizhou Province, China. **Biogeosciences**, v.13, p. 2429–2440, 2016.

ZILLIOUX, E. J.; PORCELLA, D. B.; BENOIT, J. M. Mercury cycling and effects in freshwater wetland ecosystems. **Environ. Toxicol. Chem**, v. 12, p. 2245–2264, 1993.

ZOLFAGHARI, G.; ESMAILI-SARI, A.; GHASEMPOURI, S. M.; KIABI, B. H. Examination of mercury concentration in the feathers of 18 species of birds in southwest Iran. **Environmental research**, v. 104, n. 2, p. 258-265, 2007.

CONCLUSÃO GERAL

Os resultados encontrados no levantamento cienciométrico demonstram uma lacuna teórica a respeito de estudos que investigam os efeitos nocivos dos pesticidas no meio ambiente e nos organismos não alvo, evidenciando a importância de estudos ecotoxicológicos em todo mundo, tendo em vista que o emprego dos agrotóxicos na agropecuária ocorre a nível global e a maioria dos efeitos da exposição a estes produtos químicos, já conhecida pela ciência.

Em relação aos resultados da análise de dieta indicam que as espécies de aves insetívoras estudadas apresentam uma dieta generalista e auxiliam no melhor entendimento das relações ecológicas de aves insetívoras que habitam o Pantanal brasileiro, uma vez que, a predileção do grupo de aves estudado, por alguns alimentos, indica uma associação às estratégias comportamentais utilizadas pelas espécies na obtenção de seus recursos alimentares.

Haja visto que grande parte dos contaminantes encontrados no organismo de aves silvestres são provenientes da alimentação, nossos resultados constataam que as aves insetívoras do Pantanal Norte estão sendo contaminadas por mercúrio, indicando a ocorrência de biomagnificação deste metal na cadeia trófica dessas aves, sugerindo a necessidade de ampliação do estudo com técnicas de isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) para determinação isotópica dos organismos na cadeia trófica e contaminação por mercúrio. Assim, na perspectiva da necessidade de ampliação do conhecimento acerca da contaminação por mercúrio no ambiente, conforme preconizado na Convenção de Minamata, do qual o Brasil é signatário desde 2017, nosso trabalho sugere a potencialidade de utilização da avifauna insetívora para o biomonitoramento do mercúrio nos biomas brasileiros.

Concomitante a isso, devido a região estudada apresentar atividades de uso e ocupação do solo, voltadas para o agronegócio que pode agir como potencializador de entrada do mercúrio e de pesticidas nos ambientes aquáticos e terrestres da planície pantaneira. É fundamental que também se estude o risco potencial de contaminação por agrotóxicos, bem como entender sua dinâmica no ambiente. Além disso, é necessário a adoção de medidas voltadas para diminuição do uso desses compostos de forma intensiva. Com base nos resultados encontrados nesta pesquisa é importante que novas análises em outros locais da bacia do rio Paraguai sejam realizadas, com vista ao monitoramento da situação ambiental quanto à presença de agrotóxicos e mercúrio no principal curso d'água que alimenta o Pantanal.