



PROJETO DETALHADO
ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO
Meio Ambiente

Bacia de rio Paraopeba
GRUPO EPA – ENGENHARIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL

Julho de 2022

(VERSÃO 09)

EQUIPE TÉCNICA

AUTOR

Dr. Alexandre Maximiano

Especialista em Avaliação de Risco

COLABORADORES

**Geo. Marcela Corsini
Bio. Camila Monje Dussán
Tox. Amb. Laiz Coutelle Honscha
Eng. Tiago Marum**

**MBA em Gerenciamento de Projetos
MsC. em Botânica
Dra. Em Ciência da Saúde
Especialista em Estatística e Geoestatística**

GRUPO EPA – ENGENHARIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL

Julho de 2022

(VERSÃO 09)

SUMÁRIO

GLOSSÁRIO	6
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS	16
3 REFERENCIAL TEÓRICO	17
4 ABRANGÊNCIA DO PROJETO	23
5 PREMISSAS TÉCNICAS	24
5.1 RISCO	24
5.2 QUANTIFICAÇÃO DO RISCO	24
5.3 UTILIZAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS	24
5.4 PADRÕES LEGAIS APLICÁVEIS	25
5.4.1 SOLO SUPERFICIAL E SOLO SUBSUPERFICIAL	25
5.4.2 SEDIMENTO SUPERFICIAL E SUBSUPERFICIAL	25
5.4.3 ÁGUA SUPERFICIAL	26
5.5 EQUIPES TÉCNICAS	26
5.6 AÇÕES DE COMUNICAÇÃO PREVISTAS NOS ERSHRE	27
6 EXCLUSÕES E LIMITAÇÕES	30
7 FONTES PRIMÁRIAS POTENCIAIS LIGADAS AO ROMPIMENTO.....	31
8 ÁREAS DE ESTUDO ECOLÓGICO (AE_{ECO})	33
9 AVALIAÇÃO E VALIDAÇÃO DE DADOS AMBIENTAIS	35
9.1 DADOS ANALÍTICOS LABORATORIAIS	37
9.1.1 CRITÉRIOS DE VALIDAÇÃO DE DADOS SECUNDÁRIOS	45
9.2 DADOS DO MEIO FÍSICO	50
9.2.1 SOLO E ROCHA	51
9.2.2 AQUÍFERO	52
9.2.3 ÁGUAS SUPERFICIAIS	53
9.2.4 CLIMA	54
9.3 DADOS ECOLÓGICOS E ECOTOXICOLÓGICOS	55

9.3.1	ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS E DADOS ECOLÓGICOS	55
9.3.2	PROCEDIMENTOS DE CAPTURA E OBTENÇÃO DE INDIVÍDUOS DE FAUNA E FLORA	58
9.4	AVALIAÇÃO DE SUFICIÊNCIA E REPRESENTATIVIDADE DE DADOS	58
9.4.1	CONSOLIDAÇÃO DOS RESULTADOS ESTATÍSTICOS E GEOESTATÍSTICOS	59
10	<u>AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO</u>	<u>61</u>
10.1	COMPILAÇÃO, ANÁLISE E VALIDAÇÃO DE DADOS SECUNDÁRIOS	68
10.1.1	COMPILAÇÃO E ANÁLISE DE DADOS SECUNDÁRIOS	69
10.1.2	VALIDAÇÃO DE DADOS SECUNDÁRIOS	73
10.2	FORMULAÇÃO DO PROBLEMA	73
10.2.1	CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FÍSICO	74
10.2.2	CARACTERIZAÇÃO DO ECOSISTEMA IMPACTADO	75
10.3	ESTIMATIVA DA EXPOSIÇÃO	83
10.3.1	CARACTERIZAÇÃO DA EXPOSIÇÃO DOS RECEPTORES ECOLÓGICOS	83
10.3.2	IDENTIFICAÇÃO DAS ROTAS DE EXPOSIÇÃO	85
10.3.3	MODELO CONCEITUAL EXPOSIÇÃO ECOLÓGICO	87
10.4	AVALIAÇÃO DE EFEITOS ECOLÓGICOS	89
10.5	CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS E LINHAS DE EVIDÊNCIAS	90
10.5.1	LINHA DE EVIDÊNCIA QUÍMICA	91
10.5.2	LINHA DE EVIDÊNCIA ECOTOXICOLÓGICA	99
10.5.3	LINHA DE EVIDÊNCIA ECOLÓGICA	101
10.5.4	LINHA DE EVIDÊNCIA FÍSICA	106
10.5.5	ANÁLISE DE INCERTEZAS E SENSIBILIDADE	106
10.5.6	BALANÇO DE EVIDÊNCIAS - <i>WEIGHT OF EVIDENCE</i> (WOE)	109
10.6	PLANO DE INVESTIGAÇÃO PARA MEIO AMBIENTE	111
10.6.1	DIMENSIONAMENTO	112
10.6.2	AVALIAÇÃO DE SUFICIÊNCIA PARA DIMENSIONAMENTO DA MALHA AMOSTRAL	114
10.6.3	PLANO DE AMOSTRAGEM	115
10.6.4	EXECUÇÃO	116
10.6.5	VALIDAÇÃO DE DADOS PRIMÁRIOS	118
10.7	CÁLCULO DOS VALORES MÁXIMOS PERMISSÍVEIS	118
10.8	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	119
11	<u>REFERÊNCIAS</u>	<u>120</u>

APÊNDICES

APÊNDICE 01 – Avaliação de Suficiência e Representatividade

APÊNDICE 02 – Estatística e Geoestatística para Definição de Plano de Amostragem

APÊNDICE 03 – Análise de Temporalidade

APÊNDICE 04 – Resumo dos Procedimentos para Suficiência e Representatividade

APÊNDICE 05 – Metodologias de Amostragem de Compartimentos do Meio Físico

APÊNDICE 06 - Metodologias de Amostragem do Meio Biótico

APÊNDICE 07 – Informações e Dados sobre Ecotoxicidade

APÊNDICE 08 – Lista Espécies de Plantas da Bacia do rio Paraopeba (Dados Secundários)

APÊNDICE 09 – Lista Espécies de Fauna da Bacia do rio Paraopeba (Dados Secundários)

APÊNDICE 10 – Background Natural e Concentrações de Referência

APÊNDICE 11 – Termo de Consentimento para Coletas

APÊNDICE 12 – Dimensionamento de Estações do Meio Biótico

GLOSSÁRIO¹

Analito: substância ou componente químico, em uma amostra, que é alvo de análise ou tem interesse para análise.

Área contaminada: área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria que contenha quantidades ou concentrações de matéria em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger.

Área de estudo ecológico (AE_{ECO}): regiões definidas ao longo da bacia do rio Paraopeba delimitadas por microbacias de contribuição hídrica que possuem características similares quanto aos atributos físicos, de seu bioma, fitofisionomia, espécies de fauna e flora potencialmente expostas e alterações ambientais causadas pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

Avaliação de risco à saúde humana: processo para estimar a natureza e a probabilidade de efeitos adversos à saúde em humanos que podem ser expostos (atualmente ou no futuro) a produtos químicos em ambientes contaminados (US.EPA, 2019).

Avaliação de risco ecológico: processo para estimar a natureza e a probabilidade de efeitos adversos à fauna e à flora que podem ser expostos (atualmente ou no futuro) a produtos químicos em ambientes contaminados (US.EPA, 2018).

Background natural: concentrações de substâncias químicas no meio ambiente, de uma área de referência representativa, que tenham origem natural associadas à geoquímica regional e não são antropogênicas.

Caminho ou rota de exposição: conjunto de variáveis relacionadas ao transporte de substâncias químicas desde sua liberação para o ambiente até seu ingresso no organismo de um dado receptor. Um cenário de exposição constitui uma situação única composta por uma fonte de contaminação, pelo mecanismo de liberação das substâncias químicas desta fonte para o ambiente, por mecanismos de transporte dessas substâncias no meio físico, pelo receptor (humano, fauna ou flora) e pela via de ingresso.

Comitê Gestor Pró-Brumadinho: no dia do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA da Mina Córrego do Feijão, foi instituído, temporariamente, o Gabinete de Crise do Estado de

¹ Fontes Preferenciais: ABNT NBR 16209: 2013; DD 038 CETESB, 2017; Resolução CONAMA 420/2009, US.EPA, 1989; US.EPA, 2018; US.EPA, 2019.

Minas Gerais em razão do rompimento, por meio do Decreto com numeração especial 23, de 25 de janeiro de 2019, com o objetivo de mobilizar e coordenar as atividades dos órgãos públicos estaduais e entidades quanto às medidas imediatas a serem adotadas na minimização dos impactos do desastre.

Concentração de Referência: concentrações de substâncias químicas no meio ambiente, de uma área de referência representativa, que ocorrem associadas à geoquímica regional ou associadas a atividades antrópicas, que foram quantificadas antes da ocorrência do rompimento da barragem ou podem ser quantificadas fora da área potencialmente impactada por este evento.

Concentração Máxima Aceitável (CMA): concentração da substância química de interesse acima da qual há necessidade de implementação de medidas de intervenção.

Espécie-alvo: espécie da biota terrestre ou aquática que ocorre em uma Área-Alvo para estudos ecológicos que, por suas características ecossistêmicas, representará um grupo ou guilda de interesse para a Avaliação de Risco Ecológico. Consideradas nos estudos como Receptor Ecológico.

Espécie-índice: espécies da biota terrestre a aquática que possuam os perfis e parâmetros toxicológicos (DL50, CL50, NOAEL, LOAEL, entre outros) estabelecidos na literatura nacional ou internacional, os quais podem ser utilizadas como indicadores de toxicidade para as espécies-alvo a serem avaliadas na Linha de Evidência Química.

Evento: o rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, localizada no complexo minerário do Córrego do Feijão, em Brumadinho-MG, ocorrido em 25 de janeiro de 2019.

Foco de Contaminação (*Hot spot*): porção de uma área impactada onde são detectadas as maiores concentrações das substâncias químicas de interesse.

Fonte Difusa: fontes pequenas e variadas de contaminação que se espalham por áreas que podem alcançar de alguns metros quadrados (m²) até dezenas de quilômetros quadrados (km²).

Fonte potencial de contaminação: instalação ou material a partir do qual os contaminantes podem ser liberados para o ambiente, mas cuja liberação ainda pode não ser associada a um ou mais compartimentos do meio físico.

Fonte Primária de Contaminação: instalação, equipamento ou material a partir do qual as substâncias químicas de interesse se originam e estão sendo, ou foram, liberadas para um ou mais compartimentos do meio físico.

Fonte Secundária de Contaminação: meio atingido por substâncias químicas de interesse provenientes da Fonte Primária de Contaminação, capaz de armazenar certa massa dessas substâncias e atuar como fonte de contaminação de outros compartimentos do meio físico.

Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC): procedimento que visa reduzir, para níveis aceitáveis, os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente em decorrência de exposição às substâncias provenientes de áreas contaminadas, por meio de um conjunto de medidas que assegurem o conhecimento das características dessas áreas e dos riscos e danos decorrentes da contaminação, proporcionando os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas.

Limite de Quantificação (LQ): a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis pelo laboratório/método.

Mapa de controle e monitoramento do risco: representação espacial das áreas onde os riscos identificados na avaliação de risco ultrapassaram os níveis considerados aceitáveis e/ou os requisitos legais aplicáveis.

Mapa de Intervenção: plantas e seções com a localização das medidas de intervenção propostas, especificando as áreas e volumes de atuação das medidas de remediação, de controle institucional e de engenharia.

Medidas de controle institucional: ações implementadas em substituição ou complementarmente às técnicas de remediação, visando afastar o risco, impedir ou reduzir a exposição de um determinado receptor sensível aos contaminantes presentes nas áreas ou águas subterrâneas contaminadas, por meio da imposição de restrições de uso, incluindo, entre outras, ao uso do solo, ao uso de água subterrânea, ao uso de água superficial, ao consumo de alimentos e ao uso de edificações, podendo ser provisórias ou não.

Medidas de engenharia: ações baseadas em práticas de engenharia, com a finalidade de interromper a exposição dos receptores, atuando sobre os caminhos de migração dos contaminantes.

Medidas de intervenção: conjunto de ações a serem adotadas visando à reabilitação de uma área para o uso declarado, a saber: medidas emergenciais, de remediação, de controle institucional, de controle de engenharia, medidas de monitoramento.

Medidas de remediação: conjunto de técnicas aplicadas em áreas contaminadas, divididas em técnicas de tratamento, quando destinadas à remoção ou redução da massa de contaminantes, e técnicas de contenção ou isolamento, quando destinadas a prevenir a migração dos contaminantes.

Meta de remediação: somatória dos riscos calculados para todas as Substâncias Químicas de Interesse em um determinado compartimento do meio físico que deve ser mitigada ao longo do processo de remediação até atingir o valor de Risco Aceitável (RA) definido pelo órgão ambiental estadual fiscalizador.

Metas de reabilitação ambiental: conjunto de metas associadas às medidas de controle institucional, medidas de engenharia, medidas de remediação e medidas de monitoramento que, quando aplicadas em conjunto, servirão para indicar o processo de reabilitação ambiental da Área de Estudo Ecológico.

Modelo Conceitual Ambiental (MCA): relato escrito, acompanhado de representação gráfica, dos processos associados ao transporte das substâncias químicas de interesse na área investigada, desde as fontes potenciais, primárias e secundárias de contaminação, até os potenciais ou efetivos receptores, contendo a identificação das substâncias químicas de interesse, das fontes de contaminação, dos mecanismos de liberação das substâncias, dos meios pelos quais as substâncias serão transportadas, dos receptores e das vias de ingresso das substâncias nos receptores.

Monitoramento ambiental: medição contínua ou periódica da qualidade ou características de um compartimento do meio físico, matriz ambiental, fauna e flora.

Nexo causal: avaliação da ocorrência de substâncias químicas de interesse na Área de Estudo Ecológico e a relação de suas concentrações com o rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA. Essa avaliação inclui o levantamento dos níveis de concentrações basais na área estudada, comparação com concentrações em localidades de referência (áreas-controle) e avaliação da distribuição espacial das concentrações. O nexo de causa não é utilizado para fins de quantificação do risco à saúde humana ou ecológico.

Padrão Legal Aplicável (PLA): valor de referência adotado pelo órgão ambiental regulador para definir quais níveis de concentração serão adotados como critérios de corte para ocorrência de anomalias químicas em compartimentos ambientais, alimentos de origem animal e alimentos de origem vegetal.

Partes Interessadas (Stakeholders): pessoas e organizações que possuem interesses e/ou são envolvidas, de forma direta ou indireta, positiva ou negativamente, pelo projeto.

Perigo: Situação em que estejam ameaçadas a vida humana, o meio ambiente ou o patrimônio público e privado, em razão da presença de agentes tóxicos, patogênicos, reativos, corrosivos ou inflamáveis.

Plano de Intervenção Integrado para Saúde e Meio Ambiente: documento técnico desenvolvido com base nos resultados obtidos nas etapas de investigação e de avaliação de risco, no qual são apresentadas, discutidas e justificadas conceitualmente as metas de reabilitação de áreas contaminadas. O objetivo final é viabilizar, de forma segura, o uso pretendido para estas áreas e nos casos de ecossistemas à recuperação da qualidade do meio degradado.

Ponto de conformidade (PDC): pontos de monitoramento situados junto aos receptores potencialmente expostos aos contaminantes, cujas concentrações estão em conformidade com as metas estabelecidas.

Ponto de exposição (PDE): local onde ocorre a exposição de um dado receptor às substâncias químicas provenientes de uma fonte de contaminação.

PRA: Avaliação de Risco Probabilístico desenvolvido com base na metodologia descrita no *U.S. EPA. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA 540-R-02-002). PART A, Volume III. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment.*

Reabilitação ambiental: processo que tem por objetivo proporcionar o uso seguro de áreas contaminadas por meio da adoção de um conjunto de medidas que levam à eliminação ou redução dos riscos impostos.

Receptor ecológico: indivíduo ou grupo de indivíduos de espécies de fauna e flora expostos, ou que possam estar expostos, a um ou mais estressores ambientais (físico, químico ou biológico) a uma área contaminada.

Receptor humano: indivíduo ou grupo de indivíduos humanos já expostos, ou que possam estar expostos, a uma ou mais substâncias químicas associadas a uma área contaminada.

Recuperação: resultado das medidas de intervenção que levam um ecossistema degradado a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original.

Rejeito: rejeito de minério de ferro associado ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA da Mina do Córrego do Feijão. Resíduo do tratamento do material extraído na mineração ferro depois da separação do metal de interesse. As barragens B-I, B-IV e B-IVA armazenavam rejeito desse tipo.

Risco à saúde humana: probabilidade adicional teórica de ocorrência de câncer em um determinado receptor exposto a substâncias carcinogênicas presentes em uma área contaminada ou a possibilidade de ocorrência de outros efeitos adversos na saúde humana decorrentes da exposição às substâncias não carcinogênicas.

Risco adicional: decorrente da exposição de uma comunidade receptora a uma contaminação, sendo que esta avaliação é feita em cenários associados a uma área contaminada. O risco é dito adicional por se tratar do acréscimo verificado nos fatores de risco já existentes na área em estudo. Pode-se citar, como exemplo, a baixa escolaridade, baixa renda, subemprego, condições precárias de saneamento que podem gerar múltiplas doenças infecciosas, subnutrição, doenças crônicas, entre outras.

Risco carcinogênico: probabilidade adicional teórica de ocorrência de câncer em função de um evento de exposição associado a uma contaminação ambiental, considerando a SQI e o caminho de exposição avaliado.

Risco ecológico: Possibilidade de ocorrência teórica de efeitos adversos nos organismos presentes nos ecossistemas.

Risco não carcinogênico: quociente que expressa a potencial ocorrência teórica de efeitos adversos não carcinogênicos à saúde, considerando a SQI e o caminho de exposição.

Risco: compreende o risco à saúde humana e risco ecológico.

Rota ou caminho de exposição: percurso desenvolvido, ou que possa ser desenvolvido, por uma substância química de interesse desde a fonte de contaminação até o receptor.

Sedimentos: material sólido desagregado, originado da alteração de rochas preexistentes e depositados na Bacia do rio Paraopeba ou transportados pela água superficial desta bacia. Podem ser encontrados no leito ou na coluna d'água.

Situação anterior: situação socioambiental e socioeconômica imediatamente anterior a 25 de janeiro de 2019.

Solo subsuperficial: fração de solo situada abaixo de 0,1 metro, incluindo solos aluvionais, coluvionais e tecnogênicos.

Solo superficial: fração de solo compreendida desde a superfície do terreno até 0,1 metro de profundidade, incluindo solos aluvionais, coluvionais e tecnogênicos.

Solo: todo material situado abaixo da superfície do terreno, incluindo o solo, conforme definido pedologicamente, e as rochas.

Substância Química de Ocorrência Natural: substâncias químicas que ocorrem naturalmente no *background* natural, que possuem gênese associada à geoquímica das rochas que formam a geologia da área em estudo.

Substâncias Químicas de Interesse (SQI): substâncias químicas detectadas em um compartimento do meio físico que apresenta níveis acima do padrão legal aplicável, ou aquela substância que não possui padrão legal aplicável para o compartimento analisado.

Unidade de exposição (UE): áreas que são estabelecidas durante a avaliação de risco e que se caracterizam por possuírem receptores que podem ser ou são expostos a cenários de exposição comuns, considerando os caminhos de exposição e contaminantes presentes.

Valor de investigação (VI): é a concentração de determinada substância em um compartimento do meio físico, alimentos de origem animal ou vegetal, acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Valor de Prevenção (VP): é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com o art. 3º do CONAMA 420 (“Art. 3º: A proteção do solo deve ser realizada de maneira preventiva, a fim de garantir a manutenção da sua funcionalidade ou, de maneira corretiva, visando restaurar sua qualidade ou recuperá-la de forma compatível com os usos previstos”).

Valor de Referência de Qualidade (VRQ): é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos.

Valores Orientadores (VO): concentrações de substâncias químicas, determinadas por meio de critérios numéricos e dados existentes na literatura científica, que visam subsidiar e definir a necessidade de que sejam executadas ações de prevenção e/ou controle da poluição. Devem nortear o gerenciamento de áreas contaminadas.

Via de Ingresso: mecanismo pelo qual uma substância química de interesse (SQI) adentra o organismo do receptor.

1 INTRODUÇÃO

Em termos ambientais, um dos grandes desafios da sociedade atual é o gerenciamento de impactos ambientais associados a grandes eventos que promovem alterações em âmbito regional na saúde e qualidade de vida das populações, bem como alterações nas condições de equilíbrio da fauna e da flora.

LANDIS e WIEGERS (1997) apud LANDIS (2005) definem a avaliação de risco em escala regional como a inclusão de múltiplos habitats, com diferentes agentes de estresse em pontos de exposição, além de diferentes características do meio físico que afetam a quantificação do risco.

ZABEO *et al.* (2011) indicam que para identificação da vulnerabilidade de receptores humanos e ecológicos em escala regional devem ser consideradas a inclusão de diferentes receptores potencialmente impactados, a inclusão de uma análise especial no gerenciamento do risco e a aplicação de metodologias que incluam técnicas de análise de decisões baseadas em multicritérios.

O rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA da Mina Córrego do Feijão, no município de Brumadinho, ocorreu em 25 de janeiro de 2019 e causou a liberação de um grande volume de rejeito de minério de ferro para o sistema fluvial e seu entorno imediato, localizado a jusante da barragem e ao longo de cursos d'água da Bacia do rio Paraopeba.

Esse rompimento acarretou alterações ambientais em escala regional, levando à necessidade do desenvolvimento de *Estudos de Avaliação de Risco Ecológico* (ARE), para avaliação dos potenciais riscos à fauna e à flora e, caso necessário, definição de estratégias de reabilitação e monitoramento ambiental.

Diversos fatores caracterizam o evento supramencionado, destacando-se:

- Caráter regional, ocasionando alterações ambientais em, aproximadamente, 320 km na Bacia do rio Paraopeba;
- Fonte primária única corresponde às barragens de B-I, B-IV e B-IVA;
- Fontes secundárias associadas ao processo de deposição da lama de rejeitos ao longo da Bacia do rio Paraopeba;
- Fontes secundárias dispostas em diferentes localidades e em diferentes compartimentos ambientais;

- Concentrações difusas de substâncias químicas (antrópicas e de ocorrência natural) não relacionadas à fonte primária (rompimento da barragem de rejeitos);
- Condições de contorno regionais de difícil fixação/caracterização;
- Múltiplos Cenários de exposição, variando do específico ao diversificado;
- Múltiplas partes interessadas.

O presente documento apresenta o projeto detalhado dos *Estudos de Avaliação de Risco Ecológico* (ARE) a serem aplicados à bacia do rio Paraopeba, o qual foi desenvolvido com base na metodologia *Risk Assessment Guidelines for Superfund (RAGS), Ecological Risk Assessment Guidance* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018). Adicionalmente, também foram utilizados conceitos técnicos descritos no *Ecological Risk Assessment Guidance* (ECCC, 2012).

Para o desenvolvimento adequado de estudos de ARE que possuam contexto regional, é fundamental que sejam estabelecidos os aspectos regionais para definição clara do *Background* Natural e das Concentrações de Referência, bem como investigar aspectos exposicionais associados às espécies potencialmente expostas. Neste documento serão apresentadas de forma detalhada as etapas de geração de dados ambientais e ecológicos, seleção e validação de dados que sirvam de base para quantificação do risco e avaliação da exposição, considerando características específicas de cada espécie potencialmente exposta; análise de ecotoxicidade detalhada e orientada ao entendimento do risco de efeitos adversos por *endpoint*² na fauna e flora, associado à exposição à múltiplos contaminantes.

Os Estudos de Avaliação de Risco Ecológico (ARE) quantificarão o risco³, considerando aspectos ligados à fauna e flora expostas ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, definindo ações de gerenciamento ambiental.

² Um *endpoint* é característico de um indivíduo/organismo a ser observado (receptor) que foi ou será afetado por agentes estressantes (estressores).

³ Conforme definido na *RAGS Ecological Risk* (US.EPA, 1997a), em estudos de ARE o risco corresponde à probabilidade da ocorrência de efeitos ecológicos adversos a uma espécie da fauna ou da flora exposta a um estressor químico, físico ou biológico associado a um evento de contaminação ambiental.

2 OBJETIVOS

O objetivo do presente projeto é apresentar o detalhamento técnico a ser aplicado para a execução dos *Estudos de Avaliação de Risco Ecológico* para a região da Bacia do rio Paraopeba, que foi impactada pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, considerando a metodologia *RAGS Ecological Risk Assessment Guidance* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018) e conceitos adicionais previstos no *Ecological Risk Assessment Guidance* (ECCC, 2012).

3 REFERENCIAL TEÓRICO

O presente documento foi desenvolvido com base nos seguintes protocolos e procedimentos técnicos:

- [1] US.EPA - Environmental Protection Agency. 1997. *Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments*. Interim Final. June.
- [2] ENVIRONMENTAL AND CLIMATE CHANGE CANADA (ECCC). 2012. *Ecological Risk Assessment Guidance. Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP)*. Canadian Minister of the Environment, Government of Canada.
- [3] US.EPA – Environmental Protection Agency. 2018. *Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance*. Washington DC.

Para suporte ao Gerenciamento de Áreas Contaminadas por Metais

- [1] RESOLUÇÃO CONAMA nº 420/2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas;
- [2] COPAM/CERH. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02/2010, de 6 de setembro de 2010, que estabelece diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas;
- [3] US.EPA - Environmental Protection Agency (2007). *Framework for Metals Risk Assessment*. Washington, DC, EPA 120/R-07/001. Março de 2007;
- [4] COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Decisão de Diretoria nº 038/2017/C. São Paulo, 2017.

Os Estudos de Avaliação de Risco Ecológico utilizam os princípios apresentados pelo *Framework for Metals Risk Assessment* (US.EPA, 2007), os quais têm como base as

propriedades fundamentais dos metais no meio ambiente, que devem ser abordadas e incorporadas em todas as avaliações de risco para metais, a saber:

- [1] Os metais são constituintes que ocorrem naturalmente no meio ambiente e suas concentrações variam regionalmente;
- [2] Todos os compartimentos do meio físico possuem ocorrências naturais de metais, sendo estes frequentemente introduzidos no ambiente como misturas;
- [3] Alguns metais são essenciais para manter a saúde adequada de seres humanos, animais, plantas e microrganismos;
- [4] Os metais, diferentemente dos produtos químicos orgânicos, não são criados nem destruídos por processos biológicos ou químicos, embora esses processos possam transformar metais de uma espécie para outra (estados de valência) e convertê-los entre formas inorgânicas e orgânicas;
- [5] A absorção, distribuição, transformação e excreção de um metal dentro de um organismo depende do metal, da forma de ocorrência do metal ou do composto metálico, e da capacidade do organismo de regular e armazenar o metal.

Conforme discutido em *Framework for Metals Risk Assessment* (US.EPA, 2007), é importante apresentar os princípios que diferenciam os compostos metálicos inorgânicos de outros produtos químicos. Esses princípios básicos merecem consideração cuidadosa ao avaliar os riscos para a saúde humana e o meio ambiente associados à exposição aos metais ou compostos metálicos e serão abordados e incorporados nos *Estudos de Avaliação de Risco Ecológico*, a serem executados para a Bacia do rio Paraopeba, no âmbito do meio ambiente. Os principais princípios básicos a serem adotados são listados a seguir.

- [1] Os metais são constituintes naturais do meio físico e variam em concentração e distribuição no ambiente em superfície e subsuperfície, sendo que:
 - Animais e plantas evoluíram na presença de metais e são adaptados a vários níveis de metais. Muitos animais e plantas exibem distribuições geográficas que refletem requisitos variáveis e tolerância a certos metais. Essas diferenças regionais em requisitos e tolerâncias devem ser lembradas ao realizar testes de toxicidade, avaliar riscos e extrapolar referenciais entre regiões que diferem naturalmente nos níveis de metais.

- Como resultado da atividade humana, os níveis atuais de metais podem ser elevados em relação aos níveis que ocorrem naturalmente. Dependendo do objetivo da avaliação de riscos, deve-se tomar cuidado para entender e distinguir entre os níveis naturais, os níveis atuais de base (isto é, fontes naturais e antropogênicas) e as contribuições de atividades específicas para os níveis atuais.
- [2] Animais se alimentam de diversas formas e com alimentos de diversas origens. Sendo assim, pode haver grande variabilidade na ingestão de alguns metais (por exemplo, em foliáceas, tubérculos, frutas, carnes ou frutos do mar), resultando em variabilidade temporal e geográfica.
- [3] Em todos os compartimentos do meio físico ou compartimentos ambientais, ocorrem misturas ou associações naturais de metais, e tais interações são aspectos importantes da avaliação da exposição de receptores ecológicos e efeitos adversos causados a essas espécies, sendo que:
- Alguns metais agem de maneira aditiva quando estão associados a outros metais; outros agem independentemente de outro metal; e outros ainda são antagônicos ou sinérgicos. Tais interações são aspectos importantes da avaliação da exposição e dos efeitos. Adicionalmente, estressores químicos (orgânicos ou não metálicos) também podem influenciar na avaliação da exposição e dos efeitos, sendo que estes poderão ser incorporados aos estudos de ARE caso na etapa de formulação do problema e desenvolvimento do modelo conceitual de exposição ecológica sejam identificadas evidências da ocorrência destes estressores químicos (orgânicos ou não metálicos).
 - Interações entre metais dentro de organismos podem ocorrer quando competem por locais de ligação em enzimas ou receptores específicos durante os processos de absorção, excreção ou sequestro, ou mesmo diretamente no *endpoint* (órgãos e sistemas).
 - A presença e a quantidade de outros metais são importantes ao realizar e interpretar testes de laboratório. A forma de ocorrência e o estado de oxidação (obtido por especiação em laboratório) dos metais de interesse para a ARE também são importantes na avaliação da exposição e dos efeitos. Neste contexto, a forma de ocorrência e o estado de oxidação poderão ser incorporados aos estudos de ARE caso na etapa de formulação do problema e desenvolvimento do modelo conceitual de

exposição ecológica seja identificada a necessidade da avaliação deles para maior detalhamento da exposição e dos efeitos.

[4] Alguns metais são essenciais para manter a saúde adequada de seres humanos, animais, plantas e microrganismos, sendo que:

- Efeitos nutricionais adversos podem ocorrer se metais essenciais não estiverem disponíveis em quantidades suficientes. Os déficits nutricionais podem ser inerentemente adversos e podem aumentar a vulnerabilidade de organismos a outros estressores, incluindo aqueles associados a outros metais.
- Quantidades excessivas de metais essenciais podem resultar em efeitos adversos se sobrecarregarem os mecanismos hemostáticos de um organismo.
- Assim, a essencialidade deve ser vista como parte da relação dose-resposta geral para os metais que se mostram essenciais e a forma dessa relação pode variar entre os organismos. Para uma determinada população, as "doses de referência" projetadas para proteger da toxicidade do excesso não devem ser definidas abaixo das doses identificadas como essenciais. As doses essenciais são tipicamente específicas da fase da vida e do sexo.

[5] A química ambiental dos metais influencia fortemente seu transporte e atenuação, bem como os efeitos nos receptores humanos e ecológicos. Ao contrário dos produtos químicos orgânicos, os metais não são criados nem destruídos por processos biológicos ou químicos. No entanto, esses processos podem transformar metais de uma espécie para outra (estados de valência) e convertê-los entre formas inorgânicas e orgânicas. Os metais também estão presentes em vários tamanhos, de pequenas partículas a grandes massas, sendo que:

- A forma do metal (espécie química, composto, matriz e tamanho de partícula) influencia a bioacessibilidade, biodisponibilidade, destino e efeitos do metal.
- A forma do metal é influenciada por propriedades ambientais, como pH, tamanho de partícula, umidade, potencial redox, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica e sulfetos voláteis ácidos.
- Certas formas de metais são usadas para avaliar a exposição e os efeitos. Por exemplo, o íon metálico livre é usado para avaliações de exposição com base na ligação competitiva do metal a locais específicos de ação no organismo.

- Os metais ligados a pequenas partículas transportadas pelo ar são de importância primordial para exposições por inalação, embora alguns metais e compostos metálicos possam existir como vapores (por exemplo, mercúrio).
- As informações desenvolvidas sobre o transporte e atenuação, bem como os efeitos de uma forma de um metal, podem não ser diretamente aplicáveis a outras formas.
- As formas organometálicas têm características diferentes dos metais inorgânicos e compostos metálicos, e os mesmos princípios e abordagens gerais para avaliação de riscos não se aplicam.

[6] A toxicocinética e a toxicodinâmica dos metais dependem do metal, da forma do metal ou do composto de metal e da capacidade do organismo de regular e/ou armazenar o metal. Esses processos geralmente são altamente dinâmicos (por exemplo, variam de acordo com a rota e a concentração de exposição, metal e organismo) e, portanto, exercem uma influência direta na expressão da toxicidade do metal, sendo que:

- Sabe-se que certos compostos metálicos se bioacumulam nos tecidos e essa bioacumulação pode estar relacionada à sua toxicidade.
- Atualmente, os dados científicos mais recentes sobre bioacumulação não suportam o uso dos valores de fator de bioconcentração (BCF) e fator de bioacumulação (BAF), quando aplicados como critérios genéricos de limiar para o potencial de risco de metais inorgânicos nas avaliações de riscos humanos e ecológicos (por exemplo, para classificação como um produto químico tóxico bioacumulável [PBT] persistente).
- Os BAF e os BCFs de valor único mantêm o maior valor para avaliações específicas do local quando a extrapolação em diferentes condições de exposição é minimizada.
- Para avaliações regionais, os BAF e os BCFs devem ser expressos em função da química dos meios e da concentração de metais para espécies determinadas (ou organismos intimamente relacionados).
- A transferência trófica pode ser uma importante via de exposição para metais, embora a biomagnificação de formas inorgânicas de metais nas redes alimentares geralmente não seja uma preocupação nas avaliações de metais.
- Modelos de bioacumulação baseados em cinética (por exemplo, DYNBAM) foram montados para descrever com precisão a bioacumulação resultante de diferentes rotas de exposição para vários metais e organismos aquáticos e devem ser considerados

como alternativas à abordagem BCF/BAF quando houver dados adequados disponíveis.

- Muitos organismos desenvolveram meios fisiológicos ou anatômicos para regular e/ou armazenar certos metais até certos níveis de exposição, de modo que os metais não estejam presentes nos organismos em uma concentração, forma ou local que possa resultar em um efeito tóxico.
- O órgão ou tecido em que ocorre o efeito tóxico do metal pode diferir do órgão ou tecido em que o metal se bioacumula e pode ser afetado pela cinética do metal. Os órgãos-alvo podem diferir por espécie, principalmente devido a diferenças na absorção, distribuição e excreção. Os efeitos no portal de entrada em um organismo são menos dependentes de processos cinéticos internos a um organismo.
- A sensibilidade aos metais varia com a idade, sexo, estado da gravidez, estado nutricional e genética (devido a polimorfismos genéticos).

4 ABRANGÊNCIA DO PROJETO

A definição da abrangência do escopo é fundamental para o desenvolvimento dos estudos de ARE para meio ambiente, haja vista a amplitude conceitual e metodológica e também a extensão territorial de influência do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA da Mina Córrego do Feijão.

O escopo territorial dos Estudos de Avaliação de Risco Ecológico para meio ambiente abrange toda a extensão da Bacia do rio Paraobeba em Minas Gerais, que foi impactada pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, desde o município de Brumadinho até a represa de Três Marias no município de mesmo nome.

O Plano de Investigação para Meio Ambiente no âmbito dos estudos de ARE deverá prever duas campanhas de amostragem do meio físico e meio biótico, sendo uma em período seco e outra em período chuvoso. Estas campanhas serão executadas para toda a extensão do escopo territorial supramencionado. O escopo dos Estudos de Avaliação de Risco Ecológico para meio ambiente abrange a aplicação integral da metodologia *Risk Assessment Guidelines for Superfund (RAGS)*, *Ecological Risk Assessment Guidance* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018), e outras metodologias adicionais que orientam as técnicas de amostragem, controle e garantia da qualidade na amostragem e análises químicas, além dos padrões legais aplicáveis (PLA).

5 PREMISSAS TÉCNICAS

A seguir serão apresentadas as premissas técnicas que fornecerão a base necessária para execução adequada dos Estudos de Avaliação de Risco Ecológico para a bacia do rio Paraopeba no âmbito do meio ambiente.

5.1 RISCO

Conforme definido no *Ecological Risk Assessment Guidance* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018), o risco corresponde à probabilidade da ocorrência de efeitos adversos em indivíduos de espécies de fauna e flora expostos a um ou mais estressores ambientais presentes em uma área contaminada por meio de um ou mais cenários de exposição ecológica.

No contexto da avaliação de risco ecológico, o risco é calculado pela quantificação e qualificação das linhas de evidência química, ecológica, ecotoxicológica e física.

Após a quantificação e qualificação de cada linha de evidência, é realizado o Balanço de Evidências - *Weight of Evidence* (WOE), com o objetivo de identificar quais evidências são as mais críticas e quais devem ser priorizadas no processo de reabilitação ambiental e monitoramento.

5.2 QUANTIFICAÇÃO DO RISCO

Serão quantificados apenas os riscos associados às substâncias químicas de interesse que estiveram localizadas em pontos de amostragem em Unidades de Exposição⁴ (UE) do tipo RCI (Região Contaminada ou Impactada). Este procedimento garante que sejam quantificados os riscos para concentrações obtidas em pontos de amostragem dentro de uma área impactada, ou seja, fora da região de *Background* Natural. Sendo assim, não serão calculados riscos ecológicos para a RBR (Região de *Background* Natural ou de Concentrações de Referência).

5.3 UTILIZAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS

Em função dos modelos conceituais de cada área de estudo ecológico e os resultados da investigação ambiental, fatores de atenuação natural obtidos de modelos de transporte de

⁴ Áreas que são delimitadas durante a Avaliação de Risco e que se caracterizam por conter receptores expostos, ou potencialmente expostos, a cenários comuns de exposição, considerando os caminhos de exposição e as substâncias químicas de interesse presentes (DD 038/CETESB, p. 13).

SQI nos compartimentos do meio físico de interesse para ARE poderão ser utilizados para auxiliar no entendimento da distribuição espacial do risco quantificado e não para quantificação de concentrações máximas nos pontos de exposição (C_{MAX}). Os referidos modelos só serão utilizados para estimar concentrações em pontos/regiões que não foram amostradas pela execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente. As concentrações a serem utilizadas para o cálculo do risco ecológico serão sempre as Máximas Concentrações no *endpoint* de avaliação (C_{MAX}) determinadas a partir de análises químicas de amostras para cada compartimento do meio físico de interesse para linha de evidência química, considerando os cenários de exposição ecológica válidos e completos.

5.4 PADRÕES LEGAIS APLICÁVEIS⁵

5.4.1 Solo Superficial e Solo Subsuperficial

A seleção das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) deverá, na ausência de lista específica para o Estado no qual se encontra a Área de Estudo Ecológico em estudo, utilizar o Valor de Prevenção (VP) previsto no CONAMA 420. Para substâncias químicas de interesse ou meios não contemplados no CONAMA 420, serão utilizados os padrões definidos no *Ecological Soil Screening Level (Eco-SSL) Guidance and Documents* (US.EPA, 2005c) e o *Region 4 Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance* (US.EPA, 2018).

5.4.2 Sedimento Superficial e Subsuperficial

A seleção das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) deverá utilizar a Resolução CONAMA n° 454, de 1° de novembro de 2012, a qual estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Para substâncias químicas de interesse ou meios não contemplados na CONAMA 454, serão utilizadas as últimas atualizações do *Region 4 Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance* (US.EPA, 2018) e *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life* (CCME, 1999).

⁵ Nos estudos de ARE será considerado no MCA_{ECO} , a cadeia trófica identificada especificamente para cada AE_{ECO} , sendo que as espécies alvo identificadas deverão ser de diferentes níveis tróficos e hábitos alimentares, auxiliando desta forma o processo de biomagnificação na cadeia trófica. Matrizes alimentares não relacionadas a cadeia trófica serão analisadas nos estudos de ARSH.

5.4.3 Água Superficial

Como valor de corte para seleção das Substâncias Químicas de Interesse (SQI), deverão ser utilizados os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e suas atualizações. Para substâncias químicas de interesse ou meios não contemplados no CONAMA nº 357/2005, serão utilizados os padrões definidos no *National Recommended Surface Water Criteria* (US.EPA, 2004) e o *Region 4 Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance* (US.EPA, 2018).

5.5 EQUIPES TÉCNICAS

Apresenta-se a seguir a estrutura de equipe proposta para a execução dos Estudos de Avaliação de Risco Ecológico:

- Especialista em avaliação de risco ecológico;
- Geólogo;
- Especialista em fauna terrestre;
- Especialista em fauna aquática e ictiofauna;
- Especialista em flora terrestre;
- Especialista em flora aquática;
- Especialista em ecotoxicologia;
- Biólogo, agrônomo ou engenheiro especialista em flora;
- Engenheiro ambiental ou gestor ambiental;
- Estatístico e geoestatístico.

A execução dos Estudos de ARE será acompanhada por profissionais de meio ambiente, ligados às Secretarias Estaduais e Municipais de Meio Ambiente do Estado de Minas Gerais. Estes profissionais estarão presentes nas etapas de coleta de dados primários em campo. A solicitação para este acompanhamento será formalmente realizada pelo Comitê Gestor Pró-Brumadinho (<https://www.mg.gov.br/pro-brumadinho>), a partir de convite escrito com previsão de data de início e término do referido acompanhamento, sendo que ficará a cargo das Secretarias Estaduais e Municipais de Meio Ambiente indicarem os profissionais que farão esse acompanhamento.

5.6 AÇÕES DE COMUNICAÇÃO PREVISTAS NOS ERSHRE

Para aplicação adequada dos ERSHRE será necessário o estabelecimento de um processo de comunicação continuado ao longo de todo projeto, fundamentado em reuniões devolutivas direcionadas para as comunidades potencialmente atingidas, reuniões de acompanhamento técnico direcionadas para os órgãos do Estado de Minas Gerais que acompanham o projeto, bem como para a equipe de auditores do Ministério Público do Estado de Minas Gerais. Associada às reuniões citadas anteriormente, as quais serão realizadas no âmbito dos estudos de ARSH e ARE, também serão necessárias ações de comunicação direcionadas para as comunidades potencialmente atingidas.

Reuniões Devolutivas e de Acompanhamento Técnico

[1] Ao final da FASE I de todas as áreas alvo e municípios especiais, serão realizadas reuniões devolutivas (DEVOLUTIVA I) para cada comunidade previamente avaliada, considerando o seguinte conteúdo:

- a. Comunicação da consolidação das preocupações de saúde da comunidade;
- b. Apresentação do Modelo Conceitual da Área para Saúde Humana no âmbito da Saúde Pública (MCA_{MS});
- c. Apresentação do Modelo Conceitual da Área para Saúde Humana no âmbito do Meio Ambiente (MCA_{MA});
- d. Apresentação do Modelo Conceitual da Área para Risco Ecológico no âmbito do Meio ambiente (MCA_{ECO});
- e. Apresentação, discussão e aprovação do Plano de Investigação para Saúde e Meio Ambiente;
- f. Apresentação, discussão e aprovação do Cronograma de Trabalho da FASE II dos ERSHRE para escala da Área Alvo e para escala da(s) comunidade(s) presente na reunião devolutiva.
- g. Definição dos memos da comunidade que acompanharão os trabalhos da FASE II dos ERSHRE para escala da(s) comunidade(s) presente na reunião devolutiva.

[2] Ao final da FASE II de todas as áreas alvo, serão realizadas reuniões devolutivas (DEVOLUTIVA II) para cada comunidade previamente avaliada, considerando o seguinte conteúdo:

- a. Apresentação e discussão dos trabalhos de campo realizados para execução do Plano de Investigação para Saúde e Meio Ambiente da FASE II dos ERSHRE para escala da(s) comunidade(s) presente na reunião devolutiva;

- b. Apresentação, discussão e aprovação do Cronograma de Trabalho da FASE III e FASE IV dos ERSHRE para escala da Área Alvo e para escala da(s) comunidade(s) presente na reunião devolutiva.
- [3] Ao final da FASE III e FASE IV de todos as áreas alvo, serão realizadas reuniões devolutivas (DEVOLUTIVA III) para cada comunidade previamente avaliada, considerando o seguinte conteúdo:
- a. Apresentação e discussão dos resultados dos Estudos de ARSH no âmbito da Saúde Pública, dos Estudos de ARSH e ARE no âmbito do meio ambiente para a Área Alvo e para a(s) comunidade(s) presente na reunião devolutiva;
 - b. Respostas às Preocupações de Saúde previamente identificadas na FASE I, para a(s) comunidade(s) presente na reunião devolutiva;
 - c. Apresentação e discussão das Medidas de Intervenção no âmbito da Saúde Pública e no âmbito do Meio Ambiente, as quais serão executadas para acompanhamento da saúde da(s) comunidade(s) presente na reunião devolutiva, bem como recuperação ambiental, monitoramento e remediação do impacto causado pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA;
 - d. Apresentação, discussão e aprovação do Cronograma de Trabalho da FASE V dos ERSHRE para escala da Área Alvo e para escala da(s) comunidade(s) presente na reunião devolutiva.

Ações de Comunicação Direcionadas

- [1] Previamente a cada reunião devolutiva descrita acima, serão realizadas ações de comunicação direcionadas para a(s) comunidade(s) que estarão presentes na reunião, com objetivo de dar ciência sobre a importância das informações a serem discutidas com a(s) comunidade(s), bem como proporcionar o engajamento dos membros desta(s) comunidade(s). Para tanto, serão utilizadas ferramentas de comunicação como “Grupos de WhatsApp” previamente montados com os líderes desta(s) comunidade(s) na etapa FASE I, fixação de cartazes informativos com o conteúdo, local e data de realização da reunião devolutiva, bem como comunicação verbal do Grupo Executor em campo junto a esta(s) comunidade(s);
- [2] Estão previstas ações de comunicação direcionadas para o entendimento continuado dos ERSHRE por parte das comunidades potencialmente atingidas pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, bem como outras partes interessadas nos estudos em questão. Estas ações serão desenvolvidas considerando linguagem apropriada para o público alvo a ser atingido, considerando as seguintes ferramentas de comunicação:
- a. Desenvolvimento de site de internet (<https://www.mg.gov.br/pro-brumadinho/pagina/projetos-detalhados-dos-estudos-de-avaliacao-de-risco->

- [saude-humana-e-risco](#)) direcionado especificamente para apresentar, esclarecer e dar transparência aos ERSHRE para todas as partes interessadas;
- b. Desenvolvimento, distribuição e fixação de cartazes para diferentes públicos alvo descrevendo de maneira didática o conteúdo dos ERSHRE, bem como demonstrando sua aplicação e importância para a parcela da sociedade atingida pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA;
 - c. Desenvolvimento e distribuição de cartilha digital descrevendo de maneira didática o conteúdo dos ERSHRE, bem como demonstrando sua aplicação e importância para a parcela da sociedade atingida pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA;
 - d. Desenvolvimento e distribuição de vídeo descrevendo de maneira didática o conteúdo dos ERSHRE, bem como demonstrando sua aplicação e importância para a parcela da sociedade atingida pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

As ferramentas de comunicação descritas acima serão utilizadas de maneira orientada para líderes comunitários, comunidades potencialmente atingidas, profissionais da vigilância sanitária e atenção básica de saúde vinculada ao Estado de Minas Gerais e aos municípios atingidos pelo rompimento, bem como outras partes interessadas nos ERSHRE.

6 EXCLUSÕES E LIMITAÇÕES

Esta seção apresenta os itens considerados ou não nos Estudos de Avaliação de Risco Ecológico a serem desenvolvidos para a Bacia do rio Paraopeba.

Itens fora do escopo:

- [1] Os Estudos de ARE **não consideram** a caracterização do nexo de causa associado a valores resultantes da avaliação de risco ecológico (nexo de causa entre exposição e doença/efeito adverso) para a metodologia RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018). Sendo assim, não serão avaliados os nexos causais associados à quantificação do risco ecológico.
- [2] Os Estudos de ARE **não consideram** para a linha de evidência química, concentrações em pontos de exposição ecológico (PDE) obtidas por modelagem matemática. As concentrações utilizadas para quantificação do Quociente de Risco (QR) serão as máximas concentrações obtidas nos *endpoints* de medição.

Itens do escopo:

- [1] Os Estudos de ARE **consideram** a avaliação da ocorrência de substâncias químicas de interesse na área estudada e sua relação (nexo de causalidade) com o rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA. Essa avaliação inclui o levantamento dos níveis de concentrações basais na área estudada, comparação com concentrações em localidades de referência e avaliação da distribuição espacial das concentrações.
- [2] Os Estudos de ARE **consideram** que para quantificação do Quociente de Risco (QR) poderão ser considerados o NOAEL, LOAEL, ou tratamento estatístico ANOVA para definição de um Valor de Referência Tóxica, conforme definido no RAGS *Ecological Risk* (US.EPA 1997a; US.EPA, 2018).

7 Fontes Primárias Potenciais Ligadas ao Rompimento

O “Plano Integrado de Gerenciamento de Rejeitos e Resíduos Carreados pelo Rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA” tem o objetivo de estabelecer os procedimentos e critérios técnicos a serem adotados no manejo dos rejeitos e gestão dos resíduos e rejeitos provenientes das escavações na “zona quente”, localizada na Bacia do Ribeirão Ferro-Carvão.

No documento citado acima, a gestão de resíduos e rejeitos seguem as seguintes premissas:

- Deve atender aos requisitos legais aplicáveis, consonante com a Política Nacional e Estadual de Resíduos Sólidos, principalmente no que se refere às condições de destinação final;
- Os rejeitos advindos da ruptura foram caracterizados e classificados como não perigosos, conforme Capítulo 4 do documento citado;
- Os resíduos com potencial de contaminação devem ser segregados na fonte geradora, ou seja, na “zona quente”, antes do envio para seus respectivos DIR's.

Os principais resíduos encontrados na área de escavação “zona quente” são:

1. Resíduos diversos, como madeira, dormentes;
2. Rejeito contaminado com óleos, graxas e/ou combustíveis;
3. Resíduos da construção civil;
4. Tambores, bombonas e tanques;
5. Veículos leves, como caminhonetes, veículos pequenos, ônibus, vans, ambulâncias;
6. Veículos pesados, como caminhões, carretas, foras de estrada, guindastes
7. Máquinas (trator, retroescavadeira, motoniveladora etc.);
8. Equipamentos como locomotivas, transformadores, cilindros, GPL, caçamba, perfuratrizes, plataformas elevatórias, cilindros hidráulicos, containers, inversores e máquinas de solda, painéis elétricos, bombas hidráulicas, baterias, empilhadeiras de cargas, pneus inservíveis, entre outros.

A localização destes resíduos, não relacionados ao rejeito de minério de ferro que estava presente na Barragem B-I da Mina Córrego do Feijão antes de seu rompimento, são classificados como Fontes Primárias Potenciais Ligadas ao Rompimento. Sendo assim, serão

mapeadas a partir dos dados secundários gerados no Plano Integrado de Gerenciamento de Rejeitos e Resíduos Carreados pelo Rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, e serão integrados ao Modelo Conceitual para Meio Ambiente (MCA_{EC}).

Uma vez executado o descrito no item 6.6 (Gestão e Manejo dos Resíduos com Potencial de Contaminação) do Plano Integrado de Gerenciamento de Rejeitos e Resíduos Carreados pelo Rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, os dados gerados serão incorporados aos estudos de ARE e será desenvolvido um Plano de Investigação para Meio Ambiente específico para estas regiões.

As fontes primárias potenciais ligadas ao rompimento serão identificadas, qualificadas e listadas no MCA_{EC}. Neste caso, estas fontes também serão investigadas a partir do plano de amostragem definido no Plano de Investigação para Meio Ambiente. Sendo assim, não haverá necessidade de desenvolvimento de um plano específico para estas fontes primárias.

Em alguns casos, em função do avanço da escavação, remoção e destinação dos rejeitos oriundos do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, estas fontes primárias ainda não foram identificadas, qualificadas e removidas, já que muitas delas estão soterradas e o processo de escavação irá expô-las para posterior investigação. Neste caso, se o projeto estiver adiantado no momento da descoberta destas fontes primárias, será desenvolvido um Plano de Investigação para Meio Ambiente específico para essas fontes. Os resultados da execução desse plano serão consolidados e inseridos no estudo de ARE.

Neste contexto, as Fontes Primárias Potenciais Ligadas ao Rompimento identificadas e avaliadas pelo Plano Integrado de Gerenciamento de Rejeitos e Resíduos passarão a fazer parte dos Estudos de Avaliação de Risco Ecológico.

Adicionalmente, o Plano de Reparação da Bacia do rio Paraopeba será utilizado para correlação dos limites da Área de Estudo a serem estudadas, com a área de abrangência dos impactos previamente identificados pelo referido plano, visando estabelecer a correlação desses impactos com a quantificação do risco ecológico.

8 ÁREAS DE ESTUDO ECOLÓGICO (AE_{ECO})

As Áreas de Estudos Ecológicos (AE_{ECO}) são regiões representadas espacialmente, delimitadas pelos biomas que ocorrem em toda extensão da região impactada, fitofisionomias presentes em cada bioma identificado e das espécies de fauna e flora associadas a cada fitofisionomia. Sendo assim, o procedimento de segmentação das AE_{ECO} visa dividir a área impactada a partir dos biomas e da vegetação (fitofisionomia) presente na Bacia do rio Paraopeba.

A determinação preliminar das AE_{ECO} se dará considerando as seguintes camadas de informação:

- Limites dos biomas identificados na Bacia do rio Paraopeba considerando a extensão impactada;
- Limites das diferentes coberturas vegetais (fitofisionomias) considerando os biomas identificados;
- Distribuição espacial das espécies de fauna terrestre e aquática, considerando as fitofisionomias identificadas;
- Distribuição espacial das espécies de flora terrestre e aquática considerando as fitofisionomias identificadas;
- Avaliação da mobilidade das espécies de fauna dentro de cada fitofisionomia identificada;
- Identificação de espécies em naturais, exógenas, em extinção, exóticas, raras, sensíveis, migratórias, entre outras, conforme abaixo:
 - **Espécie nativa:** é a espécie com ocorrência de forma natural em um determinado ecossistema ou região (VIEIRA *et al.* 2015).
 - **Espécie exótica:** é a espécie que ocorre em um determinado ecossistema ou região que não faz parte da sua área de distribuição original. (VIEIRA ET AL. 2015)
 - **Grau do risco de extinção:** refere-se a cada uma das categorias da IUCN utilizadas para definir o risco de ameaça sobre um táxon (ICMBIO, 2018).

- **Espécies migratórias:** espécies que se deslocam entre duas áreas geográficas distintas durante o período reprodutivo (HARVEY; CAROLSFELD, 2003).
- **Espécies raras** – espécies pouco frequentes e baixa abundância na área considerada (MAGURRAN, 2011)
- **Espécies sensíveis** – espécies com suscetibilidade elevada à mortalidade de adultos em uma população, em resposta a um distúrbio ou estresse (van TREECK *et al.*, 2020).

Para isso será usado o mapa de Biomas do Brasil (IBGE, 2019) e a cobertura vegetal mapeada a partir do mapa de vegetação do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA).

Adicionalmente, serão usados os mapas Hipsométricos e Hidrográficos de Minas Gerais disponíveis na base de dados secundários a serem consolidados na primeira etapa dos ERSRE, o QF e o manual técnico da vegetação brasileira do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Neste contexto serão estabelecidos os diferentes tipos de formações dentro de cada vegetação.

Serão segmentadas preliminarmente todas as Áreas de Estudo Ecológico (AE_{ECO}) visando o estabelecimento de uma região preliminar para estes estudos, sendo que estas não servirão como limitante para o desenvolvimento da etapa de formulação do problema, ou seja, os limites da AE_{ECO} previamente definidos poderão ser redefinidos em função da execução desta etapa e da realização das expedições de campo para validação da extensão dos biomas, ocorrência das fitofisionomias e identificação das espécies de fauna e flora previamente levantadas a partir da base de dados secundários.

9 AVALIAÇÃO E VALIDAÇÃO DE DADOS AMBIENTAIS

A Avaliação e Validação de Dados Ambientais será executada ao final da etapa de Compilação e Análise de Dados e ao final da execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente. Sendo assim, neste item, serão descritas as metodologias para avaliar e validar os dados secundários obtidos na etapa de Compilação e Análise de Dados e os dados primários obtidos pela execução do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente.

A **primeira tarefa** da Avaliação e Validação de Dados Ambientais consiste na validação dos dados secundários disponíveis para os compartimentos do meio físico, fauna e flora, considerando as rotas de exposição definidas como validas no MCA_{ECO}, tarefa esta que será executada após a etapa de Compilação e Análise de Dados (ver seção 10.1.2 – Validação de Dados Secundários). As seguintes fontes de dados ambientais serão utilizadas:

- Programas de Monitoramento e estudos de caracterização ambiental executados para acompanhamento da qualidade ambiental da região atingida;
- Dados de monitoramento de órgãos regulatórios (ex.: IGAM, IEF, FEAM, IEMA);
- Dados relacionados ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA coletados por especialistas do Ministério Público;
- Estudo de Biodiversidade desenvolvido para a bacia do rio Paraopeba;
- Trabalhos acadêmicos (ex.: Universidades, Órgãos de Pesquisa);
- Outros relatórios técnicos, estudos e artigos técnico-científicos publicados.

Para matrizes ambientais que possuem variação temporal e sazonal, como água superficial e sedimentos, deverão ser priorizados dados coletados no âmbito de programas de monitoramento como: o Plano de Monitoramento da Qualidade da água do rio Paraopeba; monitoramento de águas superficiais do Estado de Minas Gerais executado pelo IGAM; Programa de diagnóstico de danos ambientais sobre meio biótico atualmente desenvolvido para a bacia do rio Paraopeba pela Amplo. Quando disponíveis, serão consolidados dados de amostras coletadas nas três regiões de exposição definidas para a Área de Estudo Ecológico em estudo: Região Contaminada ou Impactada (RCI) e Região de *Background* Natural ou de Concentrações de Referência (RBR).

Entende-se que a amostragem na RCI permitirá identificar qualquer substância que esteja acima do padrão legal aplicável (PLA) e que possa ter relação com o rompimento das

barragens B-I, B-IV e B-IVA, incluindo o grupo de substâncias que podem ter sido remobilizadas pelo evento.

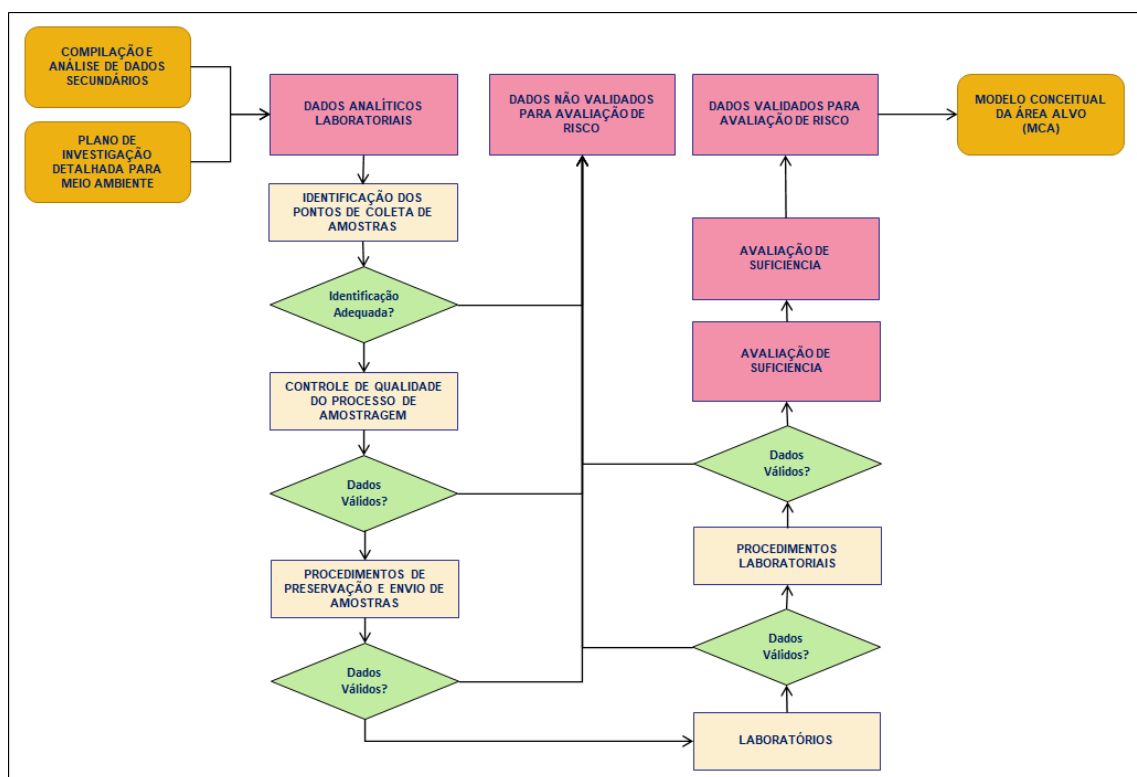
A **segunda tarefa** da Avaliação e Validação de Dados Ambientais consiste na validação dos dados gerados pela execução do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente.

A Avaliação e Validação de Dados Ambientais (secundários e primários) será dividida nas seguintes etapas:

- Dados Analíticos Laboratoriais;
- Dados do Meio Físico;
- Dados Ecológicos e Ecotoxicológicos;
- Avaliação de suficiência e Representatividade.

Na **Figura 1** estão representadas as etapas resumidas da metodologia de avaliação.

Figura 1 – Fluxograma da Metodologia



É importante ressaltar que a Avaliação e Validação de Dados Ambientais é executada em dois momentos dos estudos de ARE com base no RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018), a saber:

- Ao final da etapa de Compilação e Análise de Dados;
- Ao final da execução do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente.

Para o desenvolvimento da etapa de Avaliação e Validação de Dados Ambientais será levada em consideração a temporalidade da geração dos dados ambientais secundários e primários, principalmente dados associados ao processo de amostragem dos diferentes compartimentos do meio físico e biótico para realização de análises químicas laboratoriais.

9.1 Dados Analíticos Laboratoriais

Para cada conjunto de dados secundários obtidos na etapa de Compilação e Análise de Dados Secundários (seção 10.1.1), bem como dados primários gerados pela execução do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente, serão realizadas as seguintes tarefas de validação, conforme descrito no documento *Guidance for Data Usability in Risk Assessment – Part A* da US.EPA (1991). A **Tabela 1** apresenta a consolidação dos principais procedimentos e metodologias que serão utilizadas para validação dos dados analíticos laboratoriais.

Tabela 1 – Procedimentos e metodologias utilizadas para validação dos dados analíticos laboratoriais

REFERÊNCIA	SOLO		SEDIMENTO		ÁGUA		POEIRA DOMICILIAR	COMUNIDADES AQUÁTICAS	VEGETAIS	ANIMAIS	RESÍDUOS
	SUPERFICIAL	SUBSUPERFICIAL	SUPERFICIAL	SUBSUPERFICIAL	SUPERFICIAL	SUBSUPERFICIAL					
Guia Nacional de coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (2011): Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos.			X	X	X			X			
NORMA ABNT NBR 16.435/2005	X	X	X	X	X	X	X				
Field Sampling Procedures Manual (USEPA, 2005)	X	X	X	X	X	X					
Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies (USEPA, 2005)	X	X									
Capítulo 5.4 do RAGS da USEPA (1989a)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
MOLLER, M. R. F., et al. Análises de tecido vegetal: manual de laboratório. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 1997									X		
ASTM, 2016. D7144. Standard Practice for Collection of Surface Dust by Micro-vacuum Sampling for Subsequent Metals Determination: Poeira Domiciliar							X				
ASTM, 2017. D5438 - 17. Standard Practice for Collection of Floor Dust for Chemical Analysis: Poeira Domiciliar							X				
SES-PR. Secretaria de Estado de Saúde do Paraná (2007). Manual de coleta de amostras de ovos										X	
ANVISA. Procedimentos Operacionais Padrão (POP) - PROGRAMA DE ANÁLISE DE RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM ALIMENTOS - Gerência Geral de Toxicologia, 2008											
Ministério da Agricultura. MANUAL DE COLETA DE AMOSTRAS DO PLANO NACIONAL DE CONTROLE DE RESÍDUOS E CONTAMINANTES EM PRODUTOS DE ORIGEM VEGETAL, 2013									X		
Agência de Defesa Agropecuária do Paraná. MANUAL DE PROCEDIMENTOS PARA AMOSTRAGEM DE PRODUTOS AGRÍCOLAS PARA ANÁLISE DE RESÍDUOS, 2014									X		
Ministério da Agricultura. Plano de amostragem e os limites de referência para o Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos de Origem Animal										X	
Ministério da Agricultura. Manual de coleta de amostras do Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos /MAPA									X	X	
Ministério da Agricultura. Plano nacional de controle de resíduos e contaminantes/Animal										X	
Ministério da Agricultura. Manual de procedimentos para laboratórios - Área de microbiologia e físico-química de produtos de origem animal.										X	
Agriculture Victoria/Australia. Sampling soil, vegetables, fruit and grain for residue testing	X								X	X	
Normas NBR 10.004 (Resíduos sólidos – Classificação)	X										X
Normas NBR 10.007 (Amostragem de resíduos sólidos)	X										X

1. Identificação dos pontos de coleta de amostras

Para a validação desse item, inicialmente, serão identificadas as coordenadas dos pontos de coleta de amostra que foram reportadas. A partir dessa identificação será avaliado se as coordenadas reportadas permitem o georreferenciamento dos pontos de coleta e se esses pontos estão localizados dentro dos limites da Área de Estudo Ecológico (AE_{ECO}) em estudo.

Na impossibilidade de georreferenciamento dos pontos de coleta, esses pontos e seus respectivos dados não serão utilizados em um primeiro momento. Nesses casos, com o objetivo de não descartar nenhum dado disponível para a Área de Estudo Ecológico em estudo, será feito contato com a equipe responsável pela produção dos dados para verificar a possibilidade de obtenção da identificação e coordenadas corretas que possam ser georreferenciadas.

2. Controle de Qualidade do Processo de Amostragem

Os procedimentos de controle e garantia da qualidade do processo de amostragem e preservação de amostras utilizadas para geração de cada conjunto de dados serão avaliados

para garantir que foram utilizadas as metodologias nacionais e internacionais adequadas para cada compartimento do meio físico e biótico amostrado. Para compartimentos que não possuem procedimentos nacionais de amostragem e preservação, serão utilizadas referências internacionais. Os procedimentos de coleta a serem priorizados são apresentados neste documento.

No caso de amostragem de rejeitos puros (sem mistura com solo ou sedimento), estes serão considerados resíduos, conforme orientação das NBR ABNT 10.004 e 10.007. Sendo assim todo o processo de amostragem, bem como controle e garantia da qualidade deverão seguir as NBR ABNT supramencionadas. Caso os dados secundários disponíveis sobre a caracterização do rejeito associado ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA não sejam suficientes para auxiliar na avaliação espacial da contaminação, definição de regiões de *Background* Natural ou Concentrações de Referência, bem como identificação do nexo de causa, será prevista a aquisição de amostras adicionais de rejeitos para estas finalidades. Esta previsão, sempre que necessária, deverá constar no Plano de Investigação para Meio Ambiente (10.1.4).

Resultados analíticos para amostras de rejeito puro poderão ser utilizadas para quantificação do risco para rotas de exposição validas e completas associadas ao contato direto de trabalhadores com rejeito, que estejam atuando nas obras de reparação dos impactos causados pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

Adicionalmente, será avaliado se as amostras coletadas para os compartimentos sedimento, solo e água superficial são adequadas para utilização em estudos de Avaliação de Risco Ecológico. Para esse fim, as seguintes referências serão utilizadas:

- Capítulo 4 do *Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund* da US.EPA (1997a);
- Capítulo 2 do *Ecological Risk Assessment Guidance* (ECCC, 2012).

Serão observados se procedimentos de controle e garantia de qualidade da amostragem foram utilizados para a coleta das amostras. Os seguintes documentos serão utilizados como referência de procedimentos de controle e garantia de qualidade da amostragem:

- Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (2011);
- Norma ABNT NBR 16435 de 2015;

- *Field Sampling Procedures Manual* (US.EPA, 2005a)
- *Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies* (US.EPA, 2005c);
- Capítulo 5.4 do RAGS da US.EPA (1989a).

Neste contexto, partindo da aplicação metodológica dos documentos supramencionados, serão realizadas minimamente as seguintes análises:

- Os métodos de coleta e amostragem devem estar de acordo com a norma utilizada, quando aplicável, e claramente descritos no relatório ou nos laudos laboratoriais. Ressalta-se que os procedimentos devem seguir, preferencialmente, normas nacionais. Quando não há normas nacionais ou internacionais, é necessário que o procedimento aplicado seja detalhadamente descrito e esteja alinhado com o procedimento proposto neste documento;
- Os métodos de acondicionamento, transporte, recebimento e analíticos devem ser citados/descritos no relatório ou nos laudos laboratoriais e devem estar de acordo com o estabelecido na norma técnica ou guia previamente aceitos pelo órgão ambiental do estado de Minas Gerais (MG), considerando a matriz e o parâmetro analisado;
- As coletas de amostras de controle (campo, equipamento, viagem e temperatura) e branco devem ter sido obrigatoriamente obtidas no processo de aquisição de amostras em número adequado para cumprimento da metodologia nacional, ou em sua ausência, metodologia internacional aceita pelo órgão ambiental do estado de Minas Gerais (MG), considerando a matriz e o parâmetro analisado. As amostras de controle de qualidade serão avaliadas e validadas quanto à presença de concentrações anômalas, representatividade do lote controlado e confiabilidade dos resultados.
- Todas as informações sobre a coleta, amostragem e análise em laboratório devem ser registradas em cadeia de custódia (COC) e/ou ficha de campo. É necessário que esses documentos sejam apresentados devidamente preenchidos para que sejam avaliados e validados. Seguindo, então, o proposto na norma ABNT NBR 16435, a ficha de campo ou COC deve apresentar:
 - a. Identificação do projeto, nome e endereço da área de interesse;
 - b. Empresa responsável pela coleta;

- c. Identificação e assinatura do técnico responsável pela coleta;
- d. Identificação e assinatura do responsável pelo transporte;
- e. Identificação e assinatura do técnico responsável pelo recebimento das amostras no laboratório;
- f. Identificação da amostra;
- g. Identificação da matriz a ser analisada;
- h. Parâmetros de interesse a serem analisados;
- i. Quantidade de frascos utilizados por amostra;
- j. Especificação dos preservantes eventualmente utilizados;
- k. Data e horário de amostragem;
- l. Data e horário de entrega ao laboratório;
- m. Temperatura de chegada ao laboratório.

Serão avaliadas as amostras coletadas para branco de campo, considerando uma por atividade ou a cada lote de 10 amostras. Já os brancos de equipamento devem ter sido coletados toda vez que o equipamento for utilizado e, por fim, as duplicatas devem representar 5% do total de amostras.

Serão consideradas representativas as amostras de branco de equipamento, campo e viagem sempre que se enquadrem no seguinte processo de validação:

- Será realizada a verificação analito analisado ocorre em concentrações na Amostra Branco acima do LQ (Limite de Quantificação):
 - Se sim, será verificado se 5x a concentração do metal na Amostra Branco é maior do que a menor ocorrência do metal nas outras amostras do lote:
 - Se sim, branco indica problemas de Qa/Qc no processo de amostragem do lote;
 - Se não, branco não indica problemas de Qa/Qc na amostragem do lote.

As amostras duplicatas serão consideradas suficientes uma vez que representam mais de 5% do total de amostras. Serão consideradas normais variações de amostras duplicatas na

ordem de 20% (ANA, 2011) entre o Resultado Original (R1) e o Resultado da Duplicata (R2), através da fórmula para variações entre resultados (RPD):

$$RPD = \left[\frac{(R1 - R2)}{\frac{(R1 + R2)}{2}} \right] \times 100$$

Também serão utilizados outros critérios em função da heterogeneidade amostral. US.EPA (2018) avalia variações em matrizes aquosas e não aquosas entre o Resultado Original (R1) e o Resultado da Duplicata (R2) para amostras com concentração superior ou igual a cinco vezes o LQ, dados os seguintes critérios, para matrizes não aquosas:

- $RPD < 50\%$, as duplicatas são válidas;
- $RPD \geq 50\%$, as duplicatas são avaliadas como:
 - $|R1-R2| \geq 2*LQ$, o resultado da amostra é impreciso e deve ser discutido com ressalva;
 - $|R1-R2| < 2*LQ$, as duplicatas são válidas.

3. Procedimentos de preservação e envio de amostras

A validação desse item ocorrerá por meio da avaliação das fichas de campo ou cadeias de custódia (COCs) das campanhas de amostragem de cada conjunto de dados a ser validado. A preservação e envio de amostras serão validados quando as cadeias de custódia e o *check-list* de recebimento de amostras forem apresentados devidamente assinados pelo laboratório utilizado para as análises químicas.

Quando as cadeias de custódia e o *check-list* de recebimento de amostras não estiverem disponíveis, para que não se descarte nenhum dado disponível para a AE_{ECO} em estudo, a equipe responsável pela produção dos dados será contatada para verificar a documentação disponível que comprove a validação dos procedimentos de preservação e envio de amostras.

4. Laboratórios

Para validação deste item, a acreditação do laboratório utilizado para análises químicas e seu respectivo escopo de acreditação serão avaliadas, tendo como referência a ABNT NBR ISO 17025:2017. Essa avaliação visa garantir que o laboratório utilizado possui escopo de acreditação ou aceitável para análises químicas de todas as substâncias químicas a serem analisadas em todos os compartimentos do meio físico e matrizes ambientais a serem amostradas. A seguinte regra está prevista para esta avaliação nos estudos de ARE:

- Serão aceitos para fins de Avaliação de Risco Ecológico, considerando de todas as amostras obtidas em campo para os diferentes compartimentos do meio físico e matrizes ambientais, os resultados analíticos laboratoriais emitidos por laboratórios acreditados pela norma ABNT NBR ISO 17025:2017.
- Caso as análises químicas, ensaios toxicológicos e ensaios ecotoxicológicos que tenham sido realizadas em laboratórios particulares (nacionais e internacionais) ou laboratórios de universidades (para trabalhos acadêmicos), que não possuam acreditação conforme ABNT NBR ISO 17025:2017, esses resultados não poderão ser aceitos como válidos diretamente para fins de Avaliação de Risco. Primeiramente será verificado se para as análises e ensaios supramencionados existe laboratórios internacionais que possuam acreditação conforme ABNT NBR ISO 17025 e caso sejam identificados, as análises serão realizadas nos laboratórios internacionais com acreditação. Caso não sejam identificados laboratórios internacionais que possuam acreditação conforme ABNT NBR ISO 17025, poderão ser aceitos resultados de laboratórios sem acreditação ABNT NBR 17025:2017, desde que seja feita validação dos procedimentos laboratoriais com base nos critérios estabelecidos por essa norma com emissão de parecer técnico de profissional especialista, e seja apresentado o Manual de Boas Práticas Laboratoriais - BPL conforme NIT-DICLA-035, para avaliar a possibilidade de validação dos resultados analíticos laboratoriais. A avaliação descrita neste item só poderá ser realizada e considerada como válida após aprovada individualmente (caso a caso) pelos Órgãos Fiscalizadores do Estado de Minas Gerais que estão envolvidos no ERSHERE. No caso da existência de laboratórios nacionais que possuam acreditação conforme ABNT NBR ISO 17025 para as análises e ensaios supramencionados, este parágrafo não se aplica.

- Caso sejam necessárias análises químicas específicas para as quais não exista no Brasil laboratório acreditado pela norma ABNT NBR ISO 17025:2017, serão aceitos para fins de Avaliação de Risco Ecológico, resultados analíticos de laboratórios nacionais e internacionais não acreditados para estas análises químicas específicas. Desde que os critérios de avaliação descritos no item anterior sejam satisfeitos. A avaliação descrita neste item só poderá ser realizada e considerada como válida após aprovada individualmente (caso a caso) pelos Órgãos Fiscalizadores do Estado de Minas Gerais que estão envolvidos no ERSHRE.

5. Procedimentos Laboratoriais

A validação desse item será feita com base nos métodos analíticos utilizados para a determinação das concentrações das substâncias químicas a serem analisadas, bem como os métodos de preparação das amostras. Será garantido que os métodos analíticos utilizados pelos diferentes conjuntos de dados são comparáveis, incluindo a verificação de ensaios de recuperação, quando disponíveis.

Adicionalmente, serão avaliados os limites de quantificação e detecção dos métodos analíticos utilizados, garantindo-se que: os limites de quantificação da amostra (LQ) são inferiores aos Padrões legais Aplicáveis à matriz analisada; os limites de detecção (LD) sejam disponibilizados sempre que disponíveis; na ocorrência de resultados inferiores ao LQ, ou seja, quando a concentração de um determinado composto não pode ser determinada com o nível de confiança máximo do método analítico, que seja reportado se houve ou não detecção do composto.

Neste contexto, serão avaliados minimamente os seguintes itens:

- Todos os laudos analíticos laboratoriais devem ser apresentados no documento;
- Os laudos laboratoriais, segundo ABNT (2015) devem apresentar valores de recuperação de traçadores (*surrogates*), valores adicionados e recuperados no branco fortificado do laboratório (*spike*), com a unidade, incerteza de medição para cada resultado reportado e branco de método (deve ser inferior ao limite de quantificação);

- Os limites de detecção ou quantificação dos métodos analíticos devem estar expressos no documento. É imprescindível que os limites de quantificação dos métodos analíticos sejam inferiores aos Padrões Legais Aplicáveis.
- É indispensável que no laudo analítico ou em documento oficial expedido pelo laboratório, seja declarado o método de preparação das amostras utilizado. Entre os principais métodos de preparação de amostras para análise química podem ser listados:
 - Digestão ácida: ácido nítrico (HNO₃), ácido clorídrico (HCl), peróxido de hidrogênio (H₂O₂), ácido fluorídrico (HF); ácido sulfúrico (H₂SO₄) e ácido fosfórico (H₃PO₄); digestão por aquecimento convencional; Digestão por micro-ondas; digestão por pressão; digestão por forno mufla;
 - Dissolução em meio aquoso;
 - Abertura por fusão, entre outros.
- Não serão aceitas amostras preparadas com método de extração total do metal.

9.1.1 Critérios de Validação de Dados Secundários⁶

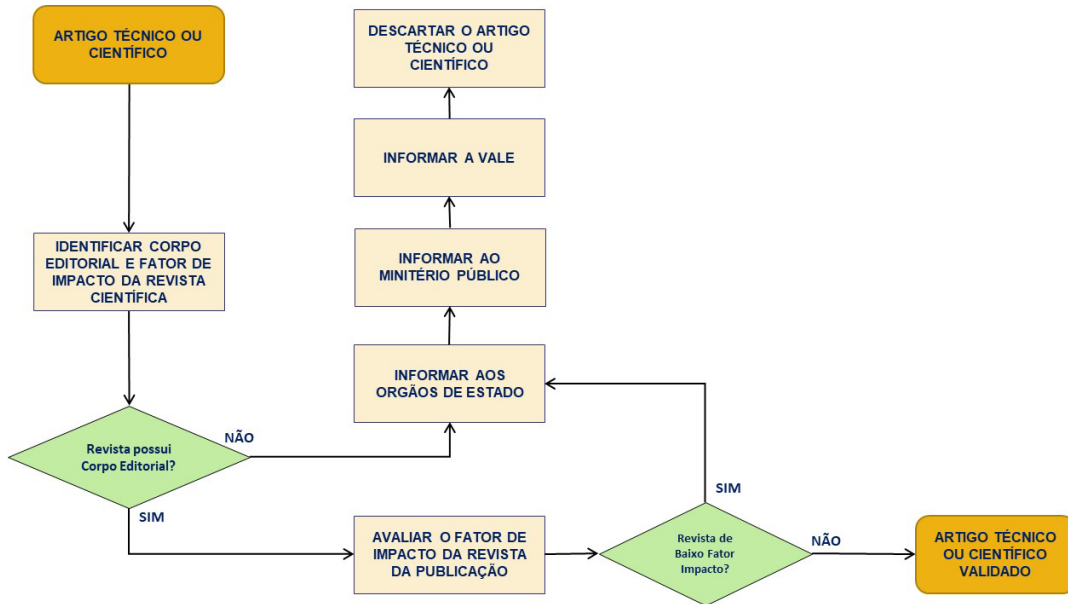
Ao final da verificação dos itens descritos acima, serão executadas tarefas com objetivo de validação, validação com ressalvas ou invalidação⁷ dos dados avaliados para efeitos dos ERSHRE. Os seguintes critérios de validação serão adotados.

1. Artigos Técnicos e Científicos

O fluxograma abaixo apresenta o processo de validação para Artigos Técnicos e Científicos, sendo os critérios apresentado a seguir.

⁶ Esta sessão foi adaptada para atendimento das Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.

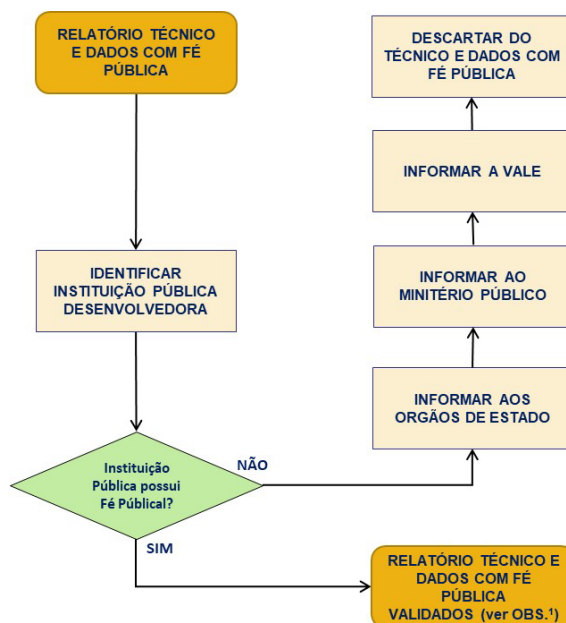
⁷ A invalidação de dados secundários está tão somente relacionada a aplicabilidade dos dados consolidados para efeito do desenvolvimento dos ERSHRE, não influenciando em sua aplicação nos relatórios originais onde estes foram obtidos, bem como não definindo juízo de valor sobre a qualidade dos estudos, relatórios e projetos avaliados para formar a base de dados secundários prevista no presente projeto.



- Revista ou periódico no qual a publicação foi realizada deve ter Corpo Editorial, ou seja, pesquisadores de diferentes áreas do conhecimento a partir de suas especialidades formam um grupo diversificado para realizar a revisão dos trabalhos científicos, baseada em critérios acadêmicos e científicos.
- Revista ou periódico no qual a publicação foi realizada deve ter Fator de Impacto (método usado para qualificar as revistas científicas com base nas citações que ela recebe - $FI = \frac{N^{\circ} \text{ Citações}}{N^{\circ} \text{ Publicações}}$ acima de B2 (a partir de 0,8).

2. Relatórios Técnicos e Dados Com Fé Pública

O fluxograma abaixo apresenta o processo de validação para Relatórios Técnicos e Dados com Fé Pública, sendo os critérios apresentado a seguir.



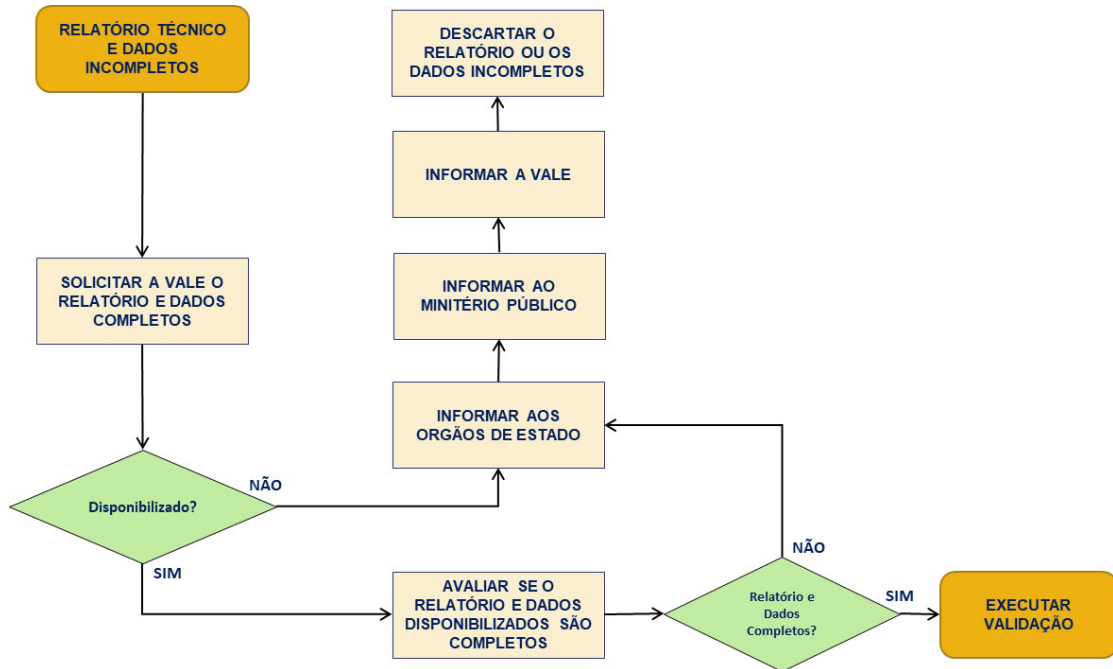
Fé Pública é o termo jurídico que denota um crédito que deve ser dado, em virtude de lei expressa, aos documentos e certidões emitidos por alguns servidores públicos ou pessoas com delegação do poder público no exercício de suas funções, reconhecendo-os como fidedignos.

- Órgãos federais de Estado;
- Órgãos estaduais de Estado;
- Órgãos municipais de Estado;
- Universidades.

OBS.¹: Caso o Laboratório de Análises Químicas utilizado pela Instituição com Fé Pública não seja ISO NBR 17025, a Empresa Executora buscará informações de Qa/Qc e BPL (NIT-DICLA-035) para avaliar a possibilidade de validação dos resultados analíticos laboratoriais.

3. Relatórios Técnicos e Dados Incompletos

O fluxograma abaixo apresenta o processo de validação para Relatórios Técnicos e Dados Incompletos, sendo os critérios apresentado a seguir.

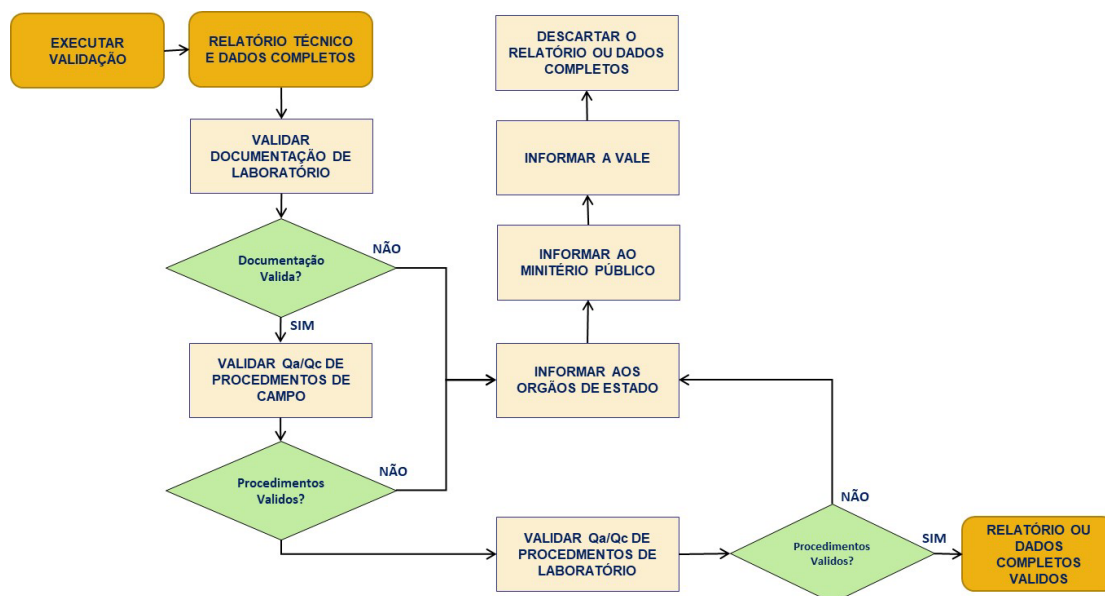


Relatórios e dados serão classificados como incompletos quando ocorrer:

- Ausência de relatório;
- Ausência de laudos laboratoriais;
- Ausência de descrição metodológica;
- Ausência de ficha de campo ou cadeia de custódia;
- Ausência de *check list* de recebimento;
- Ausência de anexos;
- Ausência de responsabilidade técnica.

4. Relatórios Técnicos e Dados Completos

O fluxograma abaixo apresenta o processo de validação para Relatórios Técnicos e Dados Completos, sendo os critérios apresentado a seguir.



Abaixo são apresentados os critérios para validação de relatórios e dados completos.

CRITÉRIO	RESPOSTA	VALIDAÇÃO POSSÍVEL	ANÁLISE
1. DOCUMENTAÇÃO DE LABORATÓRIO			
1.1. Laboratório Acreditado?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Laudo
1.2. Cadeia de Custódia Adequada (assinadas e completa)?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote
1.3. Check List de Recebimento Presente?	SIM / NÃO	Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote
1.4. Check List de Recebimento Adequado?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote
1.5. Holding Time Obedecido para a Matriz e Preservante?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
1.6. Amostra Identificada e georreferenciada?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Amostra
1.7. Temperatura fora da faixa adequada (4°C ± 2)?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
1.8. Frascarias Adequada para Matriz Coletada?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
1.9. Método de Extração (sequencial ou não) Adequado?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado / Aprovado com Ressalva	Laudo
1.10. Limite de Quantificação maior de Padrão Legal Aplicável?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
1.11. Controle e Garantia da Qualidade laboratorial Presente?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Laudo

CRITÉRIO	RESPOSTA	VALIDAÇÃO POSSÍVEL	ANÁLISE
2. QA/QC DE AMOSTRAGEM E DE TAREFAS DE CAMPO			
2.1. Método de Amostragem Previsto em Metodologia Aplicável descrita nacional, internacional ou nos EARSHRE?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Laudo
2.2. Equipamento de Amostragem Adequado a Metodologia Aplicável descrita nacional, internacional ou nos EARSHRE?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote
2.3. Acondicionamento e Transporte das Amostras Adequado a Metodologia Aplicável descrita nacional, internacional ou nos EARSHRE?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote
2.4. Evidências de Campo que comprovem o processo de amostragem presentes no Relatório Técnico?	SIM / NÃO	Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote
2.5. Amostras Georreferenciadas e Identificadas, bem como correlacionáveis entre Relatório Técnico e Laudo Analítico?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.6. Amostras Duplicatas Realizadas?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.7. Critérios de Qa/Qc Validados para as Amostras Duplicatas?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.8. Amostras Duplicatas em Quantidade Adequada a Metodologia descrita nacional, internacional ou nos EARSHRE?	SIM / NÃO	Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote

CRITÉRIO	RESPOSTA	VALIDAÇÃO POSSÍVEL	ANÁLISE
2. QA/QC DE AMOSTRAGEM E DE TAREFAS DE CAMPO			
2.9. Amostras de Branco de Campo Realizadas?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.10. Critérios de Qa/Qc Validados para as Amostras de Branco de Campo?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.11. Amostras de Branco de Campo em Quantidade Adequada a Metodologia descrita nacional, internacional ou nos EARSHRE?	SIM / NÃO	Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote
2.12. Amostras de Branco de Equipamento Realizadas?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.13. Critérios de Qa/Qc Validados para as Amostras de Branco de Equipamento?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.14. Amostras de Branco de Equipamento em Quantidade Adequada a Metodologia descrita nacional, internacional ou nos EARSHRE?	SIM / NÃO	Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lote
2.15. Amostras de Branco de Viagem Realizadas?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.16. Critérios de Qa/Qc Validados para as Amostras de Branco de Viagem?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
2.17. Amostras de Branco de Viagem em Quantidade Adequada a Metodologia descrita nacional, internacional ou nos EARSHRE?	SIM / NÃO	Aprovado / Aprovado com Ressalva	Lauda

CRITÉRIO	RESPOSTA	VALIDAÇÃO POSSÍVEL	ANÁLISE
3. QA/QC DE LABORATÓRIO			
3.1. Amostras de Branco de Método Laboratorial Realizadas?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
3.2. Critérios de Qa/Qc Validados para as Amostras de Branco de Método Laboratorial?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
3.3. Amostras Fortificadas (<i>Spike</i>) Realizadas?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
3.4. Critérios de Qa/Qc Validados para Amostras Fortificadas (<i>Spike</i>)?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
3.5. Amostras para de Análise de Traçador (<i>surrogates</i>) Realizadas?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote
3.6. Critérios de Qa/Qc Validados para Amostras para de Análise de Traçador (<i>surrogates</i>)?	SIM / NÃO	Aprovado / Não Aprovado	Lote

9.2 Dados do Meio Físico

Os dados secundários obtidos serão suficientes para geração de uma base de dados ambientais que possa ser utilizada para o desenvolvimento da Avaliação de Risco Ecológico. Caso contrário, serão complementados pela execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente.

Os parâmetros do meio físico a serem avaliados devem estar relacionados às características geológicas, hidrogeológicas e hidrológicas que podem influenciar o comportamento do contaminante no meio físico. A Validação dos Dados do Meio Físico envolverá uma avaliação técnica dos resultados, considerações e interpretações constantes nos relatórios avaliados, não sendo um processo de exclusão do dado base para interpretação, mas sim uma checagem quanto às conclusões e recomendações do texto técnico.

9.2.1 Solo e Rocha

A descrição pedológica e litológica da área deve seguir o descrito na ABNT NBR 15492:2007 (Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - Procedimento), bem como estar adequada para possibilitar a caracterização do comportamento dos contaminantes no meio físico, sendo necessário, para tanto, verificar:

- Se os métodos analíticos laboratoriais, bem como métodos de preparação e extração estão de acordo e compatíveis com as metodologias propostas para quantificação analítica para fins ambientais. Agrupar os resultados analíticos dos estudos avaliados por método analítico e metodologia de preparação utilizada para as amostras;
- Se as amostras de solo superficial foram coletadas até no máximo 10 centímetros de profundidade, sendo esta composta a partir de oito alíquotas obtidas a partir da definição de um círculo de dois metros de raio, conforme descrito no **Apêndice 5**;
- Se os pontos de amostragem nas áreas não impactadas foram definidos nas mesmas condições geomorfológicas e pedológicas relativas à área impactada;
- Se o número e a distribuição das sondagens realizadas são adequados, suficientes e representativos para a área em estudo;
- Se a descrição das sondagens ambientais, no caso de solo subsuperficial, foi realizada pela identificação de extratos diferenciados ao longo do perfil de sondagem, identificando o que é solo natural e lama de rejeitos, bem como coletando amostras de solo para análise granulométrica para cada variação textural. Este procedimento não é válido para solo superficial, haja vista que este é coletado até 10 cm de profundidade no máximo. Entretanto, sempre deve ser coletada uma amostra de solo superficial para análise granulométrica;
- Se as amostras de solo subsuperficial destinadas à análise química obtidas em um determinado perfil de sondagem foram coletadas para cada extrato descrito no perfil de sondagem, considerando as diferentes composições texturais descritas em campo;
- Se as profundidades alcançadas pelas sondagens ultrapassaram a espessura local da lama de rejeito, quando esta ocorrer, e se a descrição do material amostrado foi realizada adequadamente;
- A consistência da interpretação dos dados geofísicos, quando disponíveis;

- Se foram levadas em consideração as características geológicas e geoquímicas regionais na interpretação da geologia e geoquímica local;
- Se foi realizada descrição da composição química do solo e relacionada com as características texturais identificadas;
- A qualidade e consistência dos dados provenientes das determinações realizadas para cada uma das camadas representativas para a caracterização do solo e rocha são (quando aplicável), tais como granulometria, pH, potencial redox, fração de carbono orgânico, capacidade de troca catiônica (CTC), Carbono Orgânico Total (COT), densidade aparente, umidade, permeabilidade, porosidade total e efetiva.

9.2.2 Aquífero

A caracterização hidrogeológica da Área de Estudo Ecológico em estudo deve ser avaliada, quando previsto no Modelo Conceitual, visando ao entendimento do comportamento dos contaminantes, sendo necessário, para tanto, verificar:

- Se os métodos analíticos laboratoriais, bem como métodos de preparação e extração estão de acordo e compatíveis com as metodologias propostas para quantificação analítica para fins ambientais. Agrupar os resultados analíticos dos estudos avaliados por método analítico e metodologia de preparação utilizada para as amostras;
- Se os poços cacimba, cisternas, nascentes e o poços de monitoramento foram adequadamente georreferenciados e identificados conforme custodiamento;
- Se a instalação dos poços de monitoramento, quando aplicável, foi realizada conforme a ABNT NBR 15495-1 e 15495-2 (Poços de Monitoramento de Águas Subterrâneas em Aquíferos Granulares).
- Se a classificação do aquífero, conforme a Resolução Conama nº 396/2008 e suas revisões posteriores;
- Se na interpretação da hidroquímica local foram levadas em consideração as características hidroquímica regionais;
- Quando disponível, se o mapa potenciométrico foi elaborado adequadamente, considerando o número de pontos de medição de nível d'água, a data de medição e o nivelamento dos poços, localização dos filtros em relação aos tipos litológicos e aquífero a ser avaliado;

- Quando disponível, se a geometria das linhas equipotenciais é consistente com a geologia e o relevo locais e se possibilita a identificação de áreas de recarga ou descarga eventualmente existentes ao longo da seção do rio compreendida na área de estudo;
- Quando disponível, se o sentido de fluxo das águas subterrâneas é consistente, considerando a potenciometria;
- Se as taxas de infiltração/recarga, porosidade efetiva, condutividade hidráulica, carga hidráulica, espessura saturada e gradiente hidráulico foram determinados ou se foram estimados. Em caso de estimativa, verificar a adequação desses parâmetros para o uso pretendido e a fonte de dados, caso contrário, verificar se a quantidade de dados é suficiente e identificar se a metodologia utilizada para as determinações foi a adequada;
- Quando previsto e identificado no Modelo Conceitual da área em estudo, aquíferos profundos devem ser avaliados quanto às suas características e utilização. Em caso de aquíferos confinados e semi-confinados, verificar a possibilidade de estarem conectados com o aquífero livre;
- A existência de aquitardes, aquicludes e aquíferos suspensos, estabelecendo a conexão entre eles;
- A existência e localização de poços de captação de água subterrânea, suas características construtivas, dados de produção, dados de teste de bombeamento, informações sobre zona de captura, bem como a geologia a eles associada;
- Se foram realizadas determinações de granulometria, pH, potencial redox, carga hidráulica, condutividade hidráulica, espessura saturada, gradiente hidráulico e porosidade efetiva, e caso necessário a fração de carbono orgânico;
- A existência de interpretação da relação hidrodinâmica entre aquíferos e cursos d'água superficial.

9.2.3 Águas superficiais

Para os corpos d'água encontrados na Área de Estudo Ecológico em estudo, será necessário verificar:

- Se os métodos analíticos laboratoriais, bem como métodos de preparação e extração estão de acordo e compatíveis com as metodologias propostas para

quantificação analítica para fins ambientais. Agrupar os resultados analíticos dos estudos avaliados por método analítico e metodologia de preparação utilizada para as amostras;

- O enquadramento, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, e suas revisões posteriores;
- O sentido de escoamento e sua relação com o sistema de drenagens regional;
- A vazão do corpo d'água (preferencialmente a Q_{7,10} - vazão mínima de 7 dias seguidos em um período de recorrência de 10 anos), para o caso de rios;
- Sua perenidade e a vazão de recarga ou descarga associada ao aquífero local;
- A largura e a profundidade do corpo d'água, considerando quando disponíveis seções topo batimétricas;
- As variações de maré, quando aplicável;
- Avaliar estudos de hidrosedimentologia, modelamento de fluxos de água superficial, balanços hídricos da bacia de contribuição na qual está inserida a área em estudo, quando disponíveis;
- Os resultados de determinações realizadas, tais como pH, condutividade elétrica, potencial redox, oxigênio dissolvido, temperatura, sólidos totais em suspensão e dissolvidos. Verificar se os pontos de medidas realizadas para os parâmetros mencionados acima são suficientes e representativos.

9.2.4 Clima

Para as condições climáticas observadas na Área de Estudo Ecológico em estudo, que refletem em alterações físicas, químicas e biológicas em decorrência de processos erosivos, deposicionais, diluição ou mistura e produção autóctone, será necessário verificar:

- Se existem estações de monitoramento climatológico (particulares ou públicas) dentro do perímetro da AE_{ECO} em estudo ou próximo a esta que gerem dados representativos para a ARE em desenvolvimento;
- Avaliar a base de dados e temporalidade das variáveis climatológicas como precipitação, umidade, pressão atmosférica, temperatura nas disponível nas estações supramencionadas;
- Avaliar temporalmente as alterações na biota terrestre e aquática associada às variações das variáveis climatológicas supramencionadas;

- Correlacionar temporalmente às variações das variáveis climatológicas com períodos de inundações e cheias observadas na bacia do rio Paraopeba.

9.3 Dados Ecológicos e Ecotoxicológicos

9.3.1 Ensaios Ecotoxicológicos e Dados Ecológicos

Os dados ecotoxicológicos e ecológicos da biota aquática e terrestre disponíveis em estudos que atualmente vêm sendo desenvolvidos para o monitoramento da biodiversidade associados ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, serão avaliados com o objetivo de identificar um grupo de informações secundárias a serem utilizadas para identificar possíveis impactos ou efeitos associados pelos compostos presentes no rejeito, solo, sedimento e água superficial impactados pelo rompimento, englobando mecanismos, processos e respostas de química ambiental, ecologia e toxicologia. Também serão avaliadas informações sobre a distribuição, o comportamento e as alterações do meio biótico em função do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA. Os dados e informações supramencionados somente serão incorporados aos estudos de avaliação de risco ecológico desde que sejam validados conforme processo descrito na seção 9 (Avaliação e Validação de Dados Ambientais). Dados que possuam lacunas de informações geradas pela interrupção de monitoramento do meio físico ou biótico não serão incorporados aos estudos de ARE, haja vista às incertezas associadas a estes dados.

Quaisquer modificações realizadas no Programa de Diagnóstico de Danos Ambientais sobre Meio Biótico, ou qualquer outro programa em execução para diagnóstico e monitoramento do meio físico ou biótico, poderão ser incorporados aos estudos de ARE, desde que sejam validados conforme processo descrito na seção 9 (Avaliação e validação de dados ambientais).

Com o intuito de verificar os efeitos sobre os diversos grupos biológicos presentes nos ecossistemas a serem estudados, serão avaliados parâmetros letais e subletais sobre espécies de diferentes níveis tróficos. Para dados secundários gerados a partir de ensaios de ecotoxicidade, será avaliado se as espécies utilizadas representam grupos ou guildas, em diferentes níveis tróficos, gerando assim subsídios para uma melhor avaliação e caracterização dos efeitos agudos e crônicos dos estressores ambientais (físicos, químicos e biológicos).

Os ensaios ecotoxicológicos devem ter sido realizados por laboratório acreditados pela NBR ISO 17025 ou que apresente o Manual de Boas Práticas Laboratoriais – BPL, conforme NIT-DICLA-035, para avaliar a possibilidade de validação dos resultados laboratoriais ecotoxicológicos.

Caso disponíveis, serão avaliados e validados minimamente os dados secundários de ensaios de ecotoxicidade considerando o descrito abaixo:

- Biota Aquática:
 - *Daphnia simillis* (ensaio agudo conforme ABNT NBR 12713; 2016);
 - *Danio rerio* (ensaio agudo conforme ABNT NBR 15088: 2016 e ensaio crônico conforme ABNT NBR 15499/2016);
 - *Vibrio fischer* (ensaio agudo conforme ABNT NBR 15411-3:2021);
 - *Ceriodaphnia dubia* (ensaio crônico conforme ABNT NBR 13373:2017);
 - *Lemna minor* (ensaio agudo conforme OECD, 2002);
 - *Hyalella azteca* (ensaio agudo e crônico conforme ABNT NBR 15470:2021);
- Biota Terrestre:
 - *Eisenia andrei* ou *Eisenia fetida* (ensaio agudo conforme ABNT NBR ISO 17512-1:2011; ABNT NBR 15537:2014 e ensaio crônico conforme ISO 11268-2:2012);
 - *Lactuca sativa* ou *Phaseolus vulgaris* (ensaio agudo conforme ABNT NBR ISO 11269-2:2014).
 - *Folsomia candida* (ensaio agudo conforme ISO 17512-2:2011).
- Ensaios Ecotoxicológicos na Lama de Rejeitos
 - ABNT NBR 10004:2004 (item 4.2.1.4).
- Ensaios de Genotoxicidade⁸ em Solos/Sedimentos e ou Rejeitos:
 - Guia OECD *Guidelines for the Testing of Chemicals*; Sensibilização cutânea em cobaias OECD 406 (1992);

⁸ Os agentes genotóxicos são aqueles que interagem com o DNA produzindo alterações em sua estrutura ou função e quando essas alterações se fixam de forma capaz de ser transmitidas, denominam-se mutações. As mutações são a fonte de variabilidade genética de uma população, sendo, portanto, fundamentais para a manutenção das espécies. Porém, podem causar doenças tanto nos indivíduos como nos seus descendentes, dependendo da quantidade, do tipo e local onde ocorrem e alterar o balanço dos ecossistemas.

- Teste de Micronúcleos em células de mamíferos in vivo OECD 407 (2008);
- Teste de Mutação Reversa em *Salmonella typhimurium* (AMES) OECD 471 (1997), ABNT NBR 15537/2014, ABNT NBR 15469/2021;
- Toxicidade cutânea aguda para ratos OECD 402 (2017);
- Toxicidade dermal para ratos - Doses repetidas (21/28 dias) OECD 410 (1981);
- Toxicidade inalatória aguda para ratos OECD 403 (2009);
- Toxicidade para ratos doses repetidas - 28 dias - dose limite OECD 407 (2008);
- Toxicidade oral aguda para ratos OECD 423 (2001).

Os testes acima devem obedecer às alterações do CONCEA (setembro/2019), sendo realizados *in vitro*, quando possível, ou substituídos por testes equivalentes.

A **Tabela 2** apresenta os ensaios de ecotoxicidade que se disponíveis serão avaliados, validados e poderão ser incorporados à base de dados secundários para espécies de flora identificadas na AE_{ECO} em estudo.

Tabela 2 – Ensaios ecotoxicidade em plantas terrestres e aquáticas

Espécie	Grupo taxonômico	Tipo de Ambiente	Duração do ensaio	Tipo de exposição	Expressão dos resultados	Referência
<i>Zea mays</i>	Plantas	Rural	Ciclo de crescimento a partir de sementes	Aguda	PT50, LD50, Tóxico, Não Tóxico	Chang et al. 1992
<i>Allium cepa</i>	Plantas	água superficial	Germinação das sementes e desenvolvimento de radículas	Aguda	CENO, CEO	Sobrero et al. 2004
<i>Lactuca sativa</i>	Plantas	Solo	Germinação de sementes (5 dias)	Aguda	Tóxico, Não Tóxico	Bowers et al. 2009
-	Plantas terrestres	Solo	Germinação de sementes de 14 a 21 dias	-	NOEC, LOEC	OECD, 2003
-	Plantas terrestres	Solo	Germinação de sementes e estágios iniciais de crescimento	-	-	ABNT NBR 11.269-2/2014
-	Plantas terrestres e aquáticas	Solo e Água superficial	Germinação de sementes e estágios iniciais de crescimento	-	-	USEPA, 1996

As espécies nativas que serão consideradas para linha de evidência ecotoxicológica são aquelas espécies que possuem crescimento rápido, consideradas plantas pioneiras. Alguns exemplos das espécies que potencialmente serão consideradas como nossas espécies-alvo para

a linha ecotoxicológica são: Embaúba (*Cecropia pachystachya*), Sangue de dragão (*Croton urucurana*) e Guapuruvu (*Schizolobium parahyba*). Em caso de indisponibilidade de alguma dessas espécies, serão consideradas espécies-índices (ou seja, que possuam características semelhantes à espécie-alvo) ou também serão consideradas outras espécies nativas que sejam abundantes na área de estudo e que sejam espécies pioneiras. Vale ressaltar que a definição das espécies-alvo será feita após a validação do modelo conceitual.

9.3.2 Procedimentos de Captura e Obtenção de Indivíduos de Fauna e Flora

Os procedimentos de captura e obtenção de indivíduos de fauna e flora para fins de desenvolvimento dos Estudos de Avaliação de Risco Ecológico serão validados conforme metodologia descrita no Dimensionamento do Plano de Investigação para Meio Ambiente. É importante ressaltar que a fim de diminuir o impacto e estresse provocado pela abertura de novas trilhas e coletas, serão utilizados os resultados dos dados coletados no âmbito do Programa de diagnóstico de danos ambientais sobre meio biótico que está sendo desenvolvido pela Amplo.

9.4 Avaliação de Suficiência e Representatividade de Dados

Uma vez cumpridas as tarefas descritas anteriormente que visam a Avaliação e Validação de Dados Ambientais, será desenvolvida a Avaliação de Suficiência e Representatividade de Dados secundários (ao final da Compilação e Análise de Dados) e primários (ao final da execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente).

Sendo assim, serão aplicadas técnicas estatísticas e geoestatísticas visando identificar inconformidades relativas à suficiência dos dados disponíveis para a quantificação da ARE, bem como análise de representatividade espacial dos dados avaliados e validados. O detalhamento metodológico a ser aplicado na Avaliação de Suficiência e Representatividade de Dados é apresentado no **Apêndice 1** e **Apêndice 4** deste documento.

É importante ressaltar que a utilização de Krigagem Ordinária será utilizada em duas etapas distintas do presente projeto:

- Na Avaliação de Suficiência e Representatividade (como descrito no **Apêndice 1** e **Apêndice 4**). Nessa etapa, o foco da modelagem estará voltado à avaliação da cobertura espacial dos modelos geoestatísticos, à qualidade de seus ajustes, bem como ao quantitativo de pontos disponível na área investigada;

- Em um segundo momento, com dados já suficientes e representativos, a krigagem poderá ser aplicada no contexto de análise e interpretação de dados. Neste caso, não somente a SQI crítica, mas também outras SQIs poderão ser modeladas espacialmente (desde que apresentem estrutura de correlação espacial bem como ajustes adequados), de forma a auxiliar no entendimento da distribuição espacial das concentrações e, portanto, no entendimento espacial do risco. Esse entendimento será obtido a partir dos mapas interpolados com a definição de contornos de concentrações. É importante observar que a modelagem permitirá a estimação de resultados em locais não amostrados e essa informação será utilizada para a compreensão da matriz e do risco. Porém, somente os resultados amostrados em concentrações analíticas máximas serão utilizados para o cálculo de risco.

9.4.1 Consolidação dos Resultados Estatísticos e Geoestatísticos

Será realizada a consolidação dos resultados do tratamento estatístico e geoestatístico dos dados (primários e secundários) para cada Área Alvo em estudo, sendo esta estruturada por SQI e compartimento do meio físico identificados no MCAMS. Os Apêndices de 01 a 04 consolidam a estratégia metodológica utilizada nos ERSHRE.

O Apêndice 01, intitulado “Metodologia para Análise de Suficiência e Representatividade” apresenta como avaliar a suficiência e a representatividade dos dados considerando a continuidade espacial dos compartimentos; indica a quantidade mínima de pontos para condução da avaliação; e a forma como são aproveitados e tratados os dados secundários, inclusive como fazer o tratamento dos valores não detectados. Além disso, apresenta detalhamento do cálculo de *background* natural e concentrações de referência.

O Apêndice 02, intitulado “Estatística e Geoestatística para Definição de Plano de Amostragem” apresenta as principais ferramentas estatísticas e geoestatísticas necessárias para definição do plano de amostragem e utilizadas para atingir os objetivos propostos do estudo com base nas premissas definidas.

O Apêndice 03, intitulado “Análise de Temporalidade” apresenta a metodologia de tratamento dos dados provenientes de campanhas de monitoramento (dados temporais) para obtenção dos resultados transformados (“equivalentes estáticos”) para um intervalo de avaliação temporal.

O Apêndice 04, intitulado “Resumo dos Procedimentos para Suficiência e Representatividade” contém explicações resumidas da estratégia adotada para avaliação de suficiência e representatividade dos dados, por meio de fluxograma do processo estatístico (o qual detalha o momento de aplicação das ferramentas e testes empregados), além de um glossário de expressões estatísticas de natureza técnica, e uma tabela-resumo dos testes e tratamentos empregados.

O conteúdo dos apêndices destina-se à metodologia de suficiência e representatividade do conjunto de dados disponível. No entanto, para um conjunto suficiente e representativo, as ferramentas estatísticas e geoestatísticas ora empregadas podem ser utilizadas como auxílio à avaliação de risco, a depender dos resultados e necessidades desta.

10 AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

A ARE tem por objetivo caracterizar os riscos ao meio biótico (flora e fauna) relacionados à potencial exposição às substâncias químicas de interesse identificadas em uma Área de Estudo Ecológico (AE_{ECO}) em estudo e, a partir dessa caracterização, auxiliar a tomada de decisão quanto à necessidade de implementação de medidas de intervenção para reabilitação do meio ambiente e monitoramento ambiental. Os riscos a serem caracterizados na ARE são aqueles relacionados à potencial exposição da fauna e flora às Substâncias Químicas de Interesse (SQI) associadas ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

A ARE será desenvolvida com base nas diretrizes constantes na Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017 (CETESB, 2017), na metodologia RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a e 1998) e no Guia Canadense para *Ecological Risk Assessment* (ECCC, 2012). Conforme descrito no RAGS (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018) a ARE deve seguir as etapas abaixo:

- [1] Etapa 1 (Tier 1): *Screening Level Ecological Risk Assessment* (SLERA);
- [2] Etapa 2 (Tier 2): *Baseline Ecological Risk Assessment* (BERA).

Adicionalmente a metodologia RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a e 1998), os seguintes conceitos e procedimentos técnicos previstos no Guia Canadense para *Ecological Risk Assessment* (ECCC, 2012) foram adotados para desenvolvimento da presente estratégia de desenvolvimento de projetos de ARE:

- Critérios para Definição de receptores Ecológicos de Interesse (2.2.5.2. *Identification of Receptor Types*);
- Critérios para definição de receptores ecológicos substitutos de interesse (2.2.5.3. *Criteria for Selection of Surrogate ROCs*);
- Critérios para seleção de *endpoints* de medição (2.3.3.1. *Criteria for Selection of Measurement Endpoints*);
- Seleção de Linhas de Evidências (2.3.4.4. *LOE Selection*);
- Plano de Amostragem e Análises (2.3.6. *Sampling and Analysis Plan*);

A SLERA será baseada em dados secundários obtidos da etapa Compilação, Análise e Validação de Dados, sendo constituída pelas seguintes tarefas:

- Formulação do problema;

- Avaliação de efeitos ecológicos;
- Estimativa de exposição;
- Cálculo preliminar do risco ecológico.

Se os resultados da SLERA indicarem possíveis riscos ecológicos, a Etapa Tier 2 - BERA será executada. A BERA será iniciada pelo refinamento da formulação do problema, avaliação de efeitos ecológicos, estimativa de exposição e cálculo de detalhado do risco, com base nos dados primários obtidos pela execução do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente.

Serão quantificados apenas os riscos associados às substâncias químicas de interesse que estiveram localizadas em pontos de amostragem em Unidades de Exposição do tipo RCI (Região Contaminada ou Impactada). Este procedimento garante que sejam quantificados os riscos para todas as concentrações obtidas em pontos de amostragem dentro de uma área impacta e fora desta área na RBR. Sendo assim, não serão calculados riscos ecológicos para a RBR (Região de *Background* Natural ou de Concentrações de Referência).

As etapas que compõem o SLERA e BERA dos Estudos de ARE encontram-se listadas abaixo (US.EPA, 1997a):

[1] Formulação do problema, conforme capítulos 1.2 (*Screening-Level Problem Formulation*) e 3 (*Baseline Risk Assessment Problem Formulation*) do RAGS *Ecological Risk*:

- a. Caracterização do meio físico
- b. Caracterização do ecossistema impactado
 - i. Identificação de estressores ambientais
 - ii. Seleção das espécies-alvo
 - iii. Seleção dos *endpoints* avaliação e *endpoints* medição

[2] Avaliação de efeitos ecológicos, conforme capítulos 1.3 (*Screening-Level Ecological Effects Evaluation*) e 6.3 (*Analysis of Ecological Exposures and Effects*) do RAGS *Ecological Risk*:

- a. Caracterização do perfil de toxicidade
- b. Identificação dos parâmetros toxicológicos

- [3] Estimativa de Exposição, conforme capítulos 2.2 (*Screening-Level Exposure Estimates*), 4 (*Study Design and Data Quality Objective Process*) e 6.3 (*Analysis of Ecological Exposures Effects*) do RAGS *Ecological Risk*):
 - a. Identificação dos receptores ecológicos
 - b. Identificação das rotas de exposição
 - c. Modelo Conceitual de Exposição Ecológica (MCA_{ECO})
- [4] Plano de Investigação para Meio Ambiente, conforme capítulos 4 (*Study Design and Data Quality Objective Process*), 5 (*Field Verification of Sampling Design*) e 6 (*Site Investigation*) do RAGS *Ecological Risk*):
 - a. Desenvolvimento do Plano de Investigação para Meio Ambiente
 - b. Execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente
- [5] Caracterização dos riscos – Linhas de evidências, conforme capítulos 2.3 (*Screening-Level Risk Calculation*) e 7 (*Risk Characterization*) do RAGS *Ecological Risk*):
 - a. Linha de evidência química
 - b. Linha de evidência ecológica
 - c. Linha de evidência ecotoxicológica
 - d. Linha de evidência física
 - e. Balanço de evidências - WEIGHT OF EVIDENCE (WOE)
- [6] Análise de incerteza, conforme capítulo 7.4 (*Uncertainty Analysis*) do RAGS *Ecological Risk*;
- [7] Gerenciamento do Risco e cálculo dos valores máximos permissíveis no meio, conforme capítulos 3.7 (*Scientific/Management Decision Point*) e 8 (*Risk Management*) do RAGS *Ecological Risk*.

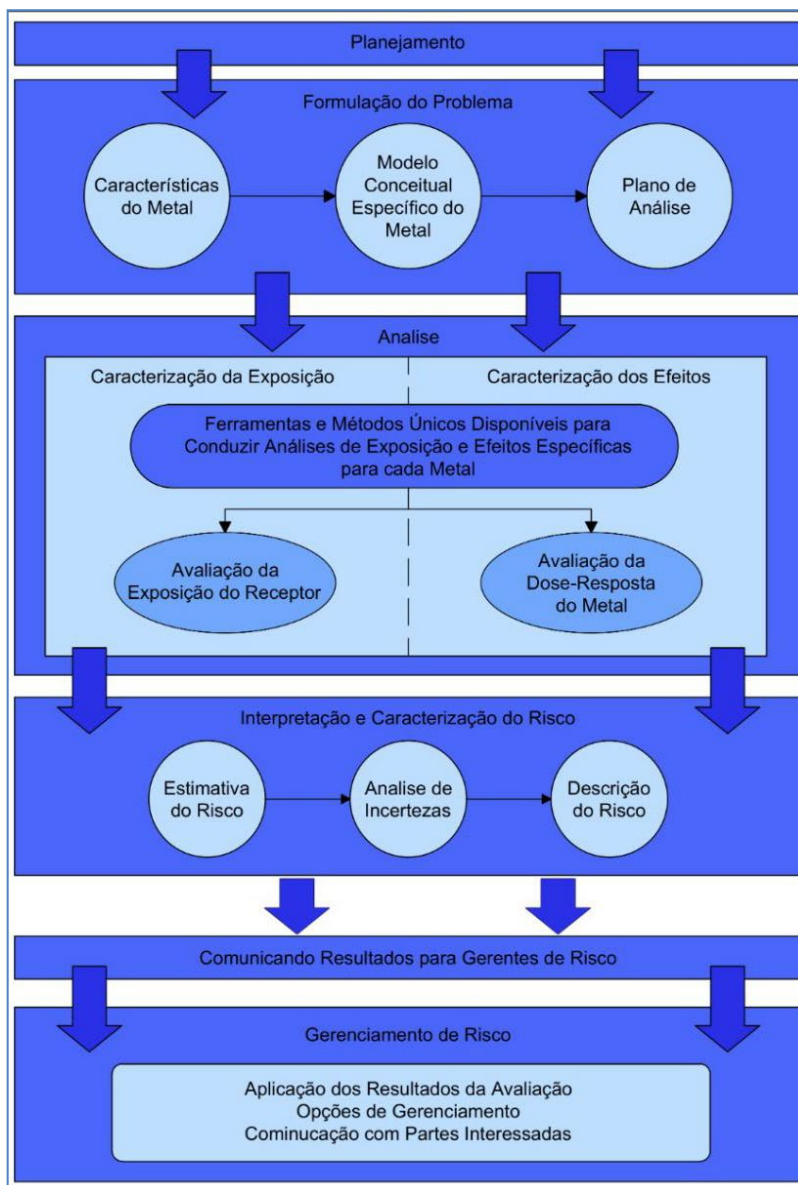
Será importante que o Estudo de ARE a ser desenvolvido para bacia do rio Paraopeba utilize o equacionamento adequado para o cálculo do risco ecológico para a biota terrestre e biota aquática, bem como estabeleça um processo sistemático de avaliação de causalidade entre efeitos observados e exposição à contaminantes, incluindo a avaliação de diferentes linhas de evidência. De igual importância, para o caso do rompimento das barragens B-I, B-

IV e B-IVA, será necessário a identificação de estressores⁹ não só químicos, mas também físicos e biológicos.

A **Figura 2** apresenta o Fluxograma de etapas dos estudos de Avaliação de Risco Ecológico a serem desenvolvidos no âmbito da bacia do rio Paraopeba.

⁹ Estressores são substâncias (estressores químicos, tais como substâncias tóxicas ou nutrientes), entidades físicas (estressores físicos, tais como sedimentos em suspensão) ou entidades biológicas (estressores biológicos, tais como espécies não nativas) que cause efeitos indesejáveis à saúde ou condição biológica de um espécime (ECCC, 2012).

Figura 2 – Fluxograma de etapas dos estudos de Avaliação de Risco Ecológico. Modificado de Framework for Metals Risk Assessment (USEPA, 2007).



Para o adequado desenvolvimento dos estudos de ARE para a Bacia do rio Paraopeba, serão consideradas:

[1] *Background* natural e concentrações de referência (Apêndice 10)

- Como os níveis de base (naturais e antropogênicos) dos metais devem ser caracterizados para a escala espacial selecionada da avaliação?
- As informações específicas da Área de Estudo Ecológico estão disponíveis ou o uso de médias ou distribuições espaciais é compatível com o nível de relevância e certeza ecológica exigido pela análise de risco?

- Para avaliações de riscos ecológicos, estão disponíveis dados de aclimação, adaptação e tolerância para organismos preocupantes e essas questões estão sendo consideradas?

[2] Misturas complexas e interações metais-organismo

- Como serão consideradas as interações que afetam o Ingresso e os efeitos sistêmicos associados a ele?
- Serão consideradas questões como redução da reatividade e aumento da mobilidade de compostos orgânicos que formam complexos com metais e possíveis aumentos nos efeitos tóxicos de compostos orgânicos que formam complexos lipofílicos com metais?
- As interações com outros metais e com compostos orgânicos (por exemplo, arsênio (As) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos) serão abordadas?

[3] Essencialidade

- Os déficits nutricionais, que podem ser inerentemente e podem aumentar a vulnerabilidade de indivíduos de espécies alvo a estressores, estão incluídos na avaliação de risco ecológico?
- Como serão caracterizadas a toxicidade e as deficiências de metais essenciais?

[4] Formas de ocorrência dos metais

- A química ambiental é um fator primário que influencia a especiação de metais e subsequente transporte, absorção e toxicidade, como será incluída na avaliação de risco ecológico?
- Como as condições ambientais (por exemplo, reações de pH e redução da oxidação, sólidos totais em suspensão) serão abordadas para determinar a especiação e a mobilidade do metal?

[5] Toxicocinética e toxicodinâmica de metais

- Quais respostas relacionadas a metais são mais preocupantes na avaliação de riscos?

- Como os fatores bióticos e abióticos que influenciam a bioacumulação e a biomagnificação na cadeia trófica dos metais de interesse serão incorporados na avaliação de risco ecológico?
- Como serão considerados os fatores ambientais que afetam a especiação de metais e a capacidade metabólica da biota para regular as concentrações internas de metais (controles homeostáticos) no cálculo do potencial de bioacumulação de metais?

Também será considerado que:

- As substâncias oriundas de outras atividades antrópicas ou constituintes do ambiente geoquímico local também devem ser consideradas como estressores químicos potenciais não relacionados ao acidente em investigação, mas que podem causar efeitos toxicológicos e ecológicos (note que a desconsideração destas pode dificultar a interpretação dos efeitos nos níveis populacionais e comunitários);
- A análise deve se concentrar no cenário atual sendo que dados históricos só devem ser utilizados para discutir a evolução temporal do risco;
- O cálculo de valores máximos permissíveis (VMP) no meio não deve ser realizado se a lacuna de dados da linha química for importante (por exemplo, o número limitado de amostras que permitam análise estatística tanto para o cenário impactado como cenário não impactado);
- Conclusões sobre a necessidade de medidas de intervenção só devem ser feitas se a qualidade e quantidade de dados disponíveis permitirem;
- Proposições de medidas de gerenciamento do risco devem detalhadamente verificar a relação causal entre efeitos ecológicos e toxicológicos potencialmente observados e estressores físicos e químicos resultantes do acidente das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

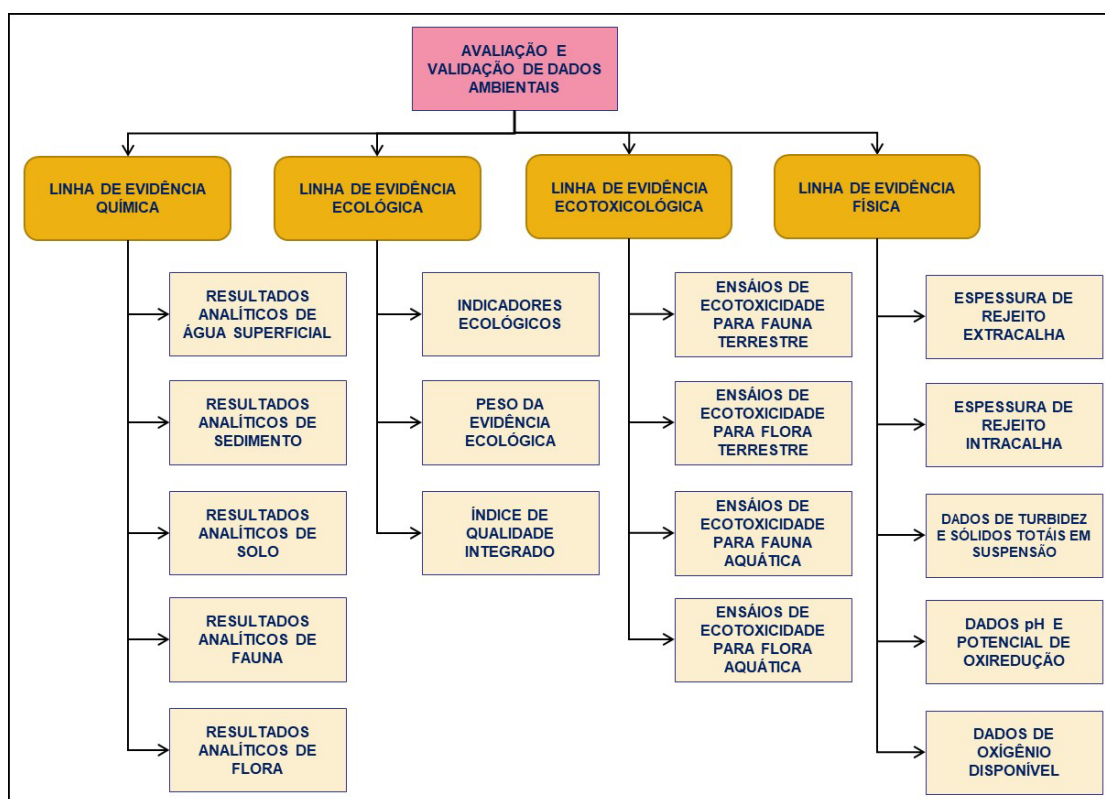
Neste contexto, inicialmente será realizada a etapa de Compilação, Análise e Validação de Dados Secundários, válida para a metodologia RAGS *Ecological Risk*, destinada a gerar a Base de Dados iniciais para execução da ARE.

Após a consolidação de dados prevista na Compilação, Análise e Validação de Dados, será realizada a Formulação do Problema, isto é, formular hipóteses preliminares do perigo

associado a cada SQI e dos efeitos ecológicos, e assim, determinar o escopo e objetivos globais da ARE a ser realizada conforme descrito no *Framework for Metals Risk Assessment* (US EPA, 2007) e capítulo 3 *Baseline Risk Assessment Problem Formulation* do RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a).

A **Figura 3** apresenta a distribuição dos dados do meio físico e meio biótico a serem adquiridos por linha de evidência para quantificação do risco ecológico no âmbito da bacia do Rio Paraopeba.

Figura 3 – Distribuição dos dados do meio físico e meio biótico a serem adquiridos por linha de evidência



10.1 COMPILAÇÃO, ANÁLISE E VALIDAÇÃO DE DADOS SECUNDÁRIOS

Esta etapa foi desenvolvida utilizando o capítulo 3 *Baseline Risk Assessment Problem Formulation* do RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a) e capítulo 2 *Framework for Metals Risk Assessment* do *Framework for Metals Risk Assessment* (US.EPA, 2007).

A etapa de Compilação Análise e Validação de dados será realizada utilizando dados secundários, de modo a identificar rotas de exposição aplicáveis aos estudos de ARE. As informações levantadas por essa etapa serão utilizadas para a definição do Modelo Conceitual

Ecológico (MCA_{EC}). O modelo MCA_{EC} documentará todas as informações relativas aos potenciais receptores ecológicos identificados na AE_{ECO} em estudo, os quais podem estar em contato com as Substâncias Químicas de Interesse (SQI) associadas ao rejeito originado pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

Em projetos de Avaliação de Risco Ecológico, o desenvolvimento de modelos conceituais de exposição ecológica é fundamental para definir os cenários de exposição que venham a ocorrer na área em estudo, bem como definir claramente as fontes secundárias de contaminação, compartimentos de interesse no meio físico, estressores ambientais e substâncias químicas de interesse, rotas de exposição ecológicas, vias de ingresso e receptores ecológicos.

Todas as informações serão avaliadas segundo a sua fidedignidade, considerando as fontes de informação utilizadas, metodologia aplicada, e processo de controle e garantia da qualidade na geração de dados.

A etapa de Compilação, Análise e Validação de Dados será dividida em:

- Compilação e Análise de Dados;
- Validação de Dados Secundários.

10.1.1 Compilação e Análise de Dados Secundários

A Compilação e Análise de Dados Secundários será desenvolvida considerando os seguintes grupos de dados:

- Uso e ocupação do solo;
- Impacto e alterações ambientais;
- Aspectos do meio físico;
- Aspectos do meio biótico.

10.1.1.1 Uso e Ocupação do Solo

Consiste no levantamento detalhado do uso e ocupação do solo na Área de Estudo Ecológico alvo a ser avaliada, contemplando todas as características que possam tipificar as características ocupacionais e de uso do solo que possam influenciar biota aquática e biota terrestre presentes na região na qual está contida a AE_{ECO}.

Dentre os principais grupos de informações que serão levantadas estão:

- Tipo de ocupação (residencial urbana ou rural, comercial, industrial, agrícola extensiva ou de subsistência, pecuária, pesca, área de preservação permanente, recreação, entre outros);
- Densidade e extensão da ocupação;
- Receptores ambientais (ex.: rios, córregos) e construções civis que impeçam a migração de espécies;
- Dinâmica de uso como tipo de atividade agrícola (ex.: cacauceira, cana de açúcar, café), tipo de indústrias identificadas, entre outras.

10.1.1.2 Impacto e Alterações Ambientais

Consiste no levantamento detalhado das substâncias químicas e suas concentrações identificadas em cada compartimento de interesse do meio físico e ambiental da AE_{ECO} em estudo.

As seguintes fontes de dados ambientais serão utilizadas:

- Programas de monitoramento e estudos de caracterização ambiental executados para acompanhamento da qualidade ambiental da região atingida;
- Dados de monitoramento de órgãos regulatórios (ex.: IGAM, FEAM, IEMA);
- Dados coletados por especialistas do Ministério Público relacionados ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA;
- Trabalhos acadêmicos (ex.: Universidades, órgãos de pesquisa);
- Outros relatórios técnicos e estudos publicados.

Nesta etapa serão desenvolvidos mapas de distribuição espacial das concentrações identificadas nos diferentes compartimentos do meio físico e matrizes alimentares investigadas, com objetivo de auxiliar no estabelecimento de regiões impactadas pelo rompimento das barragens em Brumadinho e região de *background*.

10.1.1.3 Aspectos do Meio Físico

Consiste, inicialmente, na análise dos dados e informações disponíveis, em projetos, trabalhos acadêmicos, bancos de dados, entre outras fontes, que tenham sido desenvolvidos para toda a região impactada pelo rompimento da barragem, conforme capítulo 3 *Baseline Risk Assessment Problem Formulation do RAGS Ecological Risk* (US.EPA, 1997a). Dentre os principais grupos de informações que serão levantadas estão:

- Morfologia;
- Climatologia;
- Geologia e geoquímica;
- Hidrogeologia e hidrogeoquímica;
- Hidrologia e hidroquímica;
- Pedologia e química de solos.

Nesta etapa serão desenvolvidos mapas de distribuição espacial de características físicas, físico-químicas e químicas dos diferentes compartimentos do meio físico estudados, com objetivo de auxiliar no estabelecimento de RBR baseadas em estudos regionais.

A interpretação entre os resultados do item 10.1.1.2 e do item 10.1.1.3, auxiliaram no entendimento da ocorrência e distribuição da contaminação associada ao rompimento das barragens em Brumadinho.

10.1.1.4 Aspectos Biótico

Será realizada a análise detalhada dos dados e informações disponíveis em projetos, trabalhos acadêmicos, bancos de dados, entre outras fontes, como objetivo da caracterização das comunidades de biota terrestre e biota aquática para toda a região que compreende a Área de Estudo Ecológico (AE_{ECO}) em estudo.

As seguintes informações serão identificadas para Caracterização dos Ecossistemas presentes na Área de Estudo Ecológico:

- Levantamento da ocorrência de espécies de fauna e flora a partir de banco de dados como *Specieslink* (<http://www.splink.org.br>), Reflora (<https://collectory.sibbr.gov.br/collectory/public/show/dp5>), GBIF (<https://www.gbif.org/>), WikiAves (<https://www.wikiaves.com.br>), ICMBio

(<https://www.gov.br/icmbio>), Sociedade Brasileira de Herpetologia (<https://www.sbherpetologia.org.br/>) e estudos referentes anteriormente desenvolvidos na região como o Plano de Reparação da Bacia do rio Paraopeba elaborado pela empresa Arcadis (2019, 2020) e o Programa de Diagnostico de Danos Ambientais sobre o Meio Biótico em execução pela empresa Amplo (2021). As espécies serão caracterizadas quanto aos seguintes aspectos:

- Status de conservação (ex. raras, ameaçadas, endêmicas e protegidas);
 - Distribuição geográfica;
 - Habitat;
 - Valor econômico, cultural, ecológico e social;
 - Níveis tróficos e guildas (produtores primários, herbívoros, predadores);
 - Susceptibilidade da biodiversidade (fauna e flora) a impactos ecológicos negativos (perda ou degradação do habitat) considerando probabilidade, especialidade, ordem reversibilidade, forma de interferência e duração de estressores.
- Para a Biota Aquática (incluindo espécies nativas) serão avaliados os seguintes fatores:
 - Alteração da produtividade primária;
 - Alteração das teias tróficas;
 - Perda de indivíduos da ictiofauna;
 - Bioacumulação e ecotoxicidade em ictiofauna;
 - Alteração da composição e estrutura da ictiofauna;
 - Alteração da composição e estrutura das comunidades hidrobiológicas.
 - Para a Biota terrestre (incluindo espécies nativas) serão avaliados os seguintes fatores:
 - Redução da cobertura vegetal;
 - Redução do fluxo gênico em espécies vegetais;
 - Desregulação fisiológica de indivíduos da flora;
 - Alteração na ciclagem de nutrientes;
 - Injúria e/ou perda de indivíduos da fauna silvestre;

- Bioacumulação de indivíduos de fauna silvestre;
- Áreas protegidas;
- Interferência em Áreas de Preservação Permanente (APP);
- Interferência em Unidade de Conservação (UC).

O processo de bioacumulação que pode ocorrer associado à exposição de receptores ecológicos da biota terrestre e aquática será avaliado conforme descrito no item 10.5.1.6 (Bioacumulação, Biomagnificação e Biotransferência). Os ensaios ecotoxicológicos a serem realizados pela execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente (item 10.6) estão listados no item 9.3.1 (Ensaio Ecotoxicológicos e Dados Ecológicos).

10.1.2 Validação de Dados Secundários

A validação de dados secundários obtidos na etapa anterior será realizada pela aplicação da metodologia descrita na seção 9 (Avaliação e Validação de Dados Ambientais).

Ao final da Validação de Dados Secundários, será realizada visita técnica à Área de Estudo Ecológico em estudo com o intuito de georreferenciar e buscar informações sobre os acessos aos locais com impacto ambiental, identificação em campo das espécies de fauna e flora consolidadas em escritório, avaliação dos limites físicos da AE_{ECO}.

Cabe ressaltar que não ocorrerão capturas de espécies de fauna e flora nesta etapa de expedições ao campo. Nenhuma espécie vegetal ou animal e/ou partes dela será coletada. Estas capturas serão realizadas pela empresa que executará o Plano de Investigação para Meio Ambiente, sendo que esta empresa deverá solicitar as devidas licenças emitidas pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) e IEF¹⁰ (Instituto Estadual de Florestas).

10.2 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA

Conforme descrito na seção Compilação, Análise e Validação de Dados, estudos bibliográficos regionais, resultados analíticos disponíveis para os compartimentos do meio físico de interesse para ARE (solo, sedimento e água superficial), características das espécies

¹⁰ O Instituto Estadual de Florestas é uma autarquia do Governo de Minas Gerais, criada em 5 de janeiro de 1962 pela Lei 2.606 e vinculado à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais.

potencialmente expostas, características e extensão dos impactos no biota terrestre e biota aquática (incluindo espécies de flora terrestre nativa afetadas pelo por sedimentos e água superficial durante as cheias sazonais do Rio Paraopeba) causados pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, serão a base de informações necessárias para o desenvolvimento da etapa SLERA.

A Formulação do Problema será conduzida com o objetivo de formular hipóteses preliminares do perigo associado a cada Substância Química de Interesse (SQI) e dos efeitos ecológicos, e assim, determinar o escopo e objetivos globais da ARE a ser realizada conforme descrito no *Framework for Metals Risk Assessment* (US EPA, 2007) e capítulo 3 *Baseline Risk Assessment Problem Formulation do RAGS Ecological Risk* (US.EPA, 1997a) e Guia Canadense para *Ecological Risk Assessment* (ECCC, 2012).

Na Formulação do Problema, serão executadas as seguintes etapas:

- Caracterização do meio físico
- Caracterização do ecossistema impactado
 - Identificação de estressores ambientais
 - Seleção das espécies-alvo
 - Seleção dos *endpoints* avaliação e *endpoints* medição

A etapa de Formulação do Problema, prevista no *Tier 1* (Screening Level *Ecological Risk Assessment* – SLERA), será finalizada na primeira etapa dos estudos de ARE e subsidiará o desenvolvimento do Modelo Conceitual de Exposição Ecológica (MCA_{ECO}) e do Plano de Investigação para Meio Ambiente.

Formulação do Problema desenvolvida no SLERA, serve como base para identificação das lacunas de dados meio físico e meio biótico necessários para o desenvolvimento adequado do MCA_{ECO}, bem como define o planejamento das etapas posteriores do estudo. Adicionalmente, ressalta-se que a Formulação do Problema poderá ser detalhada e revisada após a execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente, com base nos dados primários obtidos em campo.

10.2.1 Caracterização do Meio Físico

A Caracterização do Meio Físico será desenvolvida com base:

- Nos dados secundários disponíveis e válidos (ver seção 9) a partir da execução da Compilação, Análise e Validação de Dados (na etapa SLERA, ver seção 10.1), e
- Nos dados primários disponíveis e válidos (ver seção 9) a partir da execução do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente (na etapa BERA, ver seção 10.3).

Para fins de ARE, os solos, sedimentos e água superficial são definidos como compartimentos do meio físico de interesse, pelos quais os receptores terrestres e aquáticos poderão estar expostos, sendo o solo/sedimento natural ou impactados pelos rejeitos, e água superficial associada à Bacia do rio Paraopeba.

As amostras de áreas que são inundadas sazonalmente serão agrupadas de acordo com sua relevância para os *endpoints* a serem avaliados. Essas amostras serão estudadas para o risco de exposição direta à comunidade de invertebrados, usando-se valores orientadores de sedimentos e solo. Para esta avaliação, será considerada a profundidade de amostragem, uma vez que se espera que a atividade biológica no solo e nos sedimentos seja maior nas zonas mais superficiais (rasas).

10.2.2 Caracterização do Ecossistema Impactado

A caracterização do ecossistema será realizada por meio da descrição da fauna e da flora que habitam cada AE_{ECO}, dos tipos de comunidades presentes e sua distribuição geográfica, identificação das espécies componentes de cada guilda, bem como demonstração da representatividade do ecossistema e do meio ambiente impactado. Para efeito de levantamento de espécies para Caracterização do Ecossistema Impactado, serão consideradas:

- Espécies terrestres de fauna e flora (biota terrestre);
- Espécies aquáticas de fauna e flora (biota aquática).

Neste contexto, serão identificadas espécies nativas, exógenas ou exóticas, raras, em perigo ou ameaçadas de extinção. A descrição das espécies irá considerar características como exigências de reprodução e nidificação, ciclo de vida, alimentação e outras peculiaridades que sejam importantes para cada espécie.

A Caracterização do Ecossistema Impactado será dividida nas seguintes tarefas:

- Identificação de estressores ambientais;

- Seleção de espécies-alvo;
- Seleção de *endpoints*.

10.2.2.1 Identificação de Estressores Ambientais

Serão identificados os estressores ambientais, que se caracterizam por ser qualquer condição que imponha perturbação, desequilíbrio, pressão ou impacto negativo em espécies de fauna e flora. Serão considerados como estressores qualquer substância (estressores químicos, tais como substâncias tóxicas ou nutrientes), entidade física (estressores físicos, tais como sedimentos em suspensão) ou entidade biológica (estressores biológicos, tais como espécies não nativas) que cause efeitos indesejáveis à saúde ou condição biológica de um organismo (ECCC, 2012).

Serão identificadas e descritas as possíveis fontes de estresse químico, físico e biológico, tanto para o ambiente terrestre como para o ambiente aquático, considerando que:

- A identificação preliminar dos estressores incluirá não só as substâncias químicas de interesse, mas também quaisquer outros estressores que possam impactar a fauna e flora em avaliação associados ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA;
- A avaliação dos efeitos incluirá a análise da toxicidade e também a discussão sobre os efeitos ecológicos resultantes da exposição aos estressores previamente identificados.

10.2.2.1.1 Estressores Químicos (Substâncias Químicas de Interesse)

Uma Substância Química de Interesse (SQI), para projetos de ARE os estressores químicos, é aquela substância química quantificada em amostras de pelo menos um compartimento do meio físico ou matrizes ambientais dentro de uma Área de Estudo Ecológico, cuja concentração esteja acima dos padrões legais aplicáveis (PLA) a esse compartimento ou que não possua PLA definido.

Neste contexto, a seleção das SQIs para uma determinada AE_{ECO} terá como base as informações disponíveis na etapa de Compilação, Avaliação e Validação de Dados e os resultados analíticos obtidos para as amostras coletadas na execução do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente, bem como dos procedimentos técnicos descritos no RAGS

Ecological Risk (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018) e Guia Canadense para *Ecological Risk Assessment* (ECCC, 2012).

A seleção será realizada por meio da identificação das substâncias químicas para cada compartimento do meio físico de interesse para a ARE, conforme os critérios a seguir:

- (1) Listar para cada compartimento de interesse do meio físico e pontos onde ocorrem concentrações das substâncias químicas pelo seguinte critério:
 - a. As identificadas analiticamente acima do Limite de Quantificação da Amostra (LQ);
 - b. As que possuem resultados válidos;
 - c. As que estão acima dos Padrões Legais Aplicáveis (Valores de Prevenção CONAMA 420, Nível 1/2 CONAMA 454, entre outros). A comparação das concentrações obtidas nas amostras de cada compartimento do meio físico com PLA seguirá a seguinte ordem de priorização:
 - Comparação com padrões legais locais (municipais e estaduais);
 - Comparação com padrões legais federais nacionais;
 - Comparação com padrões legais de outros municípios e estados;
 - Comparação com padrões legais internacionais reconhecidos nacionalmente.
- (2) Listar as substâncias químicas que não possuem Padrão Legal Aplicável para um determinado compartimento ambiental.

As substâncias químicas selecionadas, conforme os critérios especificados acima, também serão avaliadas de forma complementar pelos seguintes critérios:

1. No caso da avaliação da Linha de Evidência Química, deve possuir dados toxicológicos validados cientificamente e disponíveis para uma espécie-alvo ou espécie-índice;
2. Deve possuir dados físico-químicos validados cientificamente e disponíveis;
3. Deve possuir relação R_{ij}/R_j (fator de risco para a substância i no meio j/fator de risco total no meio j) superior a 0,01.

Conforme destacado anteriormente, toda substância química cujas concentrações forem superiores ao PLA, assim como aquelas que não possuírem PLA para um determinado compartimento ambiental, serão classificadas como SQIs para uma ou mais linhas de evidências e, portanto, avaliadas na ARE, mesmo que em concentrações inferiores aos níveis basais na Região Contaminada ou Impactada (RCI). Também será realizada a avaliação comparativa das SQIs selecionadas com a composição química dos rejeitos.

Os valores a serem considerados como valores de corte para seleção de SQI, serão aqueles correspondentes ao compartimento do meio físico no qual a substância química ocorre, ou seja, sempre serão comparadas concentrações de substâncias químicas de um compartimento do meio físico com o seu PLA correspondente.

Uma vez identificadas as SQI, serão utilizados seguintes critérios:

- Limite de Detecção (LD): identificação dos casos em que todas as amostras de um determinado compartimento do meio físico apresentaram resultados abaixo do LD, considerando todo o período de medição;
- Valor de Referência (VR): Serão avaliados prioritariamente valores de referência estaduais ou nacionais (VRQ), sendo que nos casos que não exista valores de referência, será adotado um valor de referência internacional. Será observado se ocorre pelo menos um (1) valor amostrado acima da referência ao longo de todo o período avaliado;
- Concentração de Referência (CR): Será adotada como CR a concentração mínima observada nas áreas de controle (AC_{ECO}) previamente identificadas (ou na área impactada, mas antes do evento do rompimento da barragem), considerando cada substância individualmente. Para os casos com CR, foi observado se ocorre pelo menos um (1) valor acima da referência ao longo do período avaliado. Também será avaliada a possibilidade de definição de CR a partir das amostras obtidas nas Regiões de Controle que serão estabelecidas para o desenvolvimento da ARE, conforme descrito em ECCC (2012);
- Para o grupo de substâncias sem referências será realizada uma seleção caso a caso, avaliando a frequência de detecção total e, no último ano, a classificação das substâncias considerando persistência, bioacumulação e toxicidade para o ambiente aquáticos. Nestes casos, os critérios foram:

- i. Substância tóxica para o ambiente aquático segundo a classificação da etiquetagem e rotulagem (toxicidade crônica);
- ii. Substância persistente se a meia-vida for superior a 40 dias em água ou superior a 120 dias em sedimento ou solo, segundo a Agência Europeia das Substâncias Químicas (ECHA, 2017);
- iii. Substância bioacumulativa se o fator de bioacumulação em peixes for superior a 2000 (ECHA, 2017).

Os valores de meia-vida e fatores de bioacumulação serão pesquisados nos seguintes bancos de dados:

- *US Risk Assessment Information System RAIS*
(https://rais.ornl.gov/tools/eco_search.php)
- *US National Library of Medicine – National Center for Biotechnology Information*
(<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/2268#section=Environmental-Fate>)
- *West Texas A&M University* (https://pcl.wtamu.edu/pcl/PCL_Calculator.jsp)

10.2.2.1.2 Estressores Físicos

No contexto dos Estudos de ARE no âmbito do rio Paraopeba, serão considerados como estressores físicos os depósitos intra e extracalha, associadas aos impactos identificados nas AE_{ECO} a serem avaliadas, causados pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA. Sendo estes avaliados a partir de parâmetros físicos de qualidade de água como turbidez e sólidos totais em suspensão (STS), da análise quantitativa da espessura do rejeito e misturas solo-sedimento-rejeito, bem como a avaliação de perdas e modificações físicas de habitats terrestres e aquáticos.

10.2.2.1.3 Estressores Biológicos

No contexto dos Estudos de ARE no âmbito do rio Paraopeba, as espécies exóticas (ou introduzidas) e espécies invasoras que podem desequilibrar o ecossistema local serão considerados como estressores biológicos, associadas aos impactos identificados nas AE_{ECO} a serem avaliadas, causados pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

10.2.2.2 Seleção de Espécies-alvo

A partir do Levantamento de Dados Secundários do Meio Biótico, serão selecionadas espécies-alvo que representam os diferentes compartimentos ecológicos do ecossistema da AE_{ECO} em estudo. Serão selecionadas espécies-alvo que representem os receptores ecológicos em ambientes terrestres e aquáticos.

Uma espécie-alvo selecionada deverá obrigatoriamente caracterizar uma guilda¹¹ ou guilda local de interesse para os estudos de ARE da AE_{ECO} em estudo. Uma espécie-alvo (fauna ou flora) deverá possuir minimamente as seguintes características:

- Possuir indivíduos que ocorrem em abundância e podem ser avaliados na AE_{ECO} em estudo;
- Para linha de evidência química, possuir perfil toxicológico definido, ou possuir espécie-índice que tem perfil toxicológico definido e correlacionável;
- Ser correlacionável diretamente a uma Rota de Exposição Ecológica válida e completa, ou indiretamente por sua posição a partir da cadeia trófica.

O levantamento de espécies alvo será feito para cada Área de Estudo Ecológico (AE_{ECO}) como parte integrante do MCA_{ECO}, com base nas seguintes referências: *Specieslink* (<http://www.splink.org.br>); Re flora (<https://collectory.sibbr.gov.br/collectory/public/show/dp5>); GBIF (<https://www.gbif.org/>); WikiAves (<https://www.wikiaves.com.br>); ICMBio (<https://www.gov.br/icmbio>); Sociedade Brasileira de Herpetologia (<https://www.sbherpetologia.org.br/>); AmphibiaWeb (<https://amphibiaweb.org/>) e estudos anteriormente desenvolvidos na região como o Plano de Reparação da Bacia do Paraopeba (ARCADIS, 2020) e o Plano de Diagnóstico de Danos Ambientais sobre o Meio Biótico.

O levantamento de espécies alvo será feito para cada Área de Estudo Ecológico (AE_{ECO}) para estruturação do MCA_{EC}, com base nas referências: *Specieslink* (<http://www.splink.org.br>), Re flora (<https://collectory.sibbr.gov.br/collectory/public/show/dp5>), GBIF (<https://www.gbif.org/>), WikiAves (<https://www.wikiaves.com.br>), ICMBio (<https://www.gov.br/icmbio>), Sociedade

¹¹ Conjunto de todas as espécies que exploram o mesmo tipo de recurso de forma similar, sem a necessidade de co-ocorrência; sendo o termo "guilda local" refere-se ao subconjunto de espécies da guilda que co-ocorrem em uma mesma comunidade.

Brasileira de Herpetologia (<https://www.sbherpetologia.org.br/>) e estudos referentes anteriormente desenvolvidos na região como o Plano de Reparação da Bacia do rio Paraopeba elaborado pela empresa Arcadis.

As espécies-alvo serão selecionadas a partir do levantamento inicial de espécies da fauna e flora que possam ocorrer na região da AE_{ECO}, ou seja, qualquer organismo que possa ser adversamente impactado pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, haja vista que não é possível, e geralmente desnecessário, avaliar o risco para todas as espécies presentes em uma área em estudo. A avaliação será focada em algumas espécies que são valorizados pela sociedade, de relevância ecológica e que estão potencialmente expostas aos estressores ambientais.

Os critérios para a seleção dos receptores de interesse ecológicos incluirão:

- Sensibilidade a contaminação associada ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.
- Ocorrência (real/potencial) na área AE_{ECO};
- Grau e mecanismo de exposição aos estressores (estágio de vida, duração média de vida, comportamento, dieta alimentar, tamanho do território, entre outros), possíveis vias de exposição (compartimento do meio físico impactado, bioacumulação, biomagnificação, entre outros);
- Sensibilidade aos estressores ambientais;
- Relevância:
 - Espécies da flora nativa;
 - Espécies de importância ecológica, como as que servem de alimento para outras espécies;
 - Espécies raras, ameaçadas, protegidas;
 - Espécies de importância social, econômica ou cultural (animais de estimação, de criação e de importância comercial);
- Status de conservação;
- Disponibilidade de dados ecotoxicológicos, sobre a biologia e ecologia das espécies (constituição da dieta, área de uso e territoriais, entre outros);
- Facilidade de aquisição de indivíduos.

Adicionalmente, para biota aquática, os critérios para a seleção dos receptores de interesse ecológicos incluirão:

- Espécies migratórias e não migratórias;
- Posição na coluna d'água;
- Função ecológica na cadeia alimentar;
- Habitat;
- Espécies com abundância na calha do rio Paraopeba e também identificadas em seus afluentes (possíveis áreas de controle).

Durante a fase de levantamento das espécies alvo potenciais, serão contemplados todos os possíveis níveis da teia trófica do meio aquático e meio terrestre. Dentro dos receptores dos níveis primários da teia trófica, têm-se: produtores primários, invertebrados bentônicos e pelágicos, microrganismos e plantas. Já nos receptores da teia trófica nos níveis superiores serão contemplados: ictiofauna, invertebrados terrestres e vertebrados terrestres incluindo consumidores primários, secundários e terciários.

10.2.2.3 Seleção de *Endpoints*

Dentro da etapa de formulação do problema, também será realizada a seleção dos *endpoints*. Um *endpoint* é característico de um indivíduo/organismo a ser observado (receptor) que foi ou será afetado por agentes estressantes (estressores).

Os *endpoints* serão de dois tipos:

- *Endpoint* de avaliação (*assessment endpoints*): será definido por uma entidade ecológica ou por seus atributos¹² a serem protegidos;
- *Endpoint* de medição (*measurement endpoints*): será definido pelas características mensuráveis destes atributos utilizados para estimar o grau de impacto que ocorreu ou pode ocorrer.

Será considerado que os ***endpoints* de avaliação** se referem a atributos de populações ou comunidades biológicas que serão utilizados para avaliar componentes específicos do ecossistema impactado, que serão afetados negativamente pelas SQIs presentes na AE_{ECO} em estudo. São caracterizados por conterem uma entidade, que é frequentemente representada por um grupo ou guilda no ecossistema da área (por exemplo, aves onívoras), e atributos ecologicamente relevantes dessa entidade (por exemplo, taxa de sobrevivência e/ou

¹² Um atributo é a característica da espécie que deve ser protegida e está potencialmente em risco associado a exposição aos rejeitos do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

reprodução). Ao selecionar *endpoints* de avaliação, serão considerados os processos ecológicos relevantes e o valor do serviço ecossistêmico.

Os *endpoints* de medição serão utilizados para avaliação dos receptores ecológicos, a partir da quantificação da exposição considerando concentrações em água superficial, solo e sedimento, bem como biota aquática e terrestre quando aplicável. Esta avaliação será realizada a partir da medida dos efeitos deletérios pela comparação da quantificação da exposição com valores orientadores toxicológicos disponíveis na literatura, bem como dados de campo sobre a comunidade ou estrutura populacional.

10.3 ESTIMATIVA DA EXPOSIÇÃO

A caracterização da exposição é definida em Estudos de ARE como a co-ocorrência ou o contato do estressor com os componentes ecológicos, tanto no tempo quanto no espaço (US. EPA, 2007). Assim, tanto o estressor quanto o ecossistema serão caracterizados em escalas temporais e espaciais semelhantes, considerando as Rotas de Exposição Ecológicas válidas dimensionadas no MCA_{ECO}.

O resultado desta etapa será o perfil de exposição que caracteriza a magnitude, os padrões espaciais e temporais de exposição, indicando a forma como estes se relacionam com os *endpoints* de avaliação e as informações constantes no MCA_{ECO}. Um dos aspectos temporais a serem considerados é a pluviosidade (item 9.2.4), que pode alterar significativamente a relação de exposição entre um estressor (químico, físico ou biológico) e um receptor ecológico de interesse.

No primeiro relatório parcial dos ERSHRE a serem desenvolvidos para cada Área de Estudo Ecológico definida para a bacia do rio Paraopeba, serão listados e analisados todos os parâmetros de exposição, taxas e fatores de exposição a serem utilizados no cálculo da Dose de Exposição ecológica, bem como serão discutidas e justificadas todas as premissas utilizadas para quantificação da exposição ecológica.

10.3.1 Caracterização da Exposição dos Receptores Ecológicos

O perfil da exposição será combinado com o perfil dos efeitos toxicológicos para estimar os riscos associados à exposição de um receptor, sendo que o perfil de exposição será compatível com a relação entre o estressor e a resposta gerada para caracterização dos efeitos.

Será apresentada uma descrição completa de como, quando e onde a exposição ocorreu, serão avaliadas as fontes primárias e secundárias de impacto ambiental, a distribuição dos estressores no meio ambiente, e a extensão e o modo de contato ou de ocorrência.

Para tanto será necessário avaliar as transferências ambientais dos estressores identificados e avaliar se os mecanismos gerais de transporte e dispersão do estressor físico, químico e biológico envolvem: as correntes de água superficial (sistemas fluviais, lacustres ou lagunares), transporte através do solo/sedimento (superfície ou subsuperfície) e/ou cadeia trófica (em especial para estressores químicos).

10.3.1.1 Índice de Vulnerabilidade e Utilidade de Receptores Ecológicos

A caracterização eficaz da exposição, envolve a adequada seleção das espécies-alvo, ditos receptores ecológicos. A escolha destas espécies, será realizada (1) inicialmente a partir da revisão dos dados regionais de ocorrência de espécies da biota aquática e terrestre ao longo da Bacia do rio Paraopeba nas regiões impactadas pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA; (2) por meio de expedições ao campo para identificação de sua presença, abundância e acessibilidade nas AE_{ECO} em estudo; (3) pela avaliação toxicológica voltada para analisar a capacidade de acumular as SQIs em seus órgãos. Adicionalmente, será realizado o refinamento do processo de identificação de receptores ecológicos, a partir da análise do impacto que as SQIs podem gerar dentro de suas populações, e não apenas nas alterações da aptidão individual.

Para tanto, será utilizado o índice desenvolvido por Golden e Rattner (2003) que classificam a vulnerabilidade e a utilidade das espécies, a partir de informações ecológicas, populacionais, distribuição geográfica e entendimento biológico, para gerar um ranking das melhores espécies alvo para desenvolvimento da ARE.

Para utilizar o Índice de Vulnerabilidade e Utilidade de Receptores Ecológicos (IVURE) será necessário resgatar dados ecológicos a partir da compilação de dados secundários, utilizando como base publicações em artigos científicos, monografias, dissertações e teses, como também bancos de dados online (ex. *Amphibio* e *EltonTraits 1.0*). Tais informações, conhecidas por traços ecológicos, tornarão a caracterização ecológica das espécies mais exequível e aplicável para melhoria das análises de risco.

Em geral, entende-se que a associação da metodologia desenvolvida por Golden e Rattner (2003) com os traços ecológicos disponíveis em bancos de dados online, adaptados ao caso do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, otimizará a determinação das espécies-alvo.

10.3.1.2 Definição de Áreas de Ocorrência de Receptores Ecológicos

É fundamental para caracterização da exposição dos receptores ecológicos que seja realizada criteriosamente a definição dos limites de distribuição geográfica das espécies-alvo na AE_{ECO} estudada. Para isso, na etapa de formulação do problema será realizada a consolidação de dados ligados a perfis comportamentais, interação com o meio físico, preferências climáticas e alimentares. Tais características, associadas à fitofisionomia, hidrografia e morfologia, definirão a distribuição das espécies-alvo na AE_{ECO} em estudo. Também serão considerados alguns critérios de escolha para filtrar a lista de espécies: i) considerar as espécies que possuem ao menos 25% de suas distribuições na área avaliada; ii) considerar as espécies que ocupam ao menos 10% da área avaliada.

A escolha da área de ocorrência de espécies da biota terrestre e aquática, de forma padronizada e homogênea, será de grande importância para diminuir o viés amostral. Isso ocorre quando o formato e tamanho da área a ser avaliada, está estritamente relacionado com a quantidade de dados que estariam inseridos em suas distribuições. Uma solução é utilizar uma extrapolação (tecnicamente chamada de “buffer”) da área identificada como fonte de impacto da fauna e flora, o que será dimensionado para definição do Plano de Investigação para Meio Ambiente em função da ocorrência geográfica das espécies-alvo.

Com tais aspectos definidos, a seleção de espécies e pontos de ocorrência, considerando um espaço geográfico amostral homogêneo e padronizado, associados a critérios predefinidos, eliminariam espécies que podem ser receptores ecológicos de outras fontes poluidoras, que transitam na área de interesse.

10.3.2 Identificação das Rotas de Exposição

Para que uma Rota de Exposição para ARE seja completa, a SQI deverá entrar em contato com um receptor ecológico a partir de um compartimento do meio físico de interesse.

A avaliação da toxicidade dará a base de informações para que o estudo de ARE esteja focado apenas nas SQIs que podem entrar em contato com os receptores ecológicos e gerarem

efeitos adversos. Serão consideradas como rotas de exposição para diferentes grupos de organismos, ao menos as seguintes:

- a) Para animais terrestres, três vias básicas de exposição serão avaliadas: ingestão, absorção e contato dérmico;
- b) Para plantas terrestres, a absorção radicular de SQIs presentes no solo;
- c) Para folhas, a absorção de SQIs que se depositam nestas folhas;
- d) Para animais aquáticos, o contato direto (de água ou sedimentos com as brânquias ou tegumento) e ingestão de alimentos e sedimentos;
- e) Para plantas aquáticas, o contato direto com a água, com o ar ou sedimentos.

Para caracterização das rotas de exposição as SQIs serão quantificadas em todos os compartimentos do meio físico interesse definidos no MCA_{ECO} e que possam gerar efeitos adversos pela linha de evidência química nas espécies alvo definidas para fauna e flora.

Sendo assim, serão coletadas amostras para quantificação das SQIs nos compartimentos solo superficial e subsuperficial (se necessário), água superficial e subterrânea (se necessário), sedimentos superficiais e subsuperficiais (se necessário), rejeitos e quaisquer outras matrizes que se façam necessárias para a quantificação do risco ecológico.

Nos Estudos de ARE, os processos de bioacumulação e biomagnificação de SQI na cadeia alimentar são tratados a partir de ensaios específicos a serem realizados para quantificação do potencial de bioacumulação, conforme descrito nos documentos:

- a) United States Environmental Protection Agency. (US.EPA, 2007). *Framework for Metals Risk Assessment, EPA 120/R-07/001*. Washington, DC, EUA. Março, 2007.
- b) United State Environmental Protection Agency. (US.EPA, 1997). *Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final. June*.
- c) United State Environmental Protection Agency. (US.EPA, 2000a). *Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment - Status and Needs. EPA-823-R-00-001. February*.
- d) United State Environmental Protection Agency. (US.EPA, 2018). *Region 4 Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance Interim Draft. Region 4*.

10.3.3 Modelo Conceitual Exposição Ecológico

O Modelo Conceitual Ecológico (MCA_{ECO}) será desenvolvido conforme especificado nos itens 1.2, 3.4, 3.5 e 3.6 do RAGS *Ecological Risk* (USEPA, 1997a).

O Modelo Conceitual Ecológico (MCA_{ECO}) consiste em definir todas as formas em que os possíveis contaminantes possam ser transportados da área de origem até os receptores ecológicos potencialmente expostos. Segundo Suter II (1999), em avaliações de risco ecológico, modelos conceituais são representações das hipóteses pelas quais uma atividade, ou um conjunto de atividades induz efeitos nos receptores ecológicos. O MCA_{ECO} esclarecerá as interrelações entre fontes de agentes estressores, comportamentos e padrões de transferência de estressores entre compartimentos ambientais e receptores ecológicos (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018).

Os elementos que comporão as rotas de exposição validas do MCA_{ECO} são apresentados a seguir:

- Caracterização ambiental e substâncias químicas existentes na área: seguindo a Seção 3.6.1 do RAGS *Ecological Risk* (USEPA, 1997a);
- Destino da contaminação e mecanismos de transporte: seguindo a Seção 1.2.2 e 3.4.1 do RAGS *Ecological Risk* (USEPA, 1997a);
- Mecanismo geral de ecotoxicidade associada às contaminações e categorias prováveis de receptores que poderiam ser afetados: seguindo a Seção 3.4.2 do RAGS *Ecological Risk* (USEPA, 1997a);
- Funções ecológicas importantes que podem afetar os receptores seguindo a Seção 3.3 do RAGS *Ecological Risk* (USEPA, 1997a);
- As vias de exposição completas que podem existir na área seguindo a Seção 3.4.3 do RAGS *Ecological Risk* (USEPA, 1997a);
- Seleção de *endpoints* para detectar riscos ecológicos seguindo a Seção 3.5 do RAGS *Ecological Risk* (USEPA, 1997a);

O MCA_{ECO} deverá incluir as considerações relacionadas à presença de espécies nativas, exógenas, raras ou ameaçadas de extinção.

No MCA_{ECO} será considerado que o *endpoint* de avaliação contemplará um receptor ou grupo de receptores ecológicos e os atributos/características específicas desse receptor ou grupo de receptores (densidade e distribuição da população de indivíduos, biomassa, variabilidade genética, estrutura trófica, diversidade da espécie receptora, reprodução e abundância da espécie receptora, entre outros). Neste contexto, serão definidos no MCA_{ECO} os objetivos de avaliação para o receptor ou grupo de receptores ecológicos identificados como alvo do estudo.

No MCA_{ECO} será considerado que o *endpoint* de medição será qualquer ponto para quantificação da exposição ecológica ou avaliação de efeitos para um receptor ecológico, bem como qualquer medida identificada de mudança nos atributos/características de um *endpoint* de avaliação. Os *endpoints* de medição formarão a base quantitativa e qualitativa para as linhas de evidência dos estudos de ARE a serem desenvolvidos para a Bacia do rio Paraopeba. Neste contexto, serão definidos no MCA_{ECO} os objetivos de medição para o receptor ou grupo de receptores ecológicos identificados com alvo do estudo.

A partir da base de dados ecológica gerada na Compilação, Análise e Validação de Dados (SLERA), e durante as expedições de campo a serem realizadas para execução do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente (preliminar a etapa BERA), será possível a confirmação das espécies de fauna e flora previamente levantadas e a seleção dos receptores ambientais específicos que serão utilizados na etapa BERA dos Estudos de ARE.

Neste contexto, o MCA_{ECO} deverá abordar as seguintes questões:

1. Caracterização ambiental e substâncias químicas existentes na área;
2. Destino da contaminação e mecanismos de transporte;
3. Mecanismo geral de ecotoxicidade associada às contaminações e categorias prováveis de receptores que poderiam ser afetados;
4. Funções ecológicas importantes que podem afetar os receptores;
5. As vias de exposição completas que podem existir na área;
6. Seleção de *endpoints* para detectar riscos ecológicos;
7. Estressores potenciais não relacionados à contaminação em investigação.

Serão apresentadas a integração e a sumarização das rotas de exposição e os receptores ecológicos de forma diagramática, definida como Modelo Conceitual Ecológico (MCA_{ECO}).

Com objetivo de integrar os resultados acerca do desenvolvimento do MCA_{ECO} e sumarizar as rotas de exposição, bem como as características dos receptores ecológicos, será desenvolvida ao final da etapa de Formulação do Problema um quadro resumo consolidando as seguintes informações: (1) receptores ecológicos identificados; (2) objeto de proteção; (3) linha de evidência a ser avaliada para cada receptor ecológico identificado; (3) medida de avaliação a ser adotada e magnitude destas medidas; (4) incertezas associadas a magnitude das medida de avaliação; (5) escala espacial da medida de avaliação; (6) relação de causa; (7) relevância ecológica; (8) tipo de avaliação.

10.4 AVALIAÇÃO DE EFEITOS ECOLÓGICOS

Na análise de toxicidade será determinada a dose ou concentração aceitável para receptores específicos que podem estar expostos em condições sem risco ou com um risco mínimo de desenvolvimento de efeitos adversos. O **Apêndice 7** apresenta a consolidação de dados toxicológicos dividido por grupo que poderão ser classificadas como espécies-alvo para os estudos de ARE a serem desenvolvidos para a Bacia do rio Paraopeba.

Um contaminante pode exercer efeitos ecológicos adversos de muitas maneiras. Em primeiro lugar, um contaminante pode afetar um organismo após a exposição por um curto período (agudo) ou após a exposição durante um longo período (crônico). Em segundo lugar, o efeito de um contaminante será letal (matar o organismo) ou subletal (causando efeitos adversos além da morte, como crescimento reduzido, mudanças comportamentais etc.).

Os efeitos subletais podem reduzir o tempo de vida ou o sucesso reprodutivo de um organismo. Em terceiro lugar, um contaminante pode atuar direta ou indiretamente em um organismo. Os efeitos diretos incluem efeitos letais ou subletais do produto químico no organismo. Os efeitos indiretos ocorrem quando o contaminante danifica os alimentos, o habitat, as relações predador-presas ou a competição do organismo em sua comunidade.

A toxicidade será aferida por meio de testes ecotoxicológicos com os organismos de interesse que geram como resultado algum parâmetro de toxicidade. Quando o parâmetro de toxicidade ou efeito observado é a mortalidade, o resultado do teste será dado em CL₅₀ ou DL₅₀, que representam, respectivamente, a concentração ou a dose estimada que está associada com a morte de 50% da população testada. Tanto a CL₅₀ como a DL₅₀ são

resultados de testes agudos, ou seja, testes que são realizados em curto espaço de tempo – até no máximo 96h – e que buscam observar qual o efeito de uma única exposição (exposição aguda) a uma alta dose ou concentração do agente estressor.

Para investigar o efeito da exposição repetida em níveis subletais do estressor, são utilizados os testes crônicos, cuja duração engloba um período maior de vida do organismo, ou são realizados em estágios de vida mais críticos, como por exemplo, na fase larval. Os resultados dos testes crônicos geralmente são dados em termos de CENO – Concentração de Efeito Não Observado (inglês: NOEC - *No-Observed Effect Level*) ou CEO – Concentração de Efeito Observado (inglês: LOEC - *Lowest Observed Effect Concentration*), que representam, respectivamente, o maior nível no qual não se observou nenhum efeito, ou o menor nível no qual se observou algum efeito.

Uma vez caracterizadas a exposição e a toxicidade, o risco será caracterizado. Isso se dá pela integração das informações sobre exposição e sobre toxicidade.

10.5 CARACTERIZAÇÃO DOS RISCOS E LINHAS DE EVIDÊNCIAS

A caracterização do risco inclui dois componentes principais: estimativa de risco e descrição do risco. A estimativa de risco envolve a integração da análise da exposição e efeitos de exposição, para cada parâmetro específico de avaliação. A descrição do risco fornece informações importantes para a interpretação dos resultados de risco e identifica um nível de efeitos nocivos em espécies de fauna e flora (por exemplo, calculando a concentração de exposição na qual um QR de 1 é excedido) (SUTER II, 1996).

A caracterização dos riscos irá considerar a extensão espacial dos riscos e da sua magnitude, a distribuição da contaminação dentro de uma área, o peso da evidência, o potencial do significado ecológico dos riscos identificados e os pontos fortes, limitações e incertezas da análise geral.

Será levado em consideração que, com exceção de espécies raras ou ameaçadas de extinção, o objetivo da avaliação do risco ecológico é proteger as populações de espécies, e não indivíduos (espécimes).

Para a caracterização do risco deve ser considerado:

- No mínimo 4 linhas de evidências: química, ecotoxicológica, ecológica (abordagem peso de evidência) e física;

- Apresentar os critérios de avaliação para cada linha de evidência;
- Base dos cálculos do risco, informando nível de risco aceitável.

Para avaliação desta linha de evidência serão definidas Áreas de Controle (AC_{ECO}) que possuam as mesmas espécies-alvo e mesmas características do meio físico, mas que não tenham sido atingidas pelos impactos associados ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA. Preferencialmente as AC_{ECO} serão definidas dentro da AE_{ECO} em estudo em RBR. Nas AC_{ECO} serão realizados os mesmos testes ecotoxicológicos visando estabelecer a base adequada e suficiente de resultados para análise dos possíveis efeitos ecotoxicológicos nas espécies alvo a serem avaliadas. Para a água superficial também serão definidos Pontos de Controle (PC_{ECO}), caracterizados por estarem a montante da AE_{ECO} em estudo e possuírem série histórica de dados conhecida de antes e depois do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

10.5.1 Linha de Evidência Química

Nesta etapa, para a caracterização do risco para espécies de mamíferos, aves, répteis e anfíbios, será feita por meio do quociente de risco (QR), que é obtido pela razão entre a dose de exposição e os Valores Toxicológico de Referência (VTR).

$$QR = \frac{\text{Dose de Exposição (mg/kg – dia)}}{\text{Valores Toxicológico de Referência (mg/kg – dia)}}$$

No caso da exposição direta de peixes (pelágicos e bentônicos), plantas e invertebrados terrestres e macrovertebrados aquáticos será utilizada como referência para os cálculos a máxima Concentração de Exposição (CE) obtida no ponto de exposição ecológica, conforme abaixo.

$$QR = \frac{\text{Concentração de Exposição (mg/kg ou mg/L)}}{\text{Valores Toxicológico de Referência (mg/kg ou mg/L)}}$$

Conceitualmente o QR é quociente que indica a relação de uma Dose de Exposição (DE) ou Concentração de Exposição (CE) pelo Valores Toxicológico de Referência (VTR), calculado a partir de parâmetros toxicológicos como CL_{50} , DL_{50} , NOAEL, NOEC, LOAEL,

LOEC (específicos para cada SQI), para cada receptor ecológico submetido a um cenário de exposição ecológico determinado, considerando um estressor químico específico e um *endpoint* de avaliação também específico.

Uma vez calculado o QR, será calculado o Índice de periculosidade (HI) pela somatória dos QR individuais para uma determinada SQI em um determinado compartimento do meio físico, considerando as vias de ingresso identificadas e a espécie-alvo a ser avaliada na linha de evidência química, conforme abaixo. Sendo assim os HI serão calculados por SQI.

$$HI = \left(\frac{DE_1}{VRT_1} \right) + \left(\frac{DE_2}{VRT_2} \right) + \dots + \left(\frac{DE_n}{VRT_n} \right)$$

Ou

$$HI = \left(\frac{CE_1}{VRT_1} \right) + \left(\frac{CE_2}{VRT_2} \right) + \dots + \left(\frac{CE_n}{VRT_n} \right)$$

Conforme descrito em ECCC (2012), embora um HI muitas vezes maior do que 1 sugira um Risco maior do que um HI ligeiramente maior que 1, não é possível tirar conclusões sobre o risco relativo com base nas diferenças em HI (por exemplo, HIs de 1 a 10 indicam risco moderado, enquanto HI acima de 10 indicam alto risco). Neste sentido será adotado de $HI < 1$ indicarão um risco negligenciável e $HI > 1$ um risco não negligenciável. Caso não seja possível o cálculo dos HIs, esta análise será realizada considerando os QRs.

10.5.1.1 Dose de Exposição via Ingestão de Água Superficial (BEYER et al 1994; MAYLAND et al. 1977; SAMPLE et al 1997)

$$D_{\text{ÁGUA}} = P \times C_{\text{ÁGUA}} \times I_{\text{ÁGUA}}$$

Em que:

$D_{\text{ÁGUA}}$	Dose de Exposição para Ingestão de Água (mg / kg x dia)
$C_{\text{ÁGUA}}$	Concentração na Água da SQI no Ponto de Exposição Ecológica (mg / Kg)
P	Fração da água consumida pelo espécime (% - assumido 100% abordagem conservadora)
$I_{\text{ÁGUA}}$	Taxa de Ingestão de Água (L / kgPesoCorporal x dia)

As $I_{\text{ÁGUA}}$ para mamíferos e aves foram calculadas seguindo as equações abaixo:

$$I_{\text{ÁGUA(MA)}} = 0,099(PC)^{0,90} / PC$$

Mamíferos

$$I_{\text{ÁGUA(AV)}} = 0,059(\text{PC})^{0,67} / \text{PC}$$

Aves, anfíbios e reptéis

Em que:

PC Peso Corporal (Kg)

10.5.1.2 Dose de Exposição via ingestão de alimento (BEYER et al 1994; MAYLAND et al. 1977; SAMPLE et al 1997)

$$D_{\text{ÁGUA}} = P \times F_{\text{ALI}} C_{\text{ALI}} \times I_{\text{ALI}}$$

onde:

$D_{\text{ÁGUA}}$ Dose de Exposição para Ingestão de Alimentos (mg / kg x dia)

P Fração de alimento consumida pelo espécime (% - assumido 100% abordagem conservadora)

F_{ALI} Fração da dieta constituída pelo item alimentar avaliado (%)

C_{ALI} Concentração no Alimento¹³ da SQI no Ponto de Exposição Ecológica (mg / Kg)

I_{ALI} Taxa de Ingestão de Alimentos (kgAlimento / kgPesoCorporal X dia)

¹³ Plantas, invertebrados terrestres, macrovertebrados aquáticos, peixes ou vertebrados de pequeno porte

10.5.1.3 Concentração de Exposição Via Ingestão de Alimentos

Na etapa SLERA, adotou-se calcular as concentrações teóricas das SQI nos alimentos (plantas, invertebrados terrestres, macrovertebrados aquáticos e vertebrados de pequeno porte) a partir da concentração obtida no solo superficial e o fator de bioacumulação (item 10.6.1.6), conforme equações abaixo:

$$C_{\text{PLANTA}} = C_{\text{SOLO}} \times \text{BAF}_{\text{SOLO-PLANTA}}$$

$$C_{\text{INVTER}} = C_{\text{SOLO}} \times \text{BAF}_{\text{SOLO-INVTER}}$$

$$C_{\text{MACROVERÁGUA}} = C_{\text{SOLO}} \times \text{BAF}_{\text{SOLO-MACROVERVÁGUA}}$$

onde:

C_{PLANTA}	Concentração na Planta da SQI (mg / Kg)
C_{INVTER}	Concentração no Invertebrado Terrestre da SQI (mg / Kg)
$C_{\text{INVÁGUA}}$	Concentração no Vertebrado Aquático da SQI (mg / Kg)
C_{VERT}	Concentração no Vertebrado de Pequeno Porte da SQI (mg / Kg)
C_{SOLO} (mg / Kg)	Concentração no Solo da SQI no Ponto de Exposição Ecológica
$\text{BAF}_{\text{SOLO-PLANTA}}$	Fator de Bioacumulação do solo para planta (-): item 10.6.1.6
$\text{BAF}_{\text{SOLO-INVTER}}$ item 10.6.1.6	Fator de Bioacumulação do solo para Invertebrado Terrestre (-):
$\text{BAF}_{\text{SOLO-INVÁGUA}}$ (-): item 10.6.1.6	Fator de Bioacumulação do solo para Macrovertebrado Aquático

A concentração máxima utilizada para o cálculo de risco será definida conforme equações abaixo:

$$C_{\text{PEIXE}} = C_{\text{ÁGUA}} \times \text{BCF}_{\text{ÁGUA-PEIXE}}$$

$$C_{\text{PEIXE}} = C_{\text{SED}} \times \text{BCF}_{\text{SEDIMENTO-PEIXE}}$$

As taxas de ingestão de alimento foram calculadas com as seguintes equações:

$$I_{\text{ALI}} = 0,0687 \times (PC)^{0,822} / PC \quad (\text{Mamíferos placentários})$$

$$I_{\text{ALI}} = 0,0306 \times (PC)^{0,564} / PC \quad (\text{Roedores})$$

$$I_{ALI} = 0,0875 \times (PC)^{0,727} / PC \quad (\text{Herbívoros})$$

$$I_{ALI} = 0,0514 \times (PC)^{0,673} / PC \quad (\text{Marsupiais})$$

$$I_{ALI} = 0,0582 \times (PC)^{0,651} / PC \quad (\text{Aves})$$

$$I_{ALI} = 0,0141 \times (PC)^{0,850} / PC \quad (\text{Passeriformes})$$

Em que:

I_{ALI} Taxa de Ingestão de Alimentos ($\text{kgAlimento} / \text{kgPesoCorporal} \times \text{dia}$)

PC Peso Corporal (Kg)

10.5.1.4 Dose de Exposição via Ingestão de Solo ou Sedimento Durante Forrageio (BEYER et al 1994; MAYLAND et al. 1977; SAMPLE et al 1997)

$$D_{SOLO} = P \times C_{SOLO} \times I_{SOLO}$$

$$D_{SED} = P \times C_{SED} \times I_{SED}$$

Em que:

D_{SOLO} Dose de Exposição para Ingestão de Solo ($\text{mg} / \text{kg} \times \text{dia}$)

D_{SED} Dose de Exposição para Ingestão de Sedimento ($\text{mg} / \text{kg} \times \text{dia}$)

P Fração do alimento consumido pelo espécime (% - assumido 100% abordagem conservadora)

C_{SOLO} Concentração no Solo da SQI no Ponto de Exposição Ecológica (mg / Kg)

C_{SED} Concentração no Sedimento da SQI no Ponto de Exposição Ecológica (mg / Kg)

I_{SOLO}^{14} Taxa de Ingestão de Solo ($\text{mg} / \text{kgPesoCorporal} \times \text{dia}$)

I_{SED}^{15} Taxa de Ingestão de Solo ($\text{mg} / \text{kgPesoCorporal} \times \text{dia}$)

10.5.1.5 NOAEL, NOEC, LOAEL, LOEC

Os NOAEL são observados em estudos toxicológicos de Dose vs. Resposta e significam a maior dose para a qual não houve efeito tóxico ou adverso observado (variação biológica ou estatisticamente significante). O NOAEL não caracteriza a duração, define o risco ou intensidade do efeito adverso. Já os LOAEL significam a

¹⁴ 2,5% da dieta dos receptores ecológicos avaliados (Sample et al, 1997) e especificamente para Tatu 17% da dieta (BEYER et al 1994).

¹⁵ 2,5% da dieta do receptor ecológico avaliado (Sample et al, 1997).

menor dose na qual foi observado um efeito tóxico ou adverso, também obtidos a partir de estudos toxicológicos de dose vs. resposta. Conforme descrito no RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a) em estudos de ARE o NOAEL sempre significará a condição de contorno mais conservadora para os cálculos da linha de evidência física, enquanto o LOAEL a menos conservadora. Sendo assim, o limite para efeitos adversos será considerado entre o NOAEL e o LOAEL e uma avaliação estatística, conforme sugerido no apêndice D do RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a), poderá ser desenvolvida para identificar o valor mais significativo considerando o conjunto de dados válidos para resultados analíticos e de toxicidade quando disponíveis e suficientes. Quando os dados anteriormente citados não forem suficientes para a avaliação estatística adequada, será sempre utilizado o NOAEL como Valor de Referência Tóxica.

Os NOEC também obtidos em estudos toxicológicos de dose vs. resposta significam maior concentração na qual não houve efeito tóxico. O NOEC não equivale a concentração sem efeito, ou seja, é a concentração mais alta utilizada em estudo de dose vs. resposta e que não causou efeito estatístico significativamente diferente da cobaia controle. Os LOEC significam a menor concentração na qual foi observado um efeito tóxico ou adverso observado.

10.5.1.6 Bioacumulação, Biomagnificação e Biotransferência

A bioacumulação descreve um processo pelo qual as SQIs de interesse para linha de evidência química são absorvidas pelas espécies-alvo (biota terrestre e aquática, incluindo espécies de flora terrestre nativa) a serem avaliadas pela linha de evidência química. Será considerado que a bioacumulação é direta quando a SQI for assimilada a partir de um compartimento do meio físico impactado pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA (rejeito, solo, mistura solo-rejeito, sedimento, mistura sedimento-rejeito, água superficial, na camada orgânica da rizosfera (serrapilheira) e região de rejeito sob dossel) ou indireta quando o processo de bioacumulação ocorrer pela transferência pela cadeia trófica.

A bioacumulação será avaliada pelo Fator de Bioacumulação (FB) em indivíduos de espécies alvo que estão associados a *endpoints* de medição, por meio da quantificação das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) nestes pontos, bem como nas espécies alvo da biota terrestre e aquática que possam estar potencialmente expostas, o mesmo procedimento será válido para espécies de plantas terrestres nativas.

A análise de bioacumulação será complementar às análises ecotoxicológicas, permitindo assim avaliar a concentração de metais presentes nos organismos da fauna e flora (terrestre e aquática), para aqueles organismos que não possuem ensaios ecotoxicológicos padronizados.

O Fator de Bioacumulação, adaptado por Trevizani et al. (2016), será calculado seguindo a fórmula abaixo:

$$FB = \frac{CMO}{CMS}$$

Em que:

CMO - Concentração da SQI no indivíduo da espécie alvo (fauna na musculatura e fígado; flora nas raízes);

CMS - Concentração no Compartimento do Meio Físico Avaliado (rejeito, solo, mistura solo-rejeito, sedimento, mistura sedimento-rejeito, água superficial, na camada orgânica da rizosfera e região de rejeito sob dossel).

No caso de impossibilidade do cálculo específico do FB, este poderá ser obtido em bancos de dados como o TCEG (*Protective Concentration Levels Calculator*, (<https://www.tceq.texas.gov/reMediation/eco/eco.html>)). Para análise dos resultados do FB, será utilizada a Classificação de Bioacumulação de Kabata (PENDIAS & PENDIAS, 1992), apresentada na **Tabela 3**.

Tabela 3 – Classificação de Bioacumulação (Kabata-Pendias & Pendias, 1992)

FATOR DE BIOACUMULAÇÃO	GRAU DE ACUMULAÇÃO
0,001 a 0,01	Ausente
0,01 a 0,1	Baixo
0,1 a 1	Médio
1 a 10	Alto
Acima de 10	Muito Alto

Outra possibilidade de cálculo do FB é a utilização do software Modelo DYNBAM (modelo para bioacumulação de metais com base em modelamento cinético), o qual prevê com precisão a bioacumulação de ampla gama de metais, organismos e habitats. Caso o DYNBAM venha ser utilizado para o dimensionamento da bioacumulação, parâmetros específicos como taxas de absorção e eliminação, eficiência de assimilação, taxas de ingestão de alimentos, entre outros, deverão estar disponíveis para cada espécie alvo.

O Fator de Biomagnificação na teia trófica (FBM), que define a cinética da SQI ao longo da cadeia trófica, será calculado dividindo-se a concentração média de cada SQI observada em cada espécie alvo pela concentração da espécie de menor nível trófico. Será considerado que a biomagnificação trófica ocorre quando ocorrer acúmulo progressivo de determinada SQI encontrada em um nível trófico para outro ao longo da teia alimentar.

Para avaliação da linha de evidência química, também será utilizado o Fator de Biotransferência (FBT), o qual descreve a taxa de transferência de metais de uma fonte de alimento (presa) para um consumidor (predador), conforme a equação abaixo (Trevizani, 2018).

$$\mathbf{FBT} = \frac{SQI_{\text{consumidor}}}{SQI_{\text{presa}}}$$

Onde:

$SQI_{\text{consumidor}}$ - Concentração da SQI no consumidor (predador);

SQI_{presa} - Concentração da SQI fonte de alimento (presa).

A biotransferência será positiva entre os níveis tróficos quando FBT for maior que uma unidade.

No caso da avaliação da biomagnificação na teia trófica partindo de espécies alvo de flora terrestre e aquática, bem como para as espécies nativas, será calculado, antes do cálculo do FBM, o Fator de Translocação (TF), o qual indicará a capacidade da planta para transportar as SQIs da raiz para a parte sua parte aérea, ficando desta forma disponíveis para entrar na teia trófica. O TF será calculado pela seguinte equação:

$$\mathbf{FT} = \frac{C_{\text{Aérea}}}{C_{\text{Raiz}}}$$

Em que:

$C_{\text{Aérea}}$ - Concentração da SQI para parte aérea da planta;

C_{Raiz} - Concentração da SQI na raiz da planta.

10.5.2 Linha de Evidência Ecotoxicológica

Para a obtenção das evidências ecotoxicológicas serão utilizados os resultados obtidos para os ensaios ecotoxicológicos que vêm sendo realizados desde o rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, bem como de coletas e análise química de amostras de solo, sedimento e água superficial periódicas ao longo da bacia do rio Paraopeba e encaminhadas para ensaios ecotoxicológicos em laboratórios. Para uma melhor análise de risco também será levado em consideração os possíveis efeitos adversos tanto para a fauna (terrestre e aquática) quanto para a flora, como alterações celulares, bioquímicas, genéticas, fisiológicas e reprodutivas (**Apêndice 7**).

Os objetivos da avaliação das evidências ecotoxicológicas com base em ensaios de ecotoxicidade serão:

- Determinar se as SQI (estressores químicos) estão biodisponíveis;
- Avaliar efeitos tóxicos agregados de todas as SQIs identificadas nos compartimentos do meio físico impactados;
- Caracterizar a natureza do efeito tóxico;
- Caracterizar a distribuição espacial da toxicidade.

Caso ensaios ecotoxicológicos adicionais em espécies alvo específicas definidas no MCA_{ECO} sejam necessários para complementação da base de dados secundários sobre o meio biótico, estes serão previstos no Plano de Investigação para Meio Ambiente, conforme lista de ensaios abaixo:

- Biodiversidade aquática:
 - *Daphnia simillis* (ensaio agudo conforme ABNT NBR 12713: 2016);
 - *Danio rerio* (ensaio agudo conforme ABNT NBR 15088: 2016 e ensaio crônico conforme ABNT NBR 15499/2016);
 - *Vibrio fischer* (ensaio agudo conforme ABNT NBR 15411-3:2021);
 - *Ceriodaphnia dubia* (ensaio crônico conforme ABNT NBR 13373:2017);
 - *Lemma minor* (ensaio agudo conforme OECD, 2002);

- *Hyaella azteca* (ensaio agudo e crônico conforme ABNT NBR 15470:2021).
- Biodiversidade terrestre:
 - *Eisenia andrei* ou *Eisenia fetida* (ensaio agudo conforme ABNT NBR ISO 17512-1:2011; ABNT NBR 15537:2014 e ensaio crônico conforme ISO 11268-2:2012);
 - *Lactuca sativa* ou *Phaseolus vulgaris* (ensaio agudo conforme ABNT NBR ISO 11269-2:2014);
 - *Folsomia candida* (ensaio agudo conforme ISO 17512-2:2011).
- Ensaios ecotoxicológicos na lama de rejeitos:
 - ABNT NBR 10004:2004 (item 4.2.1.4).
- Ensaios de Genotoxicidade em Solos/Sedimentos e ou Rejeitos:
 - Guia OECD *Guidelines for the Testing of Chemicals*; Sensibilização cutânea em cobaias OECD 406 (1992);
 - Teste de micronúcleos em células de mamíferos in vivo OECD 407 (2008);
 - Teste de mutação reversa em *Salmonella typhimurium* (AMES) OECD 471 (1997), ABNT NBR 15537/2014, ABNT NBR 15469/2021;
 - Toxicidade cutânea aguda para ratos OECD 402 (2017);
 - Toxicidade dermal para ratos - Doses repetidas (21/28 dias) OECD 410 (1981);
 - Toxicidade inalatória aguda para ratos OECD 403 (2009);
 - Toxicidade para ratos doses repetidas - 28 dias - dose limite OECD 407 (2008);
 - Toxicidade oral aguda para ratos OECD 423 (2001).

A **Tabela 4** apresenta os ensaios de ecotoxicidade que servirão de base para análise da Linha de Evidência Ecotoxicológica considerando as espécies alvo definidas para avaliação dos impactos na flora da AE_{ECO} em estudo.

Tabela 4 – Ensaios de ecotoxicidade para linha de evidência ecotoxicológica

	Espécie	Grupo Toxômico	Indicador	Método	Duração do Ensaio	Tipo de Exposição	Expressão dos resultados	Tipo de Ambiente
Biota aquática	<i>Hyalella azteca</i>	Crustácea	Mortalidade	ABNT NBR 15470:2021	96h	Aguda/ Crônico	Não tóxico Tóxico crônico - CL50	Sedimentos
	<i>Vibrio fischer</i>	Bactéria	Inibição da bioluminescência	ABNT NBR 15411-3:2021	30 min	Aguda	CE20	Sedimentos
	<i>Daphnia similis</i>	Crustácea	Imobilidade	ABNT NBR 12713; 2016	48h	Aguda	CE50, FT, Tóxico e Não Tóxico	Água Doce
	<i>Danio rerio</i>	Chordata	Mortalidade	ABNT NBR 15088: 2016	48h	Aguda	CL50, FT, Tóxico e Não Tóxico	Água Doce
	<i>Danio rerio</i>	Chordata	Mortalidade e Reprodução	ABNT NBR 15499/2016	168h	Crônico	CL50, CENO, CEO, Tóxico e Não Tóxico	Água Doce
	<i>Vibrio fischer</i>	Bactéria	Inibição da bioluminescência	ABNT NBR 15411-3:2021	15-30min	Aguda	CE20, CE50, FT	Água Doce
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Crustácea	Reprodução	ABNT NBR 13373:2017	7 dias	Crônico	CENO CEO, VC, Tóxico e Não Tóxico	Água Doce
	<i>Lemna minor</i>	Planta	Inibição do crescimento	OECD, 2002	7 dias	Aguda	CL50	Água doce
Biota terrestre	<i>Eisenia andrei / Eisenia fetida</i>	Oligochaeta	Comportamento de evitação	ABNT NBR ISO 17512-1:2011	48 horas	Aguda	CE50	Solo
	<i>Eisenia andrei / Eisenia fetida</i>	Oligochaeta	Mortalidade	ABNT NBR 15537:2014	14 dias	Aguda	CL50, tóxico e Não Tóxico	Solo
	<i>Eisenia andrei / Eisenia fetida</i>	Oligochaeta	Reprodução	ISO 11268-2:2012	28 dias	Crônico	CL50, tóxico e Não Tóxico	Solo
	<i>Folsomia candida</i>	Colêmbolo	Comportamento de evitação	ISO 17512-2:2011	48 horas	Aguda	CE50	Solo
	<i>Lactuca sativa</i>	Hortaliça	Crescimento, germinação	ABNT NBR ISO 11269-2:2014	-	-	CE50, tóxico e Não Tóxico	Solo e Elutriato

Adicionalmente todos os resultados serão tratados estatisticamente com objetivo de avaliar tendências, dispersões, executar testes de normalidade e espacialização dos resultados ecotoxicológicos.

10.5.3 Linha de Evidência Ecológica

Para a obtenção das evidências ecológicas (abordagem pelo peso da evidência ecológica), serão utilizados nos resultados obtidos para os índices ecológicos, como riqueza, diversidade, abundância, constância de ocorrência, diversidade de espécies,

distribuição de grupos taxonômicos, números e proporções de espécies alvo, taxas de mortalidade, crescimento, deformidades, erosões, lesões e tumores, equitabilidade, índice de qualidade integrado (IQ), que vêm sendo monitorados desde o rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA até o momento do desenvolvimento dos estudos de ARE.

Será montada uma matriz de índices ecológicos monitorados por espécie-alvo de fauna e flora, nativas e exógenas. Esta consolidação terá um caráter temporal com objetivo de avaliar as variações no tempo dos índices ecológicos monitorados.

A **Tabela 6** resume os grupos que poderão ser avaliados na linha de evidência ecológica, bem como os indicadores ecológicos a serem acompanhados.

A seleção dos grupos de flora apresentados na **Tabela 6** foi realizada com o intuito de abranger um espectro de espécies diferentes habitats e diferentes estratos na floresta, tais como: espécies arbustivas, arbóreas, epífitas, ervas, entre outros. Cabe ressaltar que essa listagem de grupos é preliminar e que serão verificados em campo para assim definir as espécies que serão coletadas. E os dados relativos aos indicadores ecológicos que não estejam disponíveis na literatura serão levantados em campo.

A seleção para os grupos de fauna também apresentados na tabela previamente citada é também preliminar e tais grupos serão avaliados em campo antes de definir quais espécies serão coletadas, uma vez que houve uma preocupação em selecionar espécies representativas dos diferentes habitats e níveis tróficos que fossem representantes de cada guilda escolhida. Os dados relativos aos indicadores ecológicos que não estiverem disponíveis na literatura, ou não forem encontrados, serão levantados em campo durante as expedições.

Tabela 6 – Grupos possíveis de avaliação para linha de evidência ecológica

GRUPOS		REPRESENTANTES	INDICADORES ECOLÓGICOS
MICROORGANISMOS	Bactérias	Bactérias Gram-negativas	Presença e ausência; Frequência como fitopatógenos; Riqueza;
	Micro Algas	Algas verdes	Presença e ausência; Abundância; Riqueza; Tamanho celular; Quantidade de clorofila;
	Fungos	<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> (micose letal de Anfíbios), <i>Macrophomina phaseolina</i> (fitopatogênica), <i>Fusarium sp.</i> (fitopatogênico), <i>Sclerotinia sclerotiorum</i> (fitopatogênico), entre outros	Presença e ausência; Frequência como fitopatógenos ou zoonoses; Riqueza;
	Líquens	Líquens Crostosos	Presença e ausência; Riqueza;
FAUNA INVERTEBRADA	Anelídeos	Minhocão (<i>Rhinodrilus alatus</i>)	Presença e ausência; Abundância; Deformidades e lesões cutâneas;
	Insetos Aquáticos	Libélulas (Odonoptera), Efeméridas (Ephemeroptera) e Trichopteras	Abundância; Riqueza de Espécies; Morfometria para avaliar assimetria flutuante; Alteração da pigmentação corpórea; Números e proporções de espécies alvo;
	Insetos Terrestres	Besouros, Moscas, Mosquitos, Formigas, Abelhas, Borboletas entre outros Endopterygota	Abundância; Riqueza de Espécies; Morfometria para avaliar assimetria flutuante; Alteração da pigmentação corpórea; Números e proporções de espécies alvo (endêmicas, raras, em risco);
FAUNA VERTEBRADA	Ictiofauna	Perciformes, Siluriformes, Characiformes, Cyprinodontiformes e outros	Abundância; Riqueza de Espécies; Morfometria para avaliar assimetria flutuante; Números e proporções de espécies alvo (endêmicas, raras, em risco); Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias;
	Anfíbios	Sapos, Perereca, Rãs, Salamandras e Cecílias	Deformidade nos girinos; Dificuldades na regeneração; Proxys de diversidade ecológica (tipos de microhabitat, média corpórea, tipo alimentar, tipo reprodutivo); Abundância; Riqueza de Espécies; Morfometria para avaliar assimetria flutuante; Alteração da pigmentação corpórea; Números e proporções de espécies alvo (endêmicas, raras, em risco); Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias; Deformidades nas extremidades (patas) causadas por tumores, erosões e lesões;
	Répteis (Squamata)	Lagartos, Serpentes e Amfisbenas	Abundância; Riqueza de Espécies; Morfometria para avaliar assimetria flutuante; Números e proporções de espécies alvo (endêmicas, raras, em risco); Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias; Deformidades nas extremidades (patas) causadas por tumores, erosões e lesões; Dificuldades na regeneração; Proxys de diversidade ecológica (tipos de microhabitat, média corpórea, proporção alimentar, tipo reprodutivo);
	Répteis (Testudines)	Cágados e Jabutis	Abundância; Riqueza de Espécies; Números e proporções de espécies alvo (endêmicas, raras, em risco); Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias; Deformidades nas extremidades (patas e cauda) causadas por tumores, erosões e lesões; Dificuldades na regeneração;
	Répteis (Crocodilianos)	Jacaré-de-papo-amarelo (<i>Caiman latirostris</i>)	Tamanho populacional; Presença e ausência; Abundância; Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias; Deformidades nas extremidades (patas e cauda) causadas por tumores, erosões e lesões; Dificuldades na regeneração;
	Mamíferos Alados	Morcegos	Guilddas tróficas (determinadas pelos 8 tipos de forrageio); Abundância; Riqueza de Espécies; Números e proporções de espécies alvo (endêmicas, raras, em risco); Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias; Deformidades nas extremidades (patas, asas e cauda) e partes moles (focinho e orelhas) causadas por tumores, erosões e lesões;
	Mamíferos Terrestres de Pequeno Porte	Rodedores e Marsupiais	Guilddas tróficas; Abundância; Riqueza de Espécies; Números e proporções de espécies alvo (endêmicas, raras, em risco); Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias; Deformidades nas extremidades (patas e cauda) e partes moles (focinho e orelhas) causadas por tumores, erosões e lesões; Presença e Riqueza de ectoparasitas;
	Mamíferos Terrestres de Médio e Grande Porte	Felinos, Canídeos, Primatas entre outros.	Guilddas tróficas; Abundância; Riqueza de Espécies; Números e proporções de espécies alvo (endêmicas, raras, em risco); Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias; Deformidades nas extremidades (patas e cauda) e partes moles (focinho e orelhas) causadas por tumores, erosões e lesões; Presença e Riqueza de ectoparasitas;
	Aves	Rapinantes, Passeriformes, Anseriformes, Pelacniformes entre outros	Morfometria para avaliar assimetria flutuante e a capacidade de vôo; Proxys de diversidade ecológica (tipos de microhabitat, massa corpórea, proporção alimentar); Abundância; Riqueza de Espécies; Números e proporções de espécies alvo; Zoonoses na Epiderme, causadas por fungos ou bactérias; Deformidades nas extremidades (bico, patas e asas) causadas por tumores, erosões e lesões; Presença e Riqueza de ectoparasitas;
	FLORA	Plantas Ornitófilas	Acanthaceae, Bromeliaceae, Bignoniaceae, Cactaceae
Macrófitas Aquáticas		Angiospermas: Aguapé (<i>Eichornia crassipes</i>), Ninféia (<i>Nymphaea</i> spp.), Cabomba (<i>Cabomba</i> spp.), Taboa (<i>Thypha</i> spp.); Monilófitas: Salvinia (<i>Salvinia</i> spp.)	Abundância, Riqueza de espécies, Taxa de crescimento;
Plantas vasculares epífitas		Angiospermas: Cactaceae - Cactus macarrão (<i>Rhipsalis</i> spp.); Monilófitas: Psilotaceae - <i>Psilotum nudum</i>	Presença/Ausência, Riqueza de espécies, Diversidade de espécies, Número e proporção de espécies alvo (endemismo, grau de ameaça, raridade),
Trepadeiras Lenhosas (lianas ou cipós)		Bignoniaceae: <i>Adenocalymma</i> spp., <i>Bignonia</i> spp., <i>Lundia</i> spp.; Dilleniaceae: <i>Tetracera</i> spp.; Fabaceae: <i>Dioclea</i> spp. <i>Mucuna</i> spp.; Menispermaceae: <i>Cissampelos</i> spp.; Sapindaceae: <i>Serjania</i> spp.	Presença/Ausência, Abundância, Estrutura , Riqueza de espécies, Número e proporção de espécies alvo (endemismo, grau de ameaça, raridade),
Plantas Holoparasitas		Balanophoraceae: <i>Langsdorffia hypogaea</i> , <i>Lophophytum</i> spp.; Apodanthaceae: <i>Apodanthes caseariae</i> , <i>Pilosyles blanchetii</i> ; Convolvulaceae: <i>Cuscuta racemosa</i>	Presença/Ausência, Número e proporção de espécies alvo (endemismo, grau de ameaça, raridade), Sucesso reprodutivo, Diversidade de espécies
Espécies arbóreas nativas			Número e proporção de espécies alvo (endemismo, grau de ameaça, raridade), Riqueza e diversidade de espécies, Presença e frequência de espécies invasoras, Banco e chuva de sementes, Estrutura de espécies, equitabilidade, Biomassa de lenho (por área),
Plantas Rupícolas		Pteridaceae: Avencas (<i>Adiantum</i> spp.); Araceae: Imbés (<i>Philodendron fragrantissimum</i>); Bromeliaceae: Bromélias (<i>Aechmea</i> spp., <i>Vriesea</i> spp.); Orchidaceae: Orquídeas (<i>Epidendrum</i> spp.)	Presença/Ausência, Diversidade e Riqueza de espécies, Número e proporção de espécies alvo (endemismo, grau de ameaça, raridade), Presença e frequência de espécies invasoras, IQ

Para a avaliação dos indicadores ecológicos serão utilizados os seguintes índices:

- Índice de Margalef: expressa a riqueza de espécies, considerando o número de espécies (S-1) e o logaritmo (base 10 ou natural) do número total de indivíduos;
- Índice de Simpson: expressa a dominância de espécies e a probabilidade de dois indivíduos selecionados ao acaso serem da mesma espécie;
- Índice de Pielou: exprime a análise da equitabilidade, o qual refere-se ao padrão de distribuição dos indivíduos entre as espécies;
- Índice de Jaccard: utilizado para a análise da similaridade de espécies entre as diferentes regiões estudadas dentro da AE_{ECO} em estudo. Este coeficiente é utilizado para estudar a coexistência de espécies ou a similaridade entre áreas amostradas;
- Shannon-Weaver: fornece uma ideia do grau de incerteza em prever à qual espécie pertenceria um indivíduo retirado aleatoriamente da população;
- Coeficiente de Mistura de Jentsch: indica, em média, o número de indivíduos de cada espécie que é encontrado no povoamento. Dessa forma, tem-se um fator para medir a intensidade de mistura das espécies.

10.5.3.1 Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice de Estado Trófico (IET) tem como objetivo classificar corpos de água em diferentes graus de trofia e avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes, e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo do fitoplâncton ou ao aumento de macrófitas aquáticas. Alguns dos efeitos decorrentes da eutrofização incluem (LAMPARELLI, 2004):

- Diminuição da diversidade de espécies e alteração da biota;
- Aumento da biomassa de plantas e animais;
- Aumento da turbidez;
- Aumento da taxa de sedimentação;
- Possibilidade de desenvolvimento de condições anóxicas.

O Índice de Estado Trófico depende de dois parâmetros, o fósforo (P) e a clorofila-*a* (CL). O fósforo é a medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como agente causador do processo. Já a clorofila-*a* é a medida da reposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando o nível de crescimento do fitoplâncton devido ao enriquecimento de nutrientes (CETESB, 2007).

Portanto, para calcular o Índice do Estado Trófico (IET), primeiro deve ser calculado o Índice do Estado Trófico da clorofila IET (CL) e o Índice do Estado Trófico do fósforo IET (P), sendo suas respectivas equações (LAMPARELLI, 2004):

$$\text{IET (CL)} = 10 \{6 - [(2,04 - 0,695 \ln \text{CL}) / \ln 2]\}$$

$$\text{IET (P)} = 10 \{6 - [\ln (80,32/\text{P}) / \ln 2]\}$$

Em que:

P = concentração de fósforo total medida a superfície da água (µg/L)

CL= concentração de clorofila *a* medida a superfície da água (µg/L)

ln= logaritmo natural

O cálculo do Índice do Estado Trófico a partir do IET (P) e IET (CL) é a seguinte:

$$\text{IET} = [\text{IET (P)} + \text{IET (CL)}] / 2$$

Os valores do IET são classificados em categorias do estado trófico que indicam a resposta biológica de lagos ou rios à introdução de nutrientes. Essas categorias são:

Categoria Estado Trófico	Valor de IET	Características
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	Corpos de água de baixa produtividade primária e baixa produção de nutrientes
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	Corpos de água com produtividade primária intermediária e com possíveis implicações sobre a qualidade da água mas em níveis aceitáveis
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	Corpos de água com alta produtividade primária e alta produção de nutrientes, redução da transparência e alterações indesejáveis na qualidade da água

Fontes: (CETESB, 2007; LAMPARELLI, 2004).

10.5.4 Linha de Evidência Física

A Linha de Evidência Física não está prevista nos protocolos da US.EPA para desenvolvimento de ARE. Entretanto, esta linha de evidência poderá ser avaliada, considerando que os impactos na qualidade de água e sedimentos da Bacia do rio Paraopeba e/ou a presença de rejeitos provenientes do rompimento da barragem que causou perda e alterações nos habitats identificados na AE_{ECO} em estudo.

Não há uma metodologia definida para a avaliação de risco considerando a linha de evidência física. Sendo assim, os dados serão utilizados de forma qualitativa, e na sua grande maioria comparando a situação antes e depois do evento. A linha de evidência física será baseada na avaliação principalmente de 3 aspectos:

- Dados de parâmetros físicos de qualidade de água: turbidez, carga transportada por arraste e sólidos em suspensão totais (SST);
- Espessura do rejeito nas porções intracalha e extracalha;
- Perda e modificação física de habitats terrestres e aquáticos.

Sendo assim, a avaliação dos efeitos deve incluir não só a análise da toxicidade de estressores que as alterações físico-químicas associadas ao estressor físico podem causar na biota terrestre e aquática, mas também a discussão sobre os efeitos ecológicos resultantes da exposição a estressores físicos dos habitats identificados na AE_{ECO} em estudo.

Para tanto serão desenvolvidas séries históricas de dados de monitoramento para avaliação temporal dos parâmetros listados acima e comparação com a variação espacial dos efeitos sobre biota terrestre e aquática.

10.5.5 Análise de Incertezas e Sensibilidade

10.5.5.1 Incertezas

A Análise de Incertezas e Sensibilidade será desenvolvida com base na metodologia descrita nos itens 1.3.3, 2.2.2, 7.4, do RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a) e suas posteriores revisões. Adicionalmente serão consideradas as premissas definidas no *Guidance on Risk Characterization for Risk Managers and Risk Assessors* (US.EPA, 1992).

A etapa da análise de incertezas consiste para a ARE no âmbito dos ERSHRE a serem desenvolvidos para a Bacia do rio Paraopeba será dividida nas seguintes tarefas:

1. Análise crítica dos dados secundários validados utilizados para desenvolver a etapa de Formulação do Problema na etapa SLERA;
2. Análise crítica dos dados secundários e primários validados utilizados para desenvolver a etapa de Formulação do Problema na etapa BERA;
3. Análise crítica das premissas utilizadas para o desenvolvimento do Modelo Conceitual Ecológico da Área (MCA_{ECO}), bem como os critérios para definição de Substâncias Químicas de Interesse (SQI);
4. Análise crítica das premissas utilizadas para definição dos receptores ecológicos de fauna e flora;
5. Análise crítica das premissas utilizadas para definição dos definição de *endpoints* de medição e avaliação;
6. Análise crítica das premissas utilizadas para definição das espécies alvo de fauna e flora
7. Análise crítica de incertezas associadas à etapa de avaliação da exposição, como consequência da incerteza nos dados secundários e primários usados para estimar as concentrações ou doses de exposição;
8. Análise crítica das premissas utilizadas para definição das espécies-índice, bem como os dados toxicológicos a serem utilizados no cálculo do Quociente de Risco Ecológico (QR). Neste caso serão analisadas incertezas associadas às estimativas de toxicidade para receptores ecológicos da área em estudo a partir dados toxicológicos de outras espécies (espécies-índice) associadas a outros ecossistemas distintos. Nesta tarefa também serão analisadas incertezas associadas às estimativas de risco quando ocorrem exposições simultâneas a várias SQIs.

As análises críticas descritas acima terão caráter qualitativo e objetivaram identificar incertezas técnicas no processo de consolidação e geração de dados, bem como quantificação das quatro linhas de evidência previstas no projeto detalhado de ARE.

Para minimização ou eliminação das incertezas identificadas, serão utilizadas duas abordagens com base na quantificação do risco ecológico:

1. Utilizar vários pontos de exposição para mesma rota de exposição ecológica prevista no MCA_{ECO}, visando estimar o risco ecológico para estes pontos de exposição a partir de diferentes dados secundários e primários;
2. Conduzir uma análise de minimização ou eliminação de sensibilidade para prever a distribuição dos riscos ecológicos calculados para diferentes níveis de exposição.

10.5.5.2 Sensibilidade

A análise de sensibilidade, utilizada para mitigação ou eliminação de incertezas, será desenvolvida com o objetivo de identificar os parâmetros de cálculo utilizados para quantificação da dose de exposição. Neste caso, a análise de sensibilidade será realizada através da Avaliação de Risco Probabilística (PRA).

A PRA é uma avaliação de risco que usa distribuições de probabilidade para caracterizar variações ou incertezas nas estimativas de risco. Serão utilizadas uma ou mais variáveis das equações para quantificação do risco como distribuição de probabilidade, substituindo desta forma o valor único utilizado anteriormente. Sendo assim, o resultado desta etapa será um intervalo ou distribuição de probabilidade dos riscos quantificados para cada cenário de exposição válido.

A Avaliação de Risco Probabilística será desenvolvida com base na metodologia descrita no U.S. EPA. *Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA 540-R-02-002). PART A, Volume III. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment* e suas posteriores revisões.

Os objetivos da PRA são:

1. Descrever quantitativamente o grau de variabilidade e incerteza nas estimativas de risco para efeitos adversos para fauna e flora, fornecendo, desta forma, uma caracterização abrangente do risco;
2. Avaliar a utilização dos parâmetros exposicionais com valores que representem a Máxima Exposição Razoável (RME);
3. Avaliar a utilização dos parâmetros exposicionais com valores que representem o perfil exposicional específico da AE_{ECO} em estudo;
4. Definir os valores para os parâmetros exposicionais que representam o trecho em estudo com limite de confiança de 95%.

Serão utilizadas Simulações de Monte Carlo para desenvolvimento da PRA, que consiste num processo de iterações matemáticas para resolução da fórmula de cálculo da dose de exposição, variando-se os valores dos parâmetros de entrada, dentro de uma determinada faixa aceitável, até que o resultado destas iterações identifique faixas de tendência aceitável para os resultados. Para o desenvolvimento da PRA serão utilizadas rotinas desenvolvidas em linguagem de programação R (multi-paradigma orientada a objetos) conforme especificado nos documentos:

- *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis* – US.EPA, 1997b.
- *Risk Assessment Forum White Paper: Probabilistic Risk Assessment Methods and Case Studies* – US.EPA, 2014.

O *software* Crystal Ball® desenvolvido pela empresa Decisioneering (www.decisioneering.com) também poderá ser utilizado para a análise de sensibilidade com base na PRA.

Os resultados da análise de incerteza e sensibilidade serão integrados com o objetivo de estabelecer quais limitações estão presentes nos resultados da avaliação de risco, considerando análise das aproximações qualitativas/semiquantitativas/quantitativas que podem ter influenciado diretamente nos resultados da quantificação do risco. Caso seja considerado que o nível de incerteza é inaceitável, estudos complementares poderão ser necessários.

10.5.6 Balanço de Evidências - *Weight of Evidence* (WOE)

Em 2016 a US.EPA desenvolveu as diretrizes para *Weight of Evidence* (WHO) aplicáveis para ARE. A metodologia desenvolvida para esta finalidade pela US.EPA (2016) será adotada para realização do balanço das quatro (4) linhas de evidências nos Estudos de Avaliação de Risco Ecológico (ARE) a serem desenvolvidos para os impactos na biota terrestre (incluindo espécies-alvo nativas) e biota aquática (incluindo espécies-alvo nativas) associados ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA. O WOE a ser desenvolvido nos Estudos de ARE será um processo inferencial que reunirá, avaliará e integrará evidências para realização de inferências técnicas com base nas linhas de evidências discutidas anteriormente, não sendo uma avaliação quantitativa. O WOE será desenvolvido em três etapas, conforme descrito por Suter II e Cormier (2011): (1) Consolidação, avaliação e quantificação das quatro evidências previstas nos ERSHRE; (2) Estabelecimento de pesos e ponderação das quatro

evidências previstas nos ERSHRE; (3) Comparação entre as evidências a partir do peso e ponderações realizadas na etapa anterior.

A consolidação, avaliação e quantificação das linhas de evidências que participarão do processo WHO serão desenvolvidas com base no descrito nos itens 10.6.1, 10.6.2, 10.6.3 e 10.6.4.

O estabelecimento de pesos e ponderações entre as evidências será estabelecido com base no descrito por Suter II et al. (2017). Sendo assim, um sinal mais “forte” indicará evidência mais crítica do que um sinal “fraco”, portanto, um sinal forte recebe mais peso. Fortes evidências mostram: (1) uma grande magnitude entre os resultados que indiquem algum impacto a fauna e flora e os controles estabelecidos para cada linha de evidência; (2) associação mais clara entre uma causa e efeito; (3) um grande número de indicadores biológicos demonstrando impactos na fauna e flora. A força é uma propriedade das evidências obtidas a partir dos resultados dos ERSHRE. Sendo assim, inicialmente será realizada:

1. Consolidação das linhas de evidência por *endpoint* de avaliação com base na:
 - a. magnitude dos efeitos (incluindo extensão espacial),
 - b. evidências de relações causais entre contaminantes e efeitos
 - c. relevância ecológica.
2. Avaliação as incertezas relacionadas à magnitude dos efeitos e a evidência de causalidade para cada linha de evidência para caracterizar a incerteza específica em relação à magnitude e causalidade.
3. Para cada *endpoint* de avaliação será realizada uma avaliação integrada dos resultados para todas as linhas de evidência, levando em consideração o grau de concordância entre as várias evidências para o *endpoint* avaliado.

Neste contexto, será definido uma pontuação para comparação entre as evidências partindo dos pesos e ponderações com o objetivo de (1) reduzir a ambiguidade das avaliações evidência, (2) esclarecer o padrão dos resultados e (3) facilitar a combinação de pesos entre propriedades. Sendo assim será definido um sistema de +, - e 0, símbolos que representam evidências que, respectivamente, apoiam, enfraquecem ou não têm efeito sobre a credibilidade de uma hipótese estabelecida com base nos resultados dos itens 10.6.1, 10.6.2, 10.6.3 e 10.6.4, sendo que mais símbolos representam maior peso. Por exemplo, +++ pode representar evidências de apoio extremamente confiáveis e 0 pode representar relevância

ambígua. Os critérios para as pontuações serão especificados ao final da primeira etapa SLERA (US.EPA, 2016).

10.6 PLANO DE INVESTIGAÇÃO PARA MEIO AMBIENTE

O Plano de Investigação para Meio Ambiente será desenvolvido com base na etapa de Formulação do Problema e Caracterização da Exposição, bem como nas orientações metodológicas constantes no capítulo 4.4 (*Contents Of Work Plan And Sampling And Analysis*) do RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a; US. EPA, 2018).

O Plano de investigação será desenvolvido e executado com objetivo de complementar a representatividade do conjunto de dados disponíveis para a Área de Estudo Ecológico em estudo, considerando as necessidades de representatividade de cada compartimento do meio físico e biótico. A seleção dos pontos de coleta de amostras para cada compartimento terá como base a avaliação estatística e geoestatística de representatividade.

Todos os dados secundários gerados em estudos anteriores, consolidados na etapa anterior de Compilação Análise e Validação, serão utilizados após processo de validação para definição da representatividade estatística e geoestatística. Os dados considerados válidos serão utilizados para o dimensionamento do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente.

O Projeto dos ERSHRE desenvolvido no âmbito bacia do rio Paraopeba em função do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, garante em sua metodologia que sempre que os dados secundários da biota terrestre (incluindo espécies-alvo nativas) e biota aquática (incluindo espécies-alvo nativas) forem insuficientes, não representativos, inválidos ou inexistentes, serão gerados dados primários do meio biótico para o adequado desenvolvimento dos estudos de avaliação de risco ecológico.

O Plano de Investigação para Meio Ambiente poderá prever, com base no MCA_{ECO}, testes de bioacumulação, biodisponibilidade e especiação de Fe²⁺, Fe³⁺, MnCl₂, Mn(II), Mn(III), Cd livre (CdL), Cd(II), Pb(II), As(III), As(V) e metil mercúrio. A lista de especiações supramencionadas foi definida em função da presença na composição do rejeito original (Fe e Mn) em percentuais não traços, toxicidade relevante (Mn, Cd, Pb, As, metil mercúrio) e capacidade analítica em laboratórios de análises químicas. Os ensaios de bioacumulação e biodisponibilidade podem ser utilizados como bons indicadores do processo de bioacumulação no indivíduo exposto e biomagnificação na cadeia trófica.

Neste contexto, a lista de Substâncias Químicas de Interesse para uma determinada Área Alvo Ecológica a serem previstas no Plano de Investigação para Meio Ambiente, só serão definidas ao final da etapa de Formulação do Problema considerando o Modelo Conceitual Ecológico (MCA_{ECO}) da AE_{ECO} em estudo.

As amostras coletadas para execução dos testes supramencionados ficarão armazenadas adequadamente no laboratório aguardando os resultados analíticos laboratoriais para metais totais e dissolvidos não especiados. Somente para os pontos amostrados que apresentaram concentrações acima dos Padrões Legais Aplicáveis serão executados os testes supramencionados.

Os pontos de coleta de amostras selecionados para a complementação do conjunto de dados serão identificados com nomenclatura única, em mapas, com as respectivas coordenadas geográficas, e outras informações georreferenciadas.

10.6.1 Dimensionamento

O Plano de Investigação para Meio Ambiente será desenvolvido utilizando os seguintes critérios básicos:

1. Definição do primeiro grupo de pontos de amostragem definidos com base nos dados secundários obtidos da etapa de Compilação, Avaliação e Validação de Dados, tendo como objetivo estabelecer uma malha amostral representativa de toda a Área de Estudo Ecológico;
2. Definição do segundo grupo de pontos de amostragem definidos com base no MCA_{ECO}, tendo como objetivo estabelecer uma malha amostral representativa para pontos de captura específico de indivíduos das espécies alvo. Estes pontos serão locados nos *endpoints* de medição, e de acordo com Caracterização da Exposição (item 10.3).

Os pontos de amostragem serão distribuídos em função da necessidade de ampla cobertura de investigação do meio biótico nas AE_{ECO} a serem estudadas, de pontos previamente estabelecidos pelo Programa de Diagnóstico de Danos ao Meio Biótico ora desenvolvido para Bacia do rio Paraopeba, bem como a distribuição de pontos direcionados a locais específicos de investigação definidos no MCA_{ECO}. Os pontos de amostragem da flora terrestre no âmbito da Avaliação de Risco Ecológico serão definidos em função das espécies alvo identificadas, dos estressores químicos, físicos e biológicos, bem como das rotas de

exposição ecológica que comporão o Modelo Conceitual Ecológico (MCA_{ECO}) da área em estudo.

Os pontos de amostragem da biota terrestre e aquática a serem definidos com base no Modelo conceitual de cada área alvo, não coincidirão necessariamente com os pontos definidos no Programa de Diagnóstico de Danos ao Meio Biótico, haja vista que o objetivo dos estudos de ARE é especificamente a quantificação do risco ecológico para definição de estratégias de reabilitação e monitoramento ambiental visando a mitigação e controle da exposição de espécies de fauna e flora potencialmente expostas aos contaminantes associados ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

A definição da estratégia de aquisição de dados para avaliação de risco quantitativa seguirá a metodologia RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018). A definição da localização e quantidade de pontos será consistente e garantirá a redução das incertezas associadas à avaliação do risco, redução de prazos de projeto, geração de menor impacto para as comunidades potencialmente impactadas e ser suficiente para o seu propósito.

Neste contexto, métodos estatísticos e geoestatísticos para definição do número mínimo de amostras a serem coletadas e sua distribuição espacial deverão ser considerados conforme descrito no **Apêndice 2**, visando a definição de planos de amostragens que garantam a suficiência de dados para todos os compartimentos do meio físico e biótico de interesse para a ARE. O **Apêndice 2** foi desenvolvido com base nos documentos *Methods for Evaluating Attainment of Cleanup Standards for Soils and Solid Media* (US.EPA, 1989b) e *Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners* (US.EPA, 2006).

Todos os dados secundários gerados em estudos anteriores serão utilizados, após processo de validação, para definição da representatividade estatística e geoestatística. Os dados considerados válidos serão utilizados para o dimensionamento do Plano de Investigação para Meio Ambiente, e poderão ser utilizados em estudos ARE.

Neste contexto, para execução adequada da aquisição de dados ambientais, o Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente terá o seguinte conteúdo mínimo e obrigatório:

1. Introdução e Justificativas;
2. Objetivos;
3. Caracterização da Área de Estudo Ecológico;
4. Avaliação de Suficiência Estatística para Dimensionamento da Malha Amostral;

5. Plano de Amostragem Ecológica;
6. Metodologia de Amostragem por Compartimento do Meio Físico;
7. Metodologia de Amostragem da Biota Terrestre (Fauna e Flora);
8. Metodologia de Amostragem da Biota Aquática (Fauna e Flora);
9. Procedimentos de Controle e Garantia da Qualidade Durante Amostragem;
10. Controle de Garantia da Qualidade Laboratorial;
11. Limitações e Exceções;
12. Conclusões e Recomendações;
13. Cronograma de Execução;
14. Referências Bibliográficas.

Os **Apêndices 5 e 6** consolidam as metodologias de amostragem de compartimentos do meio físico e metodologias de amostragem do meio biótico, respectivamente.

10.6.2 Avaliação de Suficiência para Dimensionamento da Malha Amostral

Como indicado no documento *Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A)* produzido pela USEPA em 1991, o cálculo do número de pontos para elaboração de plano de amostragem depende da variabilidade esperada para a matriz analisada, bem como dos objetivos de performance estatísticos esperados. A fórmula indicada no **Apêndice 2**, que detalha o procedimento metodológico do ponto de vista estatístico e geoestatístico dos estudos de ARE, pode ser utilizada para o cálculo do número mínimo de elementos amostrais necessário ($n_{\text{necessário}}$). O cálculo é descrito da seguinte maneira:

$$n_{\text{necessário}} = [(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})/D]^2 + 0.5 * Z_{1-\alpha}^2$$

Em que:

- $n_{\text{necessário}}$ = número de pontos necessário;
- $Z_{1-\alpha}$, $Z_{1-\beta}$ = valores da distribuição normal padrão para os erros tipo I e tipo II, respectivamente.

O erro tipo I ocorre ao afirmar, a partir de teste estatístico, que uma região não está “contaminada” (abaixo de um parâmetro de risco, C_s , por exemplo) quando de fato ela está. O valor adotado nas análises para esse erro (α) é 5%. O erro tipo II (β) ocorre ao se afirmar que uma região está “contaminada” (acima de um parâmetro de risco, C_s , por exemplo) quando de fato ela não está. Uma vez que esse tipo de erro para as análises considerando avaliação de

risco é um erro a favor da segurança, ou seja, ao ocorrer é fornecida uma abordagem mais conservadora, seu valor adotado na presente metodologia é de 20%.

- D = quociente entre a resolução de detecção (ou diferença relativa detectável mínima) especificada, simbolizada por Δ , e o coeficiente de variação esperado para a matriz (CV). Dessa forma, $D = \Delta/CV$.

A resolução de detecção (Δ) é a diferença relativa entre o parâmetro de risco C_s do analito analisado pela média representativa de uma população não-exposta (μ_1) em relação à C_s , expressa em porcentagem. A resolução de detecção pode ser detalhada como $\Delta = (C_s - \mu_1) / C_s$. Pode-se entender a resolução de detecção como a diferença mínima entre C_s e μ_1 detectada pela análise estatística dos dados. Em um exemplo com resolução Δ de 15%, a análise de dados permitirá distinguir resultados abaixo de C_s , provenientes de uma população com concentrações menores ou iguais que 85% de C_s , de outra população de dados, com concentrações mais próximas ou superiores a C_s . Dessa forma, quanto menor Δ , mais elementos ($n_{\text{necessário}}$) serão necessários para distinguir resultados entre as duas populações de dados.

O documento US.EPA (1991) também indica que a variabilidade dos resultados varia em função da matriz analisada e, nesse caso, se a variabilidade natural dos analitos químicos de interesse for alta ($CV > 30\%$), um esforço de planejamento deve ser realizado no sentido de aumentar o número de amostras.

A partir do coeficiente de variação e dos objetivos de performance estatística especificados para o plano de amostragem, o número mínimo de amostras resultante é calculado. Os itens 2.2 e 2.3 do **Apêndice 2** indicam como os dados secundários podem ser utilizados no dimensionamento de malha amostral bem como define os parâmetros de performance estatística desejados.

10.6.3 Plano de amostragem

O plano de amostragem, parte integrante do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente, consiste na associação de amostragem sistemática (do inglês *Systematic/Grid Sampling*) com amostragem direcionada (do inglês *Judgmental Sampling*). Como indicado no documento *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection*,

elaborado pela US.EPA em 2002, a malha de pontos sistemática fornece cobertura mais completa que amostragem aleatória simples. De acordo com o documento, esse tipo de associação utilizada em planos de amostragem é o mais eficiente quando se deseja fazer inferências acerca de parâmetros populacionais (como a média populacional, por exemplo) e identificação de *hot-spots*. A geometria triangular da malha de amostragem é adotada, uma vez que apresenta maior eficiência de cobertura em contornos irregulares quando comparada à outras geometrias regulares.

O programa utilizado para geração dos pontos de amostragem é o Visual Sample Plan (VSP), desenvolvido pelo Laboratório Nacional do Pacífico Noroeste do Departamento de Energia dos Estados Unidos (*Pacific Northwest National Laboratory of U.S. Department of Energy*). A escolha dos parâmetros de entrada no programa parte de hipóteses acerca da normalidade da distribuição da média das concentrações, amostragem ordinária e geometria triangular para a malha de pontos gerada.

10.6.4 Execução

Após o dimensionamento do *Plano de Investigação para Meio Ambiente*, serão realizadas expedições de campo visando sua execução com objetivo de formar a base de dados ambientais primários relativos a AEECO em estudo, que somados aos dados secundários válidos obtidos na etapa de *Compilação, Avaliação e Validação de Dados*, formarão a base de dados que será utilizada para qualificação e quantificação do risco ecológico.

Para execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente, serão definidas a Região Contaminada ou Impactada (RCI) e a Região de *Background* Natural ou de Concentrações de Referência (RBR), conforme conceituado abaixo:

- Região Contaminada ou Impactada (RCI): região definida pelo limite físico da ocorrência do rejeito associada ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA e que foi depositado no leito e nas margens dos cursos d'água, imediatamente após o rompimento ou em eventos de inundação posteriores. Dentre as áreas típicas que caracterizam a RCI, citam-se: i) leitos (calhas), planícies aluviais recentes e terraços mais antigos dos cursos d'água ao longo dos quais ocorreu a passagem ou a deposição, após a ruptura, do rejeito, das misturas solo-rejeito ou sedimento-rejeito; ii) planícies aluviais invadidas pelo rejeito, misturas solo-rejeito ou sedimento-rejeito, em função da(s) inundação(ões) decorrente(s) do período

chuvoso com precipitações extremas ocorrido entre os meses de dezembro/2019 e janeiro/2020, e o ocorrido no mês de janeiro/2022; iii) reservatórios associados às UHE existentes no rio Paraopeba, açudes ou reservatórios em áreas rurais ou urbanas, lagoas naturais marginais aos cursos d'água e outros tipos de corpos d'água afetados, seja pela passagem ou deposição do rejeito, das misturas solo-rejeito ou sedimento-rejeito; e iv) áreas urbanas ou rurais que tenham sido afetadas pela passagem ou pela deposição do rejeito, das misturas solo-rejeito ou sedimento-rejeito; v) poço ou conjunto de poços (escavados ou tubulares) e respectivos aquíferos de onde as águas subterrâneas eram ou são captadas, os quais tenham sido afetados pela passagem ou deposição do rejeito, das misturas solo-rejeito ou sedimento-rejeito; vi) áreas de cheias ao longo da bacia do Rio Paraopeba, cuja vegetação terrestre nativa foi impactada pelas chuvas extremas citadas anteriormente.

- Região de *Background* Natural ou de Concentrações de Referência (RBR): região de controle localizada dentro da Área Alvo Ecológica (AE_{ECO}) em estudo que não possui influência direta ou indireta da passagem ou deposição do rejeito, das misturas solo-rejeito ou sedimento-rejeito decorrentes do rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA. A RBR é caracterizada por ser a região de ocorrência de concentrações de *Background* Natural¹⁶ ou de Concentrações de Referência.¹⁷

O Plano de Investigação para Meio Ambiente avaliará, a depender das características de cada AE_{ECO}, o sedimento (superficial e subsuperficial), solo (superficial e subsuperficial), água (subterrânea e superficial) e indivíduos de espécies de fauna e flora.

A execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente será acompanhada por representantes das Secretarias Estaduais e Municipais de Meio Ambiente do Estado de Minas Gerais. São mandatórios a disponibilização diária de Diários de Campo (devidamente assinadas) desenvolvidos pela equipe de amostragem, de fotos e vídeos realizados durante o processo de amostragem, bem como cadeias de custódias das amostras em cada etapa do

¹⁶ Concentrações de substâncias químicas no meio ambiente, de uma área de referência representativa, que tenham origem natural associadas a geoquímica regional e não antropogênicas.

¹⁷ Concentrações de substâncias químicas no meio ambiente, de uma área de referência representativa, que ocorrem associadas a geoquímica regional ou associadas a atividades antrópicas, que foram quantificadas antes da ocorrência do rompimento da barragem ou podem ser quantificadas fora da área potencialmente impactada por este evento.

estudo. O Plano prevê a elaboração de relatório fotográfico, que documente e evidencie a aplicação de todos os procedimentos definidos no Plano.

10.6.4.1 Metodologias para Aquisição dos Dados Ambientais para Meio Ambiente

A tarefa Metodologias para Aquisição dos Dados Ambientais para Meio Ambiente cumpre o disposto no RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018) no que diz respeito a avaliação de técnicas de amostragem.

O Plano de Investigação para Meio Ambiente deverá contemplar métodos padronizados nacionalmente e internacionalmente para coleta de amostras de compartimentos do meio físico e biótico, conforme descrito nos **Apêndices 5 e 6**.

10.6.5 Validação de Dados Primários

A validação de dados primários obtidos pela execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente será realizada pela aplicação da metodologia descrita na seção 9 (Avaliação e Validação de Dados Ambientais).

10.7 CÁLCULO DOS VALORES MÁXIMOS PERMISSÍVEIS

Os Valores Máximos Permissíveis (VMP) no compartimento de interesse do meio físico são definidos com base nas concentrações máximas das SQ no ponto de exposição ecológica, considerando a magnitude do QR (Linha de Evidência Química) calculado para a espécie alvo e cenário de exposição específico, bem como a correlação entre todas as linhas de evidência definidas na etapa de *Balanço de Evidências* (10.6.6).

Neste contexto, serão apresentados os VMP para cada AE_{ECO}, a partir da fixação do quociente de risco aceitável, considerando o cenário de exposição ecológica e a espécie alvo avaliada nos estudos de ARE.

Os VMP deverão ser calculados por compartimento do meio físico de interesse que tenha apresentado risco ecológico (QR) classificado como “potencialmente elevado”. Os VMP que serão utilizados para ações de monitoramento e reabilitação do meio biótico serão selecionados com base na magnitude do QR (10.6.1) calculado para linha de evidência

química, bem como considerando o Balanço de Evidências desenvolvido para as quatro linhas de evidência previstas nos Estudos de ARE para a Bacia do rio Paraopeba.

10.8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As conclusões das etapas anteriores do estudo de avaliação de risco ecológico desenvolvido com a metodologia do RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a; US.EPA, 2018) serão apresentadas de forma a indicar se essas são associadas a uma ou mais substâncias químicas de interesse relacionadas ou não ao rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA.

Quando possível, as conclusões e recomendações desse estudo serão integradas aos Estudos de ARSH desenvolvidos utilizando a metodologia RAGS *Human Health* (US.EPA, 1989a).

As recomendações e conclusões serão desenvolvidas visando o estabelecimento de critérios e ações voltadas para gestão e mitigação dos riscos teóricos calculados a níveis aceitáveis, os quais serão tratados no Plano de Intervenção para Gestão Ambiental de forma a estabelecer medidas de controle institucional, medidas de engenharia, medidas de remediação, medidas de monitoramento, medidas de comunicações do risco e medidas de monitoramento ambiental para a área em estudo.

Sendo assim, todas as ações de reabilitação ambiental a serem dimensionadas no Plano de Gestão Ambiental visando a mitigação do risco teórico a níveis aceitáveis, serão ser integradas ao Plano de Reparação Ambiental Integral da Bacia do rio Paraopeba.

11 REFERÊNCIAS

- ABBAS, G.; MURTAZA, B.; BIBI, I.; SHAHID, M.; NIAZI, N. K.; KHAN, M. I.; AMJAD, M.; HUSSAIN, M.; NATASHA. 2018. Arsenic uptake, toxicity, detoxification, and speciation in plants: physiological, biochemical, and molecular aspects. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 15(1): 59.
- AGAH, H. et al. 2009. Accumulation of trace metals in the muscle and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 157, n. 1–4, p. 499–514.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (ANA). 2011. “Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras. Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos”. Brasília, DF.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). 2013. “Resolução da diretoria colegiada – RDC nº 42”. Brasília, 29 de agosto de 2013. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/documents/33880/2568070/rdc0042_29_08_2013.pdf/c5a17d2d-a415-4330-90db-66b3f35d9fbd.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). 2005a. *Public Health Assessment Guidance Manual (Update)*. Atlanta, USA.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). 2005b. *Public Health Assessment Guidance Manual (Update)*. U.S. Department of Health and Human Services. January.
- ALBUJA, L. 1999. *Murciélagos del Ecuador*. 2da Edición, Cicetronic Cía. Ltda. Offset Quito, Ecuador.
- AL-HUSSEINI, A. M. H.; AL-KHAUZAY, H. A. L. (2018). Effects os sílica nanoparticles on some indicators of fertility and histological changes in male rats. *Journal of Global Pharma Technology*. ISSN: 0975 -8542.
- AL-JOHANY, A. M.; HAFFOR, A. S. 2009. Effects of Cadmium Exposure on the Ultrastructural Pathology of Different Pulmonary Cells, Leukocyte Count, and Activity of Glutathione Peroxidase and Lactate Dehydrogenase in Relation to Free Radical Production in *Uromastix aegyptius*. *Ultrastructural Pathology*, 33(2): 39-47.
- AMPHIBIAWEB. 2022. <<https://amphibiaweb.org>> University of California, Berkeley, CA, USA. Accessed 16 jan 2022.
- AMPLO. (2021). Programa de Diagnóstico de Danos Ambientais sobre o meio Biótico - 1º Relatório semestral - Parte 2. Monitoramento da Biodiversidade Aquática.
- AMPLO. (2021). Programa de Diagnóstico de Danos Ambientais sobre o meio Biótico - 1º Relatório semestral - Parte 3. Monitoramento da Biodiversidade Terrestre.
- ANDRESEN, E.; PEITER, E.; KUPPER, H. 2018. Trace metal metabolism in plants. *Journal of Experimental Botany*. 69(5): 909-954.

ANZOLIN, D. G. 2011. Análise de contaminantes e biomarcadores em peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus*). Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Centro de Ciências Biológicas – Programa de Pós Graduação em biologia animal.

ARCADIS. 2019. Plano de Reparação Socioambiental da Bacia do Rio Paraopeba. Rompimento das Barragens B1, B4 e B4-A do Complexo Paraopeba II da Mina Córrego do Feijão. Capítulos I e II. Setembro de 2019.

ARCADIS. 2020. Plano de Reparação Socioambiental da Bacia do Rio Paraopeba. Rompimento das Barragens B1, B4 e B4-A do Complexo Paraopeba II da Mina Córrego do Feijão. Capítulo I. Outubro de 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ISO 11268-1:2012. “Soil quality — Effects of pollutants on earthworms — Part 1: Determination of acute toxicity to *Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*”. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ISO 11268-2:2012 “Soil quality — Effects of pollutants on earthworms — Part 2: Determination of effects on reproduction of *Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*”. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ISO 17512-2:2011. “Soil quality — Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour — Part 2: Test with collembolans (*Folsomia candida*)”. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10004:2004 “Resíduos Sólidos - Classificação”. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10005:2004. “Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos”. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10006:2004 “Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos”. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10007:2004 “Amostragem de resíduos sólidos”. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 12648:2018. “Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com algas (*Chlorophyceae*)”. Rio de Janeiro, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 12713:2016. “Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera)”. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 13373:2017. “Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Crustacea, Cladocera)”. 5ª edição da ABNT NBR 13373:2017, equivale ao conjunto ABNT NBR 13373:2016 e Emenda 1, de 28.03.2017. Rio de Janeiro, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15088:2016. “Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes (Cyprinidae)”. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15308:2017. “Ecotoxicologia aquática — Toxicidade aguda — Método de ensaio com misídeos (Crustacea)”. Rio de Janeiro, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15350:2012. “Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração - Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea)”. Rio de Janeiro: ABNT, 2012. 21p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15411-3:2021. “Ecotoxicologia aquática - Efeito inibitório sobre a bioluminescência de *Vibrio fischeri*. Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas”. Rio de Janeiro, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15469:2007, cancelada em 16/12/2015 e substituída por ABNT NBR 15.469:2015, cancelada em 30/07/2021 e substituída por ABNT NBR 15.469:2021. “Ecotoxicologia aquática - Preservação e preparo de amostras”. Rio de Janeiro, 2021. 18p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15470:2021. “Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda e crônica - Método de ensaio com *Hyaella* spp (Amphipoda) em sedimentos”. Rio de Janeiro, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15492:2007 “Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - Procedimento”. Rio de Janeiro, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15495-1:2007. “Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados - Parte 1: Projeto e construção”. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15495-2:2008. “Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Parte 2: Desenvolvimento”. 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15515-1:2007 Versão Corrigida: 2011 “Passivo ambiental em solo e água subterrânea- Parte 1: Avaliação preliminar”. Rio de Janeiro, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15515-2:2011 “Passivo ambiental em solo e água subterrânea- Parte 2: Investigação confirmatória”. Rio de Janeiro, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15515-3:2013 “Passivo ambiental em solo e água subterrânea- Parte 3: Investigação detalhada”. Rio de Janeiro, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15537:2014 “Ecotoxicologia terrestre - Toxicidade aguda - Método de ensaio com minhocas (Lumbricidae)”. Rio de Janeiro, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15638:2016 “Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com anfípodos marinhos e estuarinos em sedimentos”. 3ª edição da ABNT NBR 15.638:2016 equivale ao conjunto ABNT NBR 15.638:2015 e Emenda 1, de 11.04.2016. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15847:2010 “Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento - Métodos de purga”. Rio de Janeiro, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 16181:2013 “Ecotoxicologia aquática — Toxicidade crônica — Método de ensaio com microalgas marinhas”. Rio de Janeiro, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 16209:2013 “Avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas”. Rio de Janeiro, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 16435:2015 “Controle da qualidade na amostragem para fins de investigação de áreas contaminadas – Procedimento”. Rio de Janeiro, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9897:1987 “Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento”. 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9898:1987 “Preservação e técnicas de amostragem de afluente líquidos e corpos receptores - Procedimento”. 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 11269-2:2014. “Qualidade do solo — Determinação dos efeitos de poluentes na flora terrestre. Parte 2: Efeitos do solo contaminado na emergência e no crescimento inicial de vegetais superiores”. Rio de Janeiro, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 16387:2012. “Qualidade do solo — Efeitos de poluentes em Enchytraeidae (Enchytraeus sp.) — Determinação de efeitos sobre reprodução e sobrevivência”. Rio de Janeiro, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO/IEC 17025:2017. “Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração”. Rio de Janeiro, 2017.

ASTM INTERNATIONAL. 2006. ASTM D6634-01 “Standard Practice for the Selection of Purging and Sampling Devices for Groundwater Monitoring Wells”. 2016.

ASTM INTERNATIONAL. 2016. ASTM D7144 “Standard Practice for Collection of Surface Dust by Micro-vacuum Sampling for Subsequent Metals Determination”. West Conshohocken, PA. 2016.

ÁSTUA, D.; MOURA, R.; GRELLE, C. E. V.; Fonseca, M. 2006. Influence of Baits, Trap Type, and Position for Small Mammals Capture in a Brazilian Lowland Atlantic Forest. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão*, v. 19, p. 31-44.

BARCELOUX, D. G. 1999. Donald G. Barceloux. v. 37, n. 2, p. 173–194.

BARRETO, C. T. 2013. Aves aquáticas como indicadores de contaminação por metais em áreas úmidas no Sul do Brasil. Universidade Federal do Rio Grande – Instituto de Ciências Biológicas – Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

BENEDETTO, A. et al. 2010. Extracellular dopamine potentiates Mn-induced oxidative stress, lifespan reduction, and dopaminergic neurodegeneration in a BLI-3-dependent manner in *Caenorhabditis elegans*. *PLoS Genetics*, v. 6, n. 8.

BEYER et al 1994. Estimates of Soil Ingestion by Wildlife . *Journal of Wildlife Management* 58(2):375–382.

BOERI, M.; OLIVEIRI, C.; CAMURATI, C.; VIARENGO, A.; SFORZINI, S. 2017. Effects of Cr (VI) on Ca²⁺-ATPase activity in the earthworm *Eisenia andrei*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 203: 21-28.

BOLKS, A. DEWIRE, J.B. HARCUM. 2014. Baseline assessment of left censored environmental data using R. Tech Notes 10, June 2014. Developed for U.S. Environmental Protection Agency by Tetra Tech, Inc., Fairfax, VA, 28 p.

BOSCH, A. C. et al. 2016. Heavy metals in marine fish meat and consumer health: A review. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, v. 96, n. 1, p. 32–48.

BOYD, W. A. et al. 2010. Medium- and high-throughput screening of neurotoxicants using *C. elegans*. *Neurotoxicology and Teratology*, v. 32, n. 1, p. 68–73.

BRANTSCHEN, J.; GYGAX, S.; MESTROT, A.; FROSSARD, A. (2020). Soil Hg contamination impact on Earthworms’ Gut microbiome. *Applied Science*, 10(7).

BRASIL. “Decreto Nº 55.871”. Brasília, 26 de março de 1965.

BRASIL. Conselho Nacional de Saúde (CNS). Resolução nº 588, de 12 de julho de 2018. Disponível em: <<https://www.conasems.org.br/wp-content/uploads/2019/02/Reso588.pdf>>. Acesso em: 13.05.2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). 2017. “Manual de Procedimentos para Laboratórios – Área de microbiologia e físico-química de produtos de origem animal”. 2ª Edição. Brasília, DF. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/assuntos/laboratorios/arquivos-publicacoes-laboratorio/manual-finalizado-com-foto-dipoa-cgal-14_09_16.pdf.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). “Portaria de consolidação nº 5”. Brasília, 28 de setembro de 2017. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida---o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). 2010. “Diretrizes para elaboração de estudo de avaliação de risco à saúde humana por exposição a contaminantes químicos”. Brasília. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2015/janeiro/06/Avaliacao-de-Risco---Diretrizes-MS.pdf>.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). 2014. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Plano de Resposta às Emergências em Meio ambiente / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília: Ministério da Saúde. 44 p.: il.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). 2016. “Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano”. Brasília. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/diretriz_nacional_plano_amostragem_agua.pdf. Acessado em Outubro de 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). Gabinete do Ministro. Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção – Peixes e Invertebrados Aquáticos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 dez. 2014. Seção 1, p.126.

BRDAR-JOKANOVIC, M. 2020. Boron Toxicity and Deficiency in Agricultural Plants. International Journal of Molecular Sciences. 21(4): 1424.

BRUCKA-JASTRZEBSKA, E. et al. 2009. Levels of microelements (Cu, Zn, Fe) and macroelements (Mg, Ca) in freshwater fish. Journal of Elementology, n. 3/2009.

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L.; THOMAS, L. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological population. Oxford University Press, Oxford, p. 43.

BUSSAB, W. O.; MORETTIN, P. A. 2006. Estatística Básica. São Paulo: Editora Saraiva, 2006 (5ª Edição).

CALEVRO, F.; CAMPANI, S.; RAGGHIANTI, M.; BUCCI, S.; MANCINO, G. 1998. Tests of toxicity and teratogenicity in biphasic vertebrates treated with heavy metals (Cr³⁺, Al³⁺, Cd²⁺). Chemosphere, 37(14-15): 3011-3017.

CALGAROTO, N. S. (2009). Efeitos fisiológicos do mercúrio em plantas de *Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen. Universidade Federal de Santa Maria – Centro de Ciências Rurais – Programa de Pós-Graduação em Agronomia.

CÂMARA, Gilberto et al. Análise espacial de áreas. Análise espacial de dados geográficos, v. 2, cp. 5, 2004.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVAK, J.M.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L., et al. Field-Scale Variability of Soil Properties in Central Iowa Soils. Soil Science Society of America Journal, v. 58, n. 5, p. 1501-1511, 1994.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

CARSELLA, J.; MELNYKOV, I.; BONETTI, S.; SÁNCHEZ-LOMBARDO, I.; CRANS, D. C. 2017. Selenium speciation in the Fountain Creek Watershed and its effects on fish diversity. JBIC Journal of Biological Inorganic Chemistry, 22(5), 751-763.

CASTIEL, L. D.; VASCONCELLOS-SILVA, P. R.; MORAES, D. R. de. 2017. Micromortevida Severina? A comunicação preemptiva dos riscos. Cad. Meio ambiente, Rio de Janeiro, v. 33, n. 8, e00016017. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2017000803002&lng=en&nrm=iso>. access on 15 Apr. 2020. Epub Aug 21, 2017.

CHE, R. G. O.; CHEUNG, S. G. sediment from the Mai Po marshes, Hong Kong. 1998.

CHEN, Z.; HUAN, M.; GENGMEI, X.; HUI, Y.; FENG, Z.; RU, L.; XUELIN, C.; XUEYUN, G.; TIANCHENG, W.; GUANG, J.; CHANG, Y.; ZHIFANG, C.; YULIANG, Z. (2008). Age-related differences in pulmonary and cardiovascular responses to sio2 nanoparticle inhalation: Nanotoxicity has susceptible population. Environ. Sci. Technol, 42, 8985–8992.

CHERIF M, ASSELIN A, BE'LANGER RR. (1994). Defense responses induced by soluble silicon in cucumber roots infected by *Pythium spp*. Phytopathology 84: 236–242.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). 2007. Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006. São Paulo.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Decisão de Diretoria nº 038/2017/C. São Paulo, 2017.

CONDESSA, S. S. 2014. Estresse oxidativo causado pelo cromo hexavalente e ação da vitamina c em *Astyanax aff. bimaculatus* (teleostei: Characidae) machos adultos e potencial bioativo da casca de coco verde (*Cocos nucifera* L.). Universidade Federal de Viçosa – Programa de Pós-Graduação em Biologia Celular e Estrutural.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). “Deliberação Normativa COPAM nº 01”. Minas Gerais, 05 de maio de 2008. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). “Deliberação Normativa COPAM nº 02”. Minas Gerais, 08 de setembro de 2010. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=14670>.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). “Deliberação Normativa COPAM nº 166”. Minas Gerais, 29 de junho de 2011. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=18414>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução Nº 357”. Brasil, 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução Nº 396”. Brasil, 3 de abril de 2008. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução Nº 420”. Brasil, 28 de dezembro de 2009. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução Nº 454”. Brasil, 01 de novembro de 2012. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>

CORREIA, P. 2010. Modelação e Estimação: uma introdução à geoestatística. 1ª. ed. Paraná: LEG UFPR, 2010. 80 p. v. 1.

CORREIA, T. G. 2008. Influência do alumínio e do pH ácido sobre a fisiologia reprodutiva de peixes teleósteos continentais. p. 204.

COSTA, F. B. (2018). Avaliação de parâmetros hematológicos de peixes expostos ao manganês e zinco. Curso Técnico em Biotecnologia Integrado ao Ensino Médio do Instituto Federal do Paraná.

COSTA, H. C.; BÉRNILS, R. S. 2015. Répteis brasileiros: Lista de espécies 2015. Herpetologia Brasileira, v. 4, p. 75- 93.

CUI, D. et al. 2020. Biotransformation of dietary inorganic arsenic in a freshwater fish *Carassius auratus* and the unique association between arsenic dimethylation and oxidative damage. *Journal of Hazardous Materials*, v. 391, n. January, p. 122153.

D’AMIL, J. A. (2017). Distribuição do mercúrio nos tecidos de aves predadoras. Universidade de Aveiro – Departamento de Biologia.

DA COSTA, L. S. 2020. Bioacumulação de metais pesados em pequenos mamíferos em áreas de remanescentes de mata atlântica e monocultura de cana-de-açúcar na Paraíba, Brasil. Universidade Federal da Paraíba – UFPB.

DA SILVA BARROS, E. 2019. Efeitos da exposição a efluentes de curtume na fertilidade de camundongos. Universidade do Vale do Taquari – UNIVATES. Programa de Pós-Graduação em sistemas ambientais sustentáveis – PPGSAS.

DA SILVA JÚNIOR, F. M. R. et al. 2019. Genotoxic damage in coelomocytes of *Eisenia andrei* exposed to urban soils. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, v. 842, n. May 2018, p. 111–116.

DA SILVA VERONEZ, A. C. 2013. Avaliação da exposição de *Lithobates catesbeianus* (Rã-Touro) ao ferro, manganês e minério de ferro. Universidade Vilha – ES. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas.

DA SILVA, E.; NAHMANI, J.; LAPIED, E.; ALPHONSE, V.; GARNIER-ZARLI, E.; BOUSSERRHINE, N. (2015). Toxicity of mercury to the earthworm *Pontoscolex corethrurus* in a tropical soil of French Guiana. *Applied Soil Ecology*, 104: 79-84.

DALMOLIN, A. K. 2015. Aplicação foliar de molibdênio e cobalto na cultura de soja: rendimento e qualidade de sementes. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-graduação em Ciências e Tecnologia de sementes da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal de Pelotas.

DE ALKMIM FILHO, J. F. 2011. Ocorrência de arsênio, cádmio e chumbo em tecidos de aves, suínos, bovinos de corte e equinos no Brasil. Escola de veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte.

DE LIMA, I. V.; PEDROZO, M. F. M. 2001. Ecotoxicologia do ferro e seus compostos. Série cadernos de referência ambiental, v. 4 – Centro de recursos ambientais – CRA.

DEB, U.; LOMASH, V.; RAGHUVANSHI, S.; PANT, S. C.; VIJAYARAGHAVAN, R. (2012). Effects of 28 days silicon dioxide aerosol exposure on respiratory parameters, blood biochemical variables and lung histopathology in rats. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 34: 977-984.

DIETRICH, N. et al. 2016. Insights into zinc and cadmium biology in the nematode *Caenorhabditis elegans*. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, v. 611, p. 120–133.

DORIA, H. B.; VOIGT, C. L.; DE CAMPOS, S. X.; RANDI, M. A. F. (2017). Metal pollution assessment in a Brazilian hydroelectric reservoir: *Geophagus brasiliensis* as a suitable bioindicator organism. *Revista Ambient. Água*, 12(4).

DU, M.; WANG, D. 2009. The neurotoxic effects of heavy metal exposure on GABAergic nervous system in nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 27, n. 3, p. 314–320.

ECHART, C. L.; CAVALLI-MOLINA, S. 2001. Fitotoxicidade do alumínio: Efeitos, mecanismos de tolerância e seu controle genético. *Ciência Rural*. 31(3): 531-541.

Ecological Soil Screening Level (Eco-SSL) Guidance. United States Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-55. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, D.C. <https://www.epa.gov/chemical-research/interim-ecological-soil-screening-level-documents>.

ELMAZOU DY, R. H.; BEKHET, G. A. 2016. In ovo toxico-teratological effects of aluminium on embryonic chick heart and vascularization. *Environmental Science and Pollution Research*.

EMBRAPA. 1997. Considerações gerais sobre a toxicidade do alumínio nas plantas. Documento nº 2.

ENVIRONMENTAL AND CLIMATE CHANGE CANADA (ECCC). 2012 Ecological Risk Assessment Guidance. Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP). Canadian Minister of the Environment, Government of Canada.

EPOSITO, M.; DE ROMA, A.; SANSONE, D.; CAPOZZO, D.; IACCARINO, D.; DI NOCERA, F.; GALLO, P. 2020. Non-essential toxic element (Cd, As, Hg and Pb) levels in muscle, liver and kidney of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) stranded along the southwestern coasts of Tyrrhenian sea. *Toxicology & Pharmacology*, 231, 108725.

EPSTEIN E. (1994). The anomaly of silicon in plant biology. *Proceedings of the National Academy of Science* 91: 11–17.

EPSTEIN E. (1999). Silicon. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 50: 641–664.

ESCHMEYER, W. N.; Jr. FERRARIS, C. J.; HOANG, M. D.; LONG, D. J. 1998. *Catalog of Fishes*. California Academy of Science; Har/Com edição. Estados Unidos.

EUROPEAN CHEMICALS AGENCY (ECHA). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.11: PBT/vPvB assessment - Version 3.0. 2017.

EXLEY, C.; CHAPPELL, J. S.; BIRCHALL, J. D. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. *Journal of Theoretical Biology*, v. 151, n. 3, p. 417–428, 1991.

EXLEY, C.; PINNEGAR, J. K.; TAYLOR, H. 1997. Hydroxyaluminosilicates and acute aluminium toxicity in fish. *Journal of Theoretical Biology*, v. 189, n. 2, p. 133–139.

FAQUIN, V. (2005). *Nutrição mineral das plantas*. Universidade Federal de Lavras – UFLA. Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância solos e Meio Ambiente.

FATTORINI, D.; NOTTI, A.; NIGRO, M. 2010. Hyperaccumulation of vanadium in the Antarctic polychaete *Perkinsiana littoralis* as a natural chemical defense against predation. p. 220–228.

FAUTEUX F, RE´MUS-BOREL W, MENZIES JG, BE´LANGER RR. (2005). Silicon and plant disease resistance against pathogenic fungi. *FEMS Microbiology Letters* 249: 1–6.

FAWE A, ABOU-ZAID M, MENZIES JG, BE´LANGER RR. (1998). Silicon-mediated accumulation of flavinoid phytoalexins in cucumber. *Phytopathology* 88: 396–401.

FLORA DO BRASIL 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 16 jan. 2022.

FONSECA, G. A. B.; Kierulff, M. C. M. 1988. Biology and natural history of Brazilian Atlantic forest mammals. *Bull. Florida State Mus. Biol. Sci.*, v. 34, n. 3, p. 99–152.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATION (FAO). “Joint FAO/WHO Food Standards Programme - CODEX Committee on Contaminants in Foods - Fifth Session. The Hague, The Netherlands, Março de 2011.

FOWLER, H. W. 1941. A collection of freshwater fishes obtained in Eastern Brazil by Dr. Rodolpho von Ihering. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.*, 93: 123–199.

FRAGA, C. G.; OTEIZA, P. I. 2002. Iron toxicity and antioxidante nutrientes. *Toxicology*, 180(1):23-32.

FREDA, J. 1991. The effects of aluminum and other metals on anphibians. *Environmental Pollution*, 71(2-4): 305-328.

GAMBARDELLA, C.; MORGANA, S.; BARI, G. D.; RAMOINO, P.; BRAMINI, M.; DIASPRO, A.; FALUGI, C.; FAIMALI, M. (2015). Multidisciplinary screening of toxicity induced by sílica nanoparticles during sea urchin development. *Chemosphere*, 139: 486-495.

GBIF.org. 2020. GBIF Home Page. Disponível em: <<https://www.gbif.org/>> Acesso em: junho 2021.

GILLIO, E.; NIYOGI, S.; LIBER, K. 2020. Investigating the mechanism of vanadium toxicity in freshwater organisms. *Aquatic Toxicology*, v. 229, n. May, p. 105648.

GNOCCHI, K. G. (2019). *Astyanax lacustris* (teleostei: characidae) como bioindicador de efeitos relacionados à presença de manganês no ecossistema aquático. Universidade Vila Velha – ES. Programa de Pós-Graduação em ecologia de ecossistemas.

GOLDEN E RATTNER. (2003). Ranking Terrestrial Vertebrate Species for Utility in Biomonitoring and Vulnerability to Environmental Contaminants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 176:67-136.

GOMES, L. C.; CHIPPARI-GOMES, A. R.; MIRANDA, T. O.; PEREIRA, T. M.; MERÇON, J.; DAVEL, V. C.; BARBOSA, B. V.; PEREIRA, A. C. H.; Frossard, A.; Ramos, J. P. L. (2018). Genotoxicity effects on *Geophagus brasiliensis* fish exposed to doce river water after the environmental disaster in the city of Mariana, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*.

GRELLE, C. E. V. 2010. Forest Structure and Vertical Stratification of small Mammals in a Secondary Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *Journal Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 38, n. 2, p 81-85.

GUANGPING, X.; JIAO, S.; GAOREN, Z.; LIYI, S.; DAWEI, Z. (2009). Biodistribution and toxicity of intravenously administered sílica nanoparticles in mice. *Arch Toxicol*, 84:183–190.

HALL, R. A.; ZOOK, E. G.; MEABURN, G. M. 1978. National Marine Fisheries Service survey of trace elements in the fishery resource. NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) Technical Report NMFS (National Marine Fisheries Service) SSRF (Special Scientific Report Fisheries), n. March, p. 1–313.

HARVEY B.; CAROLSFELD, J. Introduction: Fishes of the Floods. In: Joachim Carolsfeld, Brian Harvey, Carmen Ross, Anton Baer (eds). *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Chapter 1, p.1-18. 2003.

HASKINS, D. L.; GOGAL, R. M.; TUBERVILLE, D. (2019). Snakes as Novel Biomarkers of Mercury Contamination: A Review. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 249: 133-152.

HAWRYLAK-NOWAK, B. 2013. Comparative effects of selenite and selenate on growth and selenium accumulation in lettuce plants under hydroponic conditions. *Plant Growth Regulation*. 70: 149–157.

HENNINK, M. 2007. International Focus Group Research, A Handbook for the Health and Social Sciences. Cambridge University Press. 2007

HOU, J.; DONG, A.; YAN, J.; WANG, L.; MA, C.; LEE, S. 2017. Cadmium toxicokinetics in the freshwater turtle, *Chinemys reevesii*. *Chemosphere*, 182: 392-398.

HU, Y. O. et al. 2008. Phenotypic and behavioral defects induced by iron exposure can be transferred to progeny in *Caenorhabditis elegans*. *Biomedical and Environmental Sciences*, v. 21, n. 6, p. 467–473.

ICMBIO. 2014a. Monitoramento da biodiversidade – Roteiro metodológico de aplicação.

ICMBIO. 2014b. Protocolo CEMAVE - Projeto de Monitoramento da Avifauna em Unidades de Conservação Federais do Bioma Caatinga.

ICMBio/MMA. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I 1. ed. -Brasília, DF. 2018. 492p.

INCE, S.; FILAZI, A.; YURDAKOK-DIKMEN, B. 2017. Boron. In reproductive and developmental toxicology. Academic Press, 521-535.

INMETRO. Norma N° NIT-DICLA-035. Princípios das Boas Práticas de Laboratório – BPL. Rev. N° 4, aprovada em outubro de 2019, 16p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ª Edição revisada e ampliada. Rio de Janeiro, n. 1, 271p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2019. Mapa de Biomas do Brasil. Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000. Rio de Janeiro, v. 45, 164p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2021. Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA): Versão 2.14.3. Disponível em: <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/home>. ©2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Comitê Interfederativo – CIF. Deliberação nº 106, 2017. Disponível em: < <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/deliberacoes/2017/cif-2017-09-14-deliberacao-106.pdf>>.

INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). 2002. Environmental health criteria 228, principles and methods for the assessment of risk from essential trace elements, United Nations Environment Programme, International Labour Organization, World Health Organization.

Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). 2016. Geospatial Analysis for Optimization at Environmental Sites (GRO-1). Washington, DC.: Interstate Technology &

Regulatory Council, Geostatistics for Remediation Optimization Team. www.itrcweb.org/gro-1 & <https://gro-1.itrcweb.org/advanced-methods/>

ISAACKS, Edward H.; SRIVASTAVA, Mohan R. Applied geostatistics, 1989. P. 226- 303.

IVANOVA, E.S.; KHABAROVA, L. S.; PODDUBNAYA, N. Y.; KOMOV, V. T.; UDODENKO, Y. G.; BUSHMANOVA, N. A.; BAZHENOVA, D. E. (2019). Mercury content in tissue of amphibians of Northwest Russia (Vologda Region). Advances in Engineering Research, 191

JANČULA, D.; MIKULA, P.; MARŠÁLEK, B. 2011. Effects of polyaluminium chloride on the freshwater invertebrate *Daphnia magna*. Chemistry and Ecology, v. 27, n. 4, p. 351–357.

JIANG, Y. et al. 2016. Sublethal toxicity endpoints of heavy metals to the nematode *Caenorhabditis elegans*. PLoS ONE, v. 11, n. 1, p. 1–12.

JOFRÉ, M. B.; ANTÓN, R. I.; CAVIEDES-VIDAL, E. 2012. Lead and cadmium accumulation in anuran amphibians of a permanent water body in arid Midwestern Argentina. Environmental Science and Pollution, 19(7): 2889-0795-2.

JUCOSKI, G. O.; CAMBRAIA, J.; RIBEIRO, C.; DE OLIVEIRA, J. A. 2016. Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. Revista Ciência Agronômica, 47(4).

KALANTZI, I. et al. 2017. Arsenic speciation in fish from Greek coastal areas. Journal of Environmental Sciences (China), v. 56, p. 300–312.

KAR, I.; MUKHOPADHAYAY, S. K.; PATRA, A. K.; PRADHAN, S. 2018. Bioaccumulation of selected heavy metals and histopathological and hematobiochemical alterations in backyard chickens reared in an industrial area, India. Environmental Science and Pollution Research, 25: 3905-3912.

KRUEGER, G. L.; MORRIS, T. K.; SUSKIND, R. R.; WIDNER, E. M.; BERLYNE, G. M. 1984. The Health Effects of Aluminum Compounds in Mammals, CRC Critical Reviews in Toxicology, 13:1, 1-24.

KRUEGER, G. L.; MORRIS, T. K.; SUSKIND, R. R.; WIDNER, E. M.; BERLYNE, G. M. 1984. The Health Effects of Aluminum Compounds in Mammals, CRC Critical Reviews in Toxicology, 13:1, 1-24.

KUMAR, V.; PANDITA, S.; SIDHU, G. P. S.; SHARMA, A.; KHANNA, K.; KAUR, P.; BALI, A. S.; SETIA, R. 2020. Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. Chemosphere. 127810.

KUPERMAN, R. G.; CHECKAI, R. T.; SIMINI, M.; PHILLIPS, C. T.; HIGASHI, R. M.; FAN, T. W.-M.; SAPPINGTON, K. 2018. Selenium toxicity to survival and reproduction of *Collembola* and *Enchytraeids* in Sandy loam soil. Environmental Toxicology and Chemistry, 37(3): 846-853.

LAJMANOVICH, R. C.; PELTZER, P. M.; MARTINUZZI, C. S.; ATTADEMO, A. M.; COLUSSI, C. L.; BASSÓ, A. (2018). Acute toxicity of Colloidal Silicon Dioxide

Nanoparticles on Amphibian Larvae: Emerging Environmental Concern. International Journal of Environmental Research, 12: 269-278.

LALL, S. P. 2003. The Minerals. Fish Nutrition, p. 259–308.

LAMB, D. T.; MATANITOBUA, V. P.; PALANISAMI, T.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R. 2013. Bioavailability of Barium to Plants and Invertebrates in Soils Contaminated by Barite. Environmental Science & Technology. 47(9): 4670-4676.

LAMPARELLI, M. C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo. LANDIS, W. G. (Ed.). 2005. Regional scale ecological risk assessment: using the relative risk model. CRC Press.

LANDIS W.G. AND WIEGERS J.K.; 1997. Design considerations and a suggested approach for regional and comparative ecological risk assessment. Hum Ecol Risk Assess 3:287–97

LAZO, R. A. 2010. Nitrogênio, arsênio, bário e estado nutricional de plantas de milho cultivadas em latossolos tratados com lodo de esgoto. Tese de doutorado, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP.

LEÃO, R. S. (2007). Ocorrência de mercúrio em lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e componentes da dieta do Parque Nacional da Serra da Canastra e áreas do entorno, Minas Gerais, Brasil. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

LEE, J. W.; CHOI, H.; HWANG, U. K.; KANG, J. C.; KANG, Y. J.; KIM, K. I.; KIM, J. H. 2019. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. Environmental Toxicology and Pharmacology, 68:101-108.

LEMLY, A. D. 2018. Selenium poisoning offish by coal ash wastewater in Herrington Lake, Kentucky. Ecotoxicology and Environmental Safety, 150: 49-53.

LI, M.; LIU, Y.; XU, G.; WANG, Y.; YU, Y. 2020. Impacts of polyethylene microplastics on bioavailability and toxicity of metals in soil. Science of the Total Environment.

LI, M.; NABI, G.; SUN, Y.; WANG, Y.; WANG, L.; JIANG, G.; GAO, P.; WU, Y.; LI, D. 2021. The effect of air pollution on immunological, antioxidative and hematological parameters, and body condition of Eurasian tree sparrows. Ecotoxicology and Environmental Safety, 208, 111755.

LIM, B. K.; ENGSTROM, M. D. 2001. Species diversity of bats (mammalia: chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. Biodiversity and Conservation, v. 10, p. 613-657.

LIN, Y. T. et al. 2006. Manganous ion supplementation accelerates wild type development, enhances stress resistance, and rescues the life span of a short-lived *Caenorhabditis elegans* mutant. Free Radical Biology and Medicine, v. 40, n. 7, p. 1185–1193.

LIU, T.; CHEN, Q.; ZHANG, L.; LIU, X.; LIU, C. (2021). The toxicity of selenium and mercury in *Suaeda salsa* after 7-days exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 244: 109022.

LORENA, A. G. de. 2015. Comunicação de risco, vigilância sanitária e política de saúde. Rede Humaniza SUS – O SUS QUE DÁ CERTO. Disponível em: <<http://redehumanizaus.net/90011-comunicacao-de-risco-vigilancia-sanitaria-e-politica-de-saude/>>. Acessado em: 28.05.2020.

LOURENÇO, M. R.; MARCHIORI, M. 2012. A Prática da Comunicação de Risco nas Organizações. *Facesi em Revista*. Ano 4 – Vol. 4, edição especial. Disponível em: <http://www.uel.br/grupo-estudo/gecorp/images/Artigo__A_Comunica%C3%A7%C3%A3o_de_Risco_nas_Organiza%C3%A7%C3%B5es_Facesi__em_Revista.pdf>. Acessado em: 28.05.2020.

MA J-F, YAMAJI N. (2006). Silicon uptake and accumulation in higher plants. *Trends in Plant Science* 11: 392–397.

MA JF. (2004). Role of silicon in enhancing the resistance of plants to biotic and abiotic stresses. *Soil Science and Plant Nutrition* 50, 11–18.

MAGALHÃES, M. N.; LIMA, A. C. P. 2008. *Noções de Probabilidade e Estatística*. São Paulo: EDUSP, 2008 (6ª edição).

MAGURRAN, A. E. *Medindo a diversidade biológica*. Tradução Dana Moiana Viana. Ed UFPR. 261p. 2011.

MALABARBA, M. C. S. L. 2004. Revision of the Neotropical genus *Triportheus* Cope, 1872 (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, 2(4): 167-204.

MANZINI, F. F.; DE SÁ, K. B.; PLICAS, L. M. A. 2010. Metais pesados: Fonte e ação toxicológica. *Periódico eletrônico: Fórum ambiental da alta Paulista*. ISSN 1980-0827.

MARDIROSIAN, M. N.; LASCANO, C. I.; BONGIOVANNI, G. A.; VENTURINO, A. 2017. Chronic toxicity of arsenic during *Rhinella arenarum* embryonic and larval development: Potential biomarkers of oxidative stress and antioxidant response. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(6): 1614-1621.

MATTA, J. et al. 1999. Heavy metals, lipid peroxidation, and ciguatera toxicity in the liver of the Caribbean barracuda (*Sphyraena barracuda*). *Biological Trace Element Research*, v. 70, n. 1, p. 69–79.

MAYLAND, H. F.; G. E., SHEWMAKER; R. C., BULL. Soil ingestion by cattle grazing crested. *Journal of Range Management* 30(4). 1977.

MEI, L.; ZHU, Y.; ZHANG, X.; ZHOU, X.; ZHONG, Z.; LI, H.; LI, Y.; LI, X.; DAUD, M. K.; CHEN, J.; ZHU, S. (2021). Mercury-Induced Phytotoxicity and Responses in Upland Cotton (*Gossypium hirsutum* L.) Seedlings. *Plants*, 10: 1494.

MEINA, E. G.; RAES, K.; LIBER, K. 2019. Ecotoxicology and Environmental Safety Models for the acute and chronic aqueous toxicity of vanadium to *Daphnia pulex* under a

range of surface water chemistry conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 179, n. April, p. 301–309.

MERÇON, J.; PEREIRA, T. M.; PASSOS, L. S.; LOPES, T. O.; COPPO, G.; BARBOSA, B.; CABRAL, D.; GOMES, L. C. (2019). Temperature affects the toxicity of lead-contaminated food in *Geophagus brasiliensis* (QUOY & GAIMARD, 1824). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 66: 75-82.

MINAS GERAIS. Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). Nota Técnica nº 6/FEAM/GERAQ/2021, de 19 de maio de 2021. Gerência da Qualidade do Solo e Áreas Contaminadas. PROCESSO Nº 2090.01.0003727/2019-40. Belo Horizonte.

MINAS GERAIS. Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). Ofício FEAM/GERAI nº. 86/2021, de 20 de maio de 2021. Gerência de Recuperação Ambiental Integrada. PROCESSO Nº 2090.01.0003727/2019-40. Belo Horizonte.

MINAS GERAIS. Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Nota Técnica nº 13/IGAM/GEMOQ/2021, de 2021. Gerência de Monitoramento da Qualidade das Águas. PROCESSO Nº 2090.01.0003727/2019-40.

MITANI N, MA J-F. (2005). Uptake system of silicon in different plant species. *Journal of Experimental Biology* 56: 1255–1261.

MONTEIRO, D. A.; RANTIN, F. T.; KALININ, A. L. (2010). Inorganic mercury exposure: toxicological effects, oxidative stress biomarkers and bioaccumulation in the tropical freshwater fish matrinxã, *Brycon amazonicus* (Spix and Agassiz, 1829). *Ecotoxicology*, 19: 105-123.

MONTEIRO, R.; MALATEAUX, I. F.; MUNIZ, L. M. 2014. Intoxicação por chumbo em aves de companhia – Revisão de literatura. *Anuário de Produção Acadêmica Docente*, 7(18): 89-102.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. 2012. Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros. Rio de Janeiro: LTC Editora (5ª Edição).

MORAIS, C. R.; CARVALHO, S. M.; ARAUJO, G. R.; SOUTO, H. N.; BONETTI, A. M.; MORELLI, S.; JÚNIOR, E. O. C. (2016). Assessment of water quality and genotoxic impact by toxic metals in *Geophagus brasiliensis*. *Chemosphere*, 152: 328-334.

MORCILLO, P.; ESTEBAN, M. A.; CUESTA, A. (2017). Mercury and its toxic effects on fish. *Environmental Science*, 4(3): 386-402.

MORETTIN, L. G. 2010. Estatística básica: probabilidade e inferência. São Paulo: Pearson.

MORGAN, D. 2008. Focus Groups from Start to Finish. JPSM. Portland State University. May 27-28. Moscow. 1997.

NAM, S. H.; YANG, C. Y.; AN, Y. J. 2009. Effects of antimony on aquatic organisms (Larva and embryo of *Oryzias latipes*, *Moina macrocopa*, *Simocephalus mixtus*, and *Pseudokirchneriella subcapitata*). *Chemosphere*, v. 75, n. 7, p. 889–893.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES/INSTITUTE OF MEDICINE (NAS/IOM). 2003. Dietary reference intakes: guiding principles for nutrition labeling and fortification. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, Washington, DC.

National Center for Biotechnology Information (2022). PubChem Compound Summary for CID 2268, Azinphos-methyl. disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/2268#section=Environmental-Fate>, acessado em 07 de janeiro de 2022.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1989. Committee on Risk Perception and Communication, Commission on Behavioral and Social Sciences and Education. Improving Risk Communication. National Academy Press. Washington, D. C.

NAVIDI, W. 2012. Probabilidade e estatística para ciências exatas. Porto Alegre: Bookman.

NDU, U.; LAMB, J., JANSSEN, S.; ROSSI, R.; SATGÉ, Y.; JODICE, P. 2020. Mercury, cadmium, cooper, arsenic, and selenium measurements in the feathers of adult eastern brown pelicans (*Pelecanus occidentalis carolinensis*) and chicks in multiple breeding grounds in the northern Gulf of Mexico. Environmental Monitoring and Assessment, 192(5).

NEMENYI, P.B. Distribution-free Multiple Comparisons. Phd Thesis, Princeton University. 1963

NIT-DICLA-035. Princípios de boas práticas de laboratório - BPL. Norma N° NIT-DICLA-035. Revisão N° 04. Outubro de 2019.

OECD, 2002: OECD Guidelines for the testing of chemicals – Revised proposal for a new guideline 221 – *Lemma* sp. Growth inhibition test.

OLIVEIRA, B.F., SÃO-PEDRO, V.A., SANTOS-BARRERA, G., PENONE, C., COSTA G.C.; AmphIBIO, a global database for amphibian ecological traits. Sci. Data. 4:170123 doi: 10.1038/sdata.2017.123; 2017).; disponível em e Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M.M. and Jetz, W. (2014), EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. Ecology, 95: 2027-2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1> Visual Sample Plan (VSP).

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). OECD Guideline for Testing of Chemicals 402. Acute Dermal Toxicity: Fixed Dose Procedure. 2017.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). OECD Guideline for Testing of Chemicals 403. Acute Inhalation Toxicity. 2009.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). OECD Guideline for Testing of Chemicals 406. Skin Sensitisation. 1992.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). OECD Guideline for Testing of Chemicals 407. Repeated Dose 28-Day Oral Toxicity Study in Rodents. 2008.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). OECD Guideline for Testing of Chemicals 410. Repeated Dose Dermal Toxicity: 21/28-day Study. 1981.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). OECD Guideline for Testing of Chemicals 423. Acute Oral Toxicity – Acute Toxic Class Method. 2001.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). OECD Guideline for Testing of Chemicals 471. Bacterial Reverse Mutation Test. 1997.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). 2009. Comunicação eficaz com a mídia durante emergências de meio ambiente: um manual da OMS/Organização Mundial da Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde. 180p. Tradução de: Effective Media Communication during Public Health Emergencies: a WHO Handbook.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). 2018. Comunicação de riscos em emergências de meio ambiente: um guia da OMS para políticas e práticas em comunicação de risco de emergência [Communicating risk in public health emergencies: a WHO guideline for emergency risk communication (ERC) policy and practice]. Genebra: Organização Mundial da Saúde. Licença: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). Treinamento em comunicação de risco emergencial. Disponível em: <<https://www.who.int/risk-communication/training/module-a/pt/>>. Acessado em: 13.05.2020.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD (OPAS/OMS). 2009. Organización Mundial de la Salud. Créacion de una estrategia de comunicación para la influenza pandémica.

ORISAKWE, O. E.; AFONNE, O. J.; NWOBODO, E.; ASOMUGHA, L.; DIOKA, C. E. (2001). Low-dose mercury induces testicular damage protected by zinc in mice. *European Journal of Obstetrics & Gynecology and Reproductive Biology*, 95: 92-96.

PAGE, K. E. et al. 2012. Aluminium exposure disrupts elemental homeostasis in *Caenorhabditis elegans*. *Metallomics*, v. 4, n. 5, p. 512–522.

PENDIAS, A. and PENDIAS, H., 1992: Trace elements in soils and plants, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, 365p.

PENDIAS, A., PIETROWSKA, M., and DUDKA, S., 1993: Trace metals in legumes and monocotyledons and their suitability for the assessment of soil contamination, in: MARKERT, B., ed., 1993, *Plants as biomonitors - Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*, VCH-Publisher, Weinheim, New York, Tokio, 485-494.

PEREIRA, L. S.; RIBAS, J. L. C.; VICARI, T.; SILVA, S. B.; STIVAL, J. BALDAN, A. P.; DOMINGOS, F. X. V.; GRASSI, M. T.; CESTARI, M. M.; de ASSIS, H. C. S. 2016. Effects of ecologically relevant concentrations of cadmium in a freshwater fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 130: 29-36.

PERRAULT, J. R.; BUCHWEITZ, J. P.; LEHNER, A. F. 2014. Essential, trace and toxic element concentrations in the liver of the world's largest bony fish, the ocean sunfish (*Mola mola*). *Marine Pollution Bulletin*, v. 79, n. 1–2, p. 348–353.

PINHEIRO, J. P. S.; LIMA, J.; DE ASSIS, C. B.; BRANCO, G. S.; GOMES, A. D.; MOREIRA, R. G. (2021). Paternal exposure to aluminium, acidity, and temperature affect fatty acid seminal profile, embryonic and larval development of *Astyanax altiparanae*. *Chemosphere*, 266: 128935.

PIRES, K. A.; GRAÇA, D. S. 2011. Considerações sobre o cromo e seu efeito no metabolismo de peixes. *Pubvet*, v. 5, n. 25, Ed 172, Art. 1161.

POLÉO, A. B. S. 1995. Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicology*, v. 31, n. 4, p. 347–356.

POLÉO, A. B. S. et al. 1997. Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study. *Environmental Pollution*, v. 96, n. 2, p. 129–139.

POURRUT, B.; SHAHID, M.; DUMAT, C.; WINTERTON, P.; PINELLI, E. 2011. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of environmental contamination and toxicology*. 213: 113-136.

PROVASE, M.; SALLA, R. F.; DE LIMA, C. R.; ABDALLA, F. C. (2021). Effects of mercury at field estimated concentrations in brain of *Bombus atratus* (Hymenoptera: Bombini). *Chemosphere*, 276: 130198.

PUC-RIO. 2003. Revisão bibliográfica. Certificado digital nº 0124923/CA.

PUC-RIO. 2011. Revisão bibliográfica – Metais pesados. Certificação digital Nº 0921866/CA.

QUEIROZ, E. C.; DA SILVA, B. F.; SALLA, R. V.; RAMOS, J. P. L.; GNOCCHI, K. G.; CHIPPARI-GOMES, A. R. (2019). Genotoxic damages and bioaccumulation of cadmium in *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*.

RAIS; US Risk Assessment Information System, 2020 disponível em: https://rais.ornl.gov/tools/eco_search.php, acessado em 07 de janeiro de 2022.

RAMESH R.; KAVITHA P.; KANIPANDIAN N.; ARUN S.; THIRUMURUGAN R.; SUBRAMANIAN P. (2013); Alteration of antioxidant enzymes and impairment of DNA in the SiO₂ nanoparticles exposed zebra fish (*Danio rerio*). *Environ. Monit. Assess.* 185: 5873–5881.

RAMM, C. B. 2015. Contaminação por metais nas capivaras *Hydrochaeris hydrochaeris* no Sul do Brasil. Universidade Federal do Rio Grande – Instituto de Ciências Biológicas – Pós Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

RAMOS, J. C. 2017. Bioacumulação de metais pesados em girinos de diferentes ecomorfotipos. Universidade Estadual de Feira de Santana – Programa de Pós-Graduação em zoologia.

RANGEL-S, M. L. 2020. Comunicação no controle de risco à saúde e segurança na sociedade contemporânea: uma abordagem interdisciplinar. *Ciênc. saúde coletiva*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 5, p. 1375-1385, Outubro, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141381232007000500035&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 15 Apr.

REGISTER, A. L. 2011. Effects of heavy metal pollution on the Loggerhead Sea Turtle. Loma Linda University Eletronic Theses, Dissertations & Projects, 58.

RODRIGUES, G. Z. P.; MACHADO, A. B.; GEHLEN, G. 2019. Influência de metais no comportamento reprodutivo de peixes, revisão bibliográfica. *Revista Geama*, 5(1): 04-13.

ROPERTO, F., BORZACCHIELLO, G., UNGARO, R., & GALATI, P. Silicate Pneumoconiosis in Hens. *Journal of Comparative Pathology*, 122(4), 249–254. 2000. doi:10.1053/jcpa.1999.0367

SALDANHA, É. S. P. 2008. Efeitos dos minerais orgânicos no desempenho, qualidade de ovos e qualidade óssea de poedeiras semi-pesadas no segundo ciclo de produção. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia – Botucatu – SP.

SALVAGNI, T. 2013. Metais não essenciais em tecidos de *Puffinus puffinus* E *P. gravis* (Aves, procellariiformes) no litoral norte e médio leste do Rio Grande do Sul, Brasil. Monografia – Universidade Estadual do Rio Grande do Sul e Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

SAMPLE et al 1997. Methods And Tools For Estimation Of The Exposure Of Terrestrial Wildlife To Contaminants. Oak Ridge National Laboratory. U.S. Department of Energy Office of Environmental Policy and Assistance.

SAMPLE, B.E., D.M. Opresko, and G.W. Suter II. 1996a. Toxicological benchmarks for wildlife: 1996 revision. ES/ER/TM-86/R3. Oak Ridge National Laboratory.

SANTOS, G. S. (2017). Avaliação dos efeitos do cobre em duas espécies de ciclídeos (*Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus*) utilizando multi-marcadores. Universidade Federal do Paraná – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

SÃO PAULO. Decreto-Lei nº 59.263, de 05 de junho de 2013 Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009 (<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59263-05.06.2013.html>)

SCOTT, K. C.; LATSHAW, J. D. 1993. Macro and micro mineral levels in the tissues of menhaden fish. *Journal of Aquatic Food Product Technology*, v. 2, n. 2, p. 51–61.

SECRETARIA DE ESTADO DE SAÚDE DE MINAS GERAIS (SES-MG). Subsecretaria de Vigilância de Proteção à Saúde. Nota Técnica SUBVPS/SES-MG nº 11/2017, 2017. Disponível em: < <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-SAUDE/2017/CIF-NT-11-2017-CT-SAUDE.pdf>>.

SEGALLA, M. V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C. A. G.; GRANT, T.; HADDAD, C. F. B.; LANGONE, J.; GARCIA, P. C. A. 2014. Brazilian amphibians: list of species. *Herpetologia Brasileira*, v. 3, p. 37-48.

SHAHID, M.; DUMAT, C.; KHALID, S.; NIAZI, N. K.; ANTUNES, P. M. C. 2016. Cadmium bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system. Reviews of environmental contamination and toxicology. 241: 73-137.

SHI, Q.; SUN, N.; KOU, H.; WANG, H.; ZHAO, H. (2018). Chronic effects of mercury on *Bufo gargarizans* larvae: Thyroid disruption, liver damage, oxidative stress and lipid metabolism disorder. Ecotoxicology and Environmental Safety, 164: 500-509.

SILVA, A. P. 1996. Emissões de Mercúrio na Queima de Amálgama: Estudo da contaminação de ar, solos e poeira em domicílios em Poconé, MT. Sério Tecnologia Ambiental, 13, 40p. Rio de Janeiro: CETEMICNPq.

SINHA, V.; PAKSHIRAJAN, K.; CHATURVEDI, R. 2018. Chromium tolerance, bioaccumulation and localization in plants: An overview. Journal of environmental management. 206: 715-730.

SMITH, B. L., POOLE, W. H. S. AND MARTINOVICH, D. Pneumoconiosis in the captive New Zealand kiwi. Veterinary Pathology, 10, 94-101. 1973.

SNAKE RIVER CONSERVATION RESEARCH CENTER, Kimberly, Idaho. Western Region, Agr. Res. Serv.,

SOARES, F. A.; FAGUNDEZ, D. A.; AVILA, D. S. 2017. Neurodegeneration Induced by Metals in *Caenorhabditis elegans*. Advances in Neurobiology, v. 18, p. 355-383.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA (SBH); (<https://www.sbherpetologia.org.br/>) Acesso em: maio 2021.

SOMMER M, KACZOREK D, KUZYAKOV Y, BREUER J. (2006). Silicon pools and fluxes in soils and landscapes – a review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169: 310-329.

SPARLING, D. W.; LOWE, T. P. (1996). Environmental Hazards of Aluminium to Plants, Invertebrates, Fish, and Wildlife. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 145.

SPECIESLINK (2020). Disponível em: <<http://www.splink.org.br/index?lang=pt>>. Acesso em: junho 2020.

SPIEGEL, M. R.; SCHILLER, J.; SRINIVASAN, A. 2013. Probabilidade e estatística. Porto Alegre: Bookman.

SULJEVIC, D.; SULEJMANOVIC, J.; FOCAK, M.; HALILOVIC, E.; DZEMILA, P.; HASIC, A.; ALIJAGIC, A. 2020. Assessing hexavalent chromium tissue-specific accumulation patterns and induced physiological responses to probe chromium toxicity in *Coturnix japonica* quail. Chemosphere, 129005.

SUTER, GW II. 1996. Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, ES/ER/TM-96/R2.

SUTER, GW II. 1999. Developing Conceptual Models for Complex Ecological Risk Assessments. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN 37831-6038.

SUTER, GW II; CORMIER, S. 2011. Why and how to combine evidence in environmental assessments: Weighing evidence and building cases. *Sci Total Environ*, 409:1406–1417. [PubMed: 21277006].

SUTER, GW II; CORMIER, S; BARRON, M. 2017. A Weight of Evidence Framework for Environmental Assessments: Inferring Qualities. EPA Public Access. *Integr Environ Assess Manag*. 2017 November; 13(6): 1038–1044. doi:10.1002/ieam.1954.

SUWA, R.; JAYACHANDRAN, K.; NGUYEN, N. T.; BOULENOUAR, A.; FUJITA, K.; SANEOKA, H. 2008. Barium Toxicity Effects in Soybean Plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 55(3): 397-403.

TANG, R.; Li, X.; MO, Y.; Ma, Y.; DING, C.; WANG, J.; ZHANG, T.; WANG, X. 2019. Toxic responses of metabolites, organelles and gut microorganisms of *Eisenia fetida* in a soil with chromium contamination. *Environmental Pollution*, 251: 910-920.

TAYLOR, P.; DAVIS, D. A.; III, D. M. G. 2008. Reviews in Fisheries Science Dietary mineral requirements of fish and marine crustaceans Dietary Mineral Requirements of Fish and Marine Crustaceans. *Reviews in Fisheries Science*, v. 4, n. November 2011, p. 37–41, 2008.

TERRA FILHO, M., & SANTOS, U. DE P. Silicose. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, 32(suppl 2), S41–S47. 2006. doi:10.1590/s1806-37132006000800008

Texas Commission Environmental Guidance (TCEG). Protective Concentration Levels Calculator (NOAEL) - <https://www.tceq.texas.gov/remediation/eco/eco.html>.

TREVIZANI, T.H. 2018. Bioacumulação e biomagnificação de metais pesados em teias tróficas de estuários do sul-sudeste do Brasil. Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. São Paulo, SP. Brasil.

TREVIZANI, T.H.; Figueira, R.C.L.; Ribeiro, A.B.; Theophilo, C.Y.S.; Majer, A.P.; Petti, M.A.V.; Corbisier T.N.; Montone, R. C. 2016. Bioaccumulation of heavy metals in marine organisms and sediments from Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin* Volume 106, Issues 1–2, 15 May 2016, Pages 366-371

U.S. Dep. Agr., in cooperation with the University of Idaho Agricultural Experiment Station,

U.S. EPA.; Chlorpyrifos: Revised Human Health Risk Assessment for Registration Review. Washington, DC. 2014.; disponível em: <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/revised-human-health-risk-assessment-chlorpyrifos>, acessado em 07 de janeiro de 2022.

UJJWALA U.; AVDHESH K.; ANURAG S. (2021). Hematology of freshwater fish, *Labeo rohita*, fingerlings exposed to silica oxide nanoparticles. *The Pharma Innovation Journal*, 10(5S): 797-800.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1989a. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/540/1-89/002). PART A, Volume I. Última atualização em Dezembro de 1989 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1989b. EPA - Methods for Evaluating Attainment of Cleanup Standards For Soils and Solid Media, Washington, DC, EUA.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1991. "Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A)". Washington, DC.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1992. Guidance on Risk Characterization for Risk Managers and Risk Assessors. February 26 Memorandum from F. Henry Habicht II, Deputy Administrator, to EPA Assistant Administrators and Regional Administrators. Washington, DC: Office of the Deputy Administrator.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1993. Wildlife Exposure Factors Handbook. EPA/600/R-93/187a.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1997a. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final. EPA/540/R97/006. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Response Team, Edison, NJ, 239 pp. 1997.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1997b. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. EPA/630/R-97/001. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, 39 pp. 1997.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. US.EPA EPA/630/R095/002F. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, 175 pp. 1998.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2000a. Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment - Status and Needs. EPA-823-R-00-001. February.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2000b. Method guidance and recommendations for whole effluent toxicity (WET) testing (40 CFR Part 136). U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, DC. EPA 821-B-00-004.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2001a. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA 540-R-02-002). PART A, Volume III. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. Última atualização em Dezembro de 2001 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2001b. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual

(EPA/540/R-92/003). PART B. Developing Chemical-Specific Preliminary Remediation Goals Based on Protection of Human Health. Última atualização em Dezembro de 2001 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2001c. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/9285.7-01C). PART C. Risk Evaluation of Remedial Alternatives. Última atualização em Outubro de 2001 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2002a. "Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection". Washington, DC.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2002b. Short-term methods for estimating the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. 5th ed. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, DC. EPA-821-R-02-012.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2002c. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. 4th ed. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, DC. EPA-821-R-02-013.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2002d. Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Última atualização em Setembro de 2002.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2002e. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/9285.7-47). PART D. Standardized Planning, Reporting and Review. Última atualização em Junho de 2002 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2004. National Recommended Water Quality Criteria. Office of Water and Office of Science and Technology. Washington, DC.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2005a. Field Sampling Procedures Manual. New Jersey.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2005c. Ecological Soil Screening Level (Eco-SSL) Guidance and Documents. Washington, DC.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2005cb. Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2005d. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency,

Washington, DC, EPA/630/P-03/001F. Última atualização em Março de 2005 (<https://www.epa.gov/risk/guidelines-carcinogen-risk-assessment>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2006. “Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners”. EPA/240/B-06/003 Washington, DC. Disponível em: **Erro! A referência de hiperlink não é válida.**

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2007. Framework for Metals Risk Assessment, EPA 120/R-07/001. Washington, DC, EUA.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2008. Child-Specific Exposure Factors Handbook (2008, Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-06/096F, 2008. Última atualização em Setembro de 2008 (https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?direntryid=199243).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2009. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/540/R/070/002). PART F. Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment. Última atualização em Janeiro de 2009 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2011. Exposure Factors Handbook, Volumes I, II e III. National Center for Environmental Assessment (EPA/600/R-09/052F). Última atualização em Setembro de 2011 (<https://www.epa.gov/expobox/about-exposure-factors-handbook>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2014a. Framework for Human Health Risk Assessment to Inform Decision Making. Washington, DC.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2014b. Operating Procedure - Soil Sampling, SESDPROC-300-R3. Athens, Georgia, EUA. 21 de agosto, 2014.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2015a. ProUCL Version 5.1.002, Technical Guide, Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations. PrepaLC by the Office of Research and Development. Publication No. EPA/600/R-07/041. Washington, DC.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2015b. Region 4 Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance Interim Draft. Region 4.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2016. “Weight of Evidence in Ecological Assessment”. Washington, DC.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2017a. “Validation Assessment of In Vitro Arsenic Bioaccessibility Assay for Predicting Relative Bioavailability of Arsenic in Soils and Soil-like Materials at Superfund Sites”. OLEM 9355.4-29. Washington, DC. Disponível em: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/196751.pdf>

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2017b. National Functional Guidelines for Inorganic Superfund Methods Data Review. EPA-540-R-2017-001. January. <https://www.epa.gov/clp/national-functional-guidelines-inorganic-superfund-methods-data-review-ism024>

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2018. “Region 4 Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance”. Washington, DC. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-03/documents/era_regional_supplemental_guidance_report-march-2018_update.pdf.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2019. “Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables”. Washington, DC. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (USEPA) Practical methods for data quality assessment. Guidance for data quality assessment, p. 1-219, 2000

VAN HOEST PJ. (2006). Rice straw, the role of silica and treatments to improve quality. Animal Feed Science and Technology 130: 137–171

VAN TREECK, R., VAN WICHELEN, J., & WOLTER, C. Fish species sensitivity classification for environmental impact assessment, conservation and restoration planning. Science of The Total Environment, 708, 135173. 2020.

VARI, R. P. 1989b. Systematics of the Neotropical characiform genus *Psectrogaster* Eigenmann and Eigenmann (Pisces, Characiformes). Smithsonian Contributions to Zoology, 481: 1-43.

VIDYA, P.V.; CHITRA, K.C. (2018). Irreversible Nanotoxicity of Silicon Dioxide Nanoparticles in the Freshwater Fish, *Oreochromis mossambicus* (Peters 1852). Asian Fish. Sci., 31, 146–160.

VIEIRA, F.; GOMES, J. P. C.; MAIA, B. P. & MARTINS, L. G. Peixes do Quadrilátero Ferrífero: guia de identificação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 208 p. 2015.

VIZUETE, J.; PÉREZ-LÓPEZ, M.; MÍGUEZ-SANTIYÁN, M. P.; HERNÁNDEZ-MORENO, D. 2018. Mercury (Hg), Lead (Pb), Cadmium (Cd), Selenium (Se), and Arsenic (As) in Liver, Kidney, and Feathers of Gulls: A Review. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology.

WAGNER, A.; BOMAN, J. 2003. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish. Spectrochimica Acta - Part B Atomic Spectroscopy, v. 58, n. 12, p. 2215–2226.

WANG, C.; LIANG, C.; YEH, H. 2016. Chemosphere Aquatic acute toxicity assessments of molybdenum (p VI) to *Daphnia magna*. Chemosphere, v. 147, p. 82–87.

WATANABE, T.; KIRON, V.; SATOH, S. 1997. Trace minerals in fish nutrition. Aquaculture, v. 151, n. 1–4, p. 185–207.

WEST TEXAS UNIVERSITY; Protective Concentration Levels Calculator; 2021.; disponível em: https://pcl.wtamu.edu/pcl/PCL_Calculator.jsp, acessado em 07 de janeiro de 2022

- wheatgrass. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Western Region,
- WIKIAVES (2020). WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/>>. Acesso em: junho 2020.
- WILSON, D. E.; REEDER, D. M. 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. 3rd Ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press. 2142 p.
- WONG-VALLE, J. 1989e. "Estimation of Relative bioavailability of Manganese Sources for Sheep". J. Anirn. Sci. 1989. 67:2409-2414.
- WOODBURN, K. et al. 2011. Accumulation and toxicity of aluminium-contaminated food in the freshwater crayfish, *Pacifastacus leniusculus*. Aquatic Toxicology, v. 105, n. 3–4, p. 535–542.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 2015. Effective Communications: Participant Handbook. WHO Document Production Services. Geneva, Switzerland.
- XING, X. J. et al. 2009. Exposure to lead and mercury in young larvae induces more severe deficits in neuronal survival and synaptic function than in adult nematodes. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 56, n. 4, p. 732–741.
- XU, Z. et al. 2021. Toxicity of soil antimony to earthworm *Eisenia fetida* (Savigny) before and after the aging process. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 207, n. July 2020, p. 111278.
- XUE, W.; ZHANG, Y.; WEI, W. (2021). Single and binary-combined toxic effects of acetochlor and Cu²⁺ on goldfish (*Carassius auratus*) larvae. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 250: 109165.
- YAMAMOTO, F. Y. 2011. Microminerais (Cu, Fe, Mn, Se e Zn) na nutrição de peixes, uma revisão bibliográfica. Universidade Federal de Santa Catarina – Centro de Ciências agrárias – Departamento de aquicultura - Engenharia de Aquicultura.
- YAMAZAKI, M.; TANIZAKI, Y.; SHIMOKAWA, T. 1996. Silver and other trace elements in a freshwater fish, *Carasius auratus langsdorfii*, from the Asakawa River in Tokyo, Japan. Environmental Pollution, v. 94, n. 1, p. 83–90.
- YE, H.; YE, B.; WANG, D. 2008. Trace administration of vitamin E can retrieve and prevent UV-irradiation- and metal exposure-induced memory deficits in nematode *Caenorhabditis elegans*. Neurobiology of Learning and Memory, v. 90, n. 1, p. 10–18.
- YOSHIDA S, OHNISHI Y, KITAGISHI K. (1962). Histochemistry of silicon in rice plant III. The presence of cuticle-silica double layer in the epidermal tissue. Soil Science and Plant Nutrition 8: 1–5.
- YUE, S.; HUANG, G.; WANG, R.; QIAO, Y. 2021. Selenium toxicity, bioaccumulation, and distribution in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to different substrates. Ecotoxicology and Enviromental Safety, 217: 112250.

ZABEO, A. et al. 2011. Regional risk assessment for contaminated sites Part 1: Vulnerability assessment by multicriteria decision analysis. *Environment international*, v. 37, n. 8, p. 1295-1306.

ZHANG, Z., ZHANG, C., SHAO, B., PANG, D., HAN, G., & LIN, L. Effects of abnormal expression of fusion and fission genes on the morphology and function of lung macrophage mitochondria in SiO₂-induced silicosis fibrosis in rats in vivo. *Toxicology Letters*. 2019. doi:10.1016/j.toxlet.2019.04.029

ZHU, Y.; YANG, J.; WANG, L.; LIN, Z.; DAI, J.; WANG, R.; YU, Y.; LIU, H.; RENSING, C.; FENG, R. 2020. Factors influencing the uptake and speciation transformation of antimony in the soil-plant system, and the redistribution and toxicity of antimony in plants. *Science of the total environment*. 140232.

----- FINAL DO TEXTO -----

APÊNDICE 1

Metodologia para Análise de Suficiência e Representatividade

1 Avaliação de Suficiência e Representatividade

A Avaliação de Suficiência e Representatividade será executada ao final das etapas de Compilação e Análise de Dados e de execução do Plano de Investigação para Meio Ambiente.

Inicialmente, todos os dados secundários obtidos na etapa de Compilação e Análise de Dados serão utilizados na etapa de Avaliação de Suficiência e Representatividade, sendo que os dados considerados válidos serão utilizados para o dimensionamento do Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente. Após a execução do plano de investigação, a Avaliação de Suficiência e Representatividade será novamente realizada para confirmação da representatividade estatística e geoestatística dos dados primários obtidos em campo e laboratório. Este procedimento visa assegurar que o conjunto de dados (secundários e primários) somados será a base suficiente e representativa para o desenvolvimento das etapas subsequentes da Avaliação de Risco.

A *Avaliação de Suficiência e Representatividade* indicará a distribuição espacial das substâncias detectadas acima dos Padrões Legais Aplicáveis (PLA), determinando sua frequência, comprovando a integridade e representatividade da amostragem dos compartimentos do meio físico e ambientais de interesse, bem como definindo sua suficiência para quantificação do risco.

Serão buscados dados de amostras coletadas nas duas regiões de exposição definidas para a Área de Estudo: Região Contaminada ou Impactada (RCI) e Região de Background Natural ou de Concentrações de Referência (RBR). Entende-se que a amostragem em área impactada (RCI) permitirá identificar qualquer substância que esteja acima do padrão legal aplicável (PLA) e que possa ter relação com rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, incluindo o grupo de substâncias que podem ter sido remobilizadas pelo evento.

Para aplicação adequada da *Avaliação da Suficiência e Representatividade de Dados*, será importante considerar as localidades de referência (RBR), que representam áreas na Área de Estudo ou fora dela, que não foram impactadas pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA. Nestas localidades, durante as expedições de campo a serem realizadas para execução do Plano, serão obtidas amostras de cada compartimento de interesse nas localidades de referência, que tenham as mesmas características básicas dos compartimentos de interesse da região contaminada da Área de Estudo.

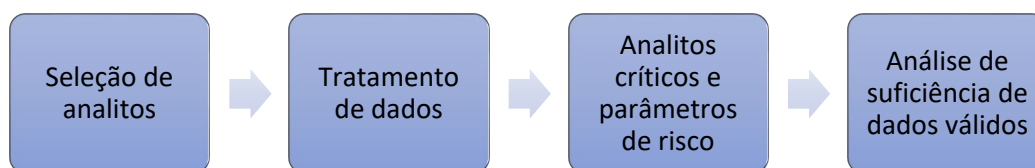
A metodologia de suficiência e representatividade de dados aqui apresentada foi desenvolvida considerando as especificidades dos estudos de risco e desenvolvida também a partir da ausência de literatura específica para avaliação de suficiência e representatividade de dados no escopo de avaliações de risco. Ainda assim, a metodologia desenvolvida se baseia em referências internacionais para tratamento e análise de dados ambientais, mostrando-se coerente com as principais diretrizes técnicas internacionais e viável no contexto do projeto.

A partir do processo de validação dos dados disponíveis, a metodologia de suficiência será então conduzida considerando a distinção entre matrizes, a partir das considerações sobre continuidade espacial. Um primeiro grupo de matrizes é avaliado considerando continuidade espacial, como solo superficial e água subterrânea, e as matrizes que não apresentam continuidade espacial representam outro conjunto de dados, como água e sedimentos superficiais, poeira domiciliar e matrizes ambientais (alimentos).

A condução da análise de suficiência de dados com vistas à Avaliação de Risco para os compartimentos é dada após o processo de seleção de analitos, tratamento de valores abaixo dos limites de detecção, definição do(s) analito(s) crítico(s) (ou indicador) e do parâmetro de risco.

O fluxograma indicado na **Figura 2** apresenta de maneira esquemática esse procedimento. As etapas indicadas no fluxograma são detalhadas nos tópicos seguintes.

Figura 2 – Procedimentos para condução da análise de suficiência de dados válidos



1.1 Seleção de analitos

A seleção dos analitos considerados para a análise de suficiência é baseada no parâmetro estatístico a ser estimado. No caso da Avaliação de Risco para as diferentes segmentações propostas, o parâmetro populacional de interesse para cada Área de Estudo é a média populacional (μ). As recomendações disponíveis em USEPA (2000) para avaliação da média populacional dizem respeito a classificações de analitos em função da porcentagem de “não-detecção” (valores abaixo do limite de detecção, LD). A presente

metodologia é baseada nas recomendações indicadas nesse relatório USEPA (2000), tomando as indicações para valores “não-detectados” como sendo análogas para os valores “não-quantificados” em caso de ausência dos limites de detecção dos resultados laboratoriais disponibilizados para as matrizes e analitos. Uma vez que os limites de quantificação são descritos nos laudos laboratoriais (e nas bases de dados fornecidas), o procedimento indicado no documento USEPA (2000) é adaptado para esses limites na ausência das informações de detecção.

A recomendação dada pela USEPA (2000) é de que a porcentagem de “não-deteção” esteja abaixo de 30%, de forma a tornar adequado o uso da média como parâmetro nos cálculos inferenciais, independente da magnitude do coeficiente de variação esperado. Dessa forma, a seleção de analitos se dá a partir da classificação dos analitos que apresentarem menos de 30% de “não-deteção” (valores abaixo do limite de detecção, LD). Os demais analitos serão desconsiderados para avaliação de suficiência. Contudo, estes analitos podem ser utilizados para o cálculo de riscos teóricos.

1.2 Tratamento de dados

A partir da seleção de analitos, serão conduzidos o tratamento e o processamento de dados. USEPA (2000) indica diferentes tratamentos para valores abaixo dos limites de detecção, discriminando as possibilidades em função da porcentagem de valores não-detectados. O documento discrimina as porcentagens em “0 -15%”, “15-50%” e “>50%” de valores encontrados abaixo dos limites indicados. O método da substituição é indicado para o caso de porcentagens entre 0 e 15%, em que a substituição pode ser feita a partir do LD/2, LD ou então, de um valor muito pequeno (definição adaptada da tabela de recomendação 4-4 presente no documento USEPA (2000)). Para porcentagens entre 15% e 50%, os métodos indicados no documento são: Média aparada, Ajuste de Cohen e “Winsorização” de dados. O documento recomenda os diferentes tipos de métodos sem distinção ou preferência, explicando o funcionamento básico de cada um com exemplos. Também é possível encontrar outros métodos de transformação de dados não-detectados em documentos indicados pela USEPA, como no documento *Baseline Assessment of Left-Censored Environmental Data Using R* desenvolvido por Bolks *et al.* e publicado em nota técnica da agência em 2014, em que são sugeridos os métodos de regressão robusta ROS e o método MLE. Nestes últimos, a perda de variabilidade dos resultados para análises futuras é menor em relação aos primeiros citados.

A partir das recomendações indicadas acima e visando a minimização da perda de variabilidade dos resultados em análises futuras, foram escolhidos os métodos de substituição e regressão robusta ROS. Os métodos foram escolhidos também devido à facilidade de implementação deles em um cenário com grandes quantidades de dados (especialmente considerando o aproveitamento de dados secundários com análises que podem chegar a tratar individualmente cada analito, fase, pontos de coleta e tempo). Nesse caso, o primeiro método não afetará significativamente a distribuição dos dados tratados (uma vez que a “não-deteção” é baixa) e o segundo considerará a distribuição dos dados mensurados para geração dos resultados não mensurados. Em ambos os casos, a distribuição dos dados tratados poderá ser avaliada tanto na presente etapa quanto posteriormente.

Dessa forma, dentre os analitos filtrados na etapa de seleção, aqueles que apresentarem porcentagem de “não-deteção” menor que 15% terão seus valores abaixo de LD substituídos pelo próprio limite indicado (método da substituição).

Para os analitos com porcentagem entre 15% e 30%, o método de regressão robusta ROS será adotado para tratamento dos valores abaixo de LD. Nesse método a distribuição dos dados mensurados é considerada em um modelo de regressão robusta para a geração dos resultados que se apresentaram abaixo do limite de detecção. Uma vez gerados os resultados abaixo da detecção, medidas descritivas podem ser obtidas do conjunto de dados total, como desvio padrão, média e outras métricas.

1.3 Analitos críticos e parâmetro de risco (Cs)

Considerando o contexto de análise de dados para avaliação de risco e a quantidade de metais e fases analisadas, faz-se necessária a definição de analitos, em cada matriz, que garantam a suficiência e representatividade dos demais analitos. A esses analitos atribuiu-se o nome de analitos críticos (podendo ser chamados também de analitos indicadores). Pode-se entender os analitos críticos como aqueles que oferecem o cenário menos favorável à suficiência de dados para avaliação de risco. Dessa forma, uma vez garantida a suficiência e representatividade destes, os demais analitos estarão também contemplados.

Ainda no contexto de analitos críticos, faz-se necessária uma métrica de risco para avaliação dos resultados. Essa métrica de risco, que irá auxiliar na condução das análises inferenciais e nas discussões de suficiência, é nomeada parâmetro de risco e indicada com

a sigla “Cs”. Esse parâmetro de risco pode ser o valor de investigação (VI) do analito, ou outra métrica associada a riscos teóricos como a concentração máxima aceitável (CMA). As discussões e análises inferenciais da avaliação de suficiência são sugeridas inicialmente utilizando o VI como referência de risco, uma vez que este é um parâmetro associado a um cenário de exposição genérico e, portanto, mais restritivo. Porém, há a possibilidade do analito sob análise ocorrer naturalmente em concentrações superiores ao VI, não sendo caracterizado como contaminação, mas sim como valor de *background* elevado. Nesses casos, quando o valor de *background* da região sob análise puder ser obtido ou ter sua ordem de grandeza estimada, e apresentar concentração superior ao VI, o parâmetro Cs será definido como a CMA do analito. A CMA refere-se à concentração limite para ocorrência de riscos teóricos à saúde humana no cenário avaliado, determinada a partir de parâmetros específicos para a área de interesse de análise. Por conta de sua especificidade maior, seus resultados costumam ser menos restritivos.

Cabe ressaltar que, em cenários em que não for possível definir um cenário de avaliação específico para determinar a CMA, o valor de *background* disponível será comparado com o VI e o parâmetro Cs adotado será o maior entre os dois. Como indicado no documento *ProUCL Version 5.1 Technical Guide - Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetected Observations* elaborado pela USEPA em 2015 e pelo *Interstate Technology & Regulatory Council – ITRC*, a métrica mais adequada para definir um valor referência para *background* considerando a comparação entre um valor médio dos dados e um limite que também representa um valor médio é o UCL. Dessa forma, para as análises presentes na definição de Cs, o valor de referência para concentração de *background* é o UCL95.

Quando não há valores de *background* disponíveis e, portanto, não é possível separar os dados provenientes de “amostras naturais” e “amostras contaminadas”, utiliza-se a mediana amostral do conjunto de dados do analito crítico comparada com o VI desse analito para definir Cs. Uma regra de classificação para definição de Cs foi desenvolvida considerando a premissa de que quando as concentrações naturais não excedem o VI, a mediana do conjunto de dados é inferior ao VI.

Ao final têm-se as seguintes classificações, quando não há informações sobre *background*:

- a) Se a mediana amostral é inferior a VI: utiliza-se o VI como Cs;
- b) Se a mediana amostral é superior a VI: utiliza-se a CMA como Cs, pois há possibilidade de indicação de valores de *background* naturalmente elevados.

No entanto, em ambos os casos a distribuição dos dados amostrais também será levada em consideração, validando a definição de Cs ou então sugerindo outra abordagem.

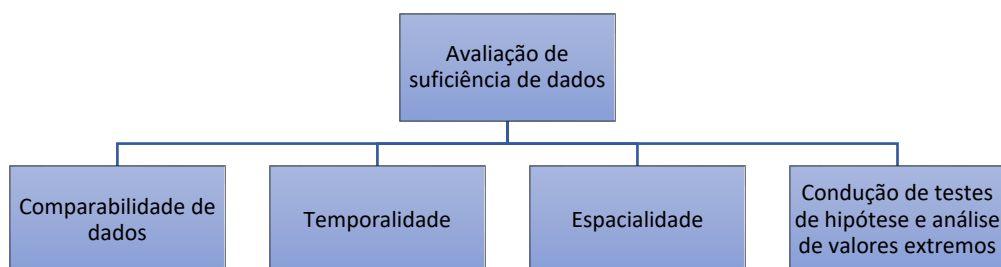
A definição do analito crítico de uma matriz depende de sua continuidade espacial, do desvio padrão dos dados (matrizes descontínuas) e do parâmetro de risco Cs dos analitos, conforme o seguinte:

- Para as matrizes sem continuidade espacial, serão avaliadas as porcentagens excedidas em relação ao Cs, bem como a razão entre Cs e desvio padrão amostral (S). O analito crítico é definido como o de menor razão limite (Cs/S) e maior porcentagem de excedência de Cs. Em caso de divergência entre os critérios, mais de um analito será considerado crítico.
- Para as matrizes com continuidade espacial, serão avaliadas as porcentagens excedidas em relação ao Cs. O analito crítico é definido como o de maior porcentagem excedida.

1.4 Análise de suficiência de dados válidos

A análise de suficiência de dados válidos consiste na análise de resultados dos analitos críticos identificados, contemplando as seguintes avaliações: comparabilidade de dados (quando da disponibilidade de fontes de dados provenientes de campanhas distintas), análise de temporalidade (quando houver medições temporais), análise de espacialidade das concentrações, avaliação de níveis basais, condução de testes de hipótese e análise de valores extremos (**Figura 3**).

Figura 3 – Tópicos envolvidos na avaliação de suficiência de dados



Como indicado na **Figura 3**, os tópicos envolvidos na avaliação da suficiência de dados para aplicações em Avaliações de Risco apontam para um maior controle e entendimento dos fenômenos envolvidos no processo. Tal controle fornece um cenário

robusto à tomada de decisão quanto à necessidade de amostragem complementar ou confirmação de suficiência e representatividade de dados.

Dessa forma, a presente metodologia é baseada no entendimento de que a suficiência de dados é função das condições observadas e das especificidades de cada matriz com relação aos tópicos levantados. De forma resumida, as seguintes considerações serão feitas:

- A comparabilidade de dados será avaliada quando da presença de mais de uma fonte de dados disponível, não sendo obrigatória para definir um conjunto de dados como suficiente e representativo.
- A temporalidade de dados será avaliada quando houver dados com medições temporais, não sendo obrigatória para definir um conjunto de dados como suficiente e representativo. Essa análise é de interesse prático, uma vez que possibilita o entendimento temporal da matriz considerando efeitos de sazonalidade, tendência e também fornece resultados transformados (equivalentes estáticos) ao conjunto de dados, aumentando o quantitativo amostral.
- A espacialidade das concentrações será avaliada em todas as matrizes, com modelagem geoestatística para matrizes com continuidade espacial e mapas discretos de disposição espacial das concentrações para matrizes sem continuidade espacial. Uma avaliação específica para matrizes provenientes de população finita (poeira domiciliar ou matrizes ambientais) será conduzida. Essa etapa é obrigatória para definir a suficiência e representatividade de um conjunto de dados.
- Uma avaliação de níveis basais será conduzida a partir da busca por valores de *background* em literatura e/ou a partir da avaliação de resultados em regiões “não-expostas” ou “pré-evento”. Essa etapa, apesar de não ser obrigatória para definir a suficiência e representatividade dos dados, consiste em uma avaliação de grande interesse prático e sempre será realizada quando houver informações ou dados disponíveis.
- Inferências sobre a média populacional serão feitas a partir da realização de testes de hipótese para médias em matrizes sem continuidade espacial. Tais testes terão, em um primeiro momento, a comparação da média com o parâmetro de risco (C_s), podendo ser aplicados também para

comparações entre regiões de exposição e entre áreas de estudo. Para as matrizes sem continuidade espacial, essa etapa é obrigatória para definir a suficiência e representatividade do conjunto de dados.

- Avaliações de valores extremos serão conduzidas considerando critério de *outlier* baseado em análise descritiva de dados (critério de Tuckey), o parâmetro de risco (Cs) e a distribuição das concentrações. A possibilidade de utilização de testes para *outliers* também será avaliada. Para as matrizes sem continuidade espacial, essa etapa é obrigatória para definir a suficiência e representatividade do conjunto de dados.
- As análises inferenciais adotadas (baseadas nos testes de hipótese, análise de valores extremos e na aplicação de modelagem geoestatística) pressupõem um quantitativo mínimo de pontos coletados, sendo necessária, portanto, a obtenção desse quantitativo mínimo para o uso adequado das ferramentas inferenciais.

A indicação do quantitativo mínimo para condução da análise de suficiência e o detalhamento metodológico dos tópicos levantados são expostos nos itens a seguir.

1.4.1 Quantitativo mínimo para condução da análise de suficiência

Para condução adequada das análises previstas na Figura 3, um quantitativo mínimo de pontos se faz necessário.

Em USEPA (2000), recomenda-se a utilização de ao menos 20 observações em cálculos estatísticos para evitar a ocorrência de enviesamentos de resultados e diminuição da eficiência e desempenho dos objetivos estatísticos especificados. Tal recomendação decorre da dificuldade em assegurar a consistência das distribuições de probabilidade assumidas nos modelos estatísticos a partir de número de elementos amostrais reduzidos.

O documento *ProUCL Version 5.1 Technical Guide - Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetected Observations* elaborado pela USEPA em 2015, também utilizado como referência para a presente metodologia, recomenda o requisito mínimo de 10 observações para utilização do ferramental estatístico presente no software ProUCL. O documento enfatiza que essa recomendação não deve ser interpretada de maneira generalizada e recomenda esforço máximo para coleta de número de amostras baseado nos objetivos de performance adotados no plano de amostragem.

A presente metodologia, considerando ambas as referências citadas, não é aplicável a quaisquer conjuntos de dados com menos de 10 observações (considerando resultados não-quantificados), tornando este o número mínimo de pontos para avaliação de suficiência em matrizes sem continuidade espacial (que são tratadas com uma abordagem estatística). Contudo, se o número de resultados da matriz analisada estiver entre 10 e 20, a análise dos resultados de suficiência será feita com ressalvas, a partir do número limitado de amostras. Tal definição decorre do fato de que o quantitativo amostral entre 10 e 20 observações garante o mínimo de uma referência (*ProUCL Version 5.1 Technical Guide*), porém não de outra (USEPA, 2000). Por fim, matrizes sem continuidade espacial que apresentarem mais de 20 resultados (considerando resultados não-quantificados) serão consideradas para avaliação de suficiência sem ressalvas, pois atendem a ambas as referências. Em alguns casos em que matrizes sem continuidade espacial apresentarem população finita (como poeira domiciliar, vegetais, hortaliças, frutas, entre outros), o número mínimo pode ser reavaliado, considerando a proporção entre a quantidade de resultados amostrais e a quantidade total de resultados da região (censo da população, definido usualmente pela letra N).

Para matrizes com continuidade espacial (conduzidas a partir da utilização de modelagem geoestatística), a *Interestate Technology & Regulatory Council - ITRC* (2016), recomenda a necessidade de ao menos 30 observações para aplicação de métodos avançados (como a Krigagem Ordinária). Também considera a possibilidade entre 15 e 30 pontos a depender dos objetivos, escala e informações prévias do estudo para esse tipo de métodos. Já para métodos intermediários (como a Regressão Paramétrica), são sugeridos minimamente de 8 a 15 pontos de coleta. Para a presente metodologia, adota-se o quantitativo mínimo de 30 pontos (considerando resultados não-quantificados) para aplicação da metodologia de suficiência de matrizes com continuidade espacial. Dessa forma, garante-se o quantitativo mínimo para que possam ser aplicados métodos geoestatísticos avançados. A depender do cenário de uma Área de Estudo, o quantitativo mínimo pode ser adaptado, considerando as informações prévias da matriz avaliada na Área de Estudo e a escala de análise.

1.4.2 Comparabilidade de dados

Como indicado pela US..EPA no documento *Guidance for Data Usability in Risk Assessment - Part A* (1991), o agrupamento de dados será desejável do ponto de vista de avaliação de risco. Contudo, a USEPA recomenda a análise de determinados critérios

para avaliar a comparabilidade dos dados e seu possível agrupamento. Os critérios são: análises de planos de amostragem (design de amostragem, do inglês “*Sampling Design*”), métodos de filtração e conservação de amostras, metodologias de análise e limite de quantificação, lista de compostos analisados e comparabilidade dos dados. Este último critério é discriminado em comparabilidade estatística de dados (aplicável a matrizes sem continuidade espacial) e comparabilidade espacial de dados (aplicável a matrizes com continuidade espacial). A comparabilidade espacial dos dados será realizada no contexto da análise de correlação espacial (discutida a seguir no tópico 1.4.3). Os critérios de métodos de filtração e conservação das amostras, metodologias de análise e limite de quantificação bem como lista de compostos analisados são discutidos em tópico conjunto denominado “metodologia de amostragem”.

A USEPA (1991) também indica alguns fatores além da estatística que devem ser levados em consideração quando se objetiva a combinação de dados de campanhas diferentes. Propriedades físicas como padrões climáticos, chuvas e características geológicas em diferentes áreas de exposição são alguns exemplos. Efeitos temporais, como a sazonalidade ou o período de amostragem, entre outros, são analisados separadamente. Considerando esses fatores, a análise de comparabilidade de dados é conduzida após a avaliação de temporalidade para devida consideração de efeitos temporais dos dados provenientes de fontes diferentes.

Em caso de dados não-comparáveis e, portanto, não-agrupáveis, serão utilizados os dados secundários obtidos que privilegiem o maior quantitativo de elementos para condução das análises. Em caso de obtenção de dados primários, estes serão utilizados como referência para os demais grupos.

Os tópicos relacionados à análise de plano de amostragem, metodologia de amostragem e comparabilidade estatística de dados são discutidos e detalhados nos tópicos seguintes, enquanto a temporalidade de dados é avaliada no **Apêndice 3**¹.

1.4.2.1 Análise de plano de amostragem

A análise do plano de amostragem de cada campanha experimental é um critério a ser analisado quando se objetiva a comparabilidade e possível agrupamento de dados de fontes distintas. O documento *Guidance on Choosing a Sampling Design for*

¹ Este apêndice foi adaptado para atendimento à Nota Técnica nº 13/IGAM/GEMOQ/2021.

Environmental Data Collection publicado pela USEPA (2002a) afirma que a associação de planos amostrais direcionados com planos não enviesados pode prover um cenário robusto para tomada de decisões em análises de dados ambientais. Além disso, *Guidance for Data Usability in Risk Assessment - Part A* (1991) indica que a associação de amostragem sistemática com direcionada é a melhor estratégia para identificação de *hotspots*. No contexto de avaliação de risco (entre outras investigações mais detalhadas), a identificação de *hotspots* é essencial para o desenvolvimento de medidas de controle, remediação e/ou monitoramento.

Para as análises de comparabilidade de planos amostrais em matrizes sem continuidade espacial, o procedimento de análise será feito comparando o plano de amostragem proposto nas diferentes fontes de dados. Em caso de amostragens que também considerem espacialidade (como pontos gerados em malhas sistemáticas) e/ou direcionamentos pertinentes ao estudo, o quesito análise do plano de amostragem será dado como válido entre as fontes analisadas.

1.4.2.2 Metodologia de amostragem

A comparação dos métodos de coleta, manuseio e transporte de amostras das fontes de dados distintas será feita a fim de garantir, para todas as fontes, a padronização das amostras coletadas e o controle de qualidade do processo, ainda que o procedimento seguido não seja o mesmo para todas as fontes. Já os métodos de análise e limite de quantificação laboratorial serão comparados visando à máxima confiabilidade dos resultados apresentados para todos os parâmetros analisados nas fontes.

Para as análises de comparabilidade, o procedimento de análise será feito pela comparação entre os métodos amostrais propostos nas diferentes fontes de dados.

1.4.2.3 Comparabilidade estatística de dados

A comparabilidade estatística é discriminada em duas situações: quando se dispõe de dois conjuntos distintos de dados e quando se dispõe de três ou mais conjuntos distintos de dados. No âmbito da comparabilidade de dados secundários, os conjuntos são discriminados para cada fonte. Isto é, dada uma matriz e um analito, um conjunto de dados é definido para cada fonte.

A metodologia de comparabilidade adotada é baseada no uso de testes não-paramétricos, que não possuem o requisito de normalidade na distribuição dos dados e

são menos afetados pela presença de *outliers* (testes normalmente avaliados considerando medianas).

Para comparação estatística entre duas fontes distintas de dados, será conduzido o teste não-paramétrico U de Mann-Whitney (1947). O teste U de Mann-Whitney analisa se os dados de fontes distintas podem ser considerados provenientes de uma mesma população de dados (hipótese nula), ou de populações distintas (hipótese alternativa). Quando a hipótese inicial não é rejeitada ($p\text{-valor} > 0.05$), não se pode afirmar que os dados sejam provenientes de populações diferentes e, portanto, o agrupamento será dado como possível e os dados serão agrupados. Quando a hipótese inicial for rejeitada ($p\text{-valor} < 0.05$), o agrupamento não será possível e será conduzida uma análise para definição de qual fonte de dados será utilizada nas análises. Há de se enfatizar que não rejeitar a hipótese inicial do teste não significa aceitá-la.

O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (1952) será conduzido para o caso de comparação estatística com três ou mais fontes de dados distintas. O teste de Kruskal-Wallis é uma extensão do teste U de Mann-Whitney. Esse teste analisa se o conjunto de três ou mais grupos independentes foram ou não extraídos de uma mesma população sob a hipótese nula de que todas as populações possuem funções de distribuição iguais e hipótese alternativa de que ao menos duas populações possuem funções de distribuição diferentes. A significância adotada nesse teste será de 5%. Assim, quando a hipótese inicial é rejeitada ($p\text{-valor} < 0.05$) haverá indicação de diferença significativa estatisticamente entre as funções de distribuição de ao menos dois grupos de dados. Nesse caso, sabe-se que ao menos um dos grupos é distinto dos demais, porém não se tem a informação de qual(is) grupo(s) seria(m).

O procedimento de comparações múltiplas será então realizado por meio do teste de Nemenyi (1963). O teste de Nemenyi é um teste *post-hoc*, ou seja, é um teste usado após a aplicação de testes não-paramétricos com três ou mais fatores, como o de Kruskal-Wallis. O teste consiste em fazer comparações em pares com o intuito de verificar qual(is) dos fatores diferem entre si. Cada grupo é comparado em pares e o p-valor resultante em cada comparação é utilizado para concluir o teste. Se o p-valor de uma comparação é menor que 0.05 há diferença estatisticamente significativa entre os grupos comparados. Em caso de p-valores maiores que 0.05, não há evidências de diferenças significativas, tornando possível o agrupamento de dados. No contexto das análises da presente metodologia, os agrupamentos possíveis, quando utilizados, são dados em função da(s)

fonte(s) com maior quantitativo de elementos. Ou seja, ao avaliar as comparações múltiplas, o cenário com maior quantidade de elementos semelhantes será adotado.

Quando a hipótese inicial do teste de Kruskal-Wallis não for rejeitada ($p\text{-valor} > 0.05$) não se poderá afirmar que os dados são provenientes de populações diferentes e, portanto, o agrupamento entre todas as fontes será dado como possível e executado para os cálculos. Há de se enfatizar que não rejeitar a hipótese inicial do teste não significa aceitá-la.

Em todos os casos de comparabilidade, além dos testes utilizados, medidas descritivas e representações gráficas serão apresentadas e analisadas para se compreender melhor os resultados obtidos.

1.4.3 Espacialidade

A espacialidade das concentrações observadas é discriminada em matrizes que apresentam e que não apresentam continuidade espacial. Para as primeiras, a elaboração de mapas com pontos discretos associados aos resultados da análise de valores extremos permitirá a avaliação da espacialidade da matriz. Já para matrizes com continuidade espacial é previsto o uso de modelagem geoestatística, conforme exposto a seguir.

1.4.3.1 Matrizes com continuidade espacial

As matrizes que apresentam continuidade espacial são água subterrânea e solo superficial. Para água subterrânea o método geoestatístico empregado para avaliação da espacialidade é o método de interpolação por regressão paramétrica. Já para solo superficial, o método da krigagem ordinária é utilizado. Em ambos, caso exista mais de uma fonte de dados, a comparabilidade é avaliada a partir do Índice de Moran. Os subtópicos a seguir indicam, respectivamente, o procedimento de comparabilidade de dados pelo índice de Moran, a abordagem geoestatística proposta para água subterrânea e para solo superficial.

1.4.3.1.1 Índice de Moran

As regiões sob análise podem apresentar diversos conjuntos de dados oriundos de fontes distintas. Nesse caso, o teste de análise de correlação espacial do índice de Moran será realizado com o objetivo de:

- Verificar se há correlação espacial positiva para a configuração da malha envolvendo o agrupamento de diferentes conjuntos;

- Quantificar e classificar a correlação espacial dos agrupamentos de conjuntos de amostras.

Para isso, a análise será realizada para os conjuntos de amostras totais de cada região avaliada.

Segundo indicado no livro *Análise Espacial de Dados Geográficos*, desenvolvido pela Divisão de Processamento de Imagens (DPI) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), a correlação espacial de um conjunto de dados pode ser medida através do índice de Moran (CÂMARA *et al.*, 2004).

O índice de Moran (I) mede a autocorrelação espacial de um conjunto de dados a partir do produto dos desvios em relação à média. Este índice é uma medida global da autocorrelação espacial, pois indica o grau de associação espacial presente no conjunto de dados. O índice de Moran (I) presta-se a um teste cuja hipótese nula é de independência espacial, neste caso, seu valor seria zero. No caso de índices diferentes de zero, a independência espacial dos dados é descartada pelo teste. Neste caso abordagens puramente estatísticas não devem ser realizadas, uma vez que exigem independência de dados. Para índices diferentes de zero, o teste de Moran indica que há autocorrelação espacial, ou seja, os dados não são independentes espacialmente.

Valores positivos (entre 0 e 1) indicam correlação direta e negativos (entre 0 e -1), correlação inversa, enquanto a proximidade de 1 (em módulo) indica a intensidade dessa correlação. Neste caso, índices distantes de 1 (próximos de 0) são classificados como correlação fraca e índices próximos de 1 são classificados como correlação forte.

A validade estatística do índice de Moran (I) é avaliada a partir do teste de pseudo-significância para o índice. Nesse teste são geradas diferentes permutações dos valores de atributos associados às diferentes regiões do espaço; cada permutação produz um novo arranjo espacial, em que os valores estão redistribuídos entre as regiões. Como apenas um dos arranjos corresponde à situação observada, pode-se concluir uma distribuição empírica de I. Se o valor do índice I medido originalmente corresponder a um “extremo” da distribuição simulada, então se trata de valor com significância estatística.

A significância máxima adotada para as análises de correlação espacial da presente metodologia será de 5%. Neste caso, se a pseudo-significância calculada nos testes for igual ou inferior a 0.05, o teste será validado estatisticamente, ou seja, a interpretação do índice será válida. No caso de valores acima de 5%, o teste passa a ser inconclusivo e a autocorrelação será medida através de outra metodologia.

Em se tratando de comparabilidade de dados de fontes distintas, quando houver um índice de Moran com validade estatística, as fontes de dados serão consideradas comparáveis e os dados serão agrupados. Tal afirmação decorre do fato de que, ao considerar as diferentes fontes, seus resultados e a disposição espacial de cada ponto de coleta, um índice de Moran com significância estatística indicará que o conjunto apresenta um grau de correlação espacial suficiente para considerar os dados de maneira agregada.

Em casos de índices de Moran sem validade estatística, uma análise das fontes será conduzida, tanto individualmente quanto considerando diferentes grupos de dados, a fim de entender as diferenças entre os conjuntos e definir os resultados a serem utilizados.

1.4.3.1.2 Modelagem geoestatística de água subterrânea

Para água subterrânea o método de interpolação por regressão paramétrica foi adotado para condução da análise geoestatística. Este método foi escolhido por sua capacidade em considerar variáveis quantitativas e de geolocalização, como a concentração química do analito avaliado e suas coordenadas geográficas, bem como variáveis categóricas que representam informações relevantes para a análise. O posicionamento de cada ponto em relação à margem de um curso d'água (margem esquerda ou direita) e sua incidência (ou não) em regiões impactadas (dentro ou fora da RCI) são variáveis categóricas que podem ser incorporadas à modelagem geoestatística a partir do método de regressão paramétrica.

Como indicado pelo *Interstate Technology & Regulatory Council – ITRC* (2016), este método apresenta complexidade intermediária entre os “métodos simples” (como a interpolação determinística pelo inverso ponderado da distância, *IDW*) e os “métodos avançados” (como a Krigagem). De acordo com esta referência, a regressão paramétrica é classificada no conjunto de métodos “mais complexos”, com capacidade de estimar a qualidade do modelo gerado e obter uma estimativa da incerteza da predição (nem sempre tão acurada quanto a de métodos avançados, como a Krigagem Ordinária). Outra característica desse método é que sua predição pode ser aprimorada a partir de análises exploratórias para entender a melhor forma de entrada de cada variável no modelo de regressão. Algumas modificações nos termos da regressão linear tradicional podem ser adotadas, em particular, com uso de modelos lineares generalizados, que permitem a modelagem de distribuições não-normais, acomodando à estrutura do modelo um certo grau de não-linearidade (ITRC, 2016).

A metodologia da regressão paramétrica será executada a partir do uso da extensão *Geostatistical Analyst* do software *ArcGIS* ou por algoritmo próprio (programado nas linguagens R e Python), e segue as seguintes etapas: definição das variáveis de entrada, análise exploratória de dados, diagnóstico da regressão proposta e obtenção dos mapas de predição das concentrações. Os passos a seguir sintetizam a condução de cada etapa.

- (1) Definição das variáveis de entrada: nessa etapa são definidas as variáveis quantitativas de concentração e geolocalização (coordenadas espaciais) bem com as variáveis categóricas de posicionamento em relação à margem e inserção em relação à Região Contaminada ou Impactada (RCI);
- (2) Análise exploratória de dados: a análise consiste da obtenção de medidas-resumo de dados (como medidas de tendência central e dispersão) e representações gráficas das variáveis de entrada definidas na etapa (1); Como conclusão dessa etapa tem-se a forma de entrada das variáveis ao modelo de regressão, como, por exemplo, a escolha pela escala logarítmica ou escala bruta às concentrações químicas do analito sob avaliação;
- (3) Diagnóstico da regressão proposta: o diagnóstico da regressão consiste da aplicação de testes de hipótese sobre as significâncias estatísticas de cada variável de entrada do modelo, da avaliação de métricas de qualidade do ajuste associado à superfície de interpolação proposta e da análise de resíduos. Adicionalmente, os resíduos da regressão são bastante informativos, pois podem indicar a existência de sub-regiões que apresentam diferenças significativas na tendência geral, como anomalias locais.
- (4) Obtenção dos mapas de predição de concentrações: após o diagnóstico do modelo de regressão proposto, os mapas de predição de concentrações são então gerados e a análise espacial é conduzida.

1.4.3.1.3 Modelagem geoestatística de solo superficial

Para solo superficial, o método geoestatístico empregado para avaliação de suficiência e representatividade é a Krigagem Ordinária. A Krigagem é um método de interpolação espacial que permite estimar valores em locais não amostrados e fornece uma estimativa da incerteza nos valores interpolados. Para matrizes com continuidade espacial, o comportamento dos dados coletados envolve não somente a quantidade, mas também a localização dos pontos e variação espacial das amostras. Tendo em vista essas variáveis que devem ser consideradas, opta-se pelo uso do método da Krigagem Ordinária para análise de suficiência e representatividade dos dados. Esse método usa modelos

probabilísticos, nos quais ponderações consideram a forma e a orientação do conjunto de observações, já a incerteza associada aos valores estimados será calculada e minimizada para o ajuste de modelos. Segundo Isaaks e Srivastava (1989), a Krigagem Ordinária é considerada como o "melhor estimador imparcial linear".

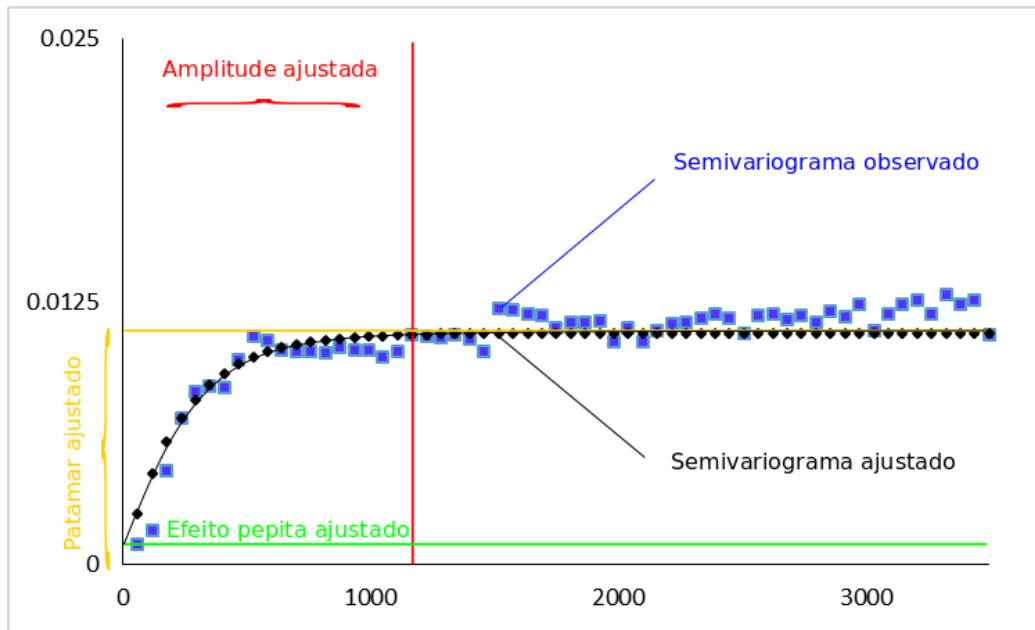
Nos subtópicos seguintes são listados os critérios a serem avaliados para a aplicação da Krigagem Ordinária e análise de suficiência de dados, considerando a escala dimensional das áreas de estudo, a heterogeneidade e complexidade relacionadas às características do meio físico em conjunto com a quantidade de dados e fontes de dados distintas, além da comparabilidade metodológica entre fontes (analisada em termos de: análise do plano de amostragem; temporalidade; procedimentos de coleta, conservação e análise laboratorial de amostras).

Um conceito aplicado no presente projeto foi o de Índice de Dependência Espacial (IDE), apresentado por Cambardella *et al.* (1994), que, a partir dos aspectos geométricos do semivariograma, analisa e classifica a dependência espacial dos dados. O índice é expresso pela porcentagem da razão entre o efeito pepita (“*nugget*”) sobre o patamar (“*sill*”). Assim, a porcentagem obtida é utilizada para distinguir diferentes classes de dependência espacial entre as amostras. Para valores entre 0 e 25%, a dependência é classificada como forte. Para valores entre 25 e 75%, a dependência é moderada; a dependência é fraca para valores superiores a 75%.

1.4.3.1.3.1 Ajuste de semivariograma

Ao modelar o semivariograma, a autocorrelação será avaliada e quantificada por meio da modelagem espacial. Na modelagem espacial, um semivariograma sintético, também chamado de empírico, é gerado com base em um modelo matemático (exponencial, esférico, gaussiano, etc.) e os parâmetros são ajustados com o objetivo de aderir ao semivariograma de semivariâncias observadas (**Figura 4**).

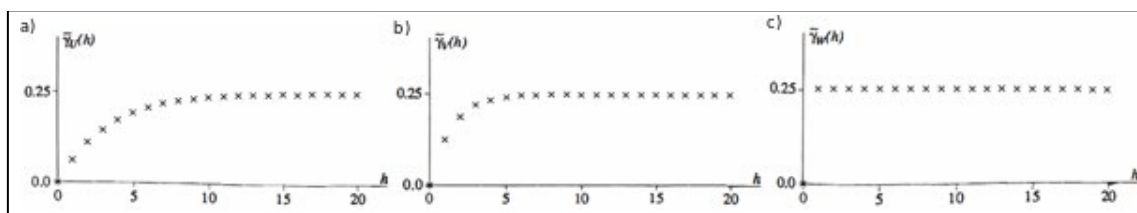
Figura 4 – Exemplo Esquemático de geração de semivariograma



O semivariograma empírico fornece informações sobre a autocorrelação espacial dos conjuntos de dados. No entanto, eles não fornecem informações para todas as direções e distâncias possíveis. Dessa forma, o ajuste do semivariograma tem como objetivo garantir que as previsões da krigagem tenham maior aderência aos dados observados. Entretanto, dados amostrados podem não apresentar um padrão claro de continuidade espacial e no caso de compartimentos ambientais analisados no âmbito das geociências (solo e água subterrânea), a falta de padrão de continuidade espacial será um indicativo de insuficiência no número de amostras ou de erros de amostragem (ISAACS & SRIVASTAVA, 1989).

Para semivariogramas empíricos ajustados, a progressão da curva é um indicador de continuidade da variável observada no espaço. Um semivariograma com comportamento parabólico e com crescimento “lento” (**Figura 5, a**) reflete boa continuidade espacial, já uma forma linear e com crescimento “rápido” (**Figura 5, b**) reflete moderada continuidade no espaço (ISAACS & SRIVASTAVA, 1989). No caso de inclinações aproximadamente perpendiculares desde a origem (**Figura 5, c**), o modelo reflete a ausência de continuidade espacial.

Figura 5 – Modelos de curvas nos semivariogramas



Fonte: Retirado de Isaaks & Srivastava (1989).

O parâmetro de *lag* é ajustado com base no critério sugerido pela ESRI (2020): o tamanho do *lag* será adotado como distância média entre pontos e seus vizinhos mais próximos e o número de *lags* é ajustado de acordo com a maior distância do conjunto de dados observados, preferencialmente não superando metade do valor máximo. Entretanto, durante a modelagem espacial esses parâmetros não precisam se adequar a esses critérios, uma vez que não se trata de regras explícitas, mas de sugestões para ajustes iniciais. Já os parâmetros de patamar e efeito pepita são ajustados com base direta na modelagem espacial, de forma a gerar maior adesão ao semivariograma empírico e aos dados observados.

1.4.3.1.3.2 Regressão linear

A partir do ajuste do semivariograma do conjunto de dados é gerado um modelo de interpolação numérico para as concentrações distribuídas em função das coordenadas espaciais. Um modelo de regressão linear simples (MRLS) entre as concentrações medidas e as concentrações estimadas pela interpolação será analisado.

Para avaliação da adequação do modelo ajustado serão utilizados o coeficiente de determinação (R^2) da interpolação e uma breve análise de erros residuais (diferença entre o valor observado nas amostras e o valor estimado pelo modelo).

O coeficiente de determinação (R^2) de um MRLS reflete a porcentagem da variabilidade total da variável predita (no caso, concentração interpolada em função do espaço) explicada pelo modelo proposto. Nesse sentido, quanto maior a aderência dos dados ao modelo, maior será o coeficiente de determinação (R^2).

Para os modelos de regressão linear analisados no escopo da presente metodologia, uma análise sobre seus erros residuais será conduzida a partir do gráfico de erro residual em função dos valores de concentração observados. Nesse gráfico o eixo horizontal centrado em $y=0$ será ressaltado, bem como a reta de tendência estimada para o erro residual em função da concentração observada. Quanto maior for a aderência do

modelo de interpolação ajustado, mais horizontal será a tendência encontrada entre os erros residuais em função das concentrações. Em outras palavras, quanto mais ajustado o modelo for aos dados analisados, menor será a dependência do resíduo em função da concentração dos pontos.

A regressão linear proposta está inserida no contexto de validação cruzada do modelo geoestatístico, isto é, como uma das medidas para avaliar a qualidade do ajuste de modelo realizado. Nesse cenário, especialmente considerando conjuntos com dados secundários provenientes de campanhas experimentais não propostas com objetivo específico de avaliação de risco, as suposições de homocedasticidade e autocorrelação dos resíduos podem não ser satisfeitas. Ainda assim, o resultado da krigagem ainda poderá ser utilizado para avaliação espacial, a depender dos resultados dos outros indicadores de qualidade de ajuste de modelo. Por esse motivo (isto é, por não ser a única métrica utilizada para avaliação da qualidade do ajuste do modelo), a descrição da presente etapa de regressão linear se apresenta mais simplificada em comparação a uma proposição de modelagem linear convencional, contendo duas comparações: a dos valores obtidos no modelo e nas amostras e uma avaliação dos erros residuais em função das concentrações.

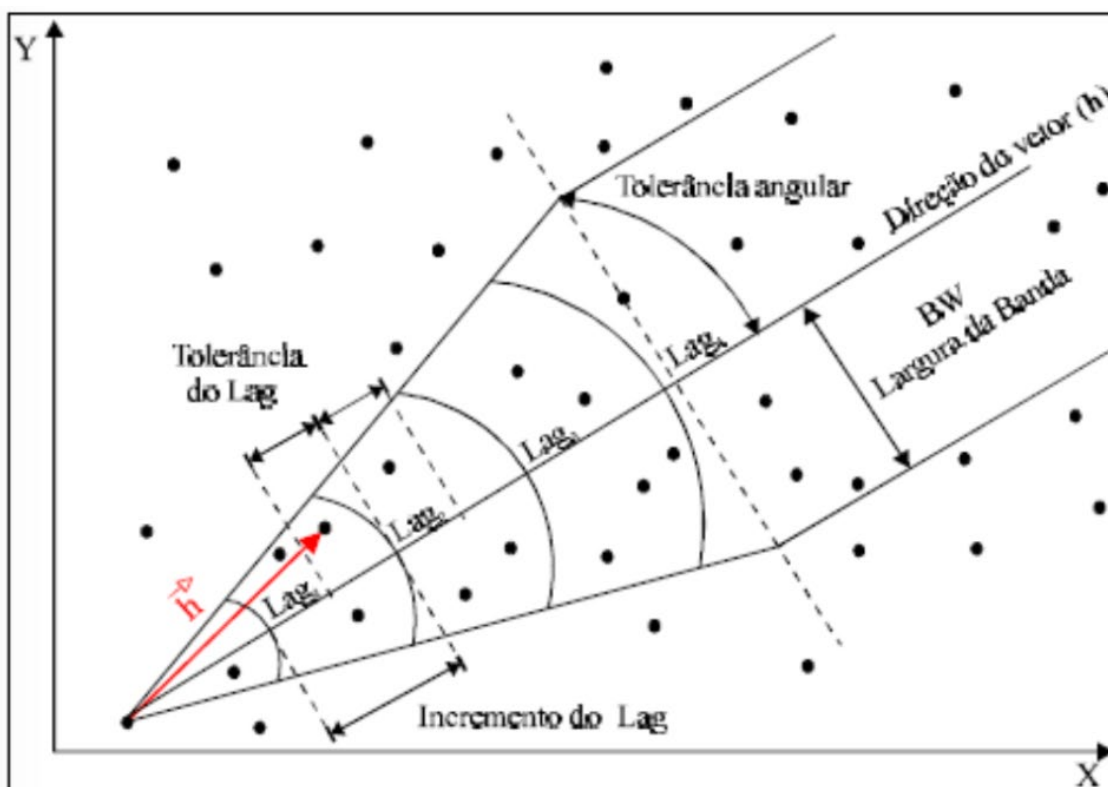
1.4.3.1.3.3 Análise de dados

Para a análise dos dados presentes para cada área de estudo, são realizados dois tipos de análises, sendo a primeira em escala regional e a segunda em escala local. A principal diferença entre as duas escalas é a diferença do tamanho do *lag*.

Como observado na **Figura 6**, a distância do *lag* influencia no cálculo da semivariância. Para *lags* menores, a semivariância é calculada em função de combinações de amostras mais próximas entre si, o que leva ao cálculo de cada semivariância média com um menor conjunto de pares e, para uma distância máxima fixada de investigação, uma maior quantidade de semivariâncias médias calculadas em comparação com *lags* maiores.

A definição dos tamanhos de *lag* para escala regional e local seguem, respectivamente, a distância média entre pontos vizinhos esperada e distância média observada. Como consequência das definições de *lag*, espera-se que modelos de escala regional apresentem variações mais suavizadas em comparação com modelos de escala local.

Figura 6 – Parâmetros de Cálculo de Semivariograma



Fonte: Adaptado de Kazuo (2013).

A metodologia da Krigagem Ordinária será executada a partir do uso da extensão *Geostatistical Analyst* do software *ArcGIS* ou por algoritmo próprio (programado nas linguagens R e Python). A determinação das análises relacionadas ao índice de Moran também é executada a partir do uso de algoritmo próprio programado nas linguagens R e Python.

Nesses programas, os seguintes passos serão executados e nesta ordem:

- (5) Os dados serão importados e as duplicatas serão excluídas por meio do critério de seleção da maior concentração observada no ponto; em casos em que houver dados de áreas adjacentes à investigada, estes poderão ser incluídos na modelagem;
- (6) A distribuição de dados será avaliada a partir da construção de histogramas de dados brutos e transformados (transformação logarítmica). A opção de maior simetria será adotada para os passos seguintes;
- (7) O índice de Moran será calculado e validado ou descartado a partir do teste de pseudo-significância;
- (8) Métricas de distância entre pontos serão calculadas. Dentre elas serão elencadas as distâncias máximas e mínimas dentro do conjunto de amostras bem como as

distâncias médias observadas e esperadas (com base em uma malha de pontos regular) entre pontos vizinhos.

- (9) O semivariograma dos dados será modelado com base na modelagem espacial para o modelo de maior aderência aos dados observados;
- (10) O mapa de quantil (95%) será solicitado;
- (11) O mapa de incerteza (*Prediction Standard Error*) será fornecido pelo programa, partindo-se dos mesmos parâmetros utilizados no item (5).

A avaliação de suficiência baseada na espacialidade será realizada com base nos seguintes critérios:

- Análise de distribuição de dados brutos e transformados;
- Avaliação do índice de Moran e do teste de pseudo-significância, onde se constatará (ou não) a correlação espacial do conjunto total de amostras da região objeto de análise;
- Avaliação do ajuste do semivariograma às semivariâncias médias observadas dos dados obtidos, em que será verificada novamente se foi identificada (ou não) a correlação espacial do conjunto de amostras da região objeto de análise e será feita avaliação da compatibilidade do IDE com o estimado pelo índice de Moran;
- Avaliação de aderência do semivariograma dos dados ajustados e comparação das distâncias de correlação do semivariograma com as métricas de distância entre pontos vizinhos;
- Avaliação da adequação do modelo de previsão a partir do coeficiente de determinação (R^2) da tendência (valor estimado) em função da concentração observada e análise dos erros residuais encontrados;
- Análise da distribuição de isovalores de concentrações nos mapas de quantis;
- Análise da distribuição de isovalores de concentrações nos mapas de incerteza;
- Análise da distribuição de isovalores da associação de concentrações dos mapas de quantil e incerteza.

Em caso de amostragens com dados primários que satisfaçam o requisito mínimo de resultados para aplicação da metodologia ($n > 30$), com cobertura espacial adequada e que não apresentem estrutura de correlação espacial (isto é, índice de Moran inconclusivo associado à semivariogramas sem aderência às semivariâncias médias observadas e coeficientes de tendências inferiores aos coeficientes de resíduos), outras estratégias de análise para suficiência e representatividade poderão ser avaliadas com uso de estatística inferencial e/ou outros modelos espaciais.

1.4.4 Condução dos testes de hipótese e análise de valores extremos

Para matrizes sem continuidade espacial será prevista a condução de testes de hipótese comparando a média populacional com o parâmetro de risco (C_s). O teste de hipóteses será definido de forma que a hipótese nula considerará o local como contaminado ($\mu_0 \geq C_s$), ou seja, com concentração média superior a C_s , e a hipótese alternativa considerará o local como não-contaminado ($\mu_1 < C_s$), ou seja, com concentração média inferior a C_s .

A condução do teste levará em conta os possíveis erros tipo I e tipo II.

O erro tipo I ocorre ao afirmar, a partir da conclusão do teste estatístico, que uma região não está contaminada (em média) quando de fato ela está. O valor adotado nas análises para esse erro (α) será de 5%. O erro tipo II ocorre ao se afirmar que uma região está contaminada (em média) quando de fato ela não está. Uma vez que o erro tipo II é um erro a favor da segurança, ou seja, ao ocorrer é fornecida uma abordagem mais conservadora à avaliação de suficiência, seu valor adotado será menos restritivo que o erro tipo I, com $\beta = 20\%$. Dessa forma, especificados os erros toleráveis de ambos os tipos, o teste será conduzido a partir do cálculo do valor crítico (ou de barreira/corte), da média e desvio-padrão amostrais e/ou do p-valor associado.

O valor crítico será calculado a partir do seguinte equacionamento:

$$\overline{x}_{crítico} = C_s - t_{(1-\alpha),df} \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Em que:

C_s : parâmetro de risco;

$t_{(1-\alpha),df}$: é o valor da distribuição t-student avaliada para $(1-\alpha)\%$ de probabilidade com df graus de liberdade (nesse caso, o número de elementos amostrais subtraído da unidade);

S : desvio padrão amostral;

n : número de elementos amostrais.

Quando a média amostral é menor que o valor crítico (ou p-valor <0.05), a hipótese nula é rejeitada, ou seja, pode-se afirmar que a concentração média populacional está abaixo do parâmetro de risco (C_s), ao nível de 5% de significância. A rejeição do teste implicará em controle do erro tipo I, que como já visto, é de maior preocupação.

Quando a média amostral é maior que o valor crítico (ou p-valor >0.05), a hipótese nula não é rejeitada, ou seja, não se pode afirmar que a concentração média populacional esteja abaixo de C_s . Para esse caso, faz-se necessária a verificação do controle do erro tipo II. O documento USEPA (2000) indica uma maneira analítica de verificar esse controle por meio do cálculo da estatística “m”, a partir do desvio padrão amostral (S), dos erros tipo I e tipo II adotados e de um valor de concentração médio de uma população não-exposta (μ_1).

$$m = \frac{S^2(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})^2}{(C_s - \mu_1)^2} + 0.5(Z_{1-\alpha})^2$$

Se o número de pontos coletados (n) for maior que “m”, o erro tipo II é controlado. Caso contrário, o resultado do teste não poderá ser avaliado, uma vez que o número de elementos coletado é insuficiente (USEPA, 2000). Nesses casos, amostras complementares serão necessárias para avaliação dos resultados do teste de hipótese.

Após a realização do teste de hipótese mencionado, uma análise de valores extremos será conduzida. Para testes não-rejeitados e sem controle do erro tipo II, tal análise servirá para discriminar os dados em um conjunto considerado normal e outro com as maiores concentrações observadas, e possibilitar a reavaliação do teste de hipótese para cada classificação.

A fim de possibilitar o uso de testes de *outliers*, a normalidade dos dados será testada. Gráficos do tipo QQPlot serão gerados com e sem discriminação de *outliers*, definidos inicialmente a partir do critério da distância interquartílica ($1,5 \cdot DIQ$, DIQ : Distância Interquartil) de Tuckey (1977). Nesse momento, o limite superior de *outlier* via definição de Tuckey (denominado nas análises como LS) associado ao valor de C_s do analito e à análise baseada em julgamento profissional possibilitarão a definição de *outliers* a serem discriminados e tratados separadamente. A normalidade dos dados será testada com o Teste de normalidade de Shapiro-Wilk (1965) em ambas as configurações: sem e com exclusão de valores anômalos, assumindo significância de 5%. Em caso de não rejeição do teste de normalidade (p-valor > 0.05), ou seja, assumindo distribuição normal dos dados, a necessidade de testes de *outlier* será verificada. A escolha do teste

de *outlier* dependerá das condições de normalidade, *outliers* múltiplos e tamanho da amostra (USEPA, 2000).

Quando conveniente, o conjunto de valores anômalos discriminado poderá ser avaliado por meio de gráfico QQPlot individual associado ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

Após a discriminação dos valores nas duas classificações (conjunto denominado normal e *outliers*), uma avaliação da espacialidade das concentrações será realizada a partir da elaboração de mapas geográficos com identificação dos conjuntos dentro da região avaliada.

1.5 Conclusões da Avaliação de Suficiência e Representatividade

A partir Avaliação e Validação dos Dados Ambientais, será obtido um conjunto de dados compilados, que serão utilizados para caracterização dos compartimentos do meio físico e ambientais.

Neste contexto, serão avaliadas as seguintes questões:

- a) Se existem dados disponíveis para todas as matrizes ambientais que fazem parte dos modelos conceituais de cada Área de Estudo;
 - b) Se, dentro dos limites da Área de Estudo, existem dados disponíveis para áreas consideradas impactadas pelo rompimento das barragens B-I, B-IV e B-IVA, bem como para áreas consideradas não impactadas pelo rompimento;
 - c) Se dentro dos limites da Área de Estudo existem dados disponíveis que representam níveis de concentrações basais para essa área;
 - d) Se os dados disponíveis são adequados para a utilização em estudos de avaliação de risco;
 - e) Se os dados disponíveis são suficientes em termos de representatividade para cada matriz ambiental que faz parte dos modelos conceituais de cada Área de Estudo.
- A suficiência de dados será analisada conforme a avaliação de representatividade estatística e geoestatística.

---- FINAL DO TEXTO ----

APÊNDICE 2

Estatística e Geoestatística para Definição de Plano de Amostragem

1 Estatística e Geoestatística para Definição de Plano de Amostragem

A definição de um plano de amostragem para uma determinada matriz se faz necessária quando há insuficiência e/ou ausência de representatividade de dados. Os dados coletados no plano de amostragem sugerido serão denominados dados primários. Após a coleta destes dados, uma reavaliação de suficiência e representatividade será conduzida.

A elaboração de um plano de amostragem consiste em uma avaliação sobre o quantitativo de pontos necessário a ser complementado, da disposição espacial necessária para estes pontos bem como do detalhamento dos métodos de coleta a serem utilizados.

Uma das utilizações da estatística aplicada à definição de planos de amostragem se dará pela utilização do cálculo para determinação do número de amostras necessário ($n_{\text{necessário}}$). Esse cálculo retornará o número de resultados necessários para atingir a performance estatística especificada e, em casos em que há dados secundários (com o número de resultados denotado por n_{atual}), o número de amostras complementares ($n_{\text{complementar}}$) será obtido pela subtração entre $n_{\text{necessário}}$ e n_{atual} .

Esse cálculo poderá ser utilizado em matrizes com e sem continuidade espacial. Para as matrizes sem continuidade espacial, ele será utilizado quando não houver suficiência de dados. Para as matrizes com continuidade espacial, o uso do cálculo dependerá dos resultados provenientes dos dados secundários (quando houver): se os dados secundários apresentarem estrutura de correlação espacial e ajustes de modelo adequados, o plano de amostragem se concentrará em garantir representatividade a partir da cobertura espacial dos resultados (relacionada à disposição dos dados) e, assim, o cálculo não será necessário. Em casos em que a situação anterior não for verificada, o cálculo poderá ser utilizado. O item a seguir exemplifica o cálculo.

1.1 Cálculo para determinação do número de amostras requerido para plano de amostragem – dados coeficiente de variação e objetivos de performance estatística especificados

Como indicado no documento *Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A)*, produzido pela USEPA em 1991, o cálculo do número de pontos para elaboração de plano de amostragem depende da variabilidade esperada para a matriz analisada, bem como dos objetivos de performance estatísticos especificados. A fórmula indicada no Anexo IV deste documento é descrita da seguinte maneira:

$$n_{\text{necessário}} \geq [(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})/D]^2 + 0.5 * Z_{1-\alpha}^2$$

Para cálculo do número mínimo de amostras necessárias, tem-se:

$$n_{\text{necessário}} = [(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})/D]^2 + 0.5 * Z_{1-\alpha}^2$$

Em que:

$n_{\text{necessário}}$ = número de pontos necessário

$Z_{1-\alpha}$, $Z_{1-\beta}$ = valores da distribuição normal padrão para os erros tipo I e tipo II, respectivamente. O erro tipo I ocorre ao afirmar, a partir de teste estatístico, que uma região não está contaminada (abaixo de um parâmetro de risco, Cs, por exemplo) quando de fato ela está. O valor adotado nas análises para esse erro (α) é 5%. O erro tipo II (β) ocorre ao se afirmar que uma região está contaminada (acima de um parâmetro de risco, Cs, por exemplo) quando de fato ela não está. Uma vez que esse tipo de erro para as análises considerando avaliação de risco é um erro a favor da segurança, ou seja, ao ocorrer é fornecida uma abordagem mais conservadora seu valor adotado na presente metodologia é 20%.

D= quociente entre a resolução de detecção (ou diferença relativa detectável mínima) especificada, simbolizada por Δ , e o coeficiente de variação esperado para a matriz (CV). Dessa forma, $D = \Delta / CV$.

A resolução de detecção (Δ) é a diferença relativa entre o parâmetro de risco Cs do analito analisado pela média representativa de uma população não-exposta (μ_1) em relação à Cs, expressa em porcentagem. A resolução de detecção pode ser detalhada como $\Delta = (Cs - \mu_1) / Cs$. Pode-se entender a resolução de detecção como a diferença mínima entre Cs e μ_1 detectada pela análise estatística dos dados. Em um exemplo com resolução Δ de 15%, a análise de dados permitirá distinguir resultados abaixo de Cs, provenientes de uma população com concentrações menores ou iguais que 85% de Cs, de outra população de dados, com concentrações mais próximas ou superiores à Cs. Dessa forma, quanto menor Δ , mais elementos ($n_{\text{necessário}}$) serão necessários para distinguir resultados entre as duas populações de dados.

O documento USEPA (1991) também indica que a variabilidade dos resultados varia em função da matriz analisada e, nesse caso, se a variabilidade natural dos analitos químicos de interesse for alta ($CV > 30\%$), um esforço de planejamento deve ser realizado no sentido de aumentar o número de amostras.

O número mínimo de amostras resultante é calculado a partir do coeficiente de variação e dos objetivos de performance estatística especificados para o plano de amostragem. O item a seguir especifica como dados secundários poderão ser utilizados na determinação de $n_{\text{necessário}}$.

1.2 Utilização de dados secundários para estimativa do número de amostras necessário ($n_{\text{necessário}}$)

Os resultados provenientes dos dados secundários poderão ser utilizados para uma melhor estimativa do número amostral necessário ($n_{\text{necessário}}$). Em um primeiro momento, estes dados já terão sido utilizados para definição do parâmetro de risco C_s , no contexto da avaliação de suficiência de dados secundários (maiores detalhes no item 1.3 do Apêndice 1). Além de inferir sobre C_s , em caso de dados secundários ou literatura disponível que forneçam estimativas para concentrações *background* (μ_1), uma melhor aferição do parâmetro Δ poderá ser obtida. Dessa forma, o número de amostras complementares se tornará mais assertivo e representativo da área de estudo avaliada.

Além das estimações de C_s e Δ , os dados secundários poderão ser utilizados diretamente no cálculo do coeficiente de variação do analito (CV). Para isso, um quantitativo mínimo de 10 observações é necessário, de forma a definir um número mínimo para estimação da média amostral, como indicado no tópico 1.4.1 do Apêndice 1. Uma vez que o CV depende da média, essa definição foi adotada por consequência direta. Além disso, o desvio padrão amostral em amostras pequenas pode gerar grandes distorções, levando a um cálculo de $n_{\text{necessário}}$ impraticável e pouco representativo. Mesmo com os dados secundários atendendo ao quantitativo mínimo, uma análise sobre seus resultados e distribuições será conduzida, uma vez que valores extremos podem afetar desvio padrão e média e, com isso, afetar o coeficiente de variação (e, conseqüente, o $n_{\text{necessário}}$). Nesses casos, se identificados, os valores extremos serão separados do conjunto de resultados, que terá seu coeficiente de variação novamente calculado com a exclusão de tais valores. Assim, o número de amostras necessárias será calculado com a maioria dos dados que apresentar distribuição e ordem de grandeza compatíveis, enquanto os pontos com valores extremos terão amostragens complementares indicadas próximas a seus locais para verificação e validação do comportamento distinto de seus resultados.

1.3 Especificações de performance estatística e valores adotados na ausência de dados secundários ou outras informações

Uma vez explicitado o cálculo do número mínimo de amostras necessárias e como os dados secundários serão (ou poderão ser) utilizados dentro dos cálculos, são definidas as especificações de performance estatística esperadas. Também são definidos os parâmetros adotados no caso de ausência de dados secundários ou outras informações. Nesse contexto, serão adotados diferentes valores para os coeficientes de variação (CV) de cada matriz, a partir

da expectativa de distintas dispersões dos dados (USEPA, 1991) bem como do ferramental envolvido para a suficiência em função da continuidade espacial.

A Tabela 2 apresenta os objetivos de performance estatística especificados, indicando o nome do parâmetro, o valor adotado e comentários. Já a Tabela 3 apresenta os diferentes coeficientes de variação adotados para as matrizes sem continuidade espacial e o resultado do cálculo do $n_{\text{necessário}}$ nos casos de ausência completa de dados secundários.

Tabela 1 – Objetivos de performance estatística adotados para plano de amostragem

Parâmetro	Valor Adotado	Comentários
α (erro tipo I)	5%	Erro mais crítico dos dois tipos. É a probabilidade de afirmar que uma região não está “contaminada” (concentração média abaixo de C_s), quanto de fato ela está.
β (erro tipo II)	20%	Erro menos crítico dos dois tipos. É a probabilidade de afirmar que uma região está “contaminada” (concentração média acima de C_s), quando de fato ela não está.
Δ	30%	Com dados secundários pode ser obtido por $\Delta = (C_s - \mu_1) / C_s$. O Δ adotado na ausência dessas estimações com dados secundários indica que a análise conseguirá distinguir resultados com concentrações da ordem de C_s (ou superiores) de resultados “não contaminados” com concentrações até 70% de C_s .
μ_1	Função do analito avaliado	Calculado quando houver dados secundários e/ou informações relativas a <i>background</i>
C_s	Função do analito avaliado	Calculado a partir das definições explicitadas no item 1.3 do Apêndice 1

Tabela 2 – Coeficientes de variação especificados quando da ausência de dados secundários para plano de amostragem

Matriz	CV especificado	$n_{\text{necessário}}$
Água Superficial	55%	23
Sedimento Superficial	65%	31
Matrizes Finitas	-	Dependente do número total disponível na população (N)

As matrizes com continuidade espacial (solo superficial e água subterrânea) poderão ser obtidas com utilização do cálculo de $n_{\text{necessário}}$. Contudo, na ausência completa de dados secundários, o número mínimo de amostras para cada matriz deve satisfazer o quantitativo mínimo para avaliação de suficiência e representatividade, indicado no tópico 1.4.1 do Apêndice 1. Nesse caso, o quantitativo adotado para a matriz solo superficial é 35 e para água subterrânea é 30. O número maior de observações de solo em relação à água subterrânea se deve a uma expectativa de maior dispersão espacial de resultados, bem como da necessidade de subdivisão das amostras de solo nas regiões de exposição. O número de pontos de coleta em cada região de exposição dependerá do tamanho da região, de sua geometria e considerará um maior adensamento em regiões direta e indiretamente afetadas.

APÊNDICE 3

Análise de Temporalidade

1 Análise de Temporalidade

1.1 Temporalidade de dados

As estratégias para desenvolvimento e análise de planos de amostragem são alteradas de acordo com a variabilidade da matriz analisada, conforme explicitado no Apêndice 2. As variações nas medições são diferentes ao longo do tempo quando se analisam solo superficial, água superficial e sedimentos. Como indicado em *Guidance for Data Usability in Risk Assessment - Part A* (USEPA, 1991, p. 64 [Tabela 41]), para analisar a qualidade e as propriedades físicas do solo, a variação relativa ao quesito temporal é de menor importância. Já em se tratando de água superficial, o documento indica a influência da temporalidade na variação dos dados como “usualmente grande”.

No escopo da presente metodologia, a matriz solo superficial será dada como válida do ponto de vista de temporalidade entre fontes de dados distintas. Para a matriz água subterrânea, que também apresenta continuidade espacial como solo, a temporalidade será avaliada quando houver dados secundários com medições temporais.

Para água superficial e sedimentos, o quesito temporalidade será tratado em maior detalhe, de acordo com os procedimentos indicados na metodologia dos subitens seguintes. Ao longo das análises, as matrizes que possuírem mais de uma medição para as mesmas localizações, ao longo do tempo, serão denominadas fontes de dados temporais. Usualmente, tais fontes provêm de programas de monitoramento contínuo. Em contrapartida, fontes de dados que possuírem uma única medição no tempo por localização serão denominadas fontes estáticas de dados.

1.1.1 Definição de intervalo de avaliação temporal de dados

O Guia Nacional de Coletas e Preservação da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011) indica que o período chuvoso impacta a coleta de amostra de água bruta e sedimento, pois “em rios, ocorre deposição de sedimentos finos no período da seca e lavagem desse material nas chuvas”. Posto que isso impacta a coleta e, portanto, os resultados amostrais provenientes da análise química, a possibilidade de agrupar os dados (tendo todos os outros critérios de agrupamento válidos) deverá ser feita considerando a sazonalidade do regime pluviométrico local.

De acordo com o site da ANA, o regime pluviométrico da Bacia do Rio Paraopeba é caracterizado por dois períodos bem distintos. O período chuvoso que se estende de outubro a março, com maiores índices no mês de dezembro, no qual a precipitação varia de 800 a 1.300 mm; e o período seco que se estende de abril a setembro, com estiagem mais crítica de junho a agosto, com precipitação variando entre 150 e 250 mm. Uma vez que o regime pluviométrico afeta a coleta de amostras de água e sedimentos e, portanto, os resultados da análise química, para cada matriz temporal serão analisadas as datas de coleta das distintas campanhas. Dados coletados entre os meses de outubro a março serão considerados dentro do período chuvoso. Já aqueles coletados entre os meses de abril e setembro serão considerados provenientes do período seco.

A presente metodologia se baseia no entendimento de que dados com variação temporal significativa (como é o caso de água superficial e sedimentos) devem ser analisados em datas de coleta comparáveis (similares) com fontes de dados estáticas. Dessa forma, para avaliação de suficiência de um conjunto de dados agrupado, faz-se necessária a definição de um intervalo temporal para avaliação dos resultados.

Quando houver somente dados secundários e mais de uma fonte de dados, a fonte estática com maior quantitativo amostral definirá o intervalo de avaliação. Quando houver dados primários, estes serão utilizados para definição do intervalo.

Uma vez definido o horizonte temporal de avaliação dos resultados, o procedimento chamado “transformação temporal de dados” será conduzido para os dados de fontes temporais. Esse procedimento buscará resumir os dados temporais de cada ponto de coleta em um único valor de concentração, representativo de cada localidade no intervalo temporal avaliado.

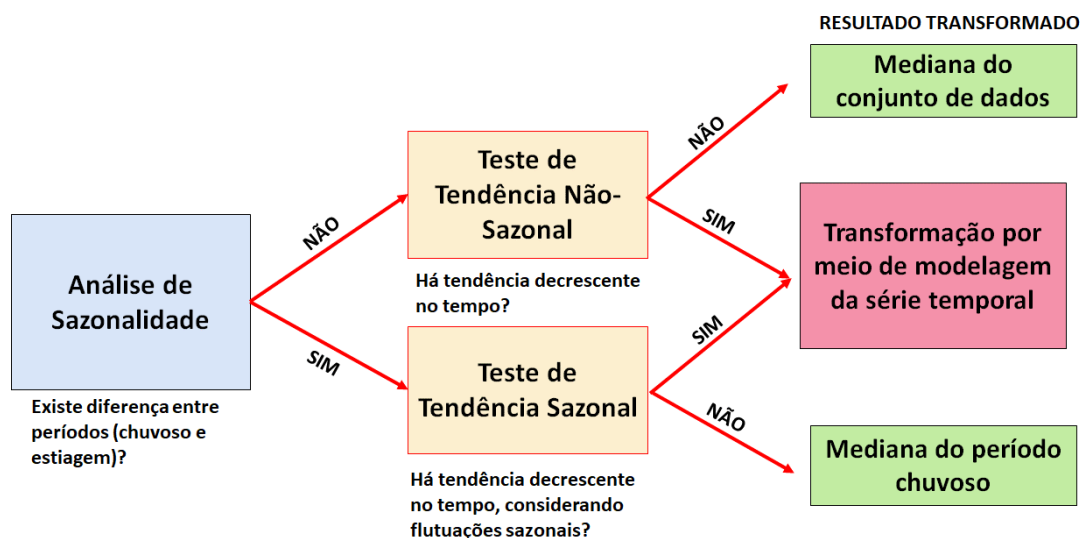
Embora os testes inferenciais utilizados não considerem a disposição espacial dos pontos de coleta em sua formulação, a espacialidade é um parâmetro essencial na caracterização do meio físico, especialmente em áreas de estudo de grande extensão e, portanto, deve ser considerada no âmbito da avaliação de suficiência. A consideração de todas as medições temporais nos testes como elementos diferentes (aumentando o número de elementos na amostra “n”) pode levar a interpretações/extrapolações distorcidas do comportamento da região avaliada como um todo. As medições temporais para cada ponto serão, portanto, transformadas em um único valor, denominados resultados “estáticos equivalentes”, cuja descrição metodológica é exposta a seguir.

1.1.2 Transformação de dados temporais em “estáticos equivalentes”

O procedimento de transformação de dados provenientes de fontes temporais em dados estáticos equivalentes (definido um intervalo temporal de avaliação) pode ser explicado a partir dos seguintes tópicos: análise exploratória da série histórica, análise de sazonalidade, análise de tendência, obtenção do resultado transformado (estático equivalente).

O fluxograma indicado na Figura 8 indica a sequência adotada, bem como as principais perguntas em cada etapa. Nota-se que a etapa de análise exploratória da série histórica não está presente na imagem, pois corresponde a uma etapa anterior que contribui para o entendimento dos dados e comportamentos gerais. O detalhamento de cada etapa é descrito nos itens seguintes.

Figura 1 – Fluxograma de transformação temporal de dados



1.1.2.1 Análise exploratória da série histórica

A primeira etapa da análise de temporalidade consistirá na análise exploratória da série dos dados. Em um primeiro momento, uma análise sobre a porcentagem de detecção de resultados será realizada para cada ponto (determinado a partir de sua localização no espaço), analito e fase (total ou dissolvido). Para as “trincas” de combinação envolvendo pontos, analitos e fases que apresentarem detecção adequada para aplicação da metodologia (não-deteção abaixo de 30%, como indicado no item 1.4.1 do Apêndice 1), uma análise gráfica será feita considerando as seguintes opções: série histórica das

concentrações por analito e fase (sem distinção entre pontos de coleta), gráficos *boxplot* para cada ponto, analito e fase evidenciando as diferenças entre períodos.

As diferentes representações serão utilizadas de maneira a auxiliar o entendimento do comportamento das concentrações relativo a cada ponto, bem como dos pontos inseridos no contexto da área de estudo investigada. Nessas representações serão inseridas também as informações relativas à porcentagem de excedência de resultados em relação a limites legais bem como haverá um destaque ao valor dos limites em cada caso.

1.1.2.2 Análise de sazonalidade

Uma vez selecionados os dados com detecção adequada e a partir da interpretação qualitativa dos comportamentos, fornecidos pela análise exploratória da série histórica, a sazonalidade dos dados será testada.

Nessa etapa, a principal pergunta a ser respondida, considerando cada “trinca” ponto, analito e fase, será: existe diferença estatística significativa entre as concentrações de cada período? A resposta a essa pergunta terá consequência direta na etapa seguinte (análise de tendência), como indicado na Figura 8, respeitando o comportamento sazonal de cada “trinca”.

A sazonalidade será então verificada por meio do teste não-paramétrico U de Mann-Whitney (1947) considerando os conjuntos de dados diferenciados por período. Esse teste analisa se dois grupos independentes de dados foram ou não extraídos da mesma população sob a hipótese nula de que ambos os grupos possuem a mesma medida de tendência central e hipótese alternativa de que os grupos estão centrados em medidas diferentes. A significância adotada nas análises será de 5%.

Assim, quando a hipótese inicial é rejeitada ($p\text{-valor} < 0.05$) haverá indicação de diferença significativa estatisticamente entre as tendências centrais dos dois grupos de dados, confirmando o comportamento distinto dos períodos analisados. Quando a hipótese inicial não é rejeitada ($p\text{-valor} > 0.05$), não se poderá afirmar que os dados sejam provenientes de populações distintas e, por isso, não se poderá afirmar que os resultados entre períodos apresentem diferenças. Dessa forma, se assumirá que não há sazonalidade para a “trinca” avaliada. É necessário enfatizar que não rejeitar a hipótese inicial do teste não significa aceitá-la.

Além do teste utilizado, medidas descritivas e representações gráficas serão apresentadas e analisadas de forma a melhor compreender os resultados obtidos.

1.1.2.3 Análise de tendência

Após o resultado da análise de sazonalidade, testes de tendência serão conduzidos.

Nessa etapa, a principal pergunta a ser respondida, considerando cada “trinca” ponto, analito e fase, dependerá da presença de sazonalidade da seguinte maneira:

- Quando não há sazonalidade: há tendência monotônica decrescente ao longo do tempo para a série de dados avaliada?
- Quando há sazonalidade: há tendência monotônica decrescente ao longo do tempo, considerando flutuações sazonais, para a série de dados avaliada?

Em cada caso um teste de hipótese compatível com o resultado da sazonalidade será aplicado. Ressalta-se que as perguntas levantadas estão baseadas na premissa de que, em caso de impactos nas concentrações decorrentes do evento, estas apresentarão magnitudes maiores quanto mais próxima estiver a data avaliada em relação à data de ocorrência do evento. Por esse motivo, as perguntas são baseadas em tendências decrescentes.

A tendência monotônica decrescente será então verificada a partir da aplicação do teste de Mann-Kendall (1994) de acordo com a sazonalidade da resposta. Como indicado no documento *Guidance for Data Quality Assessment - Practical Methods for Data Analysis*, elaborado pela USEPA em 2002, o teste de Mann-Kendall pode ser utilizado para testar tendências monotônicas, considerando tanto conjuntos de dados não-sazonais, quanto utilizado para dados sazonais, por meio de uma adaptação/extensão. Os dois casos são descritos no item 4.3 do referido documento (USEPA, 2002).

No primeiro caso (dados sem presença de sazonalidade), o teste é conduzido sob a hipótese nula de que não há tendência monotônica e hipótese alternativa de que há uma tendência decrescente. Quando a hipótese nula for rejeitada ($p\text{-valor} < 0.05$), será possível afirmar que há tendência decrescente no tempo. Quando a hipótese nula não for rejeitada, não será possível afirmar que há tendência decrescente no tempo e, assim, será considerado que não há tendência. Ressalta-se que não rejeitar a hipótese nula não significa aceitá-la.

Para o segundo caso (dados com presença de sazonalidade), o teste de Mann-Kendall é utilizado em sua extensão sazonal, denominada Teste Sazonal de Mann-Kendall (USEPA, 2002). A diferença nessa extensão em comparação com a versão original se dá pela estatística de teste S ser obtida para cada período (tradução adaptada de “*season*”, como indicado na referência). O período pode ser anual, semestral, por período hidrológico (seco/chuvoso), trimestral, mensal, entre outros. Adotou-se o período mensal para as análises temporais, uma vez que esta resolução contempla uma quantidade razoável de dados por período com uma descrição refinada. Dessa forma, um S é obtido a cada mês e, então, uma estatística global é calculada ponderando esses valores e chegando a uma conclusão sobre tendência monotônica decrescente considerando flutuações sazonais.

A conclusão do teste sazonal pode ser de rejeição da hipótese nula ($p\text{-valor} < 0.05$), indicando que há tendência monotônica decrescente considerando flutuações sazonais, ou não de rejeição da hipótese nula ($p\text{-valor} > 0.05$), indicando não ser possível afirmar que haja tendência. Ressalta-se que não rejeitar a hipótese nula não significa aceitá-la.

Além dos testes utilizados, medidas descritivas e representações gráficas serão apresentadas e analisadas de forma a melhor compreender os resultados obtidos.

1.1.2.4 Obtenção do resultado transformado (estático equivalente)

Como indicado na Figura 8, a obtenção do resultado transformado (estático equivalente) depende dos passos anteriores. Estatísticas descritivas são utilizadas para definição do estático equivalente para resultados que não apresentarem tendência decrescente.

Em casos em que não há tendência nem presença de sazonalidade, o resultado transformado do ponto é obtido pela mediana da série histórica. Visto que não há tendência, pode-se entender que a série possui uma magnitude dos resultados constante ao longo do tempo (ou inserida numa faixa que não apresenta acréscimos ou decréscimos). Visto também que não há sazonalidade, esta magnitude dos resultados não varia significativamente entre períodos hidrológicos e, portanto, uma medida de posição central se mostra adequada para obter a concentração representativa do ponto de coleta avaliado. A mediana é a medida de tendência central escolhida por ser dependente dos resultados amostrais e sua adoção (e não a da média amostral) se justifica por seu

comportamento frente a valores extremos (frequentes em séries temporais de dados ambientais).

Em casos em que não há tendência e há presença de sazonalidade, o resultado transformado do ponto é obtido pela mediana do período hidrológico definido no intervalo temporal. Diferente do caso anterior, uma vez que há sazonalidade, a mediana obtida para transformação deve respeitar as diferenças de resultados entre períodos e, dessa forma, o período hidrológico do intervalo de transformação temporal é utilizado como referência para a obtenção do resultado estático. A Figura 8 indica, de maneira esquemática, a mediana do período chuvoso. Este período costuma ser o que apresenta as maiores concentrações e, portanto, mais crítico sob a ótica de estudos de risco.

Em casos em que há tendência decrescente, independente da presença de sazonalidade, a obtenção do resultado equivalente estático dar-se-á pela modelagem da série temporal. Essa modelagem é explicada no item seguinte.

Por último, quando a detecção da combinação ponto, analito, fase não for adequada para condução das análises (não-deteção abaixo de 30%, como indicado no item 1.4.1 do Apêndice 1), o resultado transformado (equivalente estático) para a série temporal será dado pelo UCL95, calculado a partir da metodologia indicada no documento *ProUCL Version 5.1 Technical Guide - Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetected Observations* elaborado pela USEPA em 2015. Nesta metodologia são considerados diversos métodos para cálculo do UCL considerando a porcentagem de detecção observada no conjunto de dados. Dessa forma, dependendo do tamanho amostral disponível, da porcentagem de detecção, da distribuição, variabilidade, assimetria dos dados e presença de *outliers*, um método é recomendado para estimar o UCL95.

Em todos os casos, a obtenção do resultado transformado parte da premissa de que medidas de tendência central consistem nos tipos de medidas mais adequadas para um possível agrupamento com fontes estáticas (provenientes de uma coleta em um único intervalo de tempo), como são os dados primários (propostos com finalidade específica à avaliação de risco).

1.1.2.4.1 Modelagem da série temporal

Visto que há tendência monotônica decrescente, estatísticas descritivas simples podem não representar fielmente a concentração do ponto no intervalo temporal avaliado. Isto acontece pelo fato de que a presença de tendência sugere que quanto mais distante da data de ocorrência do evento, menores serão as concentrações. Dessa forma, uma estatística descritiva que não considere o tempo, poderá distorcer os resultados por não levar em consideração esse comportamento.

Visto que as campanhas de monitoramento presentes nas regiões avaliadas não apresentam frequências de coleta regulares e/ou bem definidas, a modelagem dos dados baseada em decomposição de séries temporais é inviabilizada. Assim, uma alternativa simplificada e que considera os dados ausentes, é proposta por meio da obtenção da média móvel da série histórica dos dados. A média móvel fornece uma suavização dos extremos ou aleatoriedades locais observadas na série, identificando padrão básico de comportamento com adequada precisão e eficiência computacional (MORETTIN, 2006), o que justifica seu uso na modelagem.

A ordem da média móvel será adotada como 30 dias em casos de intervalos de transformação temporal maiores que um mês. Se o intervalo de transformação for menor que um mês, a ordem será a mesma do tamanho do intervalo. Quanto à centralidade, será adotada a média móvel centrada dos dados, isto é, que considera metade dos resultados prévios e posteriores à uma determinada data.

A ordem de grandeza de 30 foi escolhida devido à suavização obtida para o comportamento da série histórica, isto é, ela reflete uma tendência média de resultados menos impactada por flutuações locais e, ao mesmo tempo, apresenta sensibilidade para detecção do comportamento ao redor da data avaliada. Médias móveis com ordens mais elevadas podem ser menos sensíveis a esse tipo de detecção de comportamento. Os resultados de média móvel serão expostos em 4 etapas: os dados originais (equivalente à média móvel de ordem 1), a curva de média móvel de ordem 7, a curva de média móvel de ordem 15 e, por fim, a curva adotada, explicitando o comportamento de suavização e sensibilidade do comportamento médio.

Uma vez obtida a curva da média móvel centrada de ordem 30 dos dados, seu resultado avaliado no dia intermediário do intervalo de transformação temporal será definido como o resultado estático equivalente. A escolha do dia intermediário dentro do

intervalo de transformação temporal se deu pela seleção da data mais central do intervalo, buscando representar um comportamento médio.

Em casos de dados com frequências de coleta com resultados faltantes, isto é, ausência de dias coletados, um tratamento de dados será conduzido previamente à obtenção da média móvel. O tratamento consistirá na complementação dos resultados dos dias faltantes a partir da interpolação linear das concentrações entre dias com resultados. Assim, os vazios serão preenchidos considerando os dados coletados e possibilitando uma melhor modelagem da série. A interpolação linear foi adotada por se mostrar um método clássico, de fácil implementação e suficiente para atender à modelagem prevista.

1.1.2.4.2 Apresentação dos resultados da análise temporal

Ao final do procedimento de transformação temporal serão compiladas tabelas-sumário que apresentarão os resultados de cada “trinca” analito, ponto e fase, com indicação dos resultados dos testes de sazonalidade, tendência, o resultado transformado, intervalo de coleta dos resultados amostrais e algumas estatísticas descritivas (como média, mediana, percentis, desvio padrão, entre outros).

Os resultados transformados serão então utilizados para comparabilidade com outras fontes de dados e, caso sejam agrupáveis, estes representarão as concentrações de cada ponto de coleta para o intervalo de transformação temporal avaliado.

APÊNDICE 04

Resumo dos Procedimentos para Suficiência e Representatividade

1 Resumo dos procedimentos estatísticos e geoestatísticos adotados para suficiência e representatividade de dados

O presente apêndice apresenta uma explicação resumida da estratégia adotada para avaliação de suficiência e representatividade de dados ambientais no contexto de avaliações de risco. Os termos técnicos encontrados ao longo do documento são esclarecidos neste Apêndice, por meio de:

1. Glossário de palavras e expressões de natureza técnica;
2. Fluxograma de detalhamento de etapas da metodologia de avaliação de suficiência e representatividade dos dados;
3. Detalhamentos e tabelas com testes, tratamentos, procedimentos e premissas estatísticos empregados na Avaliação de Suficiência e Representatividade.

A Metodologia de Avaliação de Suficiência e Representatividade de dados foi concebida em um contexto teórico de análise de risco. Sob tal cenário, frequentemente tem-se como objetivo qualificar globalmente a área em estudo, para depois especificar se há riscos teóricos localizados em regiões isoladas. Nesse nível global de análise, a métrica frequentemente empregada na literatura técnica para análise dos dados é a média populacional. Na presente metodologia de suficiência, essa métrica é adotada para um analito eleito como representativo dos demais na área de estudo. Trata-se de um analito cuja taxa de violação em relação a um parâmetro de risco, e seu quociente de incerteza em relação ao mesmo parâmetro, qualificam-no como detentor do cenário mais crítico apresentado na área. Dessa forma, a análise conduzida a partir dele se estende aos demais presentes na área.

O primeiro passo para a análise é verificar se o conjunto de dados disponível para cada matriz apresenta o quantitativo mínimo para condução da análise de suficiência. Se não apresentam, o conjunto de dados já é considerado insuficiente. Se apresentam, pode-se partir para o passo seguinte, entendendo quais os analitos vão ser avaliados para suficiência. Aqueles analitos que não apresentarem detecção adequada são descartados para esta finalidade. O conjunto de dados considerando os analitos selecionados é, então, tratado. A partir do tratamento, são definidos os analitos críticos.

Quando há mais de uma fonte de dados, a comparabilidade entre elas é testada. De acordo com o resultado dos testes estatísticos, agrupam-se todas as fontes ou parte delas. Com a comparabilidade conduzida, prossegue-se para a avaliação de suficiência

que conclui se os dados são suficientes e representativos ou se há necessidade de complementações.

A inferência sobre a média está baseada em uma primeira avaliação dos dados comparando as concentrações na área investigada como um todo frente a um parâmetro de risco. Dessa forma, os critérios para definir um conjunto de dados como suficiente são baseados na avaliação média da área frente ao parâmetro de risco. Essa primeira avaliação acontece no escopo da suficiência de dados (previamente ao cálculo de risco) e permite indicar se área está afetada globalmente (por meio da média) acima de um valor de risco ou não.

Nas fases do projeto, caso sejam encontrados riscos teóricos na área, será possível afirmar se o efeito pode ser local ou global. Quando a área como um todo apresentar em média concentrações inferiores ao parâmetro de risco e forem observados riscos teóricos, estes serão tomados como provenientes de efeitos localizados e a busca por regiões de maior concentração e hot-spots será avaliada. Portanto, a suficiência de dados com a presente metodologia, garantirá quantidade e disposição de resultados necessárias para as avaliações dos dados e auxílio a tomadas de decisão em caso de riscos teóricos.

1.1 Glossário

A Tabela 1 apresenta o glossário de palavras e expressões de natureza técnica presentes nos Apêndices 1 (Avaliação de Suficiência e Representatividade), 2 (Análise de suficiência de dados válidos) e 3 (Análise de Temporalidade).

Tabela 1 - Glossário de termos estatísticos

TERMO	DEFINIÇÃO
Análise de Temporalidade	Procedimento de avaliação dos dados quando há medições temporais (monitoramento), o qual possibilita o entendimento temporal da matriz avaliada considerando efeitos de sazonalidade, tendência, além de fornecer resultados transformados (equivalentes estáticos) ao conjunto de dados. Os dados transformados podem ser utilizados (desde que comparáveis) à dados primários ou secundários, aumentando o

	quantitativo amostral da avaliação de risco considerando um intervalo temporal de análise. Essa análise não é obrigatória para definir um conjunto de dados como suficiente e representativo, ou seja, caso não haja fontes de dados com medições temporais para a matriz avaliada, o conjunto de dados disponível ainda poderá ser suficiente e representativo para avaliação de risco.
Análise de Valores Extremos	Metodologia aplicada para discriminar os dados em um conjunto considerado com “comportamento normal” e outro conjunto com concentrações extremas e comportamento distinto da maioria dos resultados. A classificação dos conjuntos em “normal” e “extremos” considera o parâmetro de risco do analito, critérios de outlier e a distribuição dos dados. A utilização de testes de outlier também é considerada nessa etapa (caso haja quantitativo amostral suficiente para sua devida aplicação).
Analito crítico	Analitos de uma matriz que garante a suficiência e representatividade dos demais analitos. O analito é tomado como “crítico” por oferecer o cenário menos favorável à suficiência de dados para avaliação de risco. Dessa forma, uma vez garantida a suficiência e representatividade deste analito, os demais analitos estarão também contemplados. Para definição desse analito são consideradas as excedências dos resultados em relação ao parâmetro de risco. Para matrizes sem continuidade espacial também é considerada a dispersão dos resultados em relação a esse parâmetro (razão limite).
Autocorrelação Espacial	Atributo de um conjunto de dados, originado de pontos amostrais espacialmente distribuídos, que revela o grau de dependência espacial que o fenômeno em estudo apresenta. Em outras palavras, um conjunto de dados auto correlacionado espacialmente apresentará resultados mais semelhantes nas vizinhanças entre pontos e menos semelhantes com aumento da

	distância entre os pontos avaliados (a esse fenômeno dá-se o nome de autocorrelação espacial positiva). Uma medida de autocorrelação espacial comumente empregada é o Índice de Moran (ver Índice de Moran).
Cs	Métrica de risco teórico para avaliação dos resultados que auxilia na condução das análises inferenciais e nas discussões de suficiência e representatividade. Esse parâmetro de risco Cs pode ser o valor de intervenção (VI) do analito investigado ou outra métrica associada a riscos teóricos como, por exemplo, a concentração máxima aceitável.
Complementação Amostral	Etapa da Metodologia de Suficiência e Representatividade na qual novos pontos são propostos a alocados espacialmente para a área de estudo, a depender dos resultados obtidos das análises estatísticas.
Comparabilidade de Dados	Etapa da Metodologia de Suficiência e Representatividade que avalia a possibilidade dos conjuntos de dados em estudo, provindos de fontes distintas, terem seus dados agrupados e manipulados indistintamente.
Dados Equivalentes Estáticos	Valores numéricos derivados do processo de transformação de medições temporais (dados de monitoramento) para cada ponto avaliado, definido um intervalo temporal de avaliação.
Dados Primários	Dados originais (isto é, que ainda não foram analisados) coletados em campo pela primeira vez por um pesquisador, investigador ou equipe de campo com objetivo específico de avaliação de risco.
Dados Secundários	Dados coletados a partir de fontes e referências (artigos, documentos técnicos, teses) prévias, já validados e disponíveis.
Erro Tipo I	Probabilidade de a hipótese nula de um teste de hipóteses estar correta na situação em que foi rejeitada. É denotado pelo símbolo α. Na avaliação de suficiência, a condução de testes de hipótese em matrizes sem continuidade espacial é adotada comparando a média populacional com o parâmetro de risco (Cs) do analito crítico.

	Nesse caso, o Erro Tipo I ocorre ao afirmar, a partir da conclusão do teste estatístico, que a concentração média populacional da região não é um valor acima de C_s , quando de fato ela é. O valor adotado nas análises para esse erro (α) será de 5%.
Erro Tipo II	Probabilidade de a hipótese nula de um teste de hipóteses estar equivocada na situação em que foi aceita. É denotado pelo símbolo β. Nesse caso, o Erro Tipo II ocorre ao afirmar, a partir da conclusão do teste estatístico, que a concentração média populacional da região é um valor acima de C_s, quando de fato ela não é. Uma vez que o erro tipo II é um erro a favor da segurança, ou seja, ao ocorrer é fornecida uma abordagem mais conservadora à avaliação de suficiência, seu valor adotado é menos restritivo que o erro tipo I, com $\beta=20\%$.
Índice de Moran	Valor numérico entre menos um e um – intervalo $[-1;1]$ – que traduz o grau de autocorrelação espacial de um conjunto de dados. A validade estatística do índice de Moran (I) é avaliada a partir do teste de pseudo-significância para o índice.
Krigagem Ordinária	Método de interpolação espacial pautado em modelos probabilísticos e aplicado em fenômenos espacialmente contínuos, que permite estimar valores em locais não amostrados e fornece uma estimativa da incerteza nos valores interpolados.
Mann-Whitney	Teste estatístico não paramétrico aplicado à dois conjuntos amostrais distintos. O teste avalia se a hipótese inicial (possível comparabilidade das fontes de dados) pode ser sustentada pelos resultados observados nas fontes. Se o teste for rejeitado, não há evidência estatística de que os conjuntos em análise são comparáveis.
Mann-Kendall	Teste estatístico não paramétrico aplicado a séries temporais para avaliar se há ou não tendência monotônica (crescente ou decrescente) em um dado intervalo de tempo.

Outliers/Valores anômalos/Valores extremos	Resultados de um conjunto de dados que, segundo alguns critérios previamente postulados, apresentam grande disparidade de magnitude em relação aos demais. Tal discrepância pode ser inferior (valores demasiadamente pequenos) quanto superior (valores demasiadamente grandes).
Representatividade	Capacidade de um conjunto de dados e informações de representar qualitativamente e quantitativamente um fenômeno de estudo. Para matrizes espacialmente distribuídas, a representatividade é avaliada sobretudo quanto à distribuição dos pontos amostrais na área de estudo bem como a espacialidade dos resultados.
Razão limite	Razão entre o valor numérico do parâmetro de risco adotado – Cs, e o desvio padrão amostral da variável em análise. O quociente da razão pode ser interpretado como uma medida de incerteza dos dados em relação ao parâmetro de risco. Um valor baixo do quociente indica que a incerteza dos valores do conjunto de dados supera a magnitude do parâmetro adotado. Em outras palavras, pouco se pode atestar quanto ao grau de segurança de contaminação da área, fazendo do analito em questão, um candidato a ser crítico.
Sazonalidade	Atributo de uma série temporal, relativo à sua forma, caracterizado por um padrão que é repetido a cada período de tempo.
Suficiência	Quantidade que baste para algo. No contexto de avaliação de risco, a suficiência de dados é um atributo de um conjunto de dados que indica se a quantidade de elementos amostrais disponíveis basta para avaliação e extrapolação dos resultados obtidos na campanha experimental.
Semivariância	Metade da variância de um conjunto de dados definido pelo agrupamento de pares que distam um valor <i>lag</i> entre si. O parâmetro <i>lag</i> tem unidade de distância e define a vizinhança de agrupamento da malha amostral que será avaliada.
Semivariograma	Ferramenta capaz de descrever a variação espacial de um conjunto de dados tanto de forma qualitativa quanto quantitativa. É um

	gráfico da semivariância pela distância, ou seja, é uma função da semivariância com o vetor distância.
Tendência Monotônica	Atributo de uma série temporal relativo à sua forma e caracterizado por um padrão crescente ou decrescente da série de dados ao longo do tempo. A tendência de uma série temporal independe das oscilações sazonais potencialmente presentes. Em termos gerais, se, em média, os valores de uma série temporal estão decrescendo ao longo do tempo, diz-se que há uma tendência monotônica decrescente na série. A declaração inversa pode ser feita para valores crescentes ao longo do tempo.
Teste de Hipóteses	Ferramenta estatística utilizada para verificar se os dados de uma amostra trazem evidências que apoiem ou refutem uma determinada hipótese (estatística) formulada. Sua montagem é feita de maneira a considerar duas hipóteses: a “aceita atualmente”, denominada hipótese nula (H_0); e a hipótese “que se deseja provar”, denominada hipótese alternativa (H_1). O resultado do teste pode ser de rejeição ou não da hipótese nula definida.
Valores de Investigação (VI)	É a concentração de determinada substância em um compartimento do meio físico, acima da qual existe riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

1.2 Fluxograma de etapas

As etapas envolvidas no processo de “*Avaliação de Suficiência e Representatividade*” foram sintetizadas e podem ser visualizadas no Fluxograma ilustrado na Figura 1, cujo objetivo é facilitar a compreensão da metodologia como um todo a partir da elucidação de cada um dos estágios que a compõe.

1.2.1 Análise do conjunto de dados

A Figura 2 representa um recorte do fluxograma geral e destrincha a primeira das etapas da metodologia: a análise do conjunto de dados. É possível considerar como conjunto de dados o agrupamento de dados secundários – os quais são oriundos de outras campanhas e podem conter dados com medições temporais – ou um agrupamento de dados secundários e primários, os quais são provenientes de campanhas de amostragem com objetivo específico para avaliação de risco.

Primeiramente, é preciso ficar atento se o conjunto contém o mínimo de pontos para que a análise possa ser conduzida. Em conjunto de dados que não atendem esse mínimo, a conclusão é direta: o conjunto de dados é insuficiente. Para conjunto de dados que atendam o mínimo para condução de análise, vale ressaltar que isto não significa, necessariamente, que estes dados estão suficientes. A suficiência em questão é discutida ao longo das próximas etapas do fluxograma.

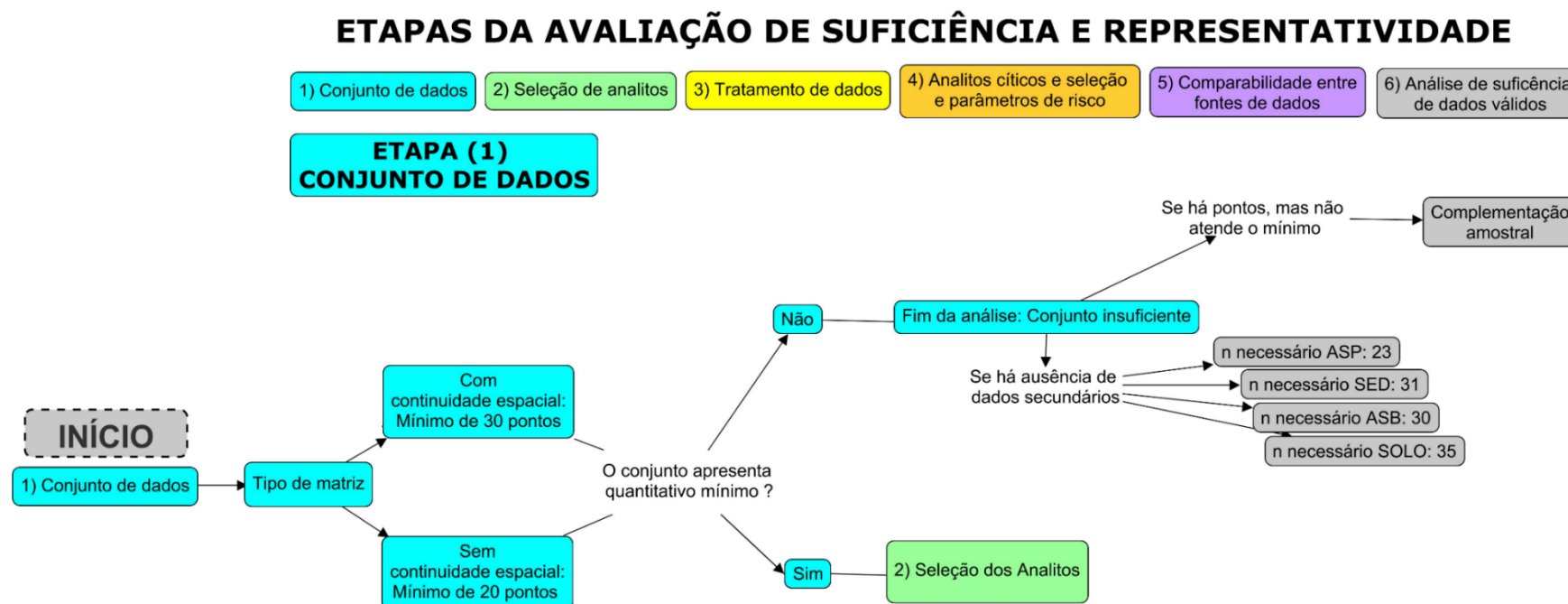
Por meio da Figura 2, nota-se ainda que o quantitativo mínimo de pontos para condução da avaliação de suficiência varia em função do tipo de matriz analisado. Ressalta-se que, nesta etapa, também são contabilizadas as observações abaixo do Limite de Detecção (LD). Caso o mínimo não seja atendido, uma complementação amostral para atingir o número mínimo deve ser realizada. No caso mais crítico, em que não há presença de dados secundários, o número de pontos necessários é estabelecido de forma direta em função da matriz analisada: 23 para água superficial; 31 para sedimento; 30 para água subterrânea; e 35 para solo. Se o quantitativo mínimo for atendido, prossegue-se para a etapa de seleção dos analitos.

Em suma, de posse dos dados, esta primeira etapa consiste em estabelecer se os dados apresentam o quantitativo mínimo para condução da análise de suficiência. Se apresentam, pode-se partir para a etapa seguinte e entender quais analitos vão ser avaliados para suficiência. Se não, o conjunto é considerado insuficiente e uma complementação amostral é necessária.

Figura 1 – Fluxograma geral de suficiência e representatividade dos dados



Figura 2 - Resumo da Etapa 1 (Conjunto de dados) do Fluxograma de avaliação de suficiência e representatividade dos dados



1.2.2 Seleção dos analitos

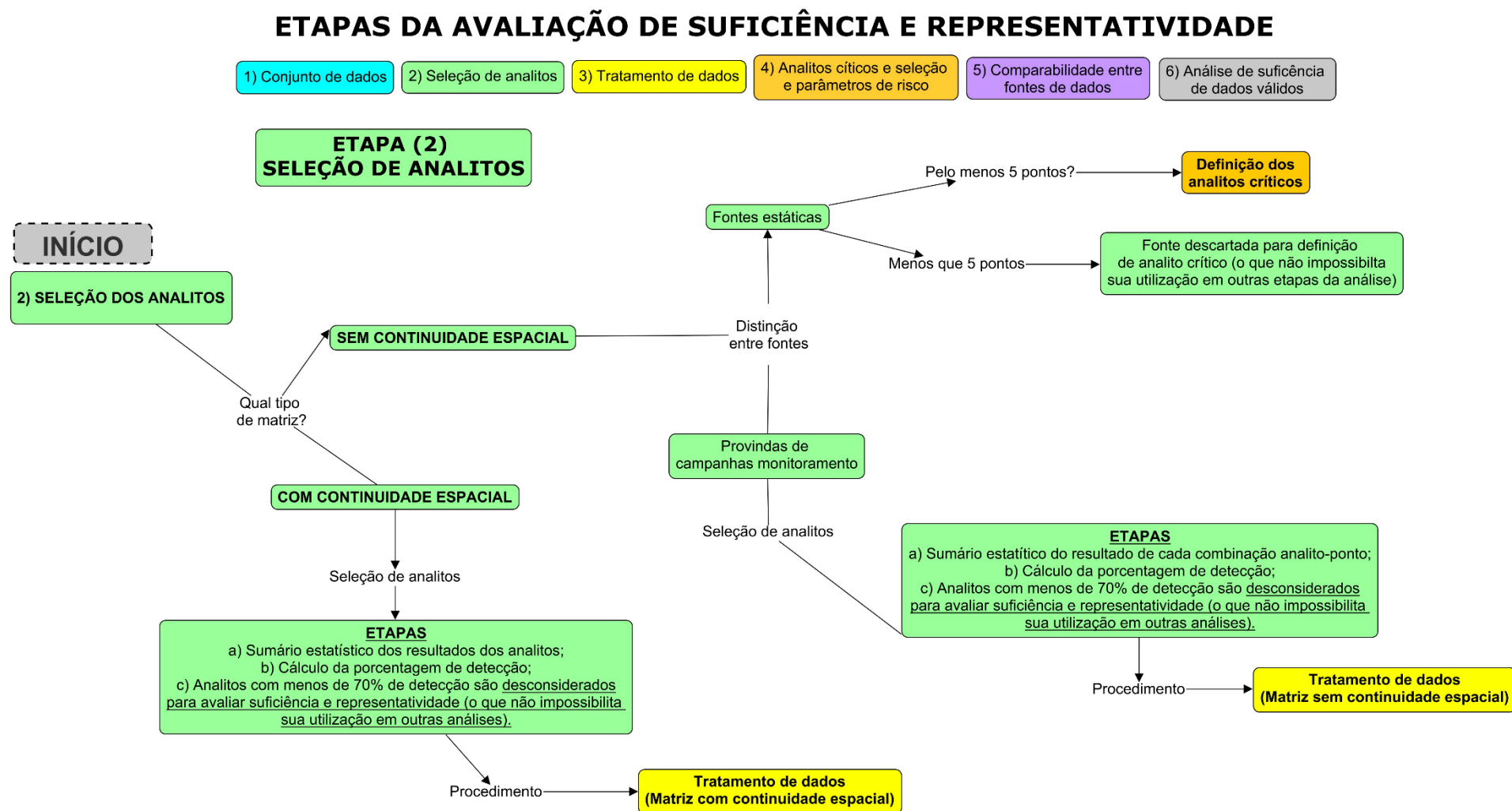
A Figura 3 detalha a segunda etapa do fluxograma geral de etapas de avaliação de suficiência e representatividade, que consiste na seleção dos analitos, cuja condução é função da presença ou não de continuidade espacial das matrizes analisadas.

Para as matrizes que apresentam continuidade espacial (isto é, água subterrânea e solo superficial), a seleção dos analitos é realizada com base na porcentagem de detecção, de forma que analitos com menos de 70% de detecção são desconsiderados na avaliação da suficiência e representatividade. Já aqueles que apresentam mais de 70% são levados à etapa seguinte de tratamento dos dados. Vale ressaltar que analitos desconsiderados nesta etapa não estão impossibilitados de serem utilizados em outras análises.

Para as matrizes que não apresentam continuidade espacial (isto é, água superficial e sedimento superficial) é preciso, primeiramente, fazer uma distinção entre fontes oriundas de campanhas de monitoramento e fontes estáticas. Para estas, existindo ao menos 5 pontos, prossegue-se para a etapa de definição dos analitos críticos. Caso contrário, a fonte é descartada para esta finalidade (o que não impossibilita sua utilização em outras etapas da análise). Para os pontos de campanhas de monitoramento, a seleção dos analitos é realizada com base na porcentagem de detecção, de forma que analitos com menos de 70% de detecção são desconsiderados na avaliação da suficiência e representatividade e aqueles que apresentam mais de 70% são levados à etapa seguinte de tratamento dos dados.

Em resumo, os analitos que serão utilizados para avaliação de suficiência são elencados nesta etapa. Aqueles que não apresentarem detecção adequada são descartados para esta finalidade. O conjunto de dados considerando os analitos selecionados prossegue então para a próxima etapa, que consiste no tratamento de dados.

Figura 3 - Resumo da Etapa 2 (Seleção de analitos) do Fluxograma de avaliação de suficiência e representatividade dos dados



1.2.3 Tratamento de dados

A Figura 4 detalha as etapas três e quatro do fluxograma geral de etapas de avaliação de suficiência e representatividade, que consistem, respectivamente, no tratamento dos dados e na definição dos analitos críticos.

A etapa de tratamento de dados consiste em:

- a) implementar o método da substituição quando a porcentagem de detecção corresponder a pelo menos 85% ou;
- b) aplicar o método de Regressão robusta (ROS) quando a porcentagem de detecção se apresentar entre 70 e 85%.

Após o tratamento de dados das matrizes sem continuidade espacial, os dados tratados são agregados àqueles provenientes de fontes estáticas, de modo que é feita uma verificação se há pelo menos 5 pontos para que o analito crítico possa ser definido (próxima etapa).

Vale ressaltar que, para que os dados oriundos de fontes estáticas e os dados provenientes de fontes temporais sejam agrupados, estes devem passar pelo procedimento de transformação em “estáticos equivalentes” (definido um intervalo temporal de avaliação), cujo procedimento é descrito no Apêndice 3.

Ao final do procedimento de transformação temporal são fornecidas representações gráficas e tabelas-sumário que apresentam os resultados de cada “trinca” analito, ponto e fase. Nessas tabelas são apresentados os resultados dos testes de sazonalidade, tendência, o resultado transformado, intervalo de coleta dos resultados amostrais e algumas estatísticas descritivas (como média, mediana, percentis, desvio padrão, entre outros), além da porcentagem de dados que violaram o limite legal. Assim, após este processo, os resultados transformados são utilizados para comparabilidade com outras fontes de dados.

1.2.4 Definição dos analitos críticos

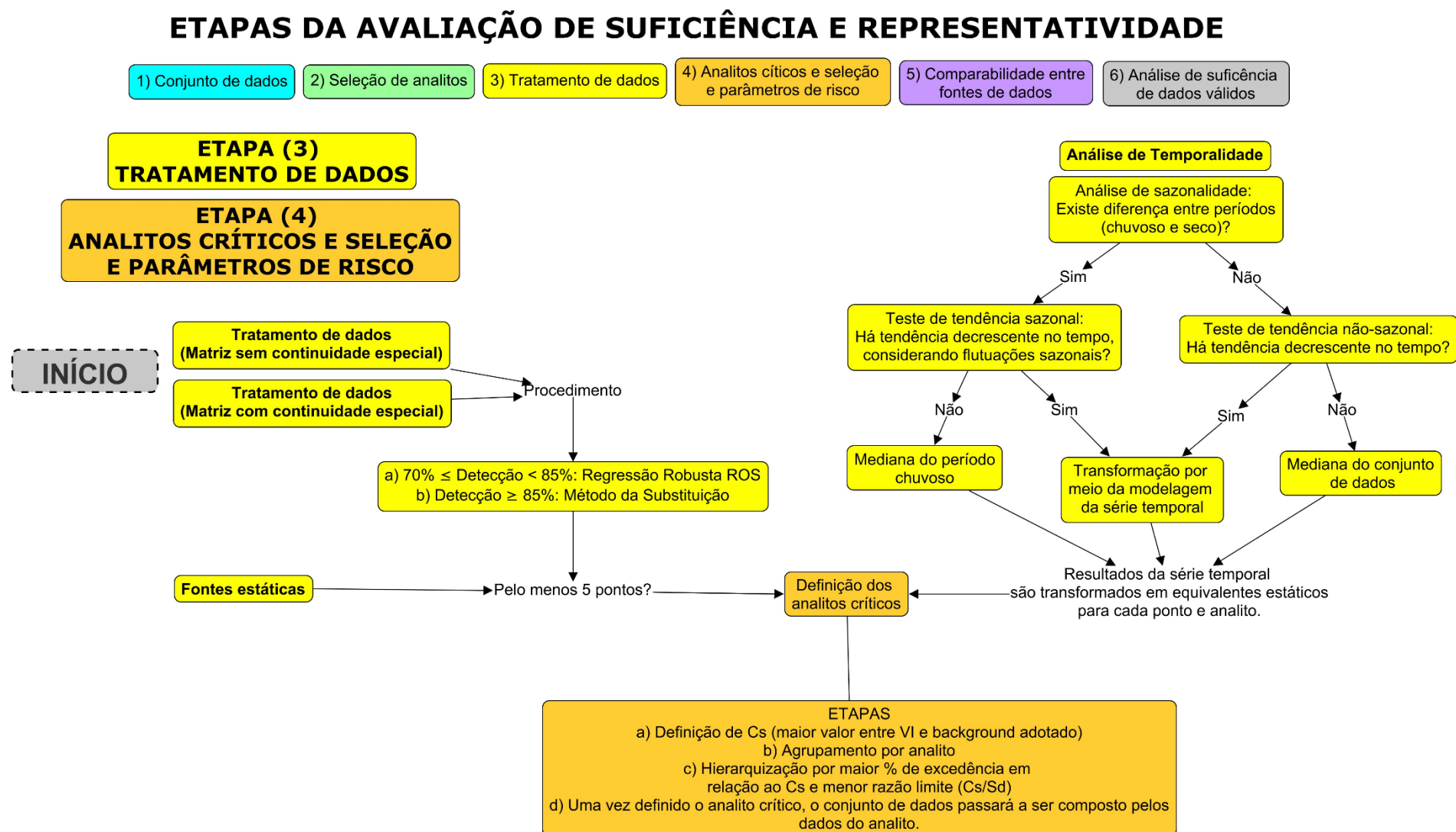
Após a etapa de tratamento de dados, faz-se necessária a definição de analitos críticos em cada matriz que garantam a suficiência e representatividade dos demais analitos.

Para matrizes sem continuidade espacial, como a água superficial, o analito crítico é definido como o de maior porcentagem de excedência em relação ao parâmetro de risco (denominado “Cs”) e o de menor razão limite (Cs/S).

Já para matrizes com continuidade espacial, o analito crítico é definido como o de maior porcentagem de excedência em relação ao parâmetro de risco (denominado “Cs”). Uma vez definido o analito, o conjunto de dados passa a ser composto pelos dados do analito.

Em suma, o conjunto de dados considerando os analitos selecionados na etapa 2 é tratado na etapa 3. A partir do tratamento, são definidos os analitos críticos de cada matriz na etapa 4.

Figura 4 - Resumo das Etapas 3 (Tratamento de dados) e 4 (Seleção de analitos críticos) do Fluxograma de avaliação de suficiência e representatividade dos dados



1.2.5 Comparabilidade entre fontes de dados

A Figura 5 detalha as etapas cinco e seis do fluxograma de etapas de avaliação de suficiência e representatividade, que consistem, respectivamente, na comparabilidade entre fontes de dados e na análise de suficiência de dados válidos.

Nota-se que, o teste estatístico de comparação entre fontes de dados depende se a matriz analisada apresenta ou não continuidade espacial. Além disso, a comparabilidade estatística é discriminada em duas situações: quando se dispõe de dois conjuntos distintos de dados e quando se dispõe de três ou mais conjuntos distintos de dados. Em todo caso, a metodologia de comparabilidade adotada é baseada no uso de testes não-paramétricos.

Durante as análises são utilizadas representações gráficas e medidas descritivas conjuntamente ao teste de comparação entre distribuições.

1.2.5.1 Matrizes sem continuidade espacial

O teste de Kruskal-Wallis é aplicado para matrizes sem continuidade espacial, para o caso de comparação estatística com três ou mais fontes de dados distintas:

- a) Quando a hipótese inicial do teste de Kruskal-Wallis não for rejeitada ($p\text{-valor} > 0,05$), o agrupamento entre todas as fontes é dado como possível e executado para os cálculos.
- b) Quando a hipótese inicial é rejeitada ($p\text{-valor} < 0,05$) há indicação de diferença significativa estatisticamente entre as funções de distribuição de ao menos dois grupos de dados, porém não há informação de qual grupo seria.

Se as fontes não se apresentarem comparáveis (e, por isso, os dados não devem ser agrupados), deve-se conduzir comparações 2 a 2 entre as fontes disponíveis guiadas pelo teste *post-hoc* de Nemenyi (1963), optando preferencialmente pela fonte de monitoramento com mais dados;

Se as fontes se apresentarem comparáveis, os dados provenientes destas devem ser agrupados, formando o conjunto final de dados que são avaliados na etapa seguinte de avaliação de suficiência.

1.2.5.2 Matrizes com continuidade espacial

O teste de autocorrelação espacial (Índice de Moran) destina-se às matrizes com continuidade espacial e é aplicado para verificar se, para a configuração envolvendo agrupamento de diferentes fontes, há correlação espacial positiva, além de quantificar e classificar a correlação espacial dos agrupamentos.

Em se tratando de comparabilidade de dados de fontes distintas, quando houver um índice de Moran com validade estatística ($p\text{-valor} < 0,05$), as fontes de dados serão consideradas comparáveis e os dados serão agrupados. Em casos de índices de Moran sem validade estatística ($p\text{-valor} > 0,05$), uma análise das fontes é conduzida, tanto individualmente quanto considerando diferentes agrupamentos de fontes de dados, a fim de entender onde podem estar as diferenças entre os conjuntos e definir os resultados a serem utilizados.

1.2.6 Análise de suficiência de dados válidos

De posse do conjunto final de dados a ser avaliado, a etapa 6 – análise de suficiência de dados válidos – é iniciada.

1.2.6.1 Matrizes sem continuidade espacial

Fazendo uma breve recapitulação das etapas: no início (etapa 1) foram avaliados os quantitativos disponíveis para a matriz e, em caso de atender o mínimo para avaliação, o conjunto seguiu adiante nos procedimentos. A partir disso, analitos foram selecionados, os dados foram tratados, o analito crítico para suficiência foi definido e a comparabilidade de dados foi testada.

É possível que o conjunto de dados que chega na presente etapa (resultados tratados do analito crítico da matriz avaliada) tenha número de elementos distinto do inicial da etapa 1. Isso pode ocorrer no caso em que não há comparabilidade entre as distintas fontes de dados e somente uma parte dos dados avance até a presente etapa. Nesse caso, quando o conjunto final de dados apresentar menos que 20 observações a conclusão é direta: os dados são insuficientes (não atendem o mínimo) e uma complementação amostral é necessária. A quantidade de elementos complementares é calculada em função dos resultados obtidos tomando como base os parâmetros α , β , Δ , além do coeficiente de variação (CV).

Para a avaliação da suficiência do conjunto final de dados em matrizes sem continuidade espacial que apresentem mais que 20 pontos, são conduzidos testes de hipótese de comparação entre média amostral e o parâmetro de risco (C_s). A média é o parâmetro adotado para representar uma concentração geral para a área investigada. Dessa forma, o teste é aplicado com o intuito de entender se a região como um todo pode ser considerada, em média, acima do parâmetro de risco (C_s) ou não.

O teste de hipóteses é definido de forma que a hipótese nula considera o local como “contaminado” ($\mu_0 \geq C_s$), ou seja, com concentração média superior a C_s , e a hipótese alternativa considera o local como “não-contaminado” ($\mu_1 < C_s$), ou seja, com concentração média inferior a C_s .

A condução do teste levará em conta os possíveis erros tipo I e II. O erro tipo I é de maior preocupação, pois ocorre ao afirmar, a partir da conclusão do teste estatístico, que uma região não está “contaminada” (em média) quando de fato ela está. O erro tipo

II ocorre ao afirmar que uma região está “contaminada” (em média) quando de fato ela não está.

- I. Quando a média amostral é menor que o valor crítico ($p\text{-valor} < 0,05$) a hipótese nula é rejeitada, o que implica em controle do erro tipo I.
- II. Quando a média amostral é maior que o valor crítico ($p\text{-valor} > 0,05$), a hipótese nula não é rejeitada, indicando que não há controle do erro tipo I. Logo, é preciso verificar o controle do erro tipo II, a partir do cálculo da estatística “m” (considerando a variável Z em sua formulação após a não-rejeição de um teste t) e sua comparação com o número de pontos coletados (n).
 - a) Se o número de pontos coletados (n) se apresentar superior ao valor de “m”, há controle do erro tipo II.
 - b) Caso contrário, é necessário complementá-lo e o número de pontos necessários para complementação é dado pela subtração do valor de “m” pelo número de pontos existentes (n).

Garantindo que há controle de um dos erros do teste (tipo I ou tipo II), conduz-se análises de valores extremos e de distribuição dos dados. Assim, a normalidade dos dados é verificada e testes de outliers podem ser aplicados dependendo das condições de normalidade.

Por fim, conduz-se análise da representatividade espacial dos pontos por meio da avaliação da espacialidade das concentrações a partir da elaboração de mapas com pontos discretos. O conjunto de dados que chega a essa etapa e tem sua representatividade validada pela análise citada é dado como suficiente e representativo para condução das análises de risco.

1.2.6.2 Matrizes com continuidade espacial

Para matrizes com continuidade espacial, a modelagem geoestatística é aplicada por meio da Regressão Paramétrica, para água subterrânea, e Krigagem Ordinária, para solo superficial. Estes consistem em métodos de interpolação espacial que permitem estimar valores em locais não amostrados e fornecem estimativas da incerteza nos valores interpolados.

Entre as etapas do procedimento de regressão paramétrica destacam-se a definição das variáveis de entrada, análise exploratória de dados, diagnóstico da regressão proposta e obtenção dos mapas de predição das concentrações.

Entre as etapas da Krigagem Ordinária destaca-se o ajuste do semivariograma para avaliar e quantificar a autocorrelação por meio da modelagem espacial, garantindo que as predições da krigagem tenham maior aderência aos dados observados; a concepção e a análise de um modelo de regressão linear entre as concentrações medidas e as concentrações estimadas pela interpolação; e a análise crítica por meio da elaboração de mapas de quantil, de incerteza e associação quantil e incerteza e a verificação de regiões de vazios amostrais.

Como resumo dos itens 2.5 e 2.6, quando há mais de uma fonte de dados, a comparabilidade entre estas é testada. O índice de Moran foi elencado como teste para a comparabilidade de dados em matrizes com continuidade espacial por considerar a dependência dos elementos de uma amostra em função de sua localização, ou seja, por considerar que os resultados de uma amostra não são independentes entre si, visto que apresentam uma dependência espacial.

De acordo com o resultado dos testes estatísticos, agrupam-se todas as fontes ou parte delas. Com a comparabilidade conduzida, prossegue-se então para a avaliação de suficiência que conclui se os dados são suficientes e representativos ou se há necessidade de complementações.

Ressalta-se que o objetivo das análises geoestatísticas que envolvem espacialidade não é somente avaliar a correlação entre as fontes de dados. As ferramentas do estudo são utilizadas para o entendimento da espacialidade das concentrações e, portanto, são fundamentais para avaliação da espacialidade do risco. Por esse motivo, são utilizadas dentro dos critérios para definir suficiência e representatividade dos dados.

Figura 5 - Resumo das Etapas 5 (Comparabilidade entre fontes de dados) e 6 (Análise de suficiência de dados válidos) do Fluxograma de avaliação de suficiência e representatividade dos dados

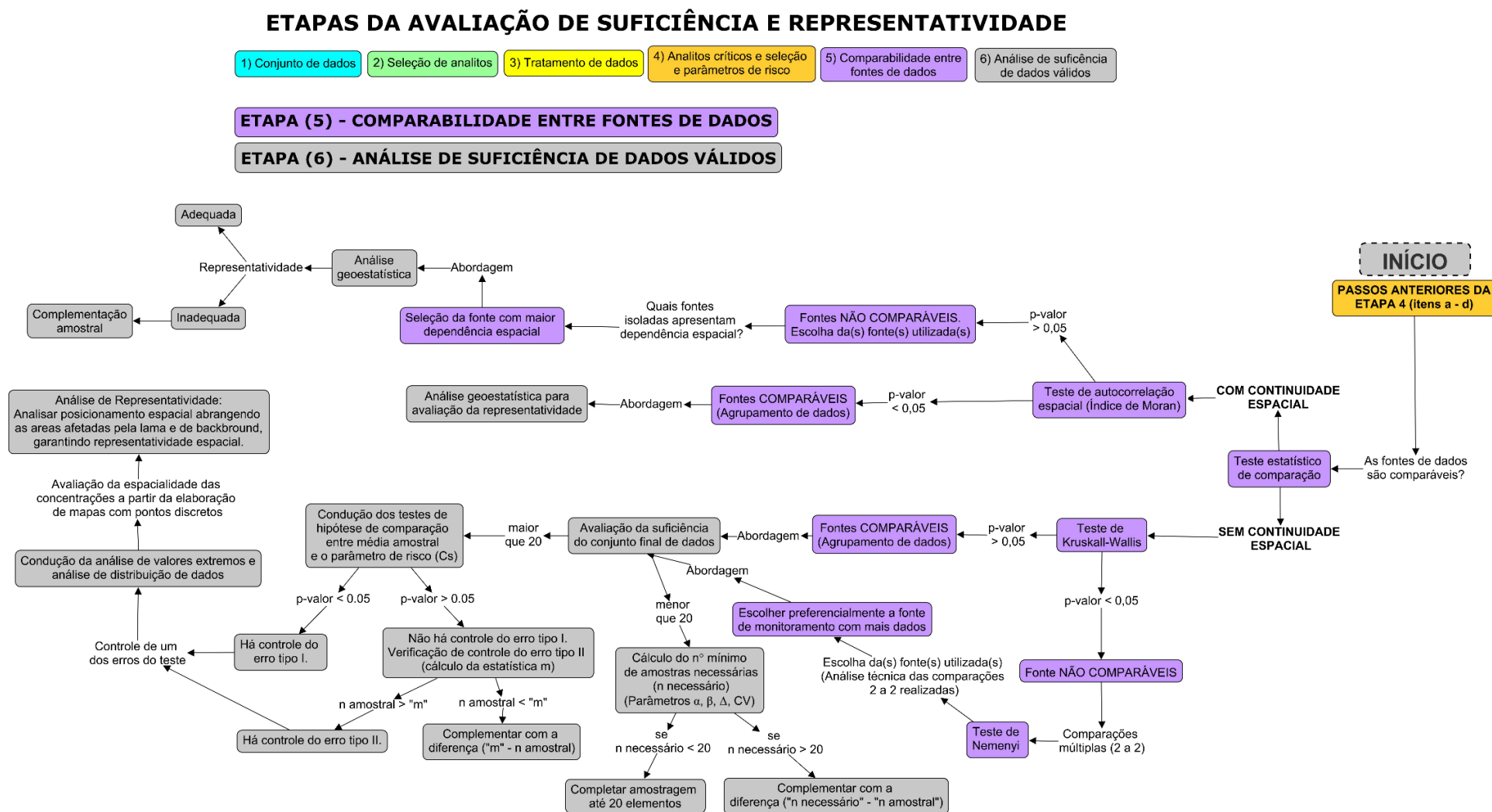


Tabela 2 - Tabela-resumo com testes, tratamentos e premissas estatísticas empregadas na Avaliação de Suficiência e Representatividade

Os testes, tratamentos e premissas estatísticas empregados na Avaliação de Suficiência e Representatividade de dados são resumidos na Tabela 2, de forma a elucidar como tais análises contribuem aos objetivos do estudo. Após a realização dos testes são apresentadas as estatísticas de teste e p-valor das análises realizadas.

Testes, tratamentos e premissas estatísticas empregadas na Avaliação de Suficiência e Representatividade							
TIPO DE MATRIZ	Conjunto de dados	Seleção de analitos	Tratamento de resultados não detectados	Análise de Temporalidade	Analitos críticos e parâmetros de risco	Comparabilidade entre fontes de dados	Análise de suficiência de dados válidos
COM CONTINUIDADE ESPACIAL	- Elementos amostrais não são independentes entre si (há dependência espacial) - Análises iniciais qualitativas e descritivas dos dados	- Cálculo da porcentagem de detecção para viabilizar a seleção de analitos	- Determinação das porcentagens de detecção - Substituição dos resultados abaixo do LD pelo valor especificado (detecção acima de 85%). - Regressão robusta (ROS) (detecção entre 70 e 85%) - Desconsideração dos analitos abaixo de 70% de detecção no contexto de suficiência		Definição do Cs.	- Teste de comparabilidade entre fontes de dados espaciais (Índice de Moran) - Representações gráficas - Estatísticas descritivas	- Regressão Paramétrica - Análise variográfica - Validação cruzada - Álgebra de mapas

SEM CONTINUIDADE ESPACIAL	Elementos amostrais independentes entre si - Análises iniciais qualitativas e descritivas dos dados	- Cálculo da porcentagem de detecção para viabilizar a seleção de analitos	- Determinação das porcentagens de detecção - Substituição dos resultados abaixo do LD pelo valor especificado (detecção acima de 85%). - Regressão robusta (ROS) (detecção entre 70 e 85%) - Desconsideração dos analitos abaixo de 70% de detecção no contexto de suficiência	- Análise exploratória: série temporal com gráficos de dispersão e Cs - Teste de Sazonalidade - Teste de tendência monotônica Mann-kendall - Tratamento: Média móvel de 30 dias	Definição do Cs	- Mann Whitney - Teste de Kruskal-Wallis - Teste de Nemenyi - Representações gráficas - Estatísticas descritivas	- Teste de hipótese (média x Cs) - Teste de distribuição do resultado do analito crítico - Análise espacial de valores extremos por meio de mapa com pontos discretos

---- FINAL DO TEXTO ----

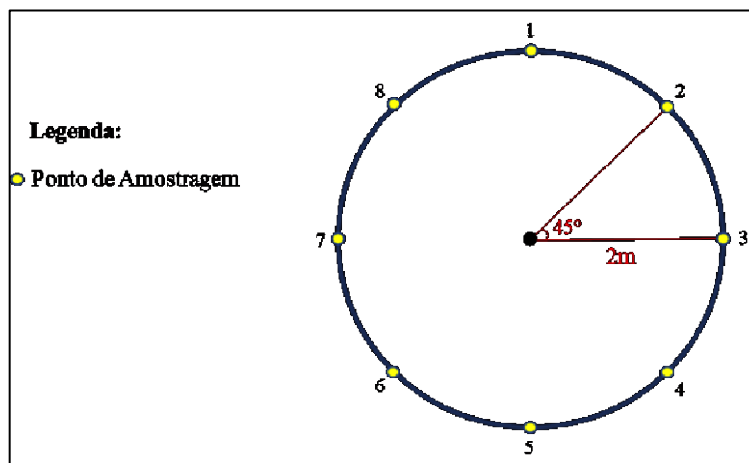
APÊNDICE 5

Metodologias de Amostragem de Compartimentos do Meio Físico

Solo superficial

A sondagem deverá ser executada a partir da cravação total de tubo de PVC (1,5”) descartável de 8 a 10 cm de comprimento no solo superficial em sentido vertical. A parte superior do tubo enterrado, faceando a superfície do superficial, é então fechada com caps plástico de PVC (1,5”).

As amostras de solo superficial deverão ser compostas por oito amostras coletadas conforme descrito acima e quarteadas, a partir do círculo previamente definido em um ponto de amostragem, e não deverá ser obtida em uma profundidade maior que 10 cm da superfície do terreno, conforme figura abaixo. Para cada amostra de solo superficial composta, deverá ser coletada uma amostra de solo do mesmo material para realização de ensaios granulométricos.



O material perfurado deverá ser descrito em toda a extensão perfurada, de acordo com o Anexo A (normativo) – Litografia do Perfil de Sondagem da ABNT NBR 15.492:2007 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - procedimento.

Após a retirada da amostra coletada em recipiente plástico descartável (liner), deve ser usada uma ferramenta de corte para a confecção de uma abertura longitudinal nele que permita identificar visualmente qual(is) a(s) porção(ões) do liner é mais apropriada(s) para a coleta de amostras de solo para envio para análises químicas de interesse (NBR 16434:2015).

Solo subsuperficial

A sondagem deverá ser executada de acordo com ABNT NBR 15.492:2015 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – procedimento.

O material perfurado deverá ser descrito em toda a extensão perfurada, de acordo com o Anexo A (normativo) – Litografia do Perfil de Sondagem da ABNT NBR 15.492:2007 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - procedimento.

A sondagem deverá ser locada no centro do círculo definido para aquisição da amostra de solo superficial (mas não serão obtidas amostras de solo superficial na sondagem a ser realizada para solo subsuperficial). A amostragem deverá ocorrer a partir da superfície do terreno, sendo que a primeira amostra será sempre coletada a 20 cm da superfície do terreno. As demais amostras ao longo do perfil serão coletadas de forma estratificada sendo que sempre que ocorrer uma variação textural que seja identificada visualmente e significar uma mudança de extrato do solo ou da lama de rejeitos (quando ocorrer), será coletada uma amostra para análise química laboratorial e uma amostra para ensaios de granulometria. No caso da ocorrência de lama de rejeitos no ponto de sondagem, esta deverá seguir até profundidade maior que a base da ocorrência da lama, sendo necessária a amostragem em todo o perfil de sondagem.

Após a retirada da amostra coletada em recipiente plástico descartável (liner), deve ser usada uma ferramenta de corte para a confecção de uma abertura longitudinal nele que permita identificar visualmente qual(is) a(s) porção(ões) do liner é mais apropriada(s) para a coleta de amostras de solo para envio para análises químicas de interesse (NBR 16434:2015).

Sedimento superficial

Preferencialmente, a coleta de sedimentos deverá ser realizada nas margens dos rios conforme descrito no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (2011). Caso dados sobre descarga sólida estiverem disponíveis para a Bacia do Rio Paraopeba, estes também serão considerados para interpretação da dinâmica de hidrossedimentação.

Nos pontos selecionados com base no critério descrito acima, tubos de PVC (1,5”) descartáveis de 5 cm de comprimento serão totalmente enterrados no sedimento superficial em sentido vertical. A parte superior do tubo enterrado, faceando a superfície do sedimento é então fechada com caps plástico de PVC (1,5”).

As amostras de solo superficial deverão ser compostas por oito amostras coletadas, conforme descrito acima, e quarteadas a partir do círculo previamente definido em um ponto de amostragem, e não deverá ser obtida em uma profundidade maior que 10 cm da superfície do terreno.

Sedimento subsuperficial

Preferencialmente a coleta de sedimentos deverá ser realizada nas margens dos rios conforme descrito no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (2011).

A sondagem deverá ser locada no centro do círculo definido para aquisição da amostra de sedimento superficial. A amostragem deverá ocorrer a partir da superfície do terreno sendo que sempre que ocorrer uma variação textural que seja identificada visualmente e signifique uma mudança de extrato do sedimento ou da lama de rejeitos (quando ocorrer), será coletada uma amostra para análise química laboratorial e ensaios granulométricos. No caso da ocorrência de lama de rejeitos no ponto de sondagem, esta deverá seguir até profundidade maior que a base da ocorrência da lama, sendo necessária a amostragem em todo o perfil de sondagem.

Após a retirada da amostra coletada em recipiente plástico descartável (liner), deve ser usada uma ferramenta de corte para a confecção de uma abertura longitudinal no mesmo que permita identificar visualmente qual(is) a(s) porção(ões) do liner é(são) mais apropriada(s) para a coleta de amostras de solo para envio para análises químicas de interesse (NBR 16434:2015).

O material perfurado deverá ser descrito em toda a extensão perfurada, de acordo com o Anexo A (normativo) – Litografia do Perfil de Sondagem da ABNT NBR 15.492:2007 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - procedimento.

Água subterrânea

Amostragem de água subterrânea será realizada utilizando o método de baixa vazão, seguindo diretrizes da norma ABNT NBR 15.847:2010 - Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento - Métodos de purga, de 21 de julho de 2010, e para complementação do procedimento poderá ser usada a Norma ASTM D 6634-01.

Em caso específicos, metodologias de coleta como o *Screen Point Sampler* (Geoprobe®) e *Grab Sampling* poderão ser usadas desde que estejam alinhadas com o Modelo Conceitual da Área (MCA) em estudo. Os métodos de amostragem em poços provisórios ou diretamente em sondagens utilizam tubos de polietileno ou teflon com um ponto de tela permeável, que são colocados dentro das hastes utilizadas para execução da sondagem. Para a amostragem, poderá ser usado um conjunto de válvulas de retenção fixado a uma extremidade da tubulação, sendo a água é bombeada através da tubulação e para a superfície do solo, oscilando a tubulação para cima e para baixo. A amostragem

também poderá ser realizada incorporando o uso de uma bomba peristáltica conectada à tubulação. O segundo método é limitado pelo fato de que a água pode ser bombeada para a superfície a partir de uma profundidade máxima de aproximadamente oito (8) metros. A depender do diâmetro e técnica de execução da sondagem, o método de baixa vazão poderá ser utilizado em substituição dos dois métodos anteriores, desde que seja instalado um poço provisório dentro das hastes utilizadas para execução da sondagem.

Água superficial

A amostragem de água superficial em rios deverá seguir os procedimentos apresentados no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011), bem como as normas ABNT NBR 9.897:1987 – Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores, e ABNT NBR 9.898:1987 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. No caso de amostras que não podem sofrer aeração, a garrafa de Van Dorn de fluxo horizontal deverá ser empregada.

Poços de monitoramento de água subterrâneo

Quando necessária à instalação de poços de monitoramento de água subterrânea, consistente com os modelos conceituais de cada Área de Estudo Ecológico em estudo, a sondagem deverá ser executada de acordo com ABNT NBR 15.492:2015 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – procedimento.

O material perfurado deverá ser descrito em toda a extensão perfurada, de acordo com o Anexo A (normativo) – Litografia do Perfil de Sondagem da ABNT NBR 15.492:2015 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - procedimento.

Após a retirada da amostra coletada em recipiente plástico descartável (liner), deverá ser usada uma ferramenta de corte para a confecção de uma abertura longitudinal no mesmo que permita identificar visualmente qual(is) a(s) porção(ões) do liner é(são) mais apropriada(s) para a coleta de amostras de solo para envio para análises químicas de interesse (NBR 16434:2015).

Os poços de monitoramento deverão ser instalados conforme ABNT/NBR 15.495-1: 2007 – Poços de Monitoramento de Água Subterrânea em Aquíferos Granulares. Parte 2: Desenvolvimento.

APÊNDICE 06

Metodologias de Amostragem do Meio Biótico

1 Coleta de espécies para risco ecológico

Nesta seção serão apresentados os métodos detalhados de amostragem em campo para anfíbios, répteis, mamíferos, aves e plantas. Para todos os grupos inventariados, os dados coletados serão analisados buscando-se a identificação até a maior resolução taxonômica possível. É importante ressaltar que os indivíduos capturados devem ser preferivelmente analisados em campo e soltos no local de captura para evitar qualquer impacto na área afetada.

Caso seja necessária à coleta de espécimes-testemunho e amostras de tecido, recomenda-se a criteriosa seleção das espécies a serem coletadas. Como ressaltado pela USEPA (2018), é desnecessário e impraticável avaliar o risco ecológico para todas as espécies presentes na área de estudo. Portanto, serão selecionadas unicamente as espécies representativas de cada grupo taxonômico e que possuam dados de ecotoxicidade na literatura, de forma que possibilitem uma avaliação de risco quantitativa.

É importante ressaltar que, a fim de diminuir o impacto e estresse provocado pela abertura de novas trilhas e coletas, serão utilizados os resultados dos dados coletados no âmbito do Programa de Diagnóstico de Danos Ambientais sobre Meio Biótico que está sendo desenvolvido pela empresa Amplo e que sejam compatíveis com os estudos de ARE.

Para plantas terrestres no PDDMB, são contempladas apenas amostragens em áreas localizadas na bacia do Ribeirão Ferro-Carvão. Além disso, as metodologias utilizadas para amostragem desse grupo não são compatíveis com os estudos ARE. Diante disso, a Avaliação de Risco Ecológico suprirá a falta de informações sobre a flora terrestre nativa inserida ao longo da bacia do Rio Paraopeba, seguindo a metodologia descrita no item 5.1 do presente projeto.

Para fauna aquática, as metodologias e pontos de amostragem para ictiofauna e comunidades hidrobiológicas que estão sendo contemplados no PDDMB e monitorados ao longo da bacia do Rio Paraopeba, são compatíveis com os estudos de ARE, portanto resultados da fauna aquática serão considerados desde que atendam os critérios de validação também descritos no presente projeto.

Quanto à fauna terrestre, o PDDMB contempla estudos de monitoramento e de bioacumulação para diferentes grupos da fauna terrestre apenas em áreas localizadas na bacia do Ribeirão Ferro-Carvão. Estudos de populações estão sendo contempladas no PDDMB ao longo do Rio Paraopeba para três espécies indicadoras: Cágado de

Barbicha (*Phrynops geoffroanus*), Andorinha de coleira (*Pygochelidon Melanoleuca*) e Lontra (*Lontra longicaudalis*). Para estudos de genotoxicidade e bioacumulação ao longo da bacia do Rio Paraopeba no PDDMB, está sendo considerado apenas a Capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) como único indicador ecológico. Diante disso, os estudos de ARE considerarão os resultados obtidos no PDDMB para os indicadores mencionados anteriormente. No entanto, para complementar e suprir lacunas de outros grupos da fauna não considerados ao longo da bacia do Rio Paraopeba, a Avaliação de Risco Ecológico suprirá a falta de informações seguindo as metodologias descritas no item 5.2 do presente projeto.

Ademais, serão considerados outros estudos que estão sendo desenvolvidos ao longo da bacia do Rio Paraopeba desde que atendam ao procedimento de validação. Dentre esses estudos, serão avaliados os estudos de ecotoxicidade e de bioacumulação para fauna aquática executada pela empresa Aplysia, estudos de acumulação de metais em gramíneas pela UFLA e estudos de monitoramento de mamíferos de médio e grande porte em execução pela empresa Amplo. É importante ressaltar que até o presente não existem estudos sendo realizados e que serão fonte de dados sobre ecotoxicologia para flora terrestre nativa. Contudo, os estudos ARE suprirão e complementarão as lacunas de informação dos estudos que não atendam aos critérios de validação do presente projeto.

1.1 Flora

Amostragem de plantas terrestres

As amostragens de plantas terrestres serão feitas seguindo o método de intercepção de linhas (MORO e MARTINS, 2011), de acordo com a qual uma linha é estendida na vegetação e todos os indivíduos que tocarem se posicionarem sobre a linha são amostrados. Serão amostrados os principais grupos de plantas terrestres (ervas, arbustos e árvores), com metodologias de coleta variando de acordo com as características biológicas de cada grupo (MORO e MARTINS, 2011).

Para avaliação do componente arbóreo, serão incluídos os indivíduos com diâmetro a 1,3 m do solo (DAP) maior que 15 cm (MORO e MARTINS, 2011).

Para análise do estrato arbustivo, serão amostrados os exemplares com DAP menor que 15 cm e altura do indivíduo maior que 1,3 m.

Os diâmetros das árvores e arbustos serão medidos com fita métrica e as amostras serão coletadas com tesoura de poda manual ou podão de galhos altos (MORO e MARTINS, 2011).

Para avaliação do componente herbáceo serão utilizadas parcelas de 1x1 m. As espécies herbáceas no interior dessas parcelas de 1 m² serão contadas e sua cobertura vegetal estimada visualmente, indicando em valores percentuais a quantidade aproximada de recobrimento de cada espécie. Adicionalmente, além da frequência e cobertura vegetal, será avaliado o percentual do solo sem recobrimento por plantas, indicado como espaço desnudo (MORO e MARTINS, 2011).

Para todo o material amostrado, serão feitas coletas em triplicata, sempre que for possível e de preferência fértil. Uma descrição detalhada que permita a identificação científica de cada espécie deverá ser feita a partir do que terá sido coletado segundo as técnicas botânicas usuais (MORI et al., 1985; FIDALGO; BONONI, 1989; BRIDSON; FORMAN, 1998), bem como prensado e depositado em um herbário de referência.

Análises ecológicas

Para as espécies lenhosas serão calculados índices ecológicos como riqueza, diversidade, frequência, densidade, e importância das espécies (MORO e MARTINS, 2011).

Para as espécies herbáceas, serão calculadas, a frequência, dominância (com base no percentual de cobertura) e valor de importância (MORO e MARTINS, 2011).

Análises químicas

Serão selecionadas espécies vegetais herbáceas e arbustivas que apresentem maior dominância e abundância nas amostragens (MORO e MARTINS, 2011). Dessas espécies serão coletadas 250 g de amostras de tecido vegetal (raízes e folhas), seguindo-se o Manual da Embrapa (1997). As amostras serão guardadas em sacos de papel e enviados ao laboratório no menor tempo possível para evitar decomposição do material. Caso isso não seja possível, o material será colocado em sacos plásticos e conservado na geladeira até o envio para o laboratório. A análise de metais para tecido vegetal (folhas e raízes) seguirá o procedimento da Embrapa (1997).

Amostragem plantas aquáticas

Para as amostragens das macrófitas aquáticas serão estabelecidas parcelas de 1x1 m com distância de 2 m entre cada parcela em todos os pontos de amostragem. Para cada parcela serão registradas informações de cobertura total, profundidade da coluna da água e biotipo, este último seguindo a terminologia de Irgang et al (1984).

Todos os indivíduos coletados serão fotografados e serão feitas medições na parte aérea e no sistema radicular, com o uso de uma trena.

Serão feitas coletas de material botânico em triplicata, sempre que for possível e de preferência fértil. A descrição detalhada que permitirá a identificação científica de cada espécie deverá ser feita a partir do que terá sido coletado segundo as técnicas botânicas usuais (MORI et al., 1985; FIDALGO; BONONI, 1989; BRIDSON; FORMAN, 1998), bem como prensado e depositado em um herbário de referência.

Análises ecológicas

Para macrófitas aquáticas serão calculadas a frequência, dominância e valor de importância (MORO e MARTINS, 2011).

Análises químicas

Serão selecionadas as espécies de macrófitas que apresentem maior dominância e abundância nas amostragens (MORO e MARTINS, 2011). Dessas espécies será separada a parte aérea do sistema radicular usando uma tesoura de poda. As amostras serão guardadas em sacos de papel e enviados ao laboratório no menor tempo possível para evitar decomposição do material. Caso isso não seja possível o material será colocado em sacos plásticos e conservado em geladeira até o envio para o laboratório. A análise de metais para tecido vegetal (folhas e raízes) seguirá o procedimento da Embrapa (1997).

1.2 Fauna

1.2.1 Amostragem de mastofauna

O grupo dos mamíferos é de particular interesse para monitoramento de fauna terrestre, uma vez que possui características que vão desde a alta variabilidade de hábitos alimentares entre as espécies até sua ampla distribuição espacial diante dos biomas. Posto que seus nichos são variados, possuem diferentes hábitos, como: fossoriais, arborícolas e terrestres. Portanto são de grande importância para

compreensão da interação intra e interespecífica e de fatores abióticos, além do papel importante que exercem na dispersão de sementes e polinização, na manutenção de outras populações e no controle destas através da predação (CHIARELLO et al. 2008).

O monitoramento de mamíferos terrestres, a depender dos objetivos de cada estudo e das diferentes metodologias existentes, costuma ser separado em 3 categorias, sendo elas: mamíferos de pequeno porte, mamíferos de médio e grande porte e mamíferos voadores. Para fins da ARE em questão, no que tange aos riscos envolvidos pelo rompimento da barragem B-I da Mina Córrego do Feijão, no município de Brumadinho (MG), a caracterização do meio biótico seguirá as metodologias convencionais listadas em literatura.

As metodologias utilizadas no projeto se adequam às condições especificadas na caracterização das AE_{ECO}, bem como no conhecimento prévio sobre os hábitos das espécies de mamíferos de pequeno, médio e grande porte através de dados secundários, utilizando a combinação de diferentes metodologias. Para todos os procedimentos que envolvam captura de animais vivos, serão seguidas as normas com utilização dos Equipamentos de Proteção Individual (EPIs), bem como respeitadas as restrições sobre manejo inadequado que possam causar algum dano e/ou estresse demasiado no animal (CFBIO, 2012).

1.2.1.1 Mamíferos de pequeno porte

As amostragens para mamíferos de pequeno porte normalmente envolvem captura através de armadilhas de interceptação e queda/*pitfall*, também armadilhas do tipo gaiolas, como *Sherman* e *Tomahawk* (PARDINI & UMETSU, 2006).

Serão utilizadas armadilhas nos modelos gaiola de arame galvanizado (tipo gancho) e *Sherman*, de dimensões 32x15x15 cm (comprimento, largura e altura) e 25x8x9 cm (comprimento, largura e altura), respectivamente. Em cada ponto amostral serão instaladas 5 armadilhas de cada tipo, alternando-se entre solo e sub-bosque, com uma distância mínima de 50 m entre armadilhas do mesmo tipo. A disposição das armadilhas contempla as espécies-alvo de acordo com seus hábitos, tanto as que vivem no solo quanto as espécies arborícolas. Assim, serão dispostos 2 transectos: um contendo 5 armadilhas do tipo *Sherman* e um contendo 5 armadilhas do tipo *Tomahawk* (gaiola de arame galvanizado). Para atrair os animais para as armadilhas, serão utilizadas iscas variadas, como bacon, sal grosso, canela e frutas.

As armadilhas *pitfall* são montadas utilizando recipientes de plástico, como baldes de até 60 L, enterrados no solo, mas que podem variar o tamanho, onde são dispostos em conjunto com cercas-guia/lonas que irão funcionar como barreira física para interceptação dos espécimes de solo. A disposição e quantidade de *pitfalls traps* poderá variar em função do tamanho da área total a ser amostrada e das unidades amostrais, uma vez que a disposição pode seguir transectos lineares com baldes únicos ou em formato “Y”, utilizando simultaneamente 4 baldes numa área (PINTO, 2014). Inicialmente, está prevista a instalação de uma linha de 10 baldes, com distância de 10 m entre cada balde, por área amostral. Estas armadilhas serão vistoriadas ao menos uma vez ao dia, durante 7 dias, e a considerar a amostragem em período chuvoso, serão feitos pequenos furos nas laterais e no fundo dos baldes para evitar afogamento no caso da captura.

Todas as 3 metodologias (*Sherman*, *Tomahawk* e *pitfalls*) serão instaladas prioritariamente no período da manhã, com verificações durante a tarde do mesmo dia e na manhã do dia seguinte, e assim sucessivamente durante 10 dias de campanha.

Os indivíduos capturados, seja nas armadilhas *live trap* ou *pitfall trap*, serão sexados, marcados com brincos numerados e tomadas as seguintes medidas: massa corporal (em gramas), comprimento cabeça-corpo, cauda, pata posterior com e sem garra e orelha (em milímetros). A condição reprodutiva será identificada entre as categorias grávida, lactante ou inativa para as fêmeas e testículos escrotados ou não para os machos; a classe etária será definida entre infante, juvenil ou adulto.

Coleta para material biológico: mamíferos pequenos

Para a coleta de material biológico de mamíferos de pequeno porte, a contenção química será realizada através de aplicações de anestésicos dissociativos (Tiletamina e Zolazepam, Zoletil) injetáveis por via intramuscular e/ou endovenosa, de acordo com a dosagem de cada grupo faunístico, para a perda indolor da consciência seguida de parada cardiorrespiratória do indivíduo. Após a anestesia outra medicação será aplicada, Cloreto de Potássio 19,1% via endovenosa, a fim de causar parada simultânea dos aparelhos respiratórios e circulatórios. O volume dos anestésicos a serem administrados se definirá pelo peso (kg) x dose (mg/kg) dividido pela concentração mg/ml (CUBAS et al, 2014).

Os espécimes coletados serão depositados no Museu de Zoologia João Moojen na Universidade Federal de Viçosa (MZUFV).

1.2.1.2 Mamíferos de médio e grande porte

Onde não ocorre captura será utilizada a combinação de metodologias de amostragem direta e indireta, como contagem visual através de transecto linear, armadilhas fotográficas e identificação de vestígios, pegadas, fezes etc. (IEF, 2012).

Contagem visual por transecto linear

Será realizada utilizando caminhos de acesso, trilhas no interior de áreas florestadas e nas estradas principais, normalmente andando aproximadamente a 1 km/h, utilizada para mamíferos de hábitos diurnos e crepusculares. Os registros do indivíduo ou grupo será feito através de folhas de campo com informações sobre local, hora, altura, atividade, distância da trilha etc. Binóculos podem ser utilizados para espécies arborícolas (NEGRÃO & VALLADARES-PÁDUA, 2006). O tempo para execução dessa metodologia pode variar de um transecto para outro entre aproximadamente 1h e 1h30min, assim como podem ocorrer também registros casuais durante a execução de outras metodologias de campo.

Armadilhas fotográficas

São armadilhas que utilizam sensor infravermelho e que na presença de movimento e/ou calor registram fotos e vídeos com sons. Serão instaladas preferencialmente em locais onde não há passagem de pessoas, com isso deve-se conhecer os hábitos e locais ideais para montagem da armadilha, normalmente as instalações são feitas em troncos de árvores numa altura de aproximadamente 40 cm do chão. Nos registros constarão data e hora do disparo, e, para aumentar as chances dos registros, serão utilizados atrativos alimentares e odoríferos em locais próximos que estejam no alcance da câmera (MARQUES & MAZIM, 2005). As configurações sobre duração de registros, disparos, sensibilidade, entre outros, dependerão da determinação prévia na visita técnica inicial a ser feita sobre o tamanho da área de estudo e locais a serem utilizadas (SRBEK-ARAUJO & CHIARELLO, 2007). O número de armadilhas por área amostral será entre 2 e 5 câmeras, variando de acordo com as condições citadas anteriormente. A verificação do funcionamento das câmeras e o recolhimento de registros serão feitos a cada 5 dias.

Vestígios, vocalizações, pegadas, fezes e carcaças

Como forma complementar às demais metodologias mencionadas, a amostragem indireta será usada também para identificar evidências deixadas pelas diversas espécies de mamíferos que possuem peculiaridades que permitem diferenciar os indivíduos, uma vez que diferentes espécies deixam pegadas características em substratos passíveis de serem usadas como registro. Essas pegadas serão fotografadas junto a uma ferramenta de medição, como régua, para avaliar a qual espécie pertence, uma vez que um dos fatores utilizados para diferenciar pegadas são seus tamanhos, principalmente para espécies da mesma família (RIBEIRO & DE MELO, 2013). Para esse tipo de amostragem também poderão ser usadas parcelas de areia dispostas nos transectos, onde são montadas pequenas áreas com altura e largura padronizadas com substratos de areia umedecidos combinados com atrativos alimentares para atrair os animais (CONTINENTAIS & RAMOS, 2014). Outras evidências como vocalizações, fezes, pelos, carcaças e tocas, também serão utilizadas de acordo com detalhamentos presentes em guias de campo e dados da literatura que permitam a identificação das espécies, através da coleta e análises dos aspectos químicos e morfológicos para fezes, pelos e tocas. No caso de carcaças, são consideradas as características da predação (IEF, 2012). O tempo para execução dessa metodologia pode variar de um transecto para outro entre aproximadamente 1h e 1h30min, podem ocorrer também registros casuais durante a execução de outras metodologias de campo.

Captura viva

A captura será realizada de forma manual, somente quando houver necessidade, utilizando os equipamentos indicados na Portaria 148/2012 do Conselho Federal de Biologia, conforme listado a seguir: puçá, laço, redes, espera ou perseguição (dardos anestésicos), currais, cercos, baias, trincheiras e outros permitidos. O período de vistoria das armadilhas será determinado a partir do hábito de cada espécie e a contenção física e química deverá ser indicada em atividades de captura e marcação.

Coleta para material biológico: mamíferos médios e grandes

Quando houver necessidade da coleta de material biológico, será realizada seguindo literatura específica sobre a dosagem de anestésicos a depender da espécie. A contenção química será realizada através de aplicações de anestésicos dissociativos, Tiletamina associada a Zolazepam (Zoletil 50 e 100), injetáveis por via intramuscular

e/ou endovenosa, de acordo com a dosagem de cada grupo faunístico, para a perda indolor da consciência seguida de parada cardiorrespiratória do indivíduo. Após a anestesia, outra medicação será aplicada, Cloreto de Potássio 19,1% via endovenosa, a fim de causar parada simultânea dos aparelhos respiratórios e circulatórios. O volume dos anestésicos a serem administrados será definido pelo peso (kg) x dose (mg/kg) dividido pela concentração (mg/mL) (CUBAS et al, 2014, CFBIO, 2012).

Os espécimes coletados serão depositados no Museu de Zoologia João Moojen na Universidade Federal de Viçosa (MZUFV).

1.2.1.3 Mamíferos voadores

há uma vasta diversidade alimentar de mamíferos voadores, o que os coloca como atuantes de um importante papel ecológico no seu hábitat. Sendo operante na dispersão de sementes, auxiliam de forma efetiva no reflorestamento natural, na polinização, no controle da população de invertebrados e pequenos vertebrados também (BERTONATTI, 1996). Para a sua amostragem, as características físicas dos locais de coleta são importantes para a determinação do melhor método.

Busca ativa assistemática

Este método amostral consiste na realização de buscas ativas assistemáticas nas áreas amostrais selecionadas e no seu entorno. Trata-se de um método qualitativo e será aplicado de forma complementar, sem padronização do esforço amostral. A busca será realizada em ambientes com diferentes características, à procura de locais preferencialmente utilizados como abrigo de morcegos. Com a utilização desse método qualitativo complementar, busca-se contemplar com mais fidelidade a composição de espécies locais, sobretudo no caso de morcegos, uma vez que as redes de neblina à altura do sub-bosque privilegiam morcegos frugívoros.

Por serem animais formadores de agrupamentos ou colônias, com preferência de atividade crepuscular e noturna, tendem a permanecer em ocos de árvores, frestas de rochas, folhagens de árvores copadas (quando em ambientes urbanos, sua preferência abrange forros de telhados e sótãos) e todos estes locais são de difícil acesso. Nesse cenário a coleta manual é necessária e, para isso, serão utilizadas pinças longas, de 30 cm, que serão posicionadas na parte dorsal ou caudal do animal para evitar ferimentos, ou sacos de pano com tamanho adequado para a coleta e abrigo do animal. Seguindo metodologia de Pacheco (2004), o indivíduo coletado será mantido dentro do saco por

alguns minutos a fim de diminuir seu estresse, antes da execução da biometria e identificação da espécie.

Para abrigos de difícil visualização com aberturas pequenas serão utilizados puçás com sacos de algodão, malha fina ou materiais flexíveis com uma profundidade aproximada de 50 cm, pois permitem que o animal seja envolvido e deslocado para o fundo do saco sem maiores riscos. Já o cabo pode ser de alumínio, PVC, madeira ou taquara, podendo ou não ser extensível (PACHECO, 2004).

Captura por redes de neblina

Para áreas de sub-bosque, a metodologia utilizada de melhor efeito amostral é a rede de neblina, em que são utilizadas redes de nylon ou poliéster, pois são leves e não são percebidas com facilidade por parte dos indivíduos (CFBIO, 2012).

Em cada uma das áreas de amostragens, serão instaladas 10 redes de neblina (*mist nets*) de nove metros de comprimento, entre 2,5 e 3 m de altura e malha de 25 mm. As redes serão montadas preferencialmente em linha, armadas com auxílio de suportes de cabos extensores (telescópicos), atingindo 3 a 4 m de altura, estendidas ao pôr-do-sol, sendo inspecionadas em intervalos de 15 a 30 min e recolhidas após seis horas de esforço amostral. A escolha dos locais para a montagem das redes de espera considerará, dentro de cada área de amostragem, as características de acessibilidade e estrutura da vegetação, a proximidade às fontes de alimento, água e presumíveis rotas de voo (VIZOTTO; TADDEI, 1973; TUTTLE, 1974; CFBIO, 2012). A padronização seguirá a proposta por (STRAUBE & BIANCONI, 2002).

Para a disposição das redes em áreas abertas e bordas de mata, a colocação em sequência de várias unidades é mais eficiente. Quando isoladas, ou dispersas nos pontos de amostragem, elas serão dispostas com 30 metros de distância cada uma da outra ou em formações de “T”, “V”, “Z” e “Y”. Em trechos com necessidade específica, como riachos, açudes e lagos, as formações que demonstram maior eficiências são as configurações “V” e “Z” (KUNZ & KURTA 1988; NAGORSEN & PETERSON, 1980).

É importante ressaltar que um período maior que 6 horas no local pode acarretar recaptura de indivíduos previamente soltos, portanto essa quantidade é o limite de tempo em que a rede será mantida aberta. Fêmeas grávidas e lactantes não podem permanecer na rede por riscos à gestação e aos filhotes, sendo rapidamente medidas, pesadas, marcadas e soltas. Após a captura, os indivíduos serão postos em sacos de algodão de contenção com corda e mantidos fechados por um período de 30 a 60 min,

para a diminuição do estresse antes das medições, nunca juntando animais de espécies diferentes por risco de ferimentos, idealmente cada animal ficará num saco individual (PACHECO, 2004).

Biometria, marcação e coleta de material biológico: mamíferos voadores

Todos os morcegos capturados nas redes de neblina serão retirados destas com o auxílio de luvas de couro. Medidas importantes, como a do antebraço, serão obtidas com o auxílio de um paquímetro digital, conforme metodologia descrita por Vizotto & Tadei (1973) e Voss & Emmons (1996), e o peso será auferido com o auxílio de pesolas.

A identificação taxonômica dos indivíduos será feita com o auxílio de chaves de identificação, além de literatura específica para cada grupo. A classe etária dos morcegos será classificada em jovens e adultos e determinada pela calcificação das falanges dos metacarpos (DE KNEGT et al. 2005) e padrão de pelagem e compleição corpórea (ANTONHY, 1988). Os morcegos serão sexados e terão a condição reprodutiva anotada.

Ao menos um indivíduo de cada espécie capturada será fotografado em cada área. Após o registro fotográfico, os animais serão marcados com anilha metálica numerada na porção medial do antebraço e soltos na mesma noite e local da captura. Serão realizadas coletas de espécimes quando encontrados animais mortos ou quando houver necessidade de confirmação taxonômica em laboratório. Para este último caso, a eutanásia será realizada por métodos físicos (deslocamento cervical), de acordo com as disposições da Resolução CFBio 301 de 08 de dezembro de 2012 e Resolução Normativa nº 13 do CONCEA de 20 de setembro de 2013. Os espécimes coletados serão depositados no Museu de Zoologia João Moojen, na Universidade Federal de Viçosa (MZUFV).

1.2.2 Amostragem avifauna

As aves são excelentes bioindicadores da diversidade do ecossistema, pois estão em todos os biomas, ocupam uma grande variedade de nichos ecológicos, têm taxonomia bem estabelecida e comportamento relativamente conspícuo. Por isso, são utilizadas nos métodos de levantamentos qualitativos e quantitativos que objetivam os estudos ambientais (VIELLIARD et al. 2010).

Segundo o protocolo Projeto de Monitoramento da Avifauna em Unidades de Conservação Federais do Bioma Caatinga (CEMAVE), elaborado pelo ICMBio (2014a) em janeiro de 2014, os métodos propostos para captura da avifauna permitem observar tendências temporais, riqueza, composição e abundância das aves, parâmetros biológicos e ecológicos como densidade de espécies foco, saúde, alimentação, reprodução e genética e avaliação do entorno.

Redes de neblina

As redes de neblina utilizadas neste projeto terão dimensões de 10 m de comprimento x 3 m de altura e 32 mm de malha, correspondente à metade do perímetro da malha, ou quadrados de 16x16 mm. Em caso de indisponibilidade de redes nessas dimensões, poderão ser usadas redes de 9 ou 12 m, desde que sejam colocadas ao longo das parcelas totalizando exatos 100 m.

As redes serão abertas por um dia em cada ponto amostral e em cada campanha (períodos seco e úmido) e ficarão instaladas por 5 h consecutivas, começando no início da manhã, variando conforme a estação do ano entre às 5h e às 6h. As redes serão vistoriadas a cada 30 min, intervalo que pode ser reduzido para 15 min nos horários mais quentes, entre 9h30min e 12h, e/ou em ambientes mais abertos (ROOS, 2010).

Os indivíduos capturados serão anilhados com anilhas padrão CEMAVE ICMBio/MMA, terão registrados o sexo, idade, presença de gordura, placa de incubação, intumescimento cloacal, presença de parasitas, massa corporal e comprimento da asa direita. Também serão coletadas amostras das penas caudais (Retriz 1) para testagem de contaminantes. Após estes procedimentos, os espécimes serão soltos no mesmo local de captura.

O cálculo do esforço de captura com redes de neblina seguirá a metodologia que adota a unidade $m^2.h$, ou seja, multiplica-se a área da rede (comprimento da rede multiplicado por sua altura) pelo tempo de exposição (número de horas multiplicado pelo número de dias) e, por fim, pelo número de redes utilizadas (STRAUBE & BIANCONI, 2002).

Ponto de contagem de raio fixo

Os dados quantitativos serão representados pela abundância relativa que consiste no número de indivíduos em relação à unidade amostral (RIBON, 2010). A estimativa

da abundância deve ser parte integrante de qualquer programa de monitoramento, pois será utilizada como um indicador da condição do hábitat (RALPH et al. 1996).

Os pontos de escuta serão executados a uma distância de aproximadamente 250 m entre si para diminuir a chance de recontagem de indivíduos entre os pontos (BIBBY et al. 1998; GREGORY et al. 2004; VIELLIARD et al. 2010). Serão selecionados 10 pontos em cada uma das cinco áreas amostrais, alocados em um transecto de aproximadamente 2,5 km que abarque diferentes fitofisionomias e características ambientais. O tempo de permanência em cada ponto será de 10 min, durante os quais serão registradas todas as espécies de aves observadas e/ou ouvidas e o número estimado de indivíduos de cada espécie (ICMBio, 2014a). Os censos por pontos de escuta serão executados somente no período da manhã, desde o nascer do sol (entre 5h e 6h) até por volta das 10 h (POULSEN & KRABBE, 1998; ANJOS, 2007). Para cada uma das cinco áreas amostrais será realizada uma manhã de amostragem em cada campanha.

Listas de Mackinnon

A amostragem por listas de Mackinnon será executada nos períodos da manhã e da tarde, acompanhando os mesmos horários, transectos e arredores destes, descritos para o método Ponto de Contagem de Raio Fixo, podendo também ser empregado em outros horários ao longo do dia. Os espécimes serão identificados por visualização, com auxílio de binóculos e pela audição de vocalizações.

Sempre que possível, serão feitos registros fotográficos e gravações dos indivíduos em mídia digital (ou posteriormente digitalizadas por meio de técnicas que garantam a fidelidade dos atributos do canto), com uso de microfone e equipamento direcionador de som. As identificações dos espécimes registrados serão feitas com o auxílio de Ridgely & Tudor (1994), Peña & Rumboll (1998), Erize et al. (2006), Van Perlo (2009), Grantsau (2010a, b), Gwynne et al. (2010) e Del Hoyo et al. (2015).

Para a confirmação da identidade de espécies cujas vocalizações não sejam reconhecidas prontamente, será utilizada a técnica de playback (PARKER, 1991), que consiste na reprodução da vocalização de uma determinada espécie para atrair o indivíduo vocalizante, permitindo ao observador que faça sua identificação visual. O playback deve ser utilizado fora do momento da coleta de dados do ponto de escuta, de forma a não influenciar as amostras.

Serão adotadas listas de 10 espécies, conforme Herzog et al. (2002). As listas de 10 espécies permitem aumentar o número de amostras e reduzem as chances de registros da mesma espécie na lista mais de uma vez (RIBON, 2010). A elaboração será feita durante o período da manhã, entre os deslocamentos de um ponto de contagem e o seguinte e também durante outros deslocamentos dentro das áreas amostradas. Para cada uma das cinco áreas amostrais será realizada uma manhã de amostragem em cada campanha. Essa metodologia permite amostrar a comunidade de aves ao longo de transectos e trilhas percorridos de maneira menos sistemática.

A abundância relativa das espécies será calculada por meio do Índice Pontual de Abundância (IPA), que corresponde ao número total de contatos obtidos para determinada espécie dividido pelo número total de amostras. Cada contato de uma amostra corresponde à ocupação de um território ou presença de um indivíduo ou grupo no raio de detecção da espécie no ponto. Cada amostra representa a realização de uma lista. O IPA indica a abundância da espécie em função do seu coeficiente de detecção, sendo um valor relativo que permite comparações entre medidas da mesma espécie (em locais ou períodos diferentes) ou de conjuntos equivalentes de espécies entre comunidades semelhantes (VIELLIARD & SILVA, 1990; VIELLIARD et al. 2010).

Para se obter a frequência de ocorrência de cada espécie será calculado o Índice de Frequência nas Listas (IFL) por meio da divisão entre o número de listas de 10 espécies em que cada espécie ocorreu pelo número total de listas obtido, expresso em porcentagem (%). Assume-se que quanto mais comum for uma espécie, mais vezes ela será registrada nas listas e maior será seu IFL (RIBON, 2010).

Aves aquáticas

As contagens serão feitas ao longo do dia, de acordo com as condições de luz. Serão contadas as aves associadas a lagoas e barreiros. O esforço amostral em cada área será relativo, pois será utilizado o tempo para contar e registrar as aves encontradas no momento, sendo o tempo de permanência no local associado à abundância de aves e o tamanho da área (GUADAGNIN et al. 2005). As aves serão contadas segundo o método descrito por Bibby et al. (1992), em que o observador fica em um ponto fixo e conta os indivíduos de cada espécie com binóculos, registrados fotograficamente, se necessário.

Dependendo do tamanho da lagoa ou barreiro serão estabelecidos vários pontos, procurando-se, deste modo, estimar o número de aves aquáticas por contagem direta. O deslocamento entre os pontos de observação será realizado a pé. A escolha desses

pontos será efetuada de forma a obter uma visualização total da área de cada lagoa, tentando sempre provocar o mínimo de agitação em relação às aves presentes (ICMBIO, 2014a).

Aves noturnas

Para cada uma das cinco áreas amostrais será realizada uma amostragem noturna em cada campanha, nas primeiras duas horas após o ocaso. Serão percorridos os mesmos transectos utilizados para as metodologias de ponto de contagem e listas de Mackinnon. As trilhas serão percorridas a pé e além dos dados anotados para outras espécies, a fase da lua e horário da atividade devem ser relacionados (BARROS & CINTRA, 2009). Será utilizado playback das vozes (gritos e cantos) das espécies noturnas possíveis de serem registradas no local, sendo que a sequência de vocalizações será categorizada de acordo com o tamanho das espécies, começando do menor para maior, evitando assim a inibição das pequenas espécies (FINK et al. 2012).

Coleta para material biológico: aves

Para a coleta de material biológico espera-se a captura de espécies pequenas de aves, pesando entre 20 e 60 g. As aves que forem capturadas e submetidas à eutanásia serão encaminhadas ao Museu de Zoologia João Moojen na Universidade Federal de Viçosa (MZUFV) e serão previamente anestesiadas pelo médico-veterinário responsável, de acordo com o Conselho Federal de Medicina Veterinária.

A anestesia será injetável e composta por uma associação com Quetamina, um fármaco muito utilizado em uma ampla variedade de espécies de aves (MCGRATH et al, 1984), aplicada por via intramuscular. Dentre os agentes associativos, estão a Xilazina (alfa-agonista) ou tranquilizantes benzodiazepínicos (Midazolam ou Diazepam) que promovem um bom plano anestésico (FAVORETTO et al 2019). A dose dependerá das espécies selecionadas para a pesquisa e ficará a cargo do médico-veterinário, devendo este apresentar uma ficha de conduta anestésica para cada indivíduo.

Após a sedação decorrente destes fármacos, que ocorre minutos após sua aplicação, é necessária a administração de um anestésico barbitúrico (Tiopental) por via intravenosa, que induz a parada cardiorrespiratória e é recomendado para todas as espécies de aves (FAVORETTO et al 2019). O óbito destas aves será assegurado pelo médico-veterinário, por meio da auscultação cardiopulmonar.

1.2.3 Amostragem de herpetofauna

Anfíbios, em geral, apresentam estágios de vida que exigem diferentes condições e recursos, dessa forma ocupando ecossistemas aquáticos e terrestres. Répteis *Squamata* são um dos grupos de vertebrados mais diversos e amplamente distribuídos, com uma rica variabilidade nas histórias de vida. Sendo assim, répteis e anfíbios podem ser encontrados em diferentes tipos de substrato e mantêm hábitos arborícolas, aquáticos, terrestres, saxícolas e fossoriais. Estes animais são considerados vulneráveis às mudanças ambientais locais, o que os torna um grupo íntegro de bioindicadores (SEMLITSCH, 2003; YOUNG et al. 2004).

Dentro dos métodos de amostragem da herpetofauna há algumas padronizações, que abrangem tanto os anuros quanto os répteis, sendo possível a obtenção de dados quantitativos sólidos em diferentes áreas de coleta, desde que as distribuições das armadilhas sejam similares dentro de cada sítio amostral (GIBBONS & SEMLITSCH, 1981; RIBEIRO-JUNIOR et al., 2008). Sendo assim, há três métodos de coleta para esse grupo: armadilhas de interceptação e queda interligadas por cercas-guia (*pitfalls traps with drift-fences*) (CECHIN & MARTINS, 2000), busca ativa com coletores e busca ativa auditiva (PPBIO, 2013).

Armadilhas de interceptação e queda

O uso de armadilhas de interceptação e queda (AIQ) consiste em um dos métodos mais eficazes para captura de pequenos vertebrados, sendo recomendado para coleta de anfíbios e répteis (GIBBONS & BENNET, 1978). Este tipo de armadilha consiste em recipientes enterrados no solo interligados por cercas-guias (CECHIN & MARTINS, 2000). Dessa forma, em cada estação de coleta, cinco baldes de 60L, com orifícios no fundo a fim de evitar o acúmulo de água, serão enterrados no solo com distância de 10 m entre eles, formando um transecto retilíneo de aproximadamente 55 m de comprimento. Os baldes serão interligados por lonas plásticas de 60 a 100 cm de altura, tendo sua extremidade inferior enterrada no solo. Os baldes serão vistoriados diariamente no período da manhã, permanecendo abertos continuamente apenas durante os períodos de coleta, que serão de 7 dias e serão vistoriadas ao menos uma vez ao dia (GIBBONS & SEMLITSCH, 1981; RIBEIRO-JUNIOR et al., 2008).

Busca diurna e noturna

Este método consiste em percorrer uma área lentamente, procurando sistematicamente pelos animais em seus diferentes ambientes. Todos os microambientes visualmente acessíveis serão vistoriados, como a serrapilheira, troncos em decomposição, cavidades de troncos, a vegetação dentro de buracos no solo, e outros locais que podem servir de abrigo para a herpetofauna. Animais avistados ou ouvidos serão registrados com auxílio de câmera fotográfica e utilização de gravadores de áudio com microfone externo e taxa de amostragem de 48 kHz para as vocalizações. A escolha das áreas amostradas levará em conta diferentes fatores, como o tipo de fisionomia vegetal, altitude, presença de córregos, brejos e riachos. Assim, as áreas escolhidas contemplarão sítios reprodutivos e de forrageio importantes para a herpetofauna.

Busca visual em veículo lento

A busca visual em veículo lento consiste no deslocamento, por carro, ao longo de estradas que cortam a área de amostragem, para coletar espécimes encontrados vivos ou mortos. A velocidade deve ser constante e não exceder 40 km/h. Para o cálculo de esforço amostral nesse tipo de método será considerado o número de dias que o método foi empregado, o tempo percorrido em cada dia, a quilometragem e o número de pessoas.

Coleta para material biológico: herpetofauna

Os métodos de coleta e eutanásia de anfíbios e répteis são diversos e devem considerar diferenças metabólicas, anatômicas e fisiológicas destas espécies, incluindo a característica de alta tolerância à hipóxia cerebral. De modo geral, a eutanásia deve ser conduzida em duas etapas: anestesia seguida de método físico ou químico que cause morte cerebral (CONCEA, 2013).

Para anfíbios e répteis serão utilizados anestésicos injetáveis, como os da família dos barbitúricos (60 a 100 mg/kg, como tiopental, pentobarbital) que podem ser utilizados em sobredosagem.

No caso de serpentes e lagartos, anestésicos inalatórios serão utilizados, além dos injetáveis, como por exemplo dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), Halotano; Isoflurano.

Todos os espécimes coletados serão depositados no Museu de Zoologia João Moojen na Universidade Federal de Viçosa (MZUFV).

1.2.4 Amostragem Invertebrados terrestres

1.2.4.1 Borboletas frugívoras

Borboletas são reconhecidas por pertencerem ao grupo dos lepidópteros e seus indivíduos atuam como bons indicadores ecológicos por serem sensíveis aos seus micro-habitats e também por serem de fácil amostragem e identificação (FREITAS et al. 2003).

Armadilha Van Someren-Rydon

Para a sua coleta eficiente, a armadilha do tipo Van Someren-Rydon é a mais utilizada, sendo um cilindro de 100 cm de altura com 35 cm de diâmetro, recoberto por voil preto, possuindo um funil interno com altura de 30 cm e diâmetro de 20 cm, o que serve para minimizar a fugas das espécies (ICMBIO, 2014b). A parte superior da armadilha será de plástico espesso, para evitar que as iscas fiquem encharcadas dentro da armadilha por conta do período de chuvas. Para a base da armadilha, o plástico (poliestireno de alto impacto de 2 mm) é o material ideal, tendo suas dimensões de 40 cm por 40 cm, essa base será o local de disposição das iscas, que devem ser preferencialmente de frutas fermentadas, sendo que a preferência das frutas e seu período de fermentação deve ser adequado para a espécie de preferência amostral (ICMBIO, 2014b).

É importante ressaltar que a mesma isca não deve ser descartada no solo próximo ao local de coleta ou utilizada por mais de um período de coleta seguido, com riscos de alteração da qualidade amostral e de grande influência nos dados coletados. Outro ponto de importante atenção é a verificação de aranhas dentro da armadilha, pois as aranhas são grandes predadores dessas espécies (ICMBIO, 2014b).

Para cada ponto amostral, até 4 armadilhas serão instaladas, onde cada uma deve ser pendurada, em galhos próximos com aproximadamente 1 m de distância do solo. Para evitar que a armadilha fique suscetível a ventos fortes, alguns fios de suporte podem ser amarrados na base, com apoio da vegetação ao redor. Importante verificar se nenhum galho adjacente está encostando na armadilha, o que pode prejudicar sua

eficiência fazendo-o servir de ponte para outros insetos indesejados (ICMBIO, 2014b). As armadilhas serão conferidas a cada 24 ou 48 horas, a depender da logística de campo, devendo ser analisada a base da armadilha para evitar situações de potencial fuga da espécie, e cada indivíduo deve ser identificado em sua tribo pertencente. Guias de identificação serão utilizadas nesta etapa, após isso, uma pequena marcação com caneta de tinta permanente deve ser feita na asa, para que a mesma borboleta não seja contada duas vezes (ICMBIO, 2014b).

Para a eutanásia dos indivíduos será realizada a compressão torácica (ARCE, 2015) ou a utilização de uma câmara mortífera contendo algodão embebido em éter. Os indivíduos coletados serão colocados em envelopes de papel vegetal, com todas as informações pertinentes no momento da coleta. Os envelopes serão armazenados dentro de um pote plástico em um local refrigerado durante a campanha de campo para posteriormente serem destinados em bom estado de conservação.

1.2.4.2 Abelhas

As abelhas pertencem a um nicho de rica troca com organismos diversos, por serem insetos que realizam polinização cruzada, atuam na polinização de diversas espécies vegetais, nativas ou cultivadas (OLIVEIRA & MORATO, 2000).

Armadilhas de Moericke para abelhas *Hymenoptera apoidea*

Esta armadilha consiste em bandejas plásticas com dimensões de 30x21x7 cm, tendo seu interior de coloração amarela, o que atrai as abelhas. Estas bandejas devem conter 1,5 L de água, 20 mL de formol a 10% e gotas de detergente, o que quebrará a tensão superficial da água, fazendo os insetos se afogarem. Para que o excesso de água, decorrente de chuvas, não preceda a perda do material, furos laterais são feitos, próximos às bordas, sendo cobertos com tela. O material deve ser coletado com ajuda de peneiras e pinças (BULIAN & SOUZA, 2011). Para cada área, serão colocadas 4 armadilhas, durante 10 dias de campo, sendo vistoriadas a cada 24 ou 48 horas, dependendo da logística de campo. As checagens podem ser realizadas tanto no período da manhã quanto no entardecer.

Armadilhas de isca para abelhas *Euglossini*

Para a sua coleta são utilizadas armadilhas de isca feitas de PET, em cada garrafa, são feitos dois ou três furos na porção superior, próximo ao gargalo, e em cada

furo é inserido um funil feito com outro gargalo de garrafa do mesmo material. Esse funil é coberto internamente por areia e cola de isopor. Na tampa da garrafa é inserido um palito de madeira e na extremidade interna do palito é fixado um chumaço de algodão embebido na essência de isca desejada (PPBIO, 2013). Cada armadilha contém apenas um tipo de essência (não há mistura) e serão confeccionados com 4 garrafas (uma principal e três para a confecção dos funis de entrada) ou 3 garrafas (uma principal e duas para a confecção dos funis de entrada).

Os tipos de essência utilizados serão: salicilato de metila; cineol; vanilina e cinamato de metila (caso haja necessidade, por indisponibilidade de compra, poderá ocorrer substituição por análoga). Com isso, serão colocadas 4 armadilhas por área amostral, onde devem ser dispostas com distância de 1,30 m do solo, sendo penduradas em galhos próximos. As checagens devem ser feitas a cada 24h, durante 10 dias de campo, e podem ser realizadas de manhã ou no período da tarde, dependendo da logística de campo. Após cada período de verificação, as entradas podem ser fechadas para que os indivíduos morram intoxicados e após a retirada dos espécimes, as iscas devem ser trocadas (PPBIO, 2013).

Busca ativa por ninhos

Para a realização dessa metodologia, serão feitos transectos de aproximadamente 1h a 1h30min de duração, considerando também registros casuais durante a execução de outras metodologias de campo. Os ninhos de abelhas mais fáceis de encontrar são das espécies pertencentes à família Apidae, mais especificamente à tribo Meliponini (abelhas sem ferrão), sendo encontrados no solo e em troncos de árvores. Os indivíduos serão coletados com o auxílio de um puçá e armazenados em recipientes estéreis contendo álcool 70% ou formol.

Método de coleta para material biológico: artrópodes

A cada período de coleta a ser feito, de acordo com as metodologias já citadas, os indivíduos serão mergulhados em um frasco contendo álcool 70%, para o óbito e preservação dos mesmos (SANTOS et al. 2006).

1.2.4.3 Anelídeos

Os oligoquetos possuem grande importância ecológica, atuando em diversos processos do solo, como por exemplo, decomposição da matéria orgânica, ciclagem de

nutrientes, dentre outros. As minhocas são utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental tendo em vista que são suscetíveis às perturbações e contaminação do solo (BROWN et al. 2010), podendo ser observados diversos efeitos adversos, dentre eles, alterações comportamentais (TAVARES et al., 2018), danos genotóxicos (SILVA et al., 2019) e bioacumulação de substâncias químicas (HUANG et al., 2021).

Triagem manual – TSBF

Para a coleta de anelídeos será utilizada a metodologia de Triagem Manual – Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF), de acordo com a qual serão retirados 5 monólitos de 25x25 cm com 30 cm de profundidade para cada área amostral. Os monólitos devem ser cortados com o auxílio de uma pá, alguns centímetros fora do quadrante. As amostras de solo serão separadas em camadas de 0-10, 10-20, e 20-30 cm de profundidade onde serão colocados em um recipiente plástico. Após, os organismos devem ser retirados manualmente com o auxílio de pinças. Este método permite ser mais rápido e eficaz do que ter grandes quantidades de material no recipiente para processar de uma só vez (ANDERSON & INGRAM, 1993).

Método de coleta de material biológico: anelídeos

Para a eutanásia dos indivíduos, uma solução de álcool a 80% será utilizada, se certificando de que o frasco seja preenchido com 1/3 de material biológico e 2/3 do álcool 80%, ou seja, um volume maior de álcool, já que haverá uma diluição deste com a presença do líquido corporal.

1.2.5 Amostragem ictiofauna

Para captura dos peixes serão empregadas redes de espera (malhadeiras) de diferentes tamanhos de malha, tarrafas, redes de arrasto, peneiras e covos. Esses apetrechos serão utilizados conforme as características do ambiente.

Em campo, os espécimes coletados serão medidos, pesados, identificados e fotografados. Serão obtidos o comprimento padrão (CP), em centímetros, de cada indivíduo usando paquímetro ou ictiômetro (para exemplares acima de 20 cm CP) e o peso total (PT), em gramas, usando balança digital. A identificação taxonômica será realizada até o menor nível taxonômico possível, com base nos trabalhos de Britski et al. (1988) e Vieira et al. (2015). Espécimes com identificação duvidosa serão transportados para o laboratório para verificação da identificação com base na literatura disponível e consultas a especialistas. Indivíduos capturados vivos serão liberados no

ambiente após obtenção das informações acima. Caso não seja possível a identificação taxonômica dos animais vivos em campo, estes serão anestesiados e eutanasiados usando óleo de cravo-da-Índia (LUCENA et al., 2013). Organismos capturados mortos e/ou eutanasiados serão fixados em formalina 10% e depositados na Coleção de Peixes da Universidade Federal do Maranhão (CPUFMA).

A eutanásia é um procedimento recomendado pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA) visando a morte de um animal de maneira controlada e assistida. A Resolução Normativa nº 37, de 15 de fevereiro de 2018 – CONCEA indica que uma das substâncias passíveis de uso para eutanásia de peixes é o óleo de cravo-da-Índia. Essa substância contém de 70 a 90% de eugenol, responsável pelo bloqueio muscular competitivo nos animais. Experimentos de eutanásia de peixes usando óleo de cravo-da-Índia identificaram que o uso de uma solução de alta concentração da substância (ca. de 3000 mg/L) foi eficiente para induzir a morte do animal em um tempo mínimo de 10 minutos, certificada através da parada completa dos batimentos operculares (LUCENA et al., 2013), portanto, para a realização desse estudo serão adotados tais procedimentos supracitados.

Amostras de tecidos serão coletadas visando a elucidação posterior de problemas taxonômicos. As amostras obtidas serão acondicionadas em tubos plásticos contendo álcool absoluto, etiquetados conforme o espécime de origem e mantidos refrigerados até o depósito na Coleção de Peixes da Universidade Federal do Maranhão (CPUFMA).

Malhadeira ou Rede de Espera – São confeccionadas com fios de náilon e dotadas de linha de boia e chumbada balanceadas de modo que ela se mantenha estendida uniformemente quando colocada na água.

Os fatores mais importantes que influenciam a seletividade desse tipo de rede são: tamanho da malha, elasticidade do fio, visibilidade da malha, tempo de permanência e mobilidade das espécies-alvo. O regime de amostragem, isto é, época, horário, localização e permanência, também pode influenciar na captura. Um esquema padronizado de amostragem pode ser empregado anualmente ou entre diferentes corpos d'água, com a finalidade de minimizar a variabilidade que pode ser gerada pelas variáveis físicas e químicas do meio.

A malhadeira constitui equipamento bastante simples e versátil, podendo ser utilizada em diferentes ambientes com poucas restrições. São comumente empregadas em ambientes lênticos (lagos e reservatórios) e locais livres de obstáculos (como troncos

de árvores e rochas, por exemplo). Entretanto, em alguns casos são utilizadas também em rios cuja velocidade de corrente não seja elevada. Nestes casos, elas são colocadas à deriva no meio do rio e sustentadas por grandes boias que podem ser colocadas na superfície, à meia água ou no fundo, a depender da espécie-alvo.

Neste trabalho serão empregadas redes de 10 m de comprimento com altura variando de 1,5 m a 2,5 m e malhas padronizadas. Em cada ponto, a amostragem ocorrerá entre as 17h e 5h do dia seguinte, vistoriadas a cada 6 h, correspondendo a um esforço amostral de 12h. A bateria de redes será composta por oito conjuntos dispostos da seguinte forma:

- 3 redes com 1,5 cm entrenós adjacentes;
- 3 redes com 3,0 cm entrenós adjacentes;
- 3 redes com 4,0 cm entrenós adjacentes;
- 3 redes com 5,0 cm entrenós adjacentes;
- 3 redes com 6,0 cm entrenós adjacentes;
- 3 redes com 7,0 cm entrenós adjacentes;
- 3 redes com 8,0 cm entrenós adjacentes;
- 3 redes com 12,0 cm entrenós adjacentes.

Tarrafa – é um apetrecho de pesca ativo confeccionado com linha de náilon. Tem formato cônico e em sua borda (boca), possui pequenos pesos de chumbo para que afunde rapidamente ao ser lançada na água. O peso total do chumbo chega em média a 6 kg e, quando aberta, a tarrafa tem em média 4 m de diâmetro. É usada em todas as épocas do ano e basicamente necessita de uma pessoa na operação de pesca. Em cada ponto amostral serão utilizadas duas tarrafas com malhas 1,5 e 2,5 cm de entrenós adjacentes. O esforço amostral será padronizado em 15 lances por cada tarrafa. Entre um lance e o seguinte será respeitado uma distância mínima de 300 m.

Peneira – é um apetrecho de pesca ativo empregado em ambientes lênticos para captura de indivíduos de pequeno porte. Para este trabalho serão utilizadas peneiras com formato retangular, medindo 50x30 cm e malhas de 1 cm entre nós opostos. Para o emprego desta arte de pesca é necessário mergulhá-la sob a vegetação e em seguida erguê-la rapidamente, recolhendo os peixes que ficaram

retidos nas malhas. Serão utilizadas três peneiras com um esforço amostral de 30 min onde houver possibilidade de uso desse apetrecho.

Redes de arrasto – são redes de 5 m de comprimento e malhas de 1 mm entre nós opostos. Esse apetrecho é manuseado por duas pessoas e geralmente usado nas margens de rios e/ou interior de corpos d'água onde é possível o deslocamento do indivíduo. Será utilizada uma rede e empregado um esforço amostral de 30 min onde houver possibilidade de uso desse apetrecho.

Covo – são apetrechos de pesca passivos compostos por uma estrutura metálica e malha de 20 mm entre nós opostos. Os covos serão dispostos próximos às margens, sob vegetação durante o mesmo tempo que as redes de espera. Assim, serão utilizados 10 covos com um esforço amostral de 12h.

Coleta de dados:

As seguintes variáveis limnológicas serão obtidas em cada ponto de amostragem: temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/l), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), turbidez (NTU), clorofila a ($\mu\text{g}/\text{l}$), material em suspensão total (mg/l), fosfato ($\mu\text{g}/\text{l}$), nitrato ($\mu\text{g}/\text{l}$) e amônia ($\mu\text{g}/\text{l}$). As variáveis temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e turbidez da água serão determinadas em campo com sondas multiparâmetros portáteis (HANNA). Os demais parâmetros serão obtidos a partir de amostras de água coletadas e enviadas para análise em laboratório seguindo os procedimentos estabelecidos por APHA (2005) e Brandão (2011).

A abundância e biomassa das espécies serão expressas em função da Captura por Unidade de Esforço (CPUE) para cada unidade amostral. Será calculada a $CPUE_N$ (soma dos indivíduos por 100 m² de área de malhadeira/12h) e a $CPUE_B$ (soma dos pesos em gramas por 100 m² de área de malhadeira/12h).

1.2.6 Amostragem macroinvertebrados aquáticos

Os macroinvertebrados aquáticos são aqueles selecionados em rede de no mínimo 0,20 mm (ou 200 μm) de abertura (ROSENBERG & RESH, 1993). Em

ecossistemas dulciaquícolas englobam espécies de Insecta, Annelida (principalmente Oligochaeta e Hirudinea), Nemertinea, Crustacea (Decapoda, Amphipoda e Isopoda), Mollusca (Bivalvia e Gastropoda) e alguns Turbellaria e Bryozoa. Devido à sua grande diversidade de espécies, a comunidade macrobentônica apresenta diversas formas e modos de vida, adaptando-se ao hábitat local, os quais podem ser: lóticos (fundos de corredeiras, riachos, rios) ou lênticos (lagoas e represas). Os rios podem ser divididos em três classes de tamanho: as cabeceiras (rios de 1ª a 3ª ordens), rios de trecho médio (4ª a 6ª ordens) e “grandes rios” (7ª ordem ou superior) (KARR & DUDLEY, 1981).

Os instrumentos de coleta de invertebrados aquáticos são definidos pelo ambiente de coleta, como descrito acima, e pelo tipo de material do substrato a ser amostrado, por exemplo, fundo pedregoso, pedregulhos, pedras menores, sedimentos bons, detritos ou plantas aquáticas (IEF, 2012), vale ressaltar que as amostragens serão realizadas em triplicatas por ponto.

Técnicas de coleta de insetos: fase imatura de insetos e demais invertebrados aquáticos:

Coleta em sedimento de superfície próxima a margem e em sedimento de fundo – Os métodos podem ser qualitativos ou quantitativos, entretanto podem ser utilizados simultaneamente. A escolha pela melhor abordagem deve considerar a localização da coleta e tamanho da área amostrada. Tanto para coletas próxima a margem e em sedimento de fundo, serão coletadas três réplicas por ponto.

Para rios de pequeno porte (até 3ª ordem) ou coletas próximas a margem de rios de ordem superior, o amostrador do tipo Suber será utilizado com área amostral de 900 cm² e malha coletora de 250 µm.

O procedimento para a coleta seguirá os seguintes passos: posicionar o Surber contra a correnteza, e fixar a área de amostragem no leito do rio; recolher com a mão, ou com a ajuda de uma pequena escova (no caso, por exemplo, de coleta de perifiton aderido às rochas) todo o substrato contido dentro da área de 900 cm² para dentro da rede coletora; transferir o material recolhido para sacos plásticos (50x80x0,12 cm); verificar cuidadosamente se nenhum animal ficou preso na rede; fixar a amostra em álcool etílico a 70% e; fechar os sacos plásticos com um nó simples e acondicioná-los em baldes plásticos (SILVEIRA, 2004).

Para rios de maior porte (acima de 3ª ordem), será utilizado um Pegador, equipamentos com área de captura mensurável que “agarram” uma parcela do sedimento de fundo, manuseado em uma embarcação. Existem vários tipos de equipamentos de coleta de amostras de sedimento para análise de macroinvertebrados bentônicos, sendo indicados os pegadores do tipo Petersen ou Van Veen e modificações. Amostras obtidas com pegadores que cheguem à superfície vazando ou transbordando de sedimentos serão descartadas. Considerando que a maior parte dos organismos se concentra nos 10 cm superiores do sedimento, para uma amostra adequada o equipamento deverá estar preenchido com cerca de 2/3 a 3/4 de material. As amostras obtidas serão acondicionadas diretamente em sacos plásticos duplos e resistentes. A fixação será realizada em campo, com formalina neutralizada (com bórax ou bicarbonato de sódio) em volume tal que a concentração final na amostra atinja de 4%. Ou seja, cerca de 40 mL para cada litro de amostra (CETESB, 2012).

Coleta em serrapilheira – Serão coletadas porções da serrapilheira do fundo do rio, quando presentes, até encher um rapichê, com malha de 1 mm. Serão excluídas áreas com maior profundidade onde o alcance do rapichê é limitado. Será amostrada a camada superficial, definida aqui como, aproximadamente, 10 cm. O número de amostras com rapichê será contado ao longo de transecto de 50 metros, sendo que as amostragens a cada 10 m devem ser distribuídas de forma a ter o mesmo número (sugere-se 3 rapichês cheios a cada 10 m). Quando houver pouca serrapilheira, tornando impossível encher o rapichê, deve-se ampliar a área de amostragem para os dois lados, até se obter material suficiente. Caso não seja possível encher o rapichê dentro da área de amostragem, deve-se anotar a proporção da amostra pretendida, que foi obtida (porcentagem do rapichê preenchida) para permitir comparações futuras. Os invertebrados coletados serão preservados em álcool 80%.

Técnicas de coleta de insetos na fase adulta voadora

Os principais métodos de coleta podem ser divididos em dois grupos: A) captura direta ou ativa, quando o coletor participa ativamente do processo de captura, utilizando pinças, redes entomológicas ou outros aparatos; B) captura passiva ou de espera, quando são utilizadas armadilhas para a captura dos espécimes. Como são organismos que vivem associados a cursos d'água, os métodos de amostragem ocorrem próximos a

esses locais onde são utilizadas principalmente redes entomológicas através da captura ativa e armadilhas de bandeja.

Coleta por captura ativa com rede entomológica – Para análises polínicas ou de outros materiais aderidos ao corpo, as coletas devem ser individuais e os espécimes devem ser coletados individualmente e alocados em frascos mortíferos com acetato de etila. Para estudos genéticos, não devem ser mortos com acetato (AZEVEDO et al., 2002). A amostragem com rede pode ainda ser generalizada fazendo-se varredura e coletando-se espécimes que não estão à vista. Neste caso, utiliza-se uma rede mais resistente e coloca-se todo o saco coletor da rede de varredura dentro de um recipiente com um chumaço de algodão embebido em acetato de etila para matar todos os insetos, evitando assim que algum inseto escape (AZEVEDO et al., 2002).

A captura ativa será feita com rede entomológica em períodos de alta incidência solar, onde em cada ponto de coleta segue-se um transecto de 40 m ao longo de uma das margens do corpo d'água (DAMACENO *et al.*, 2014). As coletas serão direcionadas: coletando-se aquilo que está à vista, sendo os espécimes preservados individualmente em álcool etílico 90% a 95%; e generalizadas: fazendo-se varredura e coletando-se espécimes que não estão à vista. Neste caso, utiliza-se uma rede mais resistente e coloca-se todo o saco coletor da rede de varredura dentro de um recipiente com um chumaço de algodão embebido em acetato de etila para matar todos os insetos, evitando o escape (AZEVEDO et al., 2002).

Coleta de insetos adultos por armadilha – Será utilizada uma armadilha de Malaise pequena (modelo TOWNES, 1972), colocada em um ponto conveniente ao longo do transecto escolhido. A cada cinco dias, a amostra deve ser retirada de cada armadilha. Os espécimes coletados serão armazenados em álcool 80% até a triagem em laboratório. Unidade amostral: esforço de captura por armadilha a cada 3 dias.

APÊNDICE 07

Informações e Dados sobre Ecotoxicidade

1 ECOTOXICIDADE DOS METAIS

1.1 ECOTOXICOLOGIA

Ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos das substâncias químicas de interesse (SQI) sobre os organismos vivos. É uma ferramenta que auxilia nas análises de impactos ambientais causados por diferentes elementos químicos, dentre eles os metais, permitindo assim estimar a toxicidade dessas substâncias em relação aos organismos teste. A ecotoxicologia está relacionada com os poluentes do ar, água, solos e sedimentos, no qual podem interagir com os organismos presentes no ambiente causando diversos efeitos adversos aos ecossistemas.

1.2 MECANISMOS DE TOXICIDADE EM PLANTAS

1.2.1 ALUMÍNIO

O alumínio é considerado o terceiro elemento químico mais frequente na crosta terrestre. Possui baixa solubilidade, sendo que a toxicidade do alumínio em solos ácidos ($\text{pH} < 5,0$) pode ser considerado um fator limitante para o crescimento das plantas. Em pH baixo, o hidrogênio (H^+) atua sobre os minerais ocasionando a liberação de (Al^{3+}), no qual ficam retidos pelas cargas negativas das partículas de argila do solo, em equilíbrio com o Al^{3+} em solução, sendo assim, a quantidade de Al trivalente (Al^{3+}) tende a aumentar em solos ácidos. Já em solos com o pH acima de 5,5 ocorre a formação de espécies $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ e $\text{Al}(\text{OH})_2$. Quando o pH encontra-se próximo da neutralidade ocorre a fase sólida $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (ECHART et al., 2001; EMBRAPA, 1997). Os ânions inorgânicos (fluoreto, fosfato e sulfato), são considerados de grande importância, pois dependendo da sua concentração no ambiente e dos valores de pH, podem influenciar na solubilidade e deslocamento do Al^{3+} .

A solubilidade e o deslocamento do Al podem ser influenciados também pela presença de complexantes orgânicos naturais presentes no solo, como por exemplo, ácido cítrico, ácido oxálico, ácidos húmicos e ácidos flúvicos (EMBRAPA, 1997).

O Al exerce sua toxicidade em plantas, em grande maioria, através da inibição da raiz, resultando na sua redução, danos ao sistema radicular, deficiência mineral e estresse hídrico. A redução do crescimento da parte aérea também pode ocorrer, podendo ser uma consequência dos danos que ocorrem na raiz. A inibição da raiz pelo Al é ocasionada provavelmente pela inibição da mitose nas células do meristema apical da raiz, esta substância é capaz de interagir com ácidos nucleicos sendo detectado nos núcleos das células da raiz (ECHART et al., 2001). Segundo a EMBRAPA (1997), também foi observado a diminuição no alongamento radicular, sendo considerado um dos primeiros sintomas de toxicidade por Al tendo em vista que a produção de biomassa radicular normalmente é mais sensível do que a produção de biomassa da parte aérea.

As ações tóxicas do Al nas plantas, ainda que presente em numerosos trabalhos, não está totalmente elucidada. Porém sabe-se que as ações fisiológicas, bioquímicas e os mecanismos pelos quais o Al afeta as funções celulares podem ocorrer devido às alterações na membrana das células da raiz, inibição da síntese de DNA e divisão celular, inibição do alongamento celular, alterações na absorção de nutrientes e no balanço nutricional e efeito sobre a simbiose rizóbio/leguminosa (EMBRAPA 1997).

Para uma melhor avaliação dos efeitos tóxicos do alumínio nas plantas é importante compreender os processos de absorção de íons pelas raízes. Os solutos que apresentam baixo peso molecular, no qual se movimentam por difusão ou fluxos de massa podem alcançar a superfície externa das raízes bem como as paredes celulares e os espaços intercelulares do córtex preenchidos por água, podendo atingir até a endoderme. Os íons a partir das soluções do solo penetram nas raízes chegando primeiramente no apoplasto do córtex. Já os solutos, com alto peso molecular dificilmente, conseguem penetrar no espaço livre das células das raízes devido ao diâmetro dos poros. No espaço livre das raízes, os grupos carboxílicos atuam como trocadores de cátions. Os cátions podem se acumular em um processo não-metabólico no espaço livre, repelindo assim os ânions. O Al pode ser retido em grupos funcionais, como por exemplo, Ca^{2+} , Mg^{2+} e H^{+} , sendo transportado para o citoplasma. No citoplasma podem-se observar ações fitotóxicas do Al, que é a inibição da absorção de Mg^{2+} através da competição por grupos funcionais na raiz (EMBRAPA 1997).

Alterações nas membranas da raiz decorrente da exposição das plantas ao Al^{3+} podem ser observadas como uma das lesões primárias. O Al^{3+} é capaz de alterar as propriedades das membranas plasmáticas e vacuolar resultado em uma diminuição da

permeabilidade para a água, podendo também ser observada a perda de camadas celulares periféricas e degeneração do citoplasma (EMBRAPA 1997).

Outros efeitos da exposição das plantas ao Al são: a inibição da síntese de DNA e da divisão celular, tendo em vista que as secções da dupla hélice de DNA são capturadas por polímeros de Al, através da ligação entre fosfato com a carga negativa e positiva do polímero. Inibição do alongamento celular, onde ocorre devido ao resultado de alterações nas células da coifa, no qual agem como sensores do estresse ambiental, sendo que o Al é acumulado no núcleo das células. Sob baixas concentrações de Al, pode ocorrer o surgimento de novas raízes antes da coifa, indicando assim a interrupção da dominância apical. Já em concentrações crescentes desta substância pode tornar a planta incapaz de desenvolver raízes laterais (EMBRAPA 1997).

As plantas aquáticas aparentemente são mais toleráveis à exposição ao Al do que os invertebrados aquáticos, anfíbios ou peixes, sendo que diversas espécies de algas foram relatadas em ambientes com o pH inferior a 3,0 e o Al dissolvido acima de 100 mg/L⁻¹. As espécies *Charcium spp.*, *Euglena mutabilis* e *Pinnularia acoricola* conseguem sobreviver em ambientes com níveis de Al de 2500 mg/L⁻¹ ou até mesmo maiores (SPARLING et al., 1996).

1.2.2 ANTIMÔNIO

O antimônio existe predominantemente na forma de antimonato (Sb(V)) e antimonita (Sb(III)), sendo que espécies de Sb metiladas também podem ser detectadas em alguns tipos de solos e em plantas, porém em níveis mais baixos. O Sb sofre reduções redox em ambientes orgânicos ou inorgânicos, alterando assim sua especiação, podendo exercer diferentes efeitos tóxicos no ecossistema. O Sb não é um elemento nutriente essencial para as plantas, porém quando solúvel em água pode ser facilmente absorvido por elas. Quando ocorre uma absorção excessiva, o Sb pode causar toxicidade (ZHU et al., 2020).

A maioria das plantas é capaz de absorver mais o Sb(III) do que o Sb(V). A biodisponibilidade do Sb no solo depende de diversos fatores, dentre eles, adsorção/dessorção de diferentes especiações de Sb no solo, pH, Eh, carbono orgânico dissolvido, Fe, Mn, óxidos de alumínio, minerais de argila, matéria orgânica,

temperatura e ligantes orgânicos e inorgânicos. A especiação do Sb pode ser induzida por microrganismos do solo (ZHU et al., 2020).

As plantas geralmente têm uma capacidade de translocação fraca para o Sb. Algumas espécies, como por exemplo, arroz e trigo tendem a acumular mais Sb nas partes subterrâneas da planta em comparação com as partes acima do solo. Porém algumas são consideradas hiperacumuladoras concentrando maiores quantidades de Sb nas partes acima do solo. Sendo assim, diferentes espécies de plantas possuem diferentes capacidades de absorção e translocação de Sb (ZHU et al., 2020).

Após o Sb ser absorvido pelas plantas pode sofrer transformações de especiação. Dentre os efeitos adversos observados em plantas expostas ao Sb pode-se destacar: indução de estresse antioxidante, aumento do conteúdo de malondialdeído nos tecidos vegetais, inibição da fotossíntese, desequilíbrio de elementos nutrientes essenciais e inibição da síntese de proteínas solúveis, açúcar solúvel e amido (ZHU et al., 2020).

1.2.3 ARSÊNIO

O arsênio é considerado um dos elementos químicos mais tóxicos e carcinogênicos. No ambiente (solo e água), o As pode ser encontrado em quatro estados de oxidação, dentre eles o As(-III), As(0), As(III) e As(V), sendo que as espécies inorgânicas são mais móveis e mais tóxicas que as orgânicas. O arsenato (As(V)) e a arsenita (As(III)), prevalecem no ambiente natural, sendo altamente tóxicos e móveis. O As (III) prevalece em condições reduzidas e o As (V) é dominante em ambientes oxidados. Diversas reações que ocorrem no solo podem afetar o comportamento biogeoquímico do As, como por exemplo, oxidação-redução, sorção-dessorção, precipitação/dissolução, volatilização, transformações biológicas, formação de complexo As-ligante e a diversidade de espécies de plantas. As formas inorgânicas do As, como As (III), além de ser mais letal do que sua forma orgânica, é mais solúvel, cerca de 60 vezes mais tóxico e móvel que o As (V) (ABBAS et al., 2018).

O As não é um elemento essencial para as plantas, sendo que sua absorção depende de sua concentração total e da especiação de As no solo. Nas plantas o As entra principalmente na forma orgânica, As(III) ou As(V), através de proteínas transportadoras. No interior das plantas o As pode afetar o crescimento e a produtividade. Um dos efeitos mais preocupantes da exposição de plantas ao As, a nível

celular, é a produção de espécies reativas de oxigênio. As espécies reativas de oxigênio podem afetar o metabolismo das plantas causando danos irreparáveis às macromoléculas, este processo pode estar relacionado à conversão de As(V) em As(III) (ABBAS et al., 2018).

O pH do solo possui grande influência na especiação do As bem como o status redox do solo. Em geral a solubilidade do solo aumenta com a diminuição do potencial redox. Sendo assim o As(V) predomina em condições do solo oxidantes, por outro lado o As(V) é convertido para As(III) em condições redutoras, portanto o estado redox do solo pode induzir um efeito significativo na avaliação e no comportamento geoquímico do solo (ABBAS et al., 2018).

Outro fator que pode afetar na biodisponibilidade e especiação do As são as atividades microbianas do solo. Os microrganismos do solo estão envolvidos em diversos processos biogeoquímicos no qual afeta o comportamento e o destino do metal no solo e na planta. Esta atividade pode afetar a adsorção/dessorção, solubilidade, biodisponibilidade, mobilidade e a transferência de As para as plantas. Esses microrganismos são capazes de converter As(III) e As(VI) podendo solubilizar ou imobilizar o As no sistema solo-planta (ABBAS et al., 2018).

As plantas acumularam o As principalmente na raiz, sendo que normalmente as plantas podem absorver As em sua forma inorgânica através do auxílio de várias proteínas transportadoras. Os mecanismos de absorção de As pode variar dependendo de sua especiação química. Após as plantas absorverem o As ocorre o transporte através do xilema onde o As é transportado da raiz para o rebento, sendo distribuído entre vários tecidos vegetais (ABBAS et al., 2018).

O As é capaz de perturbar as vias bioquímicas e metabólicas, como a absorção de nutrientes impedida, efeito negativo no aparelho fotossintético, interrupção do estado da água da planta, interação com grupos funcionais de enzimas e a substituição de íons essenciais de ATP em plantas. Estudos mostram também uma queda em aminoácidos, podendo também causar murcha, ondulação e necrose das lâminas das folhas, menor produção de frutos e reduções na área foliar e na taxa de fotossíntese. As membranas celulares também podem ser danificadas devido ao desequilíbrio na absorção de nutrientes e água dentro das células da planta (ABBAS et al., 2018).

Geralmente o As afeta o sistema biológico das plantas por meio de duas rotas, através da inativação de enzimas-chave, ou seja, por interação com grupos sulfidríla ou por substituição de íons obrigatórios de seus sítios ativos, ou indiretamente, por meio de

espécies reativas de oxigênio, resultando assim em um efeito cascata de lesões irreversíveis nas plantas (ABBAS et al., 2018).

1.2.4 BÁRIO

O bário no solo ocorre em diversos compostos, sendo que o mais comum é o sulfato de bário (baritina). O Ba é considerado como um elemento de risco e poluente por exposição ao ambiente (US.EPA, 2003). O sulfato de bário no solo não é muito móbil devido à formação de sais insolúveis em água e sua incapacidade de formar complexos solúveis, como por exemplo, materiais húmicos e fúlvicos (US.EPA, 1984). Existem diferentes formas de bário, dentre elas formas solúveis, insolúveis, inorgânicas e orgânicas, sendo que a forma solúvel é extremamente tóxica para humanos, animais e plantas. Em processos geoquímicos o Ba está geralmente associado com K^+ devido aos seus raios iônicos muito similares, sendo assim está ligado ao feldspato alcalino e biotita (LAZO, 2010).

Diversos tipos de plantas, como por exemplo, hortícolas, gramíneas e plantas daninhas acumulam metais num amplo intervalo de concentração. O bário não é considerado um nutriente essencial para as plantas, porém concentrações mais altas de Ba (acima de $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$) foram verificadas em diferentes espécies de árvores, arbustos e castanha do Pará (LAZO, 2010). O Ba pode causar diversos efeitos deletérios na maioria dos organismos.

Estudos mostram que a exposição de plantas ao Ba pode ocasionar alterações na biomassa das plantas quando comparado ao controle. Lamb (2013), mostra em seu estudo que o Ba suportou um crescimento significativamente menor da alface, onde observou retardo do crescimento quase que completo, sendo também observado folhas amareladas, indicando clorose (geralmente nas folhas). Foi observado também o aumento de concentração de Ba nos tecidos aéreos das plantas, onde foi relacionado a uma diminuição do peso da parte aérea da planta. Outros estudos sugerem que a exposição de plantas ao bário é capaz de inibir a absorção de K em algumas espécies de plantas, podendo aumentar a concentração de Ba em todas as partes da planta, principalmente nas raízes. A exposição das plantas ao Ba também é capaz de reduzir a taxa de fotossíntese, condutância estomática e taxas de transpiração, bem como a diminuição do peso seco. Os resultados mostram que o crescimento reduzido das

plantas pode estar associado à redução da assimilação de CO₂ causada pela limitada atividade fotossintética. Altas concentrações Ba é capaz de induzir o fechamento estomatal bem com perturbar o ciclo de Calvin-Benson (SUWA et al., 2008).

1.2.5 BORO

O boro é um elemento químico essencial para as plantas, auxiliando em seu crescimento e desenvolvimento. É absorvido através das raízes das plantas predominantemente na forma de pequenas moléculas de ácido bórico sem carga que facilmente entram nas células através da bicamada fosfolipídica da membrana plasmática. Em condições de suprimento suficiente, o elemento é transportado por difusão passiva e sem catálise de proteínas e consumo de energia. O boro tende a se mover ao longo do fluxo de transpiração e se acumula em seu final, concentrando-se em maiores quantidades nas pontas e margens das folhas do que no resto da folha (BRDAR-JOKANOVIC, 2020).

A toxicidade do boro em plantas difere entre as espécies com mobilidade restrita e significativa no floema. Em espécies imóveis no floema, o boro move-se através do xilema acumulando-se no final da corrente de transpiração. Os efeitos adversos podem incluir clorose e necrose no qual se espalham a partir das pontas das folhas, com lesões marrons podendo cobrir grande parte da superfície das folhas, bem como atingir o caule. Também podem ocorrer emergência e foliação retardada, redução na altura do caule, fraqueza geral da raiz e diminuição do crescimento das raízes laterais (BRDAR-JOKANOVIC, 2020).

1.2.6 CÁDMIO

O acúmulo de cádmio nas plantas e consequentemente na transferência para a cadeia trófica é um fator preocupante em torno de todo o mundo, apresentando uma ameaça ao ecossistema. O Cd é facilmente absorvido pelas plantas devido à sua alta mobilidade, sendo que a absorção de Cd pelas plantas está relacionada diretamente às propriedades do solo, como por exemplo, tamanho das partículas, pH, temperatura, capacidade de troca catiônica e a fisiologia da planta, área de superfície da raiz, taxa de exsudação e transpiração da raiz. A maioria das espécies de planta consegue acumular

Cd nos tecidos radiculares sendo que concentrações pequenas são transportadas para os brotos, porém altos níveis de Cd podem ser observados nas partes aéreas em plantas hiperacumuladoras. Sendo assim o Cd pode causar diversos efeitos adversos em plantas, como efeitos morfológicos, fisiológicos e bioquímicos (SHAHID et al.,2016).

A toxicidade de Cd em plantas geralmente está associada à interrupção e transporte de água e nutrientes, alterações do metabolismo de nitrogênio, interrupção da ATPase, redução da fotossíntese, crescimento e respiração, disfunção da maquinaria fotossintética, escurecimento das raízes, clorose e necrose. Também pode gerar alterações ao nível celular, como por exemplo, aberrações cromossômicas e alterações dos ciclos e divisão celular, bem como produção de espécies reativas de oxigênio (SHAHID et al.,2016).

O Cd no solo é encontrado predominantemente ligado às fases sólidas trocáveis, sendo liberado nas soluções do solo, facilitando assim sua absorção pelas plantas. Na solução do solo o Cd está presente principalmente como Cd^{2+} , ou como complexos inorgânicos ou orgânicos. Na fase sólida o Cd pode também estar ligado a partículas de solo, como matéria orgânica ou óxidos de Fe e Mn (SHAHID et al.,2016).

O pH do solo é um dos parâmetros mais importantes que agem na especiação, partição e biodisponibilidade do Cd. O cádmio pode ocorrer como espécies catiônicas (CdHS^+ , CdOH^+ , CdHCO_3^+ e CdCl^+) e como espécies aniônicas ($\text{Cd}(\text{HS})_4^{2-}$, $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$, $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$ e CdCl_3^-), sendo que em pH baixo está predominantemente como Cd^{2+} , CdSO_4 , CdCl^+ , enquanto em condições alcalinas as espécies menos biodisponíveis são, CdHCO_3^+ , CdCO_3 , e CdSO_4 . Quando o pH é elevado torna-se uma proteção para a absorção de Cd pelas plantas, pois acaba reduzindo a fitodisponibilidade, tendo em vista que a precipitação e absorção de Cd nas partículas do solo devem minimizar as concentrações de Cd na solução do solo. Já quando o pH do solo é baixo, a disponibilidade e mobilidade do Cd tende a aumentar, isso ocorre devido à transformação do Cd de formas imóveis como óxidos de Fe, Mn e carbonatos para as formas mais biodisponíveis e trocáveis (SHAHID et al.,2016).

Outro parâmetro que possui grande importância para a biodisponibilidade e mobilidade de Cd é a matéria orgânica presente no solo, pois ocorre a formação de complexos com o Cd. Os solos com maior teor de MO são capazes de reduzir a absorção do Cd pelas plantas, como resultado da sorção de Cd, em grupos hidroxila carboxílicos e fenólicos, gerando assim a remoção do Cd da solução do solo. A atividade microbiana presente no solo pode aumentar a disponibilidade de Cd por meio

da excreção de ácidos orgânicos e solubilização de minerais contendo Cd (SHAHID et al.,2016).

Quando ocorre a exposição de plantas ao cádmio, esta substância entra nas plantas a partir dos solos por meio da absorção pela raiz, através de transportadores específicos e não específicos de elementos essenciais. Estudos mostram que um dos transportadores de Cd são os transportadores ZIP ou canais de cátions, no qual permite que o Cd entre nas células da raiz (SHAHID et al.,2016).

O Cd nas plantas geralmente é encontrado em maiores concentrações na raiz tendo uma diminuição nos caules, folhas, frutos e sementes, consecutivamente. O Cd acumula-se principalmente nos núcleos e vacúolos enquanto uma menor quantidade pode ser encontrada nos plastídios e no citoplasma das raízes. Já a proporção de Cd absorvido na parte aérea das plantas varia de acordo com as características da planta, como por exemplo, espécie, idade, dentre outros (SHAHID et al.,2016).

O Cd pode representar sérios problemas de saúde tendo em vista que pode ocorrer a translocação para as partes das plantas que são utilizadas para ração animal ou produtos alimentícios, podendo assim ser transferido de acordo com a cadeia trófica (SHAHID et al.,2016).

Concentrações de Cd acima de 5 – 10 mg Cd g⁻¹ peso seco da folha pode levar a morte das plantas, sendo que os principais efeitos são: clorose, inibição da fotossíntese, crescimento atrofiado, inativação das enzimas na fixação de CO₂, alongamento da raiz, ultraestrutura alterada do cloroplasto, divisão celular, epinastia da folha, peroxidação lipídica, distúrbios de enxofre e metabolismo do nitrogênio, redução da absorção de nutrientes essenciais, como fósforo, cálcio, magnésio e potássio, bem como interferência na captação e translocação de nitrato para as partes aéreas das plantas. O Cd pode também influenciar na permeabilidade da membrana plasmática pela indução da peroxidação lipídica, aumento de espécies reativas de oxigênio interrompendo o status redox da célula no qual pode deteriorar as macromoléculas biológicas (SHAHID et al.,2016).

1.2.7 CHUMBO

O chumbo é um dos elementos químicos mais tóxicos sendo frequentemente encontrado no solo, água e atmosfera, no qual afetam as plantas. A exposição das

plantas ao Pb, dependendo da concentração, estágio de vida, duração da exposição, dentre outros, pode prejudicar o crescimento da planta, alongamento da raiz, germinação de sementes, desenvolvimento de mudas, transpiração, produção de clorofila, organização lamelar no cloroplasto e a divisão celular. A interação do Pb com as plantas depende também da espécie, pois algumas espécies como por exemplo as leguminosas absorvem quantidades reduzidas deste elemento, sendo mais adequadas para crescer em solos contaminados por chumbo (POURRUT et al., 2011).

Em solos o chumbo pode ocorrer como íon de metal livre, complexado com constituintes inorgânicos, como por exemplo, HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} e Cl^- , podendo existir também como ligantes orgânicos, como os aminoácidos, ácidos fúlvicos e húmicos. Sendo que o chumbo de origem antropogênica tende a se acumular principalmente na camada superficial do solo. O Pb possui forte ligação com material orgânico e coloidais, sendo assim pequenas quantidades de Pb no solo são solúveis, e, portanto, disponíveis para a absorção das plantas (POURRUT et al., 2011).

O comportamento do chumbo no solo depende de diversos fatores, dentre eles as interações e fatores biogeoquímicos (pH, condições redox, capacidade de troca catiônica, mineralogia do solo, condições microbianas, quantidade de chumbo presente no solo, níveis de ligantes orgânicos e inorgânicos, níveis de cátions concorrentes, espécies de plantas envolvidas, dentre outros). Esses fatores podem atuar individualmente ou em combinação entre si, alterando assim o comportamento no Pb presente no solo e a taxa de absorção pelas plantas. A biodisponibilidade do chumbo é influenciada por sua especiação e pela concentração de íons livres de chumbo (POURRUT et al., 2011).

A principal via de exposição e acumulação do Pb em plantas é através da absorção pela raiz. O chumbo é absorvido pelas raízes e liga-se aos grupos carboxila do ácido urônico da mucilagem ou diretamente aos polissacarídeos da superfície da célula do rizoderma. Quando o Pb é absorvido pode seguir os fluxos de água em translocação, sendo encontrado as maiores concentrações de chumbo nos ápices das raízes, onde o pH rizodérmico é mais baixo, aumentando assim a solubilidade do Pb na solução do solo. O Pb pode penetrar na raiz por diferentes vias, dentre elas os canais iônicos. A inibição da absorção de Pb pelo cálcio está associada a competição entre esses dois cátions por canais de cálcio, onde diversos autores mostram que os canais permeáveis ao Ca^{2+} são os principais caminhos pelo qual o chumbo entra nas raízes. Estudos realizados com plantas transgênicas mostram também que o Pb pode penetrar nas raízes por meio das

vias, como canais iônicos cíclicos de nucleotídeos ou por meio de transportadores de cátions de baixa afinidade (POURRUT et al., 2011).

Após a exposição das plantas ao Pb, uma vez que esta substância penetra no sistema radicular, pode se acumular ou ser translocado para as partes aéreas das plantas. Para a maioria das espécies de plantas a maior parte de Pb, cerca de 95%, é acumulado nas raízes, sendo apenas uma pequena fração é translocada para as partes aéreas. O transporte de metais das raízes para os brotos ocorre através do xilema, e quando ocorre é provavelmente conduzido por transpiração (POURRUT et al., 2011).

Efeitos adversos sobre a germinação e crescimento também podem ser observados em plantas expostas ao chumbo, mesmo que em concentrações pequenas. A germinação das plântulas é inibida por concentrações muito baixas de Pb^{2+} . A inibição da germinação pode ser resultado da interferência do Pb com as enzimas protease e amilase. Essa exposição também pode resultar no desenvolvimento e na brotação de mudas, inibindo o crescimento de raízes e partes aéreas da planta. Outros efeitos relacionados à exposição ao chumbo são: raízes inchadas, tortas, curtas e atarracadas, edema mitocondrial, perda de cristas, vacuolização do retículo endoplasmático e membrana plasmática lesada, inibição do crescimento (folhas em menor número, menores e mais quebradiças, dentre outros). Esse retardo no crescimento de plantas expostas ao Pb pode estar relacionado aos distúrbios metabólicos de nutrientes e fotossíntese alterada. Porém deve-se levar em consideração que os efeitos adversos em plantas dependem da espécie exposta. A toxicidade do chumbo varia de acordo com a espécie, algumas espécies são consideradas hiperacumuladoras e toleram mais a toxicidade do Pb do que as plantas mais sensíveis (POURRUT et al., 2011).

Embora os efeitos do Pb na concentração total das proteínas ainda não esteja totalmente elucidado, sabe-se que o Pb interage com as proteínas citoplasmáticas, sendo que altas concentrações de Pb pode diminuir o pool de proteínas através de estresse oxidativo agudo de espécies reativas de oxigênio, modificação na expressão gênica, aumento na atividade ribonuclease, utilização de proteínas por plantas para fins de desintoxicação de chumbo e diminuição do conteúdo de aminoácidos livres (relacionado com a perturbação no metabolismo do nitrogênio). O Pb em plantas também é capaz de diminuir a transpiração e reduzir o teor de umidade, reduzir a plasticidade da parede celular influenciando na pressão de turgor celular (POURRUT et al., 2011).

Quando em baixas concentrações o Pb é capaz de induzir aberrações (pontes cromossômicas durante a anáfase), perda de fragmentos acêntricos durante a

meiose, fragmentação cromossômica e formação de micronúcleo (POURRUT et al., 2011).

1.2.8 COBALTO

O cobalto é um micronutriente muito utilizado em plantações com o objetivo de tratamento das sementes ou via foliar, sendo assim classificado como um micronutriente benéfico no qual estimula o crescimento dos vegetais. As características do solo, como por exemplo, o pH pode determinar a disponibilidade de absorção do Co para as plantas. Solos com pH mais alto tem menor biodisponibilidade (DALMOLIN, 2015).

As plantas absorvem o cobalto pelas raízes, sendo absorvido como Co^{2+} , sendo considerado móvel no floema, portanto, se aplicado via foliar ele é parcialmente móvel. O cobalto é um micronutriente necessário para as bactérias fixadoras de nitrogênio, entretanto plantas supridas com nitrogênio não necessitam de cobalto, sendo assim podem acumular este elemento químico (DALMOLIN, 2015).

O excesso de Co em plantas pode diminuir a absorção de ferro, podendo gerar plantas com folhas cloróticas, na parte superior e atrofiamento das plantas. Alguns dos sintomas de toxicidade são: manchas necróticas nos cotilédones e folhas com folíolos cloróticos (DALMOLIN, 2015).

O cobalto atua em processos enzimáticos das plantas, sendo essencial para a fixação biológica do nitrogênio por bactérias fixadoras de vida livre ou por sistemas simbióticos. Quando o cobalto é encontrado em altos níveis, ele pode diminuir a absorção de ferro e manganês por inibição competitiva, podendo gerar efeitos na deficiência destes micronutrientes. Quando o excesso de cobalto atinge as folhas, elas tornam-se cloróticas, depois necróticas, podendo secar completamente (FAQUIN, 2005).

1.2.9 COBRE

O cobre é um micronutriente vital para o crescimento de plantas e desempenha também função fundamental na assimilação de CO_2 e na produção de ATP, sendo o constituinte de diversas proteínas. A alta concentração de Cu nas plantas pode afetar o

seu crescimento, promover a clorose foliar, causar citotoxicidade, estresse oxidativo (gerando espécies reativas de oxigênio), no qual são prejudiciais para as plantas. O estresse oxidativo através da peroxidação lipídica resulta na interrupção de diversas vias metabólicas causando danos às macromoléculas essenciais. O efeito adverso mais comum a plantas expostas a altas concentrações de Cu é o declínio da biomassa vegetal (KUMAR et al., 2020).

Estudos mostram que Cu^{2+} e o Cu^+ são as formas mais abundantes de Cu para a absorção pelas plantas, sendo que sua mobilidade depende do pH, matéria orgânica, tipo de solo, capacidade de troca catiônica, dentre outros. Em geral a forma predominante do Cu presente no solo é Cu (II) em formas orgânicas naturais ou em associação entre as formas orgânicas e inorgânicas ou até mesmo óxidos de Fe. Os níveis de Cu no solo variam entre 3 e 100 mg/kg^{-2} sendo que apenas 1 – 20% está biodisponível. Tendo em vista que a biodisponibilidade do Cu depende das propriedades do solo, por meio de suas associações com diferentes tipos de óxidos metálicos, matéria orgânica e partículas de argila (KUMAR et al., 2020).

As plantas absorvem os íons metálicos do solo através das células da raiz, onde em seguida é transportado para o centro por meio do parênquima, endoderme e xilema, no qual estão envolvidos diversos transportadores de metais juntamente de outras moléculas transportadoras. Para inibir a formação de espécies reativas de oxigênio, o Cu depois de absorvido pelas plantas é sequestrado como complexo quelante de metal nos vacúolos para reduzir a sua toxicidade (KUMAR et al., 2020).

O Cu é um elemento essencial para as plantas, porém em quantidades excessivas pode induzir efeitos adversos na produção primária e sobrevivência. Os principais efeitos são: alterações no crescimento, morfologia das raízes, clorose foliar interveinal, folhas murchas, pontas de folhas necróticas e anormalidades radiculares. As concentrações de 20 a 30 $\mu\text{g/g}^{-1}$, dependendo da espécie exposta, podem causar toxicidade, enquanto concentrações de 1 a 5 $\mu\text{g/g}^{-1}$ são essenciais para as plantas. Os primeiros efeitos adversos que podem ser observados são no crescimento e na forma da raiz, antes de qualquer efeito no crescimento acima do solo. O declínio do volume radicular sob concentrações de Cu indica uma redução significativa da biomassa radicular, no qual está associada à divisão celular. Sendo assim a exposição das plantas ao Cu pode afetar diretamente os parâmetros morfológicos, como o comprimento da raiz, comprimento do caule, área folicular, podendo ser observado também clorose

foliar intervalar, necrose, púrpura da folhagem e clorose (KUMAR et al., 2020; ANDRESEN et al., 2018).

O Cu pode também afetar a biossíntese do mecanismo fotossintético (KUMAR et al., 2020; ANDRESEN et al., 2018), gerando alterações no pigmento e a composição proteica das membranas fotossintéticas, através do estresse oxidativo. Sendo assim a exposição das plantas ao Cu resulta na inibição da absorção de captação de nutrientes induzindo a fitotoxicidade em plantas. O Cu pode ser capaz de alterar as concentrações de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e ferro, devido à competição de Cu e nutrientes (KUMAR et al., 2020). O Cu possui como uma das funções no metabolismo agindo como ativador ou componente de enzimas que participam de reações de oxirredução. Quando a concentração de cobre atinge níveis tóxicos, podem ocorrer alterações na fixação biológica do nitrogênio, tendo em vista que ocorre a inibição da ação do ferro. Podendo ser observado além do menor crescimento e funcionamento anormal das raízes, aparecimento de manchas aquosas e amareladas ao longo da nervura principal. Que se tornam necróticas (FAQUIN, 2005).

1.2.10 CROMO

O cromo é um metal pertencente ao grupo de transição podendo variar o número de oxidação de Cr (II) a Cr (VI), sendo que as formas mais estáveis e comuns no ambiente são as espécies trivalente Cr (III) e hexavalente Cr (VI), as diferentes formas possuem também diferentes propriedades físico-químicas e bioquímicas. O Cr (III) é o mais comum de ocorrência natural e forma complexo com a matéria orgânica presente no solo e na água, podendo ser encontrado como óxidos crômicos, hidróxidos ou sulfatos. O Cr (VI) é amplamente estudado e presente na literatura por ser considerada a forma mais nociva de cromo, possuindo forte potencial de oxidação (SINHA et al., 2018).

O Cr (VI) possui maior mobilidade do que o Cr (III) e geralmente é associado ao oxigênio com íons cromato ou dicromato. Também é mais solúvel em água, o que o torna mais biodisponível. O Cr (VI) pode ser transformado em Cr (III) sob condições ácidas sendo que este processo é favorecido em solos com uma alta proporção de matéria orgânica. O Cr (III) pode ser oxidado a Cr (VI) em ambientes oxigenados, sendo que em condições anóxicas apenas o Cr (III) está presente (SINHA et al., 2018).

A exposição de plantas ao cromo pode gerar efeitos adversos, sendo tóxico para a maioria das plantas agronômicas em uma concentração de cerca de 0,5 e 5,0 mg/L em meio nutriente e 5 e 100 mg/g nas condições do solo. Em geral a concentração de Cr em plantas é inferior a 1mg/g (SINHA et al., 2018).

Poucos estudos estão presentes na literatura para ilustrar o caminho de absorção do Cr em plantas. Sabe-se que o estado de valência é um dos principais fatores que afetam o transporte de Cr dentro das células vegetais. O Cr é um elemento não essencial, sendo assim as plantas não possuem mecanismos ou transportadores específicos para sua absorção. O Cr (VI) pode ser reduzido a Cr (III) nas plantas, esse processo ocorre na superfície da raiz. Alguns autores sugerem que o Cr (III) forma compostos insolúveis em água em soluções aquosas não ácidas, tornando-se impermeáveis às biomembranas. Outros estudos mostram também que a absorção de Cr (VI) nas plantas ocorre sem sofrer redução. O Cr (VI) consegue penetrar nas plantas, pois se assemelham estruturalmente aos outros íons, entrando nas células através de portadores de ânions essenciais, como por exemplo, transportadores de sulfato e fosfato, no qual são nutrientes essenciais para as plantas (SINHA et al., 2018).

Assim como outros metais, a fitotoxicidade, bioacumulação e translocação para os brotos e folhas estão amplamente relacionadas com a espécie de planta, a especiação da substância, biodisponibilidade e a concentração de exposição. A exposição de plantas a altas concentrações de Cr está relacionada a diversos efeitos adversos, dentre eles, redução na germinação, alterações no crescimento, taxa de fotossíntese, atividade da redutase do nitrato e o conteúdo de proteína solúvel. A germinação das plântulas pode ser afetada devido à interferência do Cr nas atividades enzimáticas, como por exemplo, a amilase. O Cr afeta a produção de biomassa possivelmente devido ao desequilíbrio de nutrientes, resultando assim em um crescimento atrofiado e menor produção (SINHA et al., 2018).

Devido à similaridade do Cr a alguns oxiânions essenciais, como por exemplo, sulfato e fosfato, o Cr pode afetar a nutrição mineral das plantas por meio da absorção competitiva por proteínas. Além de afetar o crescimento natural das plantas, o Cr pode alterar a produção de pigmentos fotossintéticos vitais (clorofila, antocianina). Também foi relatado que o Cr causa redução na disponibilidade de Ca e Mn, resultado assim na feofitinação das moléculas de clorofila. Altas concentrações de Cr (VI) em plantas é capaz de diminuir a absorção de elementos essenciais (Fe, K, Mg, Mn, P e Ca), podendo induzir efeitos tóxicos na atividade metabólica das plantas e na translocação de

nutrientes. O Cr tende a se acumular, na maioria das plantas, principalmente na raiz seguido por caules e folhas, sendo que pequenas quantidades de Cr são translocadas para as folhas (SINHA et al., 2018).

Algumas espécies de plantas podem ser mais tolerantes ao Cr que outras, a resposta ao estresse de Cr envolve uma rede de vias compartilhadas que estão envolvidas na desintoxicação de Cr, no qual ajudam na tolerância de Cr em certas espécies acumuladoras de Cr. Algumas vias celulares que estão envolvidas nesse processo são: sinalização de ROS, aumento do sistema antioxidante, produção de fitoquelatinas, fitosequestração e compartimentação diferencial que facilita a bioacumulação das células (SINHA et al., 2018).

1.2.11 FERRO

O ferro é o metal de transição mais abundante na crosta terrestre, sendo que em solos aerados o Fe é pouco biodisponível, pois está sempre na forma trivalente no qual se precipita formando hidróxidos e óxidos pouco solúveis que não estão disponíveis para a absorção pelas plantas. O Fe embora seja um micronutriente essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas, pode em determinadas condições, ser absorvido e acumulado em concentrações consideradas tóxicas ao metabolismo vegetal (JUCOSKI et al., 2016). Para as plantas absorverem o ferro é necessário estratégias, como por exemplo, a redução do Fe (III), no qual se baseia na acidificação do apoplasto da raiz e rizosfera mediada por ATPases do tipo P. Esta acidificação aumenta a solubilidade do Fe (III), ocorrendo também a liberação de quelantes, onde posteriormente o Fe (III) quelado é reduzido para Fe (II). As cumarinas exsudadas também podem contribuir para a redução do Fe (III) no apoplasto. Após a redução o Fe^{2+} é transportado através da membrana plasmática das células rizodérmicas e corticais por proteínas da família ZIP. Outra estratégia utilizada por monocoiledôneas (gramíneas) inclui a síntese e liberação de fitosideróforos, no qual são ligantes metálicos pertencentes à família do ácido muginéico, facilitando assim a absorção de Fe^{3+} pelas raízes (ANDRESEN et al., 2018).

A toxicidade do Fe em plantas pode causar ROS, devido a interferências com a fotossíntese, levando a elétrons mal transferidos (ANDRESEN et al., 2018; de LIM et al., 2001). O Fe não é um elemento muito biodisponível, porém o estresse causado pelo

Fe pode ocorrer frequentemente em plantas como o arroz, onde a redução de Fe (III) a Fe (II) disponibiliza altas concentrações de Fe para essas plantas. Estudos mostram que testes com cultivares de arroz revelaram que cultivares mais resistentes apresenta maior atividade do sistema antioxidante e retêm mais Fe nas raízes, diminuindo assim a sua toxicidade nas folhas (ANDRESEN et al., 2018).

Em plantas expostas a altas concentrações de Fe podem ocorrer folhas amarelas (diminuição no teor de clorofila), podendo ocorrer clorose, aumento na concentração de ROS e do sistema antioxidante, como uma resposta ao estresse causado pelo Fe. Em condições anaeróbicas, placas de Fe (depósitos de hidróxido férrico) acabam se formando nas superfícies das raízes na tentativa de neutralizar as altas concentrações de Fe. Porém essas placas acabam influenciando a absorção de outros nutrientes (ANDRESEN et al., 2018). Podendo ocorrer amarelecimento e/ou bronzeamento das folhas e escurecimento das raízes, causar severas reduções no crescimento e na produtividade das plantas, além de causar desbalanceamento nutricional, estimulando a deficiência de alguns minerais essenciais tais como, P, Ca, K, Mg e Zn. A maioria dessas alterações nutricionais está ligada à formação da “placa de ferro” na superfície radicular. Essas placas de óxidos e hidróxidos de ferro possuem a capacidade de adsorver diferentes minerais e atuam como barreira à absorção de alguns nutrientes. Em contrapartida, a “placa de ferro” pode atuar como reservatório de alguns nutrientes, aumentando a absorção desses elementos durante períodos de deficiência no meio de crescimento (JUCOSKI et al., 2016).

Sendo assim os sintomas mais comuns que surgem nas plantas após absorção de altas quantidades de Fe são: redução no crescimento, manchas foliares de cor amarelo/amarronzada que evoluíam para lesões necróticas, diminuição da área foliar e escurecimento das raízes. A produção de massa seca também aumenta conforme o tempo, mesmo com a presença de concentrações tóxicas de Fe (JUCOSKI et al., 2016).

Jucoski et al., (2016), mostra em seu estudo que plantas jovens de *Eugenia uniflora* com grandes concentrações de Fe em seus tecidos apresentam elevação nos teores deste elemento em todas as partes da planta, principalmente nas raízes, apresentando bronzeamento foliar e escurecimento das raízes. O excesso de Fe reduziu todas as variáveis de crescimento, os teores de pigmentos cloroplastídicos e os teores de P, Zn, Cu e Mn. Além do efeito direto do excesso de Fe, a desordem nutricional resultante está associada aos efeitos restritivos sobre o crescimento vegetativo inicial das plantas de *Eugenia uniflora* L.

Em plantas aquáticas como jacinto d'água (*Eichhornia crassipes*), o Fe é considerado um transtorno porque interfere com a atividade econômica de pesca e recreacional do lago, mas, por outro lado a planta tem-se mostrado um ótimo organismo bioacumulador de metais pesados, incluindo ferro, podendo ser utilizado na despoluição do lago. Já as algas estão entre os organismos aquáticos utilizados como bioindicadores na monitorização de águas marinhas. Metais como, por exemplo, o ferro, procedentes de fontes industriais e da agricultura são frequentemente acumulados em níveis elevados nesses organismos. Estudos mostram pequenas variações sazonais nos níveis de metais pesados nas algas; para as amostras de água verificou-se aumento dos níveis dos metais para as amostras coletadas durante o verão (DE LIMA et al., 2001).

1.2.12 MANGANÊS

A biodisponibilidade do manganês é determinada pelo potencial de pH e redox. O manganês é absorvido pelas plantas como Mn^{2+} nas células epidérmicas ou corticais da raiz através de diversas proteínas transportadoras. Diante da semelhança físico-química com o Ca^{2+} o Mn^{2+} é capaz de permear canais de Ca^{2+} . Solos com condições alcalinas, oxidativas e bem aerados favorecem a formação de óxidos de Mn, como por exemplo, MnO_2 . Tendo em vista que a prevalência de íons Mn^{2+} aumenta com a diminuição do pH e em solos compactados ou alagados (ANDRESEN et al., 2018).

As plantas absorvem o Mn somente na forma divalente. A toxicidade do Mn sobre as plantas pode afetar o crescimento das plantas, inibição do alongamento da raiz primária. A inibição da raiz pode estar associada ao transporte e síntese de auxina ou hidrólise do conjugado de auxina. Nas folhas o excesso de Mn pode causar clorose e necrose, manchas marrons distintas em folhas mais velhas e em particular no apoplasto da epiderme. Em algumas espécies a toxicidade do Mn pode estar relacionada a processos apoplásticos (processos de oxidação e redução). O Mn também é responsável pela inibição da fotossíntese e ao estresse oxidativo. A alta biodisponibilidade de Mn pode causar diminuição na absorção de Fe para os brotos das plantas, podendo causar clorose bem como a deficiência de Fe (ANDRESEN et al., 2018).

1.2.13 MERCÚRIO

O mercúrio é considerado um elemento químico potencialmente tóxico, podendo ser facilmente bioacumulado. O mercúrio pode ser encontrado na natureza como mercúrio elementar, mercúrio iônico, metilmercúrio, sulfeto de mercúrio e hidróxido de mercúrio. As plantas expostas ao mercúrio presente no solo, absorvem o metal a partir das raízes, onde ao entrar em contato com as células radiculares o mercúrio pode se ligar às proteínas dos canais de água das células radiculares, ocasionando a obstrução física do fluxo de água. O mercúrio em plantas também pode suprimir a fotossíntese, síntese da clorofila e absorção e transporte de nutrientes (apud MEI et al., 2021).

Mei e colaboradores (2021), mostra em seu estudo que a exposição de mudas de algodão (*Gossypium hirsutum L.*) ao mercúrio pode diminuir o alongamento da parte aérea das sementes (nas concentrações 100, 1000 e 10.000 μM), escurecer a superfície das sementes (nas concentrações 1000 e 10.000 μM), bem como reduzir a porcentagem de germinação (nas concentrações a partir de 1000 μM). Foi observado também alterações no peso das mudas, tanto para a parte aérea quanto para a raiz (peso fresco e seco). Pode-se verificar que o mercúrio tende a se acumular nas folhas, caules e raízes, tendo em vista que as raízes concentraram a maior parte de Hg, seguida pelas folhas e caule respectivamente. Já o estudo realizado por Calgaroto (2009), observou que após a exposição de plantas da espécie *Pfaffia glomerata* ao mercúrio durante um período de nove dias, as concentrações de Hg foram maiores nas raízes do que na parte aérea das plantas. Também foi observado que o Hg é responsável por induzir estresse oxidativo, bem como causar danos aos tecidos vegetais nas concentrações de 25 e 50 μM . A exposição de plantas (*Suaeda salsa*) durante um período de sete dias ao mercúrio, também é capaz de causar efeitos adversos, como por exemplo, inibição do crescimento, alterações enzimáticas e metabólicas relacionadas à fotossíntese, glicólise, síntese de ATP, dentre outros (LIU et al., 2021).

1.2.14 MOLIBDÊNIO

O molibdênio em sua forma ativa é crucial para o metabolismo do nitrogênio e do enxofre, sendo assim de grande importância para as plantas. O Mo possui maior biodisponibilidade em solos alcalinos ($\text{pH} > 6,5$). Os efeitos adversos causados em plantas expostas a altas concentrações de molibdênio são: mudanças de cor nas folhas

(vermelho/azul devido ao acúmulo de antocianina, ou amarelo, possivelmente relacionado à degradação da clorofila) (ANDRESEN et al., 2018).

1.2.15 NÍQUEL

As informações sobre a absorção de níquel em plantas são escassas. Em procariotos, a absorção é mediada através de proteínas transportadoras de níquel/cobalto. O níquel em plantas é absorvido pelo sistema de captação de Fe, uma vez que este transportador possui uma gama de substratos para íons divalentes. Nas espécies hiperacumuladoras de Ni é sequestrado preferencialmente nas células epidérmicas (principalmente nos vacúolos), onde os íons de Ni^{2+} não interferem na fotossíntese e na respiração (ANDRESEN et al., 2018).

Em plantas expostas a altas concentrações de Ni podem ocorrer os seguintes efeitos adversos: menor produção de biomassa, amarelecimento intervinal, inibição da formação da raiz lateral, clorose foliar e desequilíbrio de outros nutrientes. O mecanismo de toxicidade do níquel é principalmente através da ligação de íons Ni a grupos $-\text{SH}$ e interferências com proteínas e enzimas. O Ni pode interferir na fotossíntese, resultado em uma grande limitação da fotossíntese bem como ocasionar a diminuição do número de raízes laterais. O Ni pode ser encontrado em concentrações mais altas nas raízes do que nos brotos, sugerindo um bloqueio de transporte ativo na tentativa de proteger os tecidos fotossintéticos (ANDRESEN et al., 2018).

1.2.16 SELÊNIO

O selênio é um elemento químico capaz de formar ligações com $-\text{C}$ diretas, ocorrendo assim uma variedade de compostos orgânicos essenciais para algumas espécies de organismos. O Selênio pode existir no solo principalmente na como selenato (Se VI), selenito (Se IV) e formas orgânicas, embora o selênio elementar também ocorra dependendo do potencial redox do solo. As plantas conseguem absorver o Se como selenato, selenito ou compostos orgânicos, porém não conseguem absorver Se elementar coloidal ou selênios metálicos. Nas plantas o transporte de selenato ocorre através da membrana plasmática com o auxílio de transportadores de sulfato de alta afinidade, já o selenito é transportado por transportadores de fosfato ou entra nas células

vegetais passivamente. Em pH mais baixo, o selenito é capaz de entrar nas células da raiz por meio de um canal da aquaporina (HAWRYLAK-NOWAK, 2013).

Diante da exposição de plantas ao selênio este elemento químico pode exercer toxicidade, gerando diferentes efeitos adversos, como por exemplo, redução do crescimento (redução da biomassa e dos brotos), redução das áreas foliares, diminuição nos pigmentos fotossintéticos e aparecimento de clorose. Estudos mostram que o acúmulo de selênio nas partes aéreas de algumas espécies de plantas é maior quando em selenato ao invés de selenito, mostrando que o selenato acumula-se mais nos brotos do que o selenito. Sendo assim o selenato é mais facilmente transportado das raízes e acumulado nos brotos do que o selenito ou o selênio orgânico, devido ao selenito ficar mais retido nas raízes, onde é rapidamente convertido em formas orgânicas (HAWRYLAK-NOWAK, 2013).

1.2.17 SÍLICA

A Sílica (Si) é o segundo maior elemento dissolvido no solo, atrás somente do oxigênio, amplamente distribuída na natureza em uma forma quimicamente combinada, sua presença no solo pode variar entre 1 e 45% de peso seco e é comumente encontrado em suas formas ácida, Si(OH)_4 , ou ionizada, $\text{Si(OH)}_3\text{O}^-$, predominante em $\text{pH} > 9$, que permitem sua absorção pelas plantas e podem apresentar concentrações diferentes nas diversas partes do mesmo indivíduo, como no exemplo do arroz; a variação de $0,5 \text{ g kg}^{-1}$ em arroz polido, 50 g kg^{-1} em farelo de arroz, 130 g kg^{-1} em palha de arroz, 230 g kg^{-1} em casca de arroz para 350 g kg^{-1} em pedaços de arroz (EPSTEIN, 1999; HEATHER & PERRY, 2007; SOMMER et al., 2006.; VAN HOEST, 2006)

A absorção de Si da solução do solo pelo arroz pode ocorrer através de dois mecanismos de transporte diferentes: um transportador localizado nas raízes laterais, de baixa afinidade (Lsi1), que é responsável pela captação de ácido silícico da solução externa para as células corticais da raiz; e o outro é responsável pelo carregamento de Si pelo xilema, podendo ocorrer o carregamento de xilema também por difusão passiva em plantas de tomate e pepino (MA & YAMAJI, 2006; MITANI & MA, 2005).

Há evidências de que a presença de Si nas plantas pode trazer benefícios para este grupo, dentre eles: favorece o crescimento do indivíduo e atividade fotossintética; alívio para muitos estresses abióticos e bióticos, tais como: melhoria quanto ao

desequilíbrio de nutrientes, toxicidade de minerais e de metais reduzidas, salinidade, seca e temperatura, o que levou a incorporação de silicatos em muitos fertilizantes; defesa físico e/ou bioquímico à penetração e redução na suscetibilidade à degradação enzimática por patógenos fúngicos (YOSHIDA et al., 1962.; CHE´RIF et al., 1994; FAWA et al., 1998; FAUTEUX et al., 2005; MA, 2004), porém estudos relacionados a toxicidade de plantas expostas a altas concentrações de sílica são escassos na literatura.

1.2.18 ZINCO

O zinco é o segundo metal de transição mais abundante nos organismos sendo utilizado como cofator em todas as seis classes de enzimas. O único estado de oxidação biologicamente relevante é $2+$. Bem como o Fe o Zn pode ser considerado o íon divalente livre, Zn^{2+} . A absorção de Zn^{2+} nas células da raiz das plantas é mediada principalmente por proteínas da família ZIP. As plantas utilizam como estratégia a liberação de ácido muginéico para a absorção do Fe(II), este mecanismo é capaz de absorver o Zn através de fitosideróforos no qual quela Zn^{2+} (ANDRESEN et al., 2018).

Quando o Zn migra através das células da raiz, não está na sua forma livre, mas sim ligado a ligantes fortes, como por exemplo, a glutathione, metalotioneínas, dentre outros. O carregamento do xilema é realizado pela exportação ativa de Zn para fora do simplasto, mediada por membros da família de ATPases. No xilema ácido, o Zn pode ser transportado em sua forma livre, porém ligado a ácidos orgânicos (ANDRESEN et al., 2018).

A exposição de plantas a altas concentrações de Zn pode acarretar redução do crescimento, necrose foliar, clorose foliar, devido à diminuição do conteúdo de clorofila, e até mesmo vermelhidão foliar, devido ao aumento da produção de antocianina. Embora o Zn^{2+} seja um elemento químico inerte redox, ele pode acabar induzindo ROS (ANDRESEN et al., 2018).

1.3 MECANISMOS DE TOXICIDADE EM ANFÍBIOS

1.3.1 ALUMÍNIO

O alumínio é o terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre, porém não atinge altas concentrações em água neutra, devido sua baixa solubilidade. Entretanto em águas acidificadas a concentração do Al pode atingir níveis agudamente letais para os organismos, tendo em vista que sua solubilidade é aumentada. A toxicidade do Al para os anfíbios e outros organismos é complexa e depende de diversos fatores, como por exemplo, dureza, pH, estágio de desenvolvimento e espécies de anfíbios (FREDA, 1991).

Os girinos recém-eclodidos são mais sensíveis à exposição ao Al, seguidos em sensibilidade por embriões e girinos mais velhos. Estudos sugerem que embriões expostos em água enriquecida com Al podem eclodir, porém as larvas tendem a morrer logo após a eclosão. Em embriões, a toxicidade do Al é altamente dependente do pH da água, sendo que em algumas espécies o Al é tóxico apenas em pHs muito baixos, enquanto para outras espécies a toxicidade só se torna evidente em pHs mais elevados. Este fato pode estar relacionado com a especiação do Al ou também com a competição entre o Al e o H^+ por sítios de ligação da membrana epitelial ou vitelina (FREDA, 1991).

Alguns dos efeitos adversos observados através da exposição de embriões de anfíbios ao Al podem ser: em pHs muito baixos, os embriões podem parar de se desenvolver logo após a exposição inicial, chamada de mortalidade precoce. Já em pHs mais altos, os embriões podem se desenvolver normalmente, porém a membrana vitelina falha em se expandir fazendo com que os embriões em alongamento se tornem fortemente contraídos. Tendo em vista que a principal causa de mortalidade em embriões expostos ao Al é o defeito de ondulação, sendo que na maioria das vezes as larvas enroladas nunca eclodem (FREDA, 1991).

Estudos mostram que a exposição de larvas a altos teores de Al pode ocorrer irritação epitelial, interrupção da osmorregulação, perda de eletrólitos plasmáticos e morte do organismo. Porém os efeitos em anfíbios variam de acordo com a espécie (FREDA, 1991). A exposição de embriões ao Al (III) pode inibir o seu desenvolvimento, induzir malformações dos embriões, como por exemplo, deformidades oculares, esqueléticas, ventrais, alterações no sistema cardíaco como o

aumento do coração (cardiomegalia) ou também cardioproptose, podendo apresentar bolhas e edemas na superfície do corpo e sangramento cardíaco frequente. Esses efeitos podem estar relacionados à capacidade dos íons metálicos de interromper processos de transporte iônico, podendo também estar relacionado com a interferência dos íons metálicos com o metabolismo basal do Fe (III), íon essencial para os processos de desenvolvimento e vida celular (CALEVRO et al., 1998).

1.3.2 ARSÊNIO

O estudo realizado por Mardirosian et al. (2017) observou que o principal efeito adverso observado em embriões de anfíbios expostos de forma aguda ao arsênio em concentrações subletais na espécie *R. arenarum* é o estresse oxidativo, sendo que existe uma importante resposta antioxidante que se desenvolve em relação ao As gerando um aumento no conteúdo de GSH e nas atividades enzimáticas relacionadas ao GSH como uma resposta adaptativa no qual dá proteção as células aos efeitos tóxicos. A exposição a altas concentrações de As também pode ocasionar a mortalidade dos organismos (MARDIROSIAN et al., 2017).

1.3.3 CÁDMIO

Em ambientes aquáticos geralmente o cádmio é adsorvido por materiais orgânicos e facilmente acumulado por organismos. Estudos mostram que os anfíbios tendem a acumular Cd e Pb proporcionalmente às concentrações encontradas em seu ambiente. A exposição de anfíbios ao Cd pode gerar efeitos negativos sobre o crescimento, desenvolvimento, sobrevivência à metamorfose, dentre outros. A exposição de embriões da espécie *Bufo arenarum* ao Cd pode aumentar a mortalidade, malformações e distúrbios comportamentais bem como, a diminuição da sobrevivência e metamorfose em *Bufo americanos* (JOFRÉ et al., 2012).

No estudo realizado por Jofré et al. (2012) pode-se observar uma tendência da espécie *Leptodactylus mystacinus* a acumular mais Cd do que Pb. A exposição de embriões de *Rhinella arenarum* transmitidas pela água entre 0,5 e 4 mg/L pode resultar na mortalidade e no desenvolvimento retardado destes organismos (JOFRÉ et al., 2012). Em embriões de *Pleurodeles* expostos ao Cd²⁺ pode afetar o desenvolvimento no qual

não prosseguem além do estágio neurológico tardio. Em embriões tratados com CdCl_2 podem apresentar malformações distintas, como edemas cefálico e de tronco, hipopigmentação e parada do desenvolvimento das estruturas cefálicas e caudal, dependendo do aumento da concentração de Cd (II) (CALEVRO et al., 1998).

1.3.4 CHUMBO

O chumbo em ambientes aquáticos é transferido para fases sólidas tendo menor capacidade de transporte e baixa solubilidade quando comparado com outros metais. A exposição de anfíbios ao Pb pode gerar efeitos negativos sobre o crescimento, desenvolvimento, sobrevivência à metamorfose, dentre outros, tendo em vista que a exposição de embriões da espécie *Bufo arenarum* ao Pb pode aumentar a mortalidade, malformações e distúrbios comportamentais bem como, a diminuição da sobrevivência e metamorfose em *Bufo americanos*. Estudos mostram também que a exposição de anfíbios ao Pb pode gerar malformações esqueléticas e toxicidade reprodutiva (JOFRÉ et al., 2012).

No estudo realizado por Jofré et al., 2012 pode-se observar que a espécie *Rhinella arenarum* acumulou maiores concentrações de chumbo do que cádmio. Concentrações letais CL50 entre 470 e 950 $\mu\text{g/L}$ de Pb foram estimadas para diferentes estágios larvais de *R. arenarum*, sendo estimado também para indivíduos adultos a dose letal aguda DL50 em 120 horas de Pb injetado sendo estimado uma concentração de 89,2 mg/100 g de peso corporal. Sendo observada redução no peso e no desenvolvimento do organismo *X. Laevis tadpoles* exposto a uma concentração de Pb de 3 $\mu\text{g/g}$ (JOFRÉ et al., 2012).

1.3.5 COBRE

A maioria dos anfíbios anuros possuem dependência por ambientes aquáticos, sendo que especialmente em épocas reprodutivas eles se tornam mais vulneráveis à contaminação ambiental. Os anfíbios possuem pele permeável e altamente vascularizada proporcionando assim uma maior absorção de substâncias presentes no ambiente. Tendo em vista que a maioria das espécies de anfíbios apresenta fase larval livre natante sendo que as brânquias e o hábito alimentar são as principais vias para a entrada de

substâncias químicas no organismo. Estudos mostram que a fase embrionária dos girinos *Scinax ruber* são mais resistentes a concentrações de Cu do que as larvas no estágio 19 e 21. Já os girinos da mesma espécie apresentam maior resistência do que girinos de *Rhinella granulosa* (RAMOS, 2017).

O sedimento é considerado o compartimento no qual abriga maiores concentrações de metais, pois os fatores físico-químicos provocam a precipitação e adsorção dos metais a partículas sedimentares. Sendo assim as espécies bentônicas assimilam contaminantes químicos através da ingestão destas partículas, onde possuem contato direto com as superfícies corporais e pelas vias respiratórias levando a acumularem maiores concentrações de metais do que girinos que ocupam a coluna d'água (RAMOS, 2017).

1.3.6 CROMO

Assim como o Al a exposição de embriões de anfíbios ao Cr (III) possui capacidade tóxica para os organismos, sendo que o desenvolvimento não avança além do estágio de blástula, este efeito pode estar relacionado à retenção de Cr pelas proteínas da matriz no qual constituem a capa do embrião. Podendo ocorrer diversas malformações dos embriões, como por exemplo, deformidades oculares, esqueléticas, ventrais e caudais (CALEVRO et al., 1998).

O cromo (III) é considerado um íon essencial em concentrações muito baixas, sendo assim o Cr só exerce efeito tóxico evidente apenas em concentrações mais altas e em espécies mais sensíveis a estes elementos químicos (CALEVRO et al., 1998).

1.3.7 FERRO

Poucos dados presentes na literatura descrevem os efeitos tóxicos do ferro em anfíbios. A exposição de girinos da espécie *Lithobates catesbeianus* mostra que o ferro pode ocasionar aumento no índice de danos de DNA dos eritrócitos, podendo apresentar maior quantidade de fragmentos celulares, esses achados também foram encontrados para a espécie *Hypsiboas faber*. A exposição de girinos ao Fe também pode gerar aumento na frequência de células eritrocitárias com a presença de micronúcleo, quebras no cromossomo, disfunção do aparelho do fuso mitótico durante a divisão celular,

tumores, danos reprodutivos e alteração no desenvolvimento (DA SILVA VERONEZ, 2013).

1.3.8 MANGANÊS

A exposição de girinos ao cloreto de manganês está relacionada ao aumento no índice de danos de DNA dos eritrócitos, podendo apresentar maior quantidade de fragmentos celulares. A exposição de girinos ao Mn também pode gerar aumento na frequência de células eritrocitárias com a presença de micronúcleo, quebras no cromossomo, disfunção do aparelho do fuso mitótico durante a divisão celular, tumores, danos reprodutivos e alteração no desenvolvimento (DA SILVA VERONEZ, 2013).

1.3.9 MERCÚRIO

Ivanova et al. (2019), observou em seu estudo que o mercúrio tende a se acumular, em anfíbios, principalmente no fígado e rins e em menores concentrações nos músculos e pele. A exposição de girinos da espécie *Bufo gargarizans* a altas doses de mercúrio (24 e 30 µg/L) pode acarretar na desaceleração da taxa de metamorfose, alteração do tamanho corporal, danos na glândula tireoide e no fígado, degeneração e desintegração de hepatócitos, vacuolização mitocondrial e ruptura do retículo endoplasmático no fígado, dentre outros. Sendo assim altas doses de mercúrio é capaz de induzir a interrupção da função da tireoide, estresse oxidativo do fígado e distúrbios do metabolismo lipídico (SHI et al., 2018).

1.3.10 SÍLICA

Poucos estudos estão disponíveis na literatura referente aos efeitos tóxicos do dióxido de silício para anfíbios, porém o estudo realizado por Lajmanovich e colaboradores (2018), avaliou os efeitos agudos e subletais de SiO₂-NPs coloidal utilizando larvas do sapo americano (*Rhinella arenarum*). Pode-se observar valores de

LC50 = 0,0251 mg/L, NOEC = 0,001 mg/L e LOEC = 0,01 mg/L, tendo em vista que a concentração mais alta (1 mg/L) apresentou mortalidade para todas as larvas expostas. Pode-se observar também um aumento significativo na atividade da GST. Sendo assim, os resultados deste estudo mostram que baixas concentrações de SiO₂-NPs coloidais exercem alta toxicidade para a espécie *R. arenarum*.

1.3.11 ZINCO

Poucos estudos estão disponíveis na literatura para explicar os efeitos adversos do zinco em anfíbios. Porém sabe-se que a exposição destes organismos ao Zn pode acarretar efeitos negativos sobre o crescimento, desenvolvimento, sobrevivência à metamorfose, dentre outros (JOFRÉ ET AL., 2012).

1.4 MECANISMOS DE TOXICIDADE EM MAMÍFEROS

1.4.1 ALUMÍNIO

A exposição de mamíferos ao alumínio pode acarretar diversos efeitos adversos à saúde, bem como mostra o estudo realizado por Krueger et al. (1984), onde observou que a exposição prolongada a compostos contendo Al pode resultar em aumento da mortalidade, decréscimo do tempo de sobrevivência dos organismos. A exposição de mamíferos aos compostos de Al (III) pode induzir asma alérgica, epilepsia, degradação neurofíbrilar e metaplasia epitelial ductal. Em ratos podem ocorrer à migração de macrófagos para alvéolos, deposição de Al no pulmão, mudanças comportamentais sutis, acúmulo de Al (III) nos ossos, osteomalácia e formação inespecífica de sarcoma. Em cordeiros foi observada a diminuição da ingestão de alimentos, diminuição do ganho médio diário de peso, diminuição da absorção e retenção de fosfato, deposição de Al (III) no fígado, rim e músculos. Em coelhos foram observadas alterações histológicas no fígado, níveis séricos elevados de Al (III), deposição vascular de Al, pequenos granulomas de corpo estranho, perda de peso, perda de apetite e esteatose hepática (GERALDINE et al., 1984).

1.4.2 ANTIMÔNIO

A exposição de mamíferos através da ingestão constante de antimônio, mesmo que em baixas quantidades, pode gerar uma série de efeitos adversos à saúde. A inalação excessiva de antimônio pode levar a irritação na pele e olhos, inflamação nos pulmões, bronquite e enfisema crônica. O trióxido de antimônio é classificado como possivelmente carcinogênico para os seres humanos, segundo a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer. A morte por ingestão de uma grande dose única de antimônio é rara, tendo em vista que o organismo tende a expelir essa substância antes que se torne letal, porém são mais comuns as mortes por repetidas doses menores, embora essas doses constantes precisem ser muito maiores do que as que estamos continuamente expostos.

1.4.3 ARSÊNIO

O As é considerado um indutor genético sendo caracterizado como agente carcinogênico. A forma inorgânica trivalente do arsênio reage com grupos sulfidrila de proteínas no qual acabam afetando a atividade de muitas enzimas. Os efeitos inibitórios do As^{+3} na respiração mitocondrial determinam os efeitos tóxicos deste elemento. Em mamíferos a ingestão de altos níveis de As está relacionada com injúria do fígado, neuropatias periféricas e escurecimento da pele com aparecimento de queratoses. Os compostos de As são facilmente absorvidos através da via oral e inalatória, sendo que a extensão da absorção depende da solubilidade do composto. A exposição a compostos inorgânicos de As, através da água ingerida, pode acarretar efeitos adversos, como por exemplo, conjuntivite, hiperqueratose, doenças cardiovasculares, distúrbios no sistema nervoso central e vascular periférico, hiperpigmentação, câncer de pele e gangrena nos membros (DE ALKMIN FILHO, 2011).

Existe uma grande diferença entre espécies de mamíferos em relação à metabolização do As. Em animais experimentais diferem consideravelmente no que diz respeito à metabolização do As e outros aspectos da toxicocinética em relação aos seres humanos e os resultados dos estudos de toxicidade em animais não fornecem uma base adequada para a caracterização do risco. Em estudos com animais geralmente não é observado aumento na incidência de tumores após a exposição oral crônica ao arsênio inorgânico. Já os estudos com trióxido de arsênio, sais de arseniato e arsenito de sódio

apresentam resultados negativos, quando testados em camundongos, ratos e cães. Está falta de resultados de carcinogênese em animais não é bem conhecida, porém pode estar relacionada a diferenças de espécies-específicas na toxicocinética do As. Apesar de alguns estudos demonstrarem carcinogênese transplacentária em camundongos. Sendo assim a exposição fetal ao arsênio inorgânico em camundongos é capaz de induzir tumores ou preneoplasias em vários tecidos, incluindo tecidos que são potenciais alvos humanos da carcinogênese do As, como por exemplo, pulmão, bexiga e fígado (DE ALKMIN FILHO, 2011).

1.4.4 BORO

A exposição excessiva de mamíferos ao boro, geralmente por ingestão acidental ou intencional de ácido bórico e seus compostos, pode gerar efeitos adversos à saúde. O boro pode estar presente tanto em plantas aquáticas quanto terrestres, porém este elemento não tende a se acumular na cadeia alimentar. Os principais efeitos adversos observados através da toxicidade aguda em mamíferos são: ataxia, convulsões e depressão do sistema nervoso central, sendo que os sintomas clínicos de envenenamento podem incluir vômitos, náuseas, distúrbios digestivos, diarreia, eritema, rubor da pele, excitação, convulsões, depressão e colapso vascular (INCE et al., 2017).

A exposição de ratos através da ingestão de 1750 e 5250 mg/kg de boro na sua dieta, mostra que pode ocorrer redução do crescimento e da eficiência da utilização dos alimentos, respiração rápida, excitação e descamação da pele nas patas e caudas. Em estudos com animais, às altas doses de ácido bórico e boratos de sódio têm sido considerados tóxicos para a reprodução e o desenvolvimento dos organismos. A exposição do boro pode começar antes mesmo do nascimento do indivíduo, diante da exposição materna por inalação e ingestão de substâncias contendo boro (INCE et al., 2017).

A exposição de ratos ao boro pode estar relacionada à redução da fertilidade, atrofia testicular, espermatogênese prejudicada, diminuição da motilidade do esperma, hiperplasia intersticial, diminuição do peso corporal fetal, pequenas variações esqueléticas e toxicidade materna. Já em coelhos foi observada toxicidade maternal, diminuição do peso corporal fetal e danos cardiovasculares (INCE et al., 2017).

A toxicidade do boro ocorre principalmente em humanos expostos a altas doses de boro ou através de exposição ocupacional em minas de boro. Tendo em vista que o boro não se acumula nos tecidos ou órgãos, a toxicidade do boro afeta principalmente o sistema reprodutivo masculino (INCE et al., 2017).

1.4.5 CÁDMIO

A toxicidade do Cd é similar em humanos e animais, podendo ser avaliada através de estudos de investigação experimental em ratos, camundongos, coelhos e macacos. Sendo também similar para os diferentes sais e óxidos de cádmio. Embora possua certa diferença em termos de absorção e distribuição, pode levar aos mesmos efeitos em diferentes organismos, porém em intensidade diferente, devido à sua cinética. O Cd pode entrar no organismo através da exposição a alimentos, água ou partículas suspensas no ar, sendo pouco provável a absorção através da exposição cutânea (MANZINI et al., 2010).

O Cd é considerado um poluente persistente, acumulando-se principalmente nos rins e no fígado de mamíferos, podendo ocasionar irritações graves no estômago, vômitos, diarreia e enfraquecimento dos ossos. Em humanos não foram realizados estudos sobre o efeito teratogênico. Já a exposição através da via oral em animais, foi observado o aumento da pressão arterial, diminuição dos níveis de ferro no sangue, enfermidades hepáticas e danos cerebrais ou no sistema nervoso central. Segundo a Agência Internacional para a Pesquisa do Câncer (IARC), o Cd é determinado como carcinogênico para os seres humanos (MANZINI et al., 2010).

O principal órgão de armazenamento do cádmio é o fígado, no qual é responsável pelo metabolismo deste elemento, porém após a exposição crônica, o rim torna-se o principal órgão acumulador. O Cd pode ser associado a diversos efeitos adversos no fígado de pequenos mamíferos, como por exemplo, stress oxidativo, lesão aguda, apoptose e necrose (DA COSTA, 2020; DA SILVA BARROS, 2019).

1.4.6 CHUMBO

As principais vias de exposição do chumbo em humanos são através da inalação e ingestão, tendo em vista que a poeira, solo, alimentos e a água são as formas mais significativas de ingestão. Após o Pb ser absorvido, pode ser encontrado no sangue,

tecidos moles, como por exemplo, fígado rins, pulmões, cérebro, baço, músculos e coração, podendo ser encontrado também em tecidos mineralizados, ossos e dentes. O Pb não possui função fisiológica conhecida no organismo, sendo que seus efeitos tóxicos sobre os mamíferos já são bem conhecidos. Este elemento químico pode afetar praticamente todos os órgãos e sistemas do organismo, como alterações no sistema neurológico, hematológico, metabólico e cardiovascular (MANZINI et al., 2010).

A exposição de mamíferos ao Pb em concentrações baixas por longos períodos pode levar a redução do quociente de inteligência, dificuldades de aprendizagem ou problemas comportamentais. O feto é muito sensível aos efeitos da exposição ao chumbo, sendo assim, mulheres grávidas devem ter muito cuidado com a exposição. O sistema nervoso central é o conjunto mais afetado pela exposição, devido às alterações enzimáticas e de proteínas estruturais, dentre outros. Além do sistema nervoso central, a medula óssea e os rins também podem ser afetados pelo Pb. Este elemento também possui a capacidade de mimetizar e competir com o cálcio, alterando suas funções, sendo que o cálcio é necessário em numerosas funções bioquímicas e metabólicas no organismo (MANZINI et al., 2010).

Os mamíferos aquáticos carnívoros (odontocetos e pinípedes) podem bioacumular e biomagnificar os metais na cadeia trófica, podendo ser bons indicadores de metais em ambientes marinhos. Os serênios são mamíferos aquáticos herbívoros, onde apresentam vida longa e habitam áreas costeiras, sendo animais sujeitos à exposição a contaminantes ambientais, estando mais propensos à contaminação por chumbo e cádmio através da ingestão da vegetação aquática (ANZOLIN, 2011). Estudos realizados com a ordem Rodentia mostram a presença de chumbo e o cádmio no tecido hepático, evidenciando que em pequenos mamíferos pode ocorrer a bioacumulação após a exposição em áreas contaminadas. Em pequenos mamíferos o Pb pode afetar o sistema hematopoiético, neurológico, cardiovascular, gastrointestinal, urinário e reprodutor (DA COSTA, 2020; DA SILVA BARROS, 2019).

1.4.7 COBALTO

Através de estudos experimentais com animais e observações realizadas em seres humanos, pode-se observar que o cobalto é absorvido principalmente pelo trato gastrointestinal e pela via inalatória, sendo que a velocidade com que é absorvido

depende da sua solubilidade, presença de ferro, aminoácidos e proteínas. Pode-se encontrar maiores concentrações de cobalto, quando ingerido, no fígado, porém também pode ser encontrado, em menores concentrações, nos rins, tireoide, glândulas adrenais, coração, baço, pâncreas, cérebro e pulmão. Ainda não está claro que o cobalto se acumule no organismo com o passar dos anos.

A principal excreção do cobalto, uma vez absorvido pelo trato gastrointestinal ou respiratório, é a urina. A eliminação/excreção urinária é caracterizada por uma fase rápida de poucos dias de duração e uma fase lenta, com meia-vida biológica de 2 a 15 anos. A toxicidade do cobalto sobre o sistema cardiovascular pode envolver a inibição da desidrogenase mitocondrial com consequência de falência da respiração celular. Também foram observados efeitos adversos sobre a tireoide, em indivíduos expostos a $0,5 \text{ mg/kg}^{-1}$ de massa corporal por dia durante algumas semanas. Sendo relatado também problemas de visão após uma dieta com $1,3 \text{ mg/kg}^{-1}$ de massa corporal por dia durante 6 semanas (PUC-RIO, 2011).

1.4.8 COBRE

Em mamíferos, o cobre é absorvido principalmente através do trato digestivo, por meio da ingestão de alimentos e água contaminada. Quando ocorre a exposição a altos níveis de cobre, podem ocorrer diversos efeitos adversos, como por exemplo, diarreia, dor de cabeça, taquicardia, deficiência respiratória, bem como a doença de “Wilson”, no qual é responsável pela deterioração mental progressiva, podendo prejudicar a coordenação bem como movimentos abruptos instáveis (RAMM, 2015).

1.4.9 CROMO

A exposição de mamíferos ao Cr pode estar relacionada ao aparecimento de câncer no sistema respiratório, sendo que o risco de desenvolver essa doença é devido à exposição a compostos levemente solúveis, como o cromo hexavalente, no qual pode acarretar ulceração crônica e perfuração do septo nasal, visto que este composto apresenta caráter corrosivo. Estudos mostram que a exposição de indivíduos em fábricas de cromo, pode levar ao desenvolvimento de câncer de pulmão decorrente da exposição a este metal (DA COSTA, 2020).

O Cr (III) (cromo trivalente) pode sofrer influências de fatores externos, como por exemplo, calor, umidade e pH, podendo ocorrer a oxidação do Cr (III) para Cr (VI) (cromo hexavalente). O cromo hexavalente possui extrema facilidade de penetração através da via dérmica, sendo altamente persistente no ambiente, podendo bioacumular diante da sua dificuldade de excreção, além de ser extremamente nocivo devido sua característica mutagênica, carcinogênica e do seu potencial de desregulador endócrino (DA COSTA, 2020; DA SILVA BARROS, 2019).

1.4.10 FERRO

Fraga et al., (2002), mostra em seu estudo que a exposição de mamíferos ao ferro, após a intoxicação aguda a ferro-dextano (250/1000 mg/kg), pode-se observar um acúmulo de ferro, dependente da dose, nos testículos e espermatozoides e espermatogênese reduzida em ratos no qual receberam a dose mais alta. Os resultados deste estudo corroboram com outros estudos onde ratos que receberam uma injeção de sulfato de ferro mostraram extensa necrose do epitélio germinativo e alteração da morfologia das espermátides. A sobrecarga de ferro secundária à deficiência de zinco também pode causar alterações fisiológica testicular.

A toxicidade do ferro em mamíferos por sobrecarga deste elemento no organismo tem sido associada a uma condição de dano tecidual mediado por radicais livres. Tendo em vista que o mecanismo de radicais livres de danos aos tecidos mediados pelo ferro depende da disponibilidade de ferro ferroso para promover estas ações. Uma série de proteínas tende a manter a maior parte do ferro sequestrado, sendo que apenas vestígios de ferro estão na forma livre ou disponíveis para catalisar reações de radicais livres. Em certas condições patológicas, o Fe pode ser liberado do seu armazenamento e os reservatórios de “ferro livre” podem ser aumentados, podendo ocasionar estresse oxidativo (FRAGA et al., 2002).

Algumas estratégias para controlar os danos dos radicais livres mediados pelo ferro podem ser: prevenir condições que podem levar à sobrecarga de ferro, fornecer substâncias quelantes que sequestram o excesso de ferro, proteger as moléculas funcionais, como por exemplo, os lipídios, proteínas e DNA, da oxidação com o uso de antioxidantes dietéticos (vitaminas e flavonoides). Os flavonoides são considerados

substâncias com propriedades quelantes e eliminadoras de radicais livres podendo ser uma boa alternativa no neste controle (FRAGA et al., 2002).

1.4.11 MANGANÊS

O manganês é um elemento essencial para o bom funcionamento dos organismos, incluindo os mamíferos. O corpo humano contém pequenas quantidades de Mn no organismo, e em condições normais às mantém em níveis adequados. O ser humano pode ser exposto ao Mn através da ingestão de alimentos, água e inalação do ar, já as crianças que são amamentadas ingerem este elemento através do leite materno, em fórmulas infantis a base de soja ou leite de vaca. Nestas concentrações a quantidade de manganês ingerida geralmente não apresenta risco, oferecendo a quantidade de Mn necessária para o funcionamento adequado do organismo (MANZINI et al., 2010).

Em locais próximos a descarte de agentes contaminantes, existe a possibilidade de ocorrer exposição a níveis mais elevados de Mn, tendo em vista que estes resíduos ficam biodisponíveis no solo, água ou material particulado. Efeitos adversos à saúde foram observados em pessoas expostas a níveis ambientais muito altos de Mn, sendo que de 3 a 5% do metal ingerido tende a permanecer no corpo. Em humanos, o Mn é absorvido através do intestino delgado, acabando em grande maioria no fígado, onde se digere para diferentes partes do corpo. A deficiência nos humanos pode acarretar perda de peso, fragilidade óssea, dermatite, degeneração do ovário ou testículos e náuseas. Já o excesso pode ocasionar anorexia, alucinações, dificuldade de memorização, insônia, dores musculares, doenças pulmonares e neurológicas (MANZINI et al., 2010).

1.4.12 MERCÚRIO

O mercúrio é um elemento que possui alta capacidade de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, esses processos estão relacionados com processos biológicos, dentre eles, tipo de alimentação, comportamento, fisiologia e bioquímica de cada espécie, tendo em vista que organismos topo da cadeia alimentar tende a acumular maiores concentrações do elemento. Em mamíferos terrestres a principal via de excreção do mercúrio inorgânico ocorre através da urina e fezes. O mercúrio pode causar efeitos adversos aos organismos expostos, como por exemplo,

perda de peso, danos aos órgãos, desordens metabólicas, comportamentais e até mesmo a morte (apud LEÃO, 2007).

O estudo realizado por Leão (2007), observou que as concentrações de mercúrio em pelos de lobos-guará (*Chrysocyon brachyurus*), encontrados na região sudoeste de Minas Gerais, área de influência do Parque Nacional da Serra da Canastra, variam entre 0,62 e 9,8 µg/g. Já as concentrações encontradas em pequenos roedores apresentaram concentrações entre 0,05 e 0,49 µg/g. Através deste estudo, pode-se observar que os pelos de animais silvestres refletem bem a bioacumulação e concentrações do mercúrio, tendo em vista que os mamíferos podem eliminar poluentes através do sequestro em seus pelos, sendo que a troca de pelos é uma importante via de excreção. Também foi observado que as concentrações de mercúrio nos pelos dos lobos-guarás não tiveram relação com a idade, sexo e massa corpórea dos organismos, verificando assim uma maior influência na dieta bem como nas diferentes áreas de exposição.

A exposição de camundongos ao mercúrio é capaz de diminuir a quantidade de alimento e líquido consumido pelos animais, podendo ocorrer perda de peso dos indivíduos, diminuição do peso relativo dos testículos, redução do número médio de espermatozoides, desintegração proeminente de espermátócitos da membrana basal e necrose, hiperplasia focal e espermatogênese em túbulos (ORISAKWE et al., 2001).

1.4.13 NÍQUEL

A exposição de mamíferos ao elemento químico Ni pode ocorrer através da via inalatória, oral ou percutânea, sendo relacionada à solubilidade do composto. A exposição através da ingestão pode ocorrer através de legumes e vegetais, sendo que o Ni é encontrado em maiores concentrações principalmente na alface, espinafre e castanhas, além da carne animal contaminada. É estimado que seja ingerido aproximadamente de 200 a 300 µg de níquel por dia. Os animais selvagens possuem concentrações de Ni em diferentes órgãos e tecidos, proveniente da sua dieta, porém diversos estudos indicam que não há evidências de bioacumulação deste metal por meio de processos de biomagnificação na cadeia alimentar. A exposição de mamíferos ao Ni pode resultar em efeitos adversos, tendo em vista que este metal não apresenta um órgão específico de acumulação, porém quando a exposição ocorre em longo prazo, o pulmão torna-se o órgão mais atingido (DA COSTA, 2020).

1.4.14 SÍLICA

Efeitos decorrentes da inalação de partículas de Sílica (SiO_2) no ar em mamíferos podem ser observados em todos os estágios de vida, mas afetam principalmente indivíduos de idade mais avançada, causando alterações pulmonares e cardiovasculares. Dentre estes efeitos estão incluídos a inflamação pulmonar, lesão isquêmica do miocárdio, bloqueio atrioventricular e aumento na concentração de fibrinogênio e viscosidade do sangue (CHEN et al., 2008).

A exposição de pequenos roedores através do aerossol de sílica durante um período de 28 dias pode acarretar no aumento da frequência cardíaca, aumento das atividades enzimáticas, lesões pulmonares, inflamação granulomatosa nos pulmões, fibrose, degeneração proteica, dentre outros. Tendo em vista que o aumento da frequência respiratória pode ocorrer devido ao espessamento da parede alveolar no qual gera a diminuição do volume alveolar bem como diminuição da elasticidade do tecido pulmonar (DEB et al., 2012).

As SiNPs se acumulam principalmente nos pulmões, fígado e baço de mamíferos (raramente sendo bioacumulados em outros órgãos), sendo retidos por cerca de 30 dias dentro do organismo por conta da endocitose dos macrófagos. (GUANGPING et al., 2009). Como resultado de testes toxicológicos, mudanças morfológicas não foram significantes, apenas algumas mudanças patológicas como inflamação mononuclear e necrose de hepatócitos no fígado (GUANGPING et al., 2009).

A exposição de ratos machos a nanopartículas de sílica (SiO_2NPs) também pode acarretar alterações no desempenho reprodutivo, podendo ser observado diminuição na contagem de espermatozoides, porcentagem de motilidade e viabilidade de espermatozoides bem como um aumento na porcentagem de espermatozoides mortos e anormalidade espermática. Quanto aos dados histopatológicos, também pode ser observado alterações nos tecidos do testículo, como por exemplo, atrofia em túbulos seminíferos com revestimento expandido, epidídimos vazios e com hiperplasia, dentre outros. As nanopartículas de sílica são responsáveis por causar estresse oxidativo, no qual resulta no desequilíbrio entre espécies reativas de oxigênio e antioxidantes. As espécies reativas de oxigênio podem, por sua vez, induzir a oxidação de compostos,

como os lipídios, podendo assim gerar danos oxidativos aos espermatozoides, bem como apoptose e diminuição da motilidade (AL-HUSSEINI & AL-KHAUZAY, 2018).

1.4.15 ZINCO

A toxicidade do Zn em mamíferos está relacionada principalmente à sua combinação com outros metais, sendo que a contaminação pelo Zn pode variar de organismo para organismo, com as propriedades físico-químicas de cada elemento e fatores ambientais. Em humanos, este elemento pode ser absorvido no jejuno e íleo enquanto em animais não ruminantes é absorvido no intestino delgado, já nos ruminantes a absorção é através do rúmen. A exposição a altas concentrações de Zn pode gerar efeitos adversos à saúde dos organismos, como por exemplo, problemas pulmonares, gastroenterites, febre, calafrios, náuseas, sonolência, desidratação, insuficiência de coordenação muscular e falência de órgãos. Em concentrações acima de 1.000 ppm, pode ocorrer perda de peso, anemia, mineralização óssea prejudicada, anormalidades ósseas e cartilaginosas, em níveis reduzido de ferro, manganês e cobre (RAMM, 2015).

1.5 MECANISMOS DE TOXICIDADE EM PEIXES

1.5.1 ALUMÍNIO

A toxicidade do Alumínio em peixes como um todo, pode não ser explicada em termos de um único mecanismo. Tendo em vista que o mecanismo predominante é dependente do pH e da temperatura. Um efeito direto de íons de alumínio aquoso sobre o epitélio da guelra, ou ligação de superfície/internalização celular parecem mais relevantes para explicar a toxicidade de Al devido à regulação de íons disfunção. Este fato tem maior importância quando o pH é inferior a 4,5, enquanto a importância do processo de polimerização de Al aumenta conforme o pH aumenta (acima de 4,5), sendo que o mecanismo predominante em pH maior que 5,0, e quando rica em Al ácido a água torna-se extremamente tóxica para os peixes.

Segundo Poléo (1995), o processo de polimerização de Al é um dos fatores mais importantes para a morte hipóxica aguda em peixes, e com isso é, portanto, a situação mais tóxica para peixes em águas ricas em Al ácidas é em condições de polimerização de Al em curso, especialmente durante a fase inicial deste processo.

O alumínio dissolvido em água pode ocorrer em diferentes formas físico-químicas, desde simples formas iônicas a polímeros, colóides e partículas. O principal fator abiótico que influencia as diferentes espécies químicas apresentadas por este metal é o pH. De maneira geral, pode-se dizer que o pH tem um forte controle na especiação de metais, pois determina hidrólise metálica, polimerização, agregação, precipitação e competição de prótons por locais de ligação disponíveis. As formas hidroxiladas Al (OH) $^{2+}$ e Al (OH) $^{2+}$ que ocorrem em uma faixa de pH neutro estão entre as espécies tóxicas para a vida aquática, entretanto, a forma iônica livre (Al $^{3+}$), que ocorre a partir de pH 5,5 tem se mostrado ser a mais tóxica (EXLEY et al., 1997).

A maioria das espécies de peixes são igualmente sensíveis às três formas de Al aquoso. Mas foi sugerido Palmer que peixes guelras-azuis (*Lepomis macrochirus*) podem ser mais sensíveis aos complexos Al-OH do que AlH. Para muitas espécies de peixes, os efeitos tóxicos parecem seguir um modelo bimodal com base no declínio do pH que muda de asfixia para regulação de íons prejudicada. A relativa importância da asfixia ou regulação de íons depende do pH, nível de Al, e da magnitude da mudança de pH da água que irriga as guelras. A asfixia é manifestada por taxas de ventilação branquiais aumentadas e volumes de CO $_2$, lactato e por O $_2$ no sangue reduzido. Muitas vezes é acompanhada por aumento da produção de muco branquial, taxas de tosse e dano ao tecido branquial. A asfixia parece ser o mecanismo de toxicidade predominante na faixa de pH de 6,5-5,5 (POLÉO, 1995).

O efeito de acidificação da superfície das águas se destaca por resultar no declínio das populações naturais de peixes (EXLEY et al., 1997). Sabe-se que entre estes efeitos subletais, os de nível agudos mais comuns são: alto consumo de oxigênio e altos níveis plasmáticos de glicose e cortisol, disfunções sobre a regulação iônica e osmótica branquial (influxo e efluxo) e sobre a atividade das enzimas anidrase carbônica e Na $^{+}$ /K $^{+}$ ATPase. Entre os efeitos crônicos, ou secundários está a diminuição de processos dependentes de energia, como por exemplo, o crescimento e a reprodução (produção de ovos e deposição de vitelo).

As brânquias são os principais órgãos alvo do alumínio e do pH ácido e os efeitos da toxicidade destes poluentes nestes órgãos manifestam-se por disfunções

ionorregulatórias, osmorregulatórias, respiratórias (EXLEY et al., 1997; POLÉO et al., 1997) acidose plasmática, hipóxia e redução da osmolalidade plasmática (POLÉO et al., 1997).

Correia e colaboradores (2008), em busca de verificar o mecanismo de toxicidade do Al em grupos de peixes, analisaram que nos grupos expostos houve uma intensa atividade leucocitária e uma descaracterização na estrutura organizacional dos hepatócitos. Estes se tornaram dispersos, com núcleo aumentado e citoplasma irregular alongado. Ao analisar microscopicamente os fígados de exemplares de *Astyanax fasciatus* (grupo controle) apresentaram hepatócitos bem delimitados, com núcleo definido e citoplasma regular, e em relação à disposição destas células, estas se mostraram organizadas, sendo possível observar vasos e células sanguíneas em sua constituição morfológica normal. O fígado de *Oreochromis niloticus* dos grupos expostos ao alumínio apresentou os hepatócitos com citoplasma expandido, nestas células o núcleo nem sempre esteve bem visível e definido. Vasos e células sanguíneas também sofreram alterações, comparados ao grupo controle.

A análise histológica das brânquias de *Astyanax fasciatus* revelou alterações morfológicas sobre a estrutura das lamelas secundárias com acentuada ocorrência de fusão lamelar (associação entre as lamelas primárias ou secundárias) e até mesmo, áreas de colapso nestas lamelas. Ainda nas lamelas secundárias, foram observadas ectasias (aumento, ou dilatação no diâmetro dos vasos através do acúmulo de eritrócitos, seguindo-se a formação de um edema) e telangiectasias (dilatação da vasculatura periférica do epitélio branquial). As ectasias ou aneurismas e as telangiectasias foram observadas em grande intensidade nos animais expostos ao alumínio, mas em menor intensidade, quando comparadas à ocorrência de fusão lamelar que se difundiu entre todos os grupos experimentais. A análise histológica das brânquias de *O. niloticus* revelou que camadas de células epiteliais se desprenderam das lamelas secundárias. Este tipo de lesão se manifestou apenas nesta espécie, porém, não apenas nos grupos com alumínio, mas também nos grupos controle; neste último, ectasias e fusão nas lamelas secundárias também foram observadas (CORREIA, 2008).

O estudo realizado por Pinheiro et al. (2021), avaliou os efeitos no perfil espermático, fecundação, eclosão e desenvolvimento embrionário de machos (*Astyanax altiparanae*) expostos ao alumínio em diferentes temperaturas e pH, correlacionando assim as variáveis com os parâmetros de qualidade espermática. Pode-se observar que os machos expostos ao Al em pH ácido possuem menor capacidade de fertilização,

diminuição na porcentagem de eclosão e larvas normais, bem como um aumento da porcentagem de mortalidade de embriões e larvas. Já a temperatura influenciou no tempo de fertilização, tempo de eclosão e na morfologia dos embriões e larvas.

1.5.2 ANTIMÔNIO

O estudo realizado por Nam et al. (2009), demonstrou os efeitos do antimônio (Sb) em larvas e embriões do peixe *Oryzias latipes*. O antimônio na forma de APT (tartarato de potássio de antimônio) foi usado devido à sua alta solubilidade em água em relação a outros compostos de antimônio, como cloreto de antimônio (SbCl_3) e antimonita de sódio (NaSbO_3). A sobrevivência de larvas de peixes foi inibida na presença de antimônio. O Sb pode estar associado à diminuição relacionada à concentração na sobrevivência durante os períodos de exposição. A eclodibilidade de ovos fertilizados expostos a Sb, neste estudo, não diminuiu significativamente em relação aos controles, a concentração de antimônio de até 300 mg.L^{-1} não afetou significativamente o sucesso da eclosão, no entanto, o tempo de incubação foi atrasado em alguns dos grupos de exposição. Pode-se observar anormalidade no início da vida, desenvolvimento do estágio foi caracterizado por mortalidade, eclosão atrasada e natação anormal após a eclosão. Geralmente, a anormalidade aumentou com o aumento da concentração de Sb. Os exemplos incluem quebra ocular e edema de blástula com hemorragia, em relação ao controle. Com isso, parece que o antimônio induz estresse fisiológico resultando em dano funcional de *Oryzias latipes* (NAM et al., 2009).

Já no estudo realizado por Perrault et al. (2014), a concentração de antimônio hepático do peixe-lua do oceano estava abaixo do LOD ($<1,0 \text{ ppm}$; classificação não atribuída). Isso é consistente com concentrações de antimônio no fígado de 82 peixes da costa dos EUA, em águas que estavam na faixa de $0,5\text{-}0,8 \text{ ppm}$ (HALL et al., 1978), e as concentrações de antimônio hepático encontradas foram geralmente em torno de $<1,0 \text{ ppm}$. Peixes de água doce perto de áreas de fundição de antimônio em Hunan, China, tinham baixas concentrações de antimônio no fígado (média $\pm \text{DP} = 0,022 \pm 0,005 \text{ ppm}$) em comparação com o estudo de Hall. No entanto, as concentrações de antimônio nas guelras eram maiores do que as concentrações do fígado, sugerindo isso como o local de absorção e/ou excreção. Além disso, os peixes que vivem no fundo podem ser mais

suscetíveis a exposição/absorção de antimônio, devido aos sedimentos terem maiores concentrações de antimônio do que águas superficiais.

1.5.3 ARSÊNIO

Bosch et al. (2016), verificou a exposição de espécies comestíveis de peixes ao arsênio e encontrou elevadas concentrações de As em certas espécies marinhas comestíveis, mas na maioria desses casos, são medidas as concentrações totais de As em vez da forma inorgânica tóxica (arsenito). Até 90% de As no músculo dos peixes usados estava presente na forma não tóxica de arsenobetaina.

Kalantzi et al. (2017), demonstrou em seu estudo a especiação de arsênio em sardinhas, altamente consumidas e anchovas retiradas de várias áreas ao longo da costa grega. Altas concentrações de As foram determinadas nessas amostras de peixes. Mais especificamente, a maior parte do As estava na forma de AsB (arsenobetaina), que é considerado não tóxico. Em amostras de anchova foi observado maiores concentrações de arsênio total, AsB e MMA e menores concentrações de DMA (ácido dimetilarsínico), em comparação com as amostras de sardinha. A análise estatística revelou que a especiação de As é afetada pelos parâmetros biológicos e ambientais dos peixes. Verificou-se que as concentrações totais de As e AsB em peixes nas amostras são influenciadas principalmente pela dieta existente, e em menor grau pela salinidade, carbono orgânico total, nitrogênio, amônio e o índice de pressão da área de amostragem. O MMA (ácido monometilarsínico) e DMA são influenciados principalmente pela salinidade, o oxigênio dissolvido, o fosfato e o fósforo total, bem como os lipídios, proteínas e umidade. Finalmente, verificou-se que o arseniato é correlacionado ao teor de proteína do peixe, embora, apenas uma área de amostragem apresentou níveis detectáveis de iAs (V).

O estudo de Cui e colaboradores investigou a biotransformação de As inorgânico (iAs) da dieta e a associação entre metilação de As e danos por peroxidação lipídica em peixes. A capacidade da carpa cruciana para acumular e transformar iAs depende muito da exposição de espécies de iAs, dose de exposição, duração da exposição e tecido analisados. Particularmente, a conversão paralela entre As (V) e As (III) em músculo implica a toxicidade mutável de iAs pela carpa cruciana antes de ser consumida por humanos. A exposição ao arsênico na dieta pode provocar estresse oxidativo, cujo nível

depende altamente da exposição às espécies de iAs e tecidos de teste. O dano oxidativo induzido após 10 dias de exposição à dieta foi subsequentemente removido após 20 dias. Este dano demonstrou estar associado à atividade de dimetilação de arsênico (CUI et al., 2020).

1.5.4 BÁRIO

Poucos estudos mostram a toxicidade do bário em peixes. Tendo em vista que o bário não possui elementos biológicos com função conhecida. Segundo o estudo realizado por Perrault et al. (2014), a concentração de bário no fígado do peixe-lua do oceano foi o mais baixo de todos os elementos detectáveis (0,08 ppm), sendo que as concentrações de bário no fígado de *Pontic Shad* (*Alosa imaculata*, média $\pm$ DP = 0,22 $\pm$ 0,26 ppm) foram baixos em comparação com as concentrações encontradas nas brânquias, sugerindo que as brânquias é o principal local de absorção de bário em peixes (PERRAULT et al., 2014).

1.5.5 BORO

O boro é um metaloide no qual possui propriedades metálicas e não metálicas. Podendo ser encontrado em diferentes formas: borax, ácido bórico, óxido de boro, carboneto de boro, nitreto de boro, tribrometo de boro, tricloreto de boro e trifluoreto de boro. Em meio aquoso o boro pode ser encontrado na forma de ácido bórico, sendo que sua dissociação ocorre em função do pH. No ambiente com pH elevado, a sua forma predominante é o ânion $B(OH)_4^-$, enquanto em pH mais baixo predominam as espécies não iônicas. A solubilidade do ácido bórico em água é de 5,5 g/100g de solução e tende a aumentar com a temperatura (PUC-RIO, 2009).

O boro é um micronutriente essencial no desenvolvimento de microorganismos, plantas e diversos animais. Vários organismos aquáticos requerem boro, porém a faixa entre a deficiência e o excesso é estrita. A toxicidade aguda do borax em peixes mostra que uma concentração de 14,2 mg/B/L é capaz de causar toxicidade em *Brachydanio rerio* adultos, já uma concentração de 447 mg/B/L é capaz de causar toxicidade em *Oncorhynchus kisutch*. Em estudos crônicos de 96 horas em diversos tipos de peixes mostraram valores de CL50 na faixa de 14,2 mg.L⁻¹. Os valores de CL50 podem variar

de 22 a 155 mg.L⁻¹ de boro em testes de toxicidade aguda para larvas e embriões nas espécies *Oncorhynchus mykiss*, *Carassius auratus*, *Ictalurus punctatus*, *Micropterus salmoides* (PUC-RIO, 2009).

Segundo o estudo realizado por Perrault et al., 2014, a concentração de boro no fígado do peixe-lua do oceano foi encontrada abaixo do LOD (<1,0 ppm; classificação não atribuída). Tendo em vista que boro é essencial para o desenvolvimento embrionário. Concentrações de boro no fígado em uma variedade de espécies de peixes foram semelhantes às concentrações do peixe-lua, sugerindo que este elemento está em baixas concentrações em peixes marinhos e de água doce.

1.5.6 CÁDMIO

O Cádmio é um elemento químico não essencial para os sistemas biológicos, sendo capaz de gerar efeitos adversos aos organismos expostos, mesmo que em baixas concentrações, podendo também ocorrer à bioacumulação na cadeia alimentar (PEREIRA et al., 2016). O cádmio é mais comumente encontrado como compostos inorgânicos no estado de oxidação 2+ e está presente principalmente como complexos [CdCl₂]⁰ e [CdCl]⁺ na água do mar. Pode facilmente atravessar várias membranas biológicas e, uma vez dentro das células vivas, possui alta afinidade para se ligar aos ligantes e formar complexos de Cd que podem ser mais estáveis, por exemplo, nos músculos do peixe, sendo que a maior parte do Cd tende para se ligar a proteínas.

O cádmio absorvido pelo corpo do peixe é eliminado em uma taxa muito lenta, causando bioacumulação no organismo. O cádmio pode entrar nos peixes por difusão passiva através as guelras ou por meio da cadeia alimentar marinha no plâncton e nível de microorganismos e, assim, sendo absorvido pelos peixes através da dieta. Como o Cd é facilmente absorvido por organismos aquáticos em sua forma livre (Cd²⁺), a alta salinidade da água do mar tende a gerar complexos ([CdCl₂]⁰ e [CdCl]⁺) para tentar reduzir sua bioacumulação. No entanto, o peixe ainda é considerado uma importante fonte de Cd, que frequentemente excede os limites máximos permitidos em uma série de peixes comumente consumidos espécies (BOSCH et al., 2016).

A exposição de peixes ao Cd pode induzir espécies reativas de oxigênio. Uma possível causa é o aumento indireto de ROS através do deslocamento de íons, como por exemplo, ferro e o cobre, que são metais redox ativos. Tendo em vista que o Cd pode se acumular nos tecidos aumentando assim a produção de ROS, no qual pode interagir

com moléculas biológicas (proteínas ou lipídios) causando peroxidação lipídica, carbonilação de proteínas, antioxidantes, alterações nos sistemas de biotransformação e lesões histopatológicas (PEREIRA et al., 2016).

No estudo realizado por Queiroz e colaboradores (2019), foi observado que o Cd pode causar um aumento significativo no índice de dano no DNA em espécies de *Geophagus brasiliensis* expostos a 0,67 mg/L de Cd por 14 dias, resultando assim em uma maior incidência de danos no DNA. Esse índice pode estar relacionado com a capacidade de alguns metais, como por exemplo o Cd, gerar espécies reativas de oxigênio (ROS), bem como ser resultado da inibição do sistema de reparo do DNA. Queiroz et al. (2019), também observou maiores concentrações de Cd nas brânquias de *Geophagus brasiliensis* do que no músculo esquelético, este fato pode ocorrer tendo em vista que as brânquias ficam em contato direto com a água do ambiente, sendo um dos primeiros órgãos a ter contato com íons de Cd, desta forma as brânquias são consideradas o principal local de acúmulo de Cd antes de que o metal seja distribuído para outros órgãos.

1.5.7 CHUMBO

O chumbo é um elemento químico que pode ser encontrado de forma natural presente na crosta terrestre. Altos níveis de Pb em ambientes aquáticos estão relacionados com a liberação através de atividades antropogênicas, incluindo a fabricação de baterias, tintas, cimento, bem como mineração. O Pb é capaz de formar ligações flexíveis com átomos de oxigênio e enxofre nas proteínas, aumentando assim a afinidade do chumbo a uma determinada proteína (LEE et al., 2019). Grandes quantidades de tetraetila de chumbo pode ser completamente convertido em aerossóis através da combustão de gasolina, contribuindo posteriormente para o Pb atmosférico. A atmosfera, por sua vez, é a principal fonte de deposição de Pb no ambiente marinho, portanto, atuando como uma via de exposição ao Pb a partir do ambiente terrestre para o meio marinho. Uma vez no ambiente marinho, o Pb é facilmente absorvido pela corrente sanguínea dos peixes e acumulado nos tecidos do corpo, ossos, guelras, rins, fígado e escamas. A toxicidade do Pb é dependente de sua forma química onde os compostos organolíderes são mais tóxicos que o Pb inorgânico (BOSCH et al., 2016).

O chumbo é encontrado principalmente em sua forma dissolvida no oceano, onde uma grande proporção (50–70%) são compostos orgânicos. Bem como mostrado por uma série de estudos, a biodisponibilidade de Pb no meio ambiente, como compostos orgânicos, pode ser significativamente aumentado pela presença de substâncias orgânicas dissolvidas. Quanto mais grupos de carbono metil ou etil ligados a molécula de Pb, maior seu efeito tóxico. O ambiente marinho é, portanto, uma fonte significativa de exposição ao Pb tóxico em peixes e humanos devido ao consumo (BOSCH et al., 2016).

A exposição de peixes ao Pb pode ser fatal, mesmo que em baixas concentrações, devido à sua bioacumulação. A exposição destes organismos pode gerar diversos efeitos adversos à saúde do organismo, podendo ocorrer alterações nas funções fisiológicas, comportamentais e bioquímicas. O Pb^{2+} é responsável por despertar o Ca^{2+} e a proteína calmodulina, estimulando a liberação de neurotransmissores nos neurônios. A exposição ao Pb também perturba o equilíbrio dos pró-oxidantes e antioxidantes, gerando assim o stress oxidativo e envenenamento por Pb. Estudos mostram que essa exposição pode aumentar as respostas antioxidantes através da produção de espécies reativas de oxigênio (LEE et al., 2019).

A exposição de peixes ao Pb também pode gerar efeitos tóxicos na estrutura e função das membranas devido à sua alta afinidade com as hemácias, aumentando assim a suscetibilidade a tensões oxidativas. Os parâmetros imunológicos também podem ser alterados devido à resposta ao estresse por vários estressores, tendo em vista que a exposição a este elemento químico está associada a alterações no sistema imunológico dos peixes (LEE et al., 2019).

As principais vias de exposição de peixes ao Pb são através da ingestão de alimentos e por meio do contato das guelras com a água contaminada. Estudos mostram que os efeitos tóxicos dos metais em peixes estão relacionados principalmente devido à bioacumulação. Já a principal via de excreção é através das fezes, uma vez que o fígado desintoxica e libera os elementos químicos que entram pelo intestino. Os metais que entram no organismo por meio das guelras e do fígado são liberados no corpo por meio do sistema circulatório, uma vez que absorvido, os metais tendem a se acumular/armazenar nos tecidos, podendo ser tóxicos para os órgãos-alvo (LEE et al., 2019).

Em determinadas espécies de peixes, como por exemplo, *Sebastes schlegelii*, *Platichthys stellatus*, após a exposição por meio da alimentação, é capaz de induzir um

acúmulo significativo em tecidos específicos (fígado, baço, intestino, guelras e rim). Sendo que a exposição crônica gera distúrbios ionoregulatórios influenciando na homeostase do Ca^{2+} , K^{+} e Na^{+} . A exposição de peixes através da água, durante a respiração e osmorregulação está relacionada a altas taxas de acúmulo nos tecidos branquiais, entretanto quando a exposição é alimentar são encontradas taxas mais altas de bioacumulação no tecido intestinal, tendo em vista que os organismos em estágios mais elevados da cadeia alimentar são mais propensos a serem afetados através da exposição alimentar (LEE et al., 2019).

O acúmulo de metais nos tecidos de peixes, como o Pb, induz estresse oxidativo por meio da produção de ROS, como peróxido de hidrogênio, radicais superóxido e radicais livres. Tendo em vista que o estresse oxidativo é gerado por meio de um desequilíbrio entre a geração de radicais livres e os sistemas biológicos de desintoxicação. Os danos oxidativos gerados em peixes expostos ao Pb está relacionado a neurotoxicidade do composto, sendo que a exposição crônica é tóxica para o sistema nervoso central, podendo gerar disfunções comportamentais e cognitivas. O Pb é considerado neurotóxico, no qual pode causar distúrbios neurodegenerativos, desregulação da sinalização celular e comprometimento da neurotransmissão (LEE et al., 2019).

Dentre os principais efeitos adversos da exposição de peixes ao chumbo pode-se destacar também neurotoxicidade, alterações biofísicas da membrana celular, estresse oxidativo, necrose celular, alterações na homeostase do cálcio, lesões neurológicas induzindo movimentos hiperativos graves, hiperventilação, inibição da atividade da colinesterase, danos sinápticos, alterações estruturais/funcionais em proteínas, mudanças na expressão gênica e interrupção nos processos de transdução e reparo de DNA, diminuição da atividade hematopoiética no baço, atividade fagocítica, diminuição da produção de anticorpos, dentre outros (LEE et al., 2019).

Merçon e colaboradores (2019), observaram em seu estudo os efeitos de rações contaminadas com chumbo (60mg/kg) em peixes da espécie *Geophagus brasiliensis* expostos a diferentes temperaturas (25 e 28°C), sendo observado que as concentrações de chumbo aumentaram nas brânquias e no fígado nas temperaturas 25 e 28°C, já as concentrações de chumbo no intestino e músculo expostos a temperatura de 25°C foi maior quando comparado com o grupo controle. As respostas enzimáticas nas brânquias e a contagem de micronúcleos também aumentou na temperatura de 25°C. Pode-se observar que a temperatura influencia na toxicidade do chumbo em peixes da espécie *G.*

brasiliensis, sendo que temperaturas mais altas atuam como um fator benéfico, tendo em vista que pode dificultar a absorção de chumbo, reduzindo assim os efeitos adversos.

1.5.8 COBALTO

O cobalto é um importante componente de várias vitaminas e enzimas. O estudo realizado por Perrault et al. (2014), apontou que as concentrações no fígado no peixe-lua do oceano (0,26 ppm de Co) eram baixos em comparação com outros elementos. As concentrações de cobalto no fígado foram semelhantes a concentrações encontradas em uma série de outros peixes marinhos, incluindo espécies de baiacu, que possui a mesma ordem filogenética do peixe-lua do oceano. Foi sugerido então que o cobalto corporal e suas concentrações diminuem conforme os peixes crescem e envelhecem, sugerindo um efeito de diluição (ou seja, o crescimento é mais rápido do que o acúmulo corporal (AGAH et al., 2009) ou que as concentrações de presas de peixes (incluindo presas de o peixe-lua do oceano) de cobalto são baixos. A exposição de peixes (*Danio rerio*) ao cobalto, em testes realizados com exposição de 96 horas e 13 dias à uma concentração de 0,05 mg.L⁻¹ mostrou efeitos adversos relacionados com a redução da taxa de fertilização e sobrevivência de embriões e aumento nas quebras de DNA de espermatozoides (RODRIGUES et al., 2019).

1.5.9 COBRE

O cobre é um elemento químico que desempenha papéis importantes na formação do sangue, função enzimática, absorção de ferro e metabolismo (TAYLOR et al., 2008). O estudo realizado por Perrault et al. (2014), aponta que a concentração de cobre no fígado em uma espécie de baiacu da mesma ordem que o peixe-lua do mar (Tetraodontiformes) foi semelhante (3 ppm) em comparação ao peixe-lua do mar. As concentrações hepáticas de cobre em algumas espécies de peixes marinhos podem variar de mais de 50 ppm. Variações tão grandes de concentrações em peixes marinhos indica que existem diferenças interespecies, intraespecies, dietéticas e de localização em oligoelementos ocorrer.

A exposição de peixes ao cobre pode gerar diferentes efeitos adversos aos organismos, dentre eles a redução no desempenho reprodutivo em espécies *Carassius auratus* e *Xiphophorus helleri* expostas durante 100 dias a uma concentração de 0,009

mg.L⁻¹ e na espécie *Gambusia affinis* na concentração de 0,009 mg.L⁻¹ durante a exposição de 10 dias e estimulação sobre o pico de fecundidade em *Nothobranchius furzeri*, durante a exposição de 21 dias na concentração de 0,01 mg.L⁻¹ (RODRIGUES et al., 2019).

Já a exposição de *G. brasiliensis* ao sulfato de cobre (65µg/L) durante um período de sete dias mostrou ser capaz de aumentar a atividade da GST e GPx após um período de 42 de depuração, sendo observado um aumento de danos de DNA tanto no sangue quanto no fígado após 42 dias de depuração. Também pode-se observar um aumento da concentração de cobre no fígado após o período de exposição. Esses resultados mostram que o cobre é capaz de permanecer por muito tempo no organismo, tendo em vista que as respostas biológicas, como alterações enzimáticas e danos no DNA, podem aparecer muito tempo após a exposição sua exposição (SANTOS, 2017).

1.5.10 CROMO

O cromo é um mineral existente em diferentes valências, tendo em vista que o cromo hexavalente é considerado a forma mais tóxica. O cromo desempenha um papel essencial no metabolismo da glicose, lipídios e proteínas (BARCELOUX, 1999). Os sais de cromo (VI) em geral são solúveis no pH biológico, possuindo assim uma fácil penetração. Já os sais de cromo (III) são poucos solúveis dificultando sua passagem para o interior das células (PUC-RIO, 2003). Em peixes as fontes inorgânicas e orgânicas, em concentrações adequadas, podem proporcionar efeitos positivos na atividade da insulina, cortisol, no sistema imunológico e no metabolismo de lipídios, carboidratos e proteínas (PIRES et al., 2011).

Os compostos de cromo (VI) não são naturais, tendo em vista que conseguem penetrar através das membranas biológicas sendo reduzidos para cromo (III), podendo causar danos à estrutura celular. Também pode ocorrer o aumento na concentração de cromo (III) acima do normal, causando um desequilíbrio e transformando o cromo (III) em tóxico. A toxicidade do cromo em peixes pode estar relacionada com o tipo de espécie, tempo de exposição, fatores ambientais (temperatura, pH, oxigênio dissolvido e dureza). Alguns estudos mostram que o cromo (III) e (VI) acumulam-se em muitas espécies aquáticas, principalmente em peixes que se alimentam no fundo (PUC-RIO, 2003).

O estudo realizado por Perrault (2014), mostra que não foram encontradas concentrações de cromo em amostras de fígado de peixes. Porém concentrações elevadas de cromo no fígado e baço podem causar toxicidade (CHE et al., 1998), mas pode estar presente em maiores concentrações em outros órgãos (WAGNER et al., 2003). O estudo realizado por Rodrigues et al. (2019) mostra que pode ocorrer efeitos adversos, como fibrose testicular e células picnóticas em *Odontesthes bonariensis* expostos durante 14 dias a uma concentração de 0,004 mg.L⁻¹ de cromo.

Os principais efeitos adversos da exposição de peixes ao cromo também foram avaliados no estudo realizado por Condessa (2014), onde observou que peixes da espécie *Astyanax aff. Bimaculatus* após a exposição ao Cr (VI), durante 15 e 45 dias, levou a bioacumulação deste elemento em diferentes órgãos, causando alterações patológicas, morfométricas nas brânquias, fígado e testículos, alterações enzimáticas, estresse oxidativo nos tecidos branquial, hepático e muscular. A exposição ao cromo aumentou a síntese de radicais livres nos tecidos dos peixes, bem como aumentou a síntese de proteínas disfuncionais em alguns tecidos. Também pode-se observar diferença nas atividades das enzimas SOD, CAT, e GST nas brânquias, fígado e músculo de lambaris.

1.5.11 FERRO

O ferro é um elemento essencial para a hemoglobina e mioglobina (TAYLOR et al., 2008) e tende a possuir maiores concentrações no fígado em comparação com outros tecidos. Isso é esperado, pois o fígado desempenha um papel fisiológico na síntese de sangue (YAMAZAKI et al., 1996). Semelhante ao cálcio, a concentração de ferro no fígado foi extremamente elevada (5 a 193 vezes em relação a outros peixes marinhos) no estudo realizado por Perrault (2014) no peixe-lua do oceano (2311 ppm) em comparação com outros peixes marinhos. Demonstrando que os animais com elevadas concentrações corporais de ferro são propensos ao aumento da peroxidação lipídica, o que pode causar danos oxidativos ao organismo (MATTA et al., 1999).

O ferro pode ser encontrado em vertebrados principalmente na forma complexa, ou seja, ligada a proteínas, como por exemplo, compostos heme (hemoglobina e mioglobina), enzimas heme (citocromos mitocondriais e microssomais, catalase, dentre outros) e compostos não heme. O Fe pode causar consequências negativas da sua flexibilidade da atividade redox, como por exemplo, a produção de radicais livres de

oxigênio, no qual são tóxicos nas células, prejudicando assim a saúde dos organismos. Diversos fatores podem influenciar na absorção do ferro, dentre eles a proporção do mineral na forma orgânica e inorgânica, quantidade de ingestão e as condições do trato digestório. A forma ferrosa (Fe^{2+}) parece ser mais biodisponível do que a forma férrica (Fe^{3+}) para algumas espécies, como *Platichthys flesus*, sendo que a captação de Fe ocorre principalmente na parte posterior do intestino (YAMAMOTO, 2011).

A exposição de peixes ao excesso de ferro dissolvido na água pode gerar diversos efeitos adversos à saúde, como por exemplo, formação de flocos de ferro nas brânquias dos peixes, resultando na sua obstrução, perturbações respiratórias, diminuição do crescimento, pior conversão alimentar, rejeição da dieta, mortalidade, diarreia, danos histopatológicos nas células do fígado, alterações na peroxidação lipídica e a acessibilidade do ácido ascórbico, reduzindo assim o valor nutritivo dos alimentos prejudicando fisiologicamente o animal (YAMAMOTO, 2011).

1.5.12 MANGANÊS

O manganês é cofator de diversas enzimas, como o superóxido dismutase e aquelas envolvidas na oxidação da glicose, metabolismo de ácidos graxos e aminoácidos e síntese da ureia a partir da amônia (YAMAMOTO, 2011). Sendo considerado um elemento necessário para os organismos, incluindo os peixes, no qual é essencial para o cérebro e funções enzimáticas, bem como metabolismo de lipídios e carboidratos (WATANABE et al., 1997).

A concentração de manganês no fígado se mostrou baixo no peixe-lua do oceano e outros peixes ósseos e cartilaginosos em comparação com outras concentrações elementares do fígado, no estudo realizado por Perrault et al. (2014). Poucos estudos avaliaram a toxicidade do Mn em peixes através da alimentação, sendo que a exposição de garoupa com altos níveis de manganês (1000 mg de Mg/kg) não foi possível observar efeitos prejudiciais, como mortalidade e redução no crescimento (YAMAMOTO, 2011).

Segundo Gnocchi (2019), após a exposição da espécie *Astyanax lacustris* a diferentes concentrações de Mn, pode-se observar que as brânquias apresentaram maiores concentrações de Mn do que o fígado, no qual pode estar relacionado com o fato de que o tecido branquial por ser uma superfície fina e extensa e estar em contato direto com a água torna-se mais vulnerável aos danos causados pelos metais. Gnocchi

(2019), também observou um aumento na atividade da GST no tecido branquial na concentração de 13,33 mg/L, tendo em vista que a ativação desta enzima pode ter ocorrido para promover a detoxificação devido o excesso de Mg que foi acumulado. Já nas concentrações 3,32 e 6,65 mg/L foi observado uma menor atividade da GST quando comparado com a concentração de 13,33.

Após a exposição da espécie *Astyanax lacustris* ao Mn em diferentes tempos de exposição (96 horas, 7, 14, e 21 dias) foi observado um aumento no acúmulo de Mn tanto no tecido hepático quanto no tecido branquial conforme o aumento do tempo de exposição, tendo em vista que este acúmulo está relacionado com o fato de que o fígado é de grande importância na detoxificação de substâncias químicas, bem como as brânquias estarem em contato direto com a água (GNOCCHI, 2019).

1.5.13 MERCÚRIO

O mercúrio em ambientes aquáticos pode ser encontrado como forma elementar, compostos inorgânicos ou orgânicos, sendo que sua especiação, absorção, biodisponibilidade e toxicidade depende de diversos parâmetros, como por exemplo, hidrofobicidade, pH, salinidade, dureza e interação de metais com ligantes bióticos e abióticos. A absorção e distribuição do Hg em peixes expostos têm início com o Hg atravessando o epitélio, após ele tende a se incorporar no sangue, ligando-se a proteínas plasmáticas, onde é transportado por meio da circulação sistêmica e por fim chega nos tecidos (MORCILLO et al., 2017).

A bioacumulação do Hg em peixes pode atingir concentrações de 10.000 a 100.000 vezes maiores do que na água circundante, tendo em vista que os principais órgãos que acumulam Hg são o sistema nervoso central e o rim, podendo gerar diversos efeitos adversos, como por exemplo, perda de apetite, lesões cerebrais catarata, alterações na coordenação motora, alterações comportamentais, inibição do crescimento, reprodução e desenvolvimento. Sendo assim, o Hg é capaz de induzir efeitos adversos em níveis fisiológicos, histológicos, bioquímicos, enzimáticos e genéticos. Tendo em vista que a toxicidade do Hg em peixes é influenciada por diversos fatores, tais como, espécie, idade, tempo de exposição, concentração de exposição, dentre outros (MORCILLO et al., 2017).

O estudo realizado por Monteiro et al. (2010) avaliou a exposição de peixes (*Brycon amazonicus*) ao mercúrio inorgânico, através de teste de toxicidade aguda sendo possível observar CL50 à uma concentração de 0,71mg/L⁻¹. Para a concentração de 0,15 mg/L⁻¹ não foi observada mortalidade, porém apresentaram hiperatividade e agressividade, perda de equilíbrio, pigmentação alterada, perda de escamas, comportamento anormal de natação perto da superfície, bem como áreas hemorrágicas nas brânquias. Pode-se observar também que a exposição ao Hg induziu um aumento das atividades hepáticas (SOD, CAT, GST e GR), aumento nas enzimas antioxidantes nas brânquias (SOD, CAT, GPx, GST e GR), atividades de SOD, GPx e GST no músculo, já no coração foi observado indução na SOD, CAT, GPx, GST e GR. O nível de metalotioneína aumentou significativamente no fígado, brânquias e no coração, sendo observado também alterações na peroxidação lipídica. Vale ressaltar que a sensibilidade ao mercúrio pode variar de acordo com as espécies de peixes, bem como da forma química em que o metal se encontra.

1.5.14 MOLIBDÊNIO

O molibdênio é um importante composto na formação de vários complexos vitamínicos e enzimas (LALL, 2003). O estudo realizado por Perrault et al. (2014), avaliou as concentrações de molibdênio do peixe-lua do oceano onde observou que as concentrações foram semelhantes à uma série de outros peixes marinhos. Foi sugerido que assim como o cobalto, as concentrações de molibdênio corporal diminuem conforme os peixes crescem e envelhecem, ou seja, o crescimento é mais rápido do que o acúmulo corporal (AGAH et al., 2009) ou que as concentrações de presas de peixes (incluindo presas de o peixe-lua do oceano) de cobalto e molibdênio são baixos.

1.5.15 SELÊNIO

O selênio representa um componente importante da glutathione peroxidase e funções na desintoxicação de metais pesados (WATANABE et al., 1997). Sendo que a toxicidade do Se em peixes é adquirida principalmente por meio da dieta, tendo em vista que o Se pode ser transferido dos adultos para os ovos, atuando como um tóxico

reprodutivo. A exposição de peixes ao Se pode estar relacionada com deformidades teratogênicas ou defeitos congênitos, como resultado da exposição de ovos ou exposição crônica a altos níveis de Se. Alguns dos efeitos adversos observados incluem: lordose, escoliose, cifose, nadadeiras ausentes ou deformadas, guelras ou opérculos ausentes ou deformados, cabeça de formato anormal, olhos ausentes ou deformados e bocas deformadas. A exposição aguda de peixes ao Se pode resultar também em edema, exoftalmia e cataratas, entretanto os efeitos observados irão depender da espécie exposta (CARSELLA et al., 2017; LEMLY, 2018).

A concentração de selênio no fígado do peixe-lua do oceano (1,61 ppm) foi avaliada por Perrault (2014), onde observou que era semelhante a uma série de outras espécies de peixes. Geralmente, atuns e tubarões têm as maiores concentrações relatáveis (8-30 ppm) de selênio hepático (HALL et al., 1978). Portanto, as concentrações de selênio no peixe-lua do oceano podem ser mínimas devido à sua baixa posição trófica na cadeia alimentar. Curiosamente, a concentração de selênio no fígado da *Mola mola* era menor do que as concentrações de selênio no fígado de tartarugas de couro de todas as fases da vida do oceano atlântico oriental. Embora o selênio seja um oligoelemento essencial, concentrações corporais elevadas podem causar efeitos adversos.

Em um estudo que avaliou a exposição de carpas comuns ao arsênio, pode-se observar que na concentração de 1,0 mg/kg, em sua dieta, apresentou maior acumulação de selênio e atividades dos antioxidantes no fígado do que no rim. Os principais efeitos adversos observados em peixes após ingestão de altos níveis de compostos de selênio são: redução no crescimento, eficiência alimentar e aumento na mortalidade (YAMAMOTO, 2011).

1.5.16 SÍLICA

Poucos estudos estão disponíveis na literatura relacionados a toxicidade de nanopartículas (NPs) de SiO₂ em vertebrados aquáticos, contudo, em um estudo sobre a toxicidade de NPs de SiO₂, Ramesh e seus colaboradores (2013) sugerem que a exposição de curto prazo às nanopartículas pode induzir o estresse oxidativo em peixes-zebra. Já para o peixe *O. Mossambicus* Vidya & Chitra (2018), descrevem que a exposição também

induziu estresse oxidativo e os efeitos são irreversíveis nos tecidos branquiais, hepáticos e cerebrais.

As nanopartículas de dióxido de silício causam uma perturbação no equilíbrio entre a produção e eliminação de radicais livres, e possuem um efeito de deletar ou inibir os sistemas antioxidantes e/ou aumentar a formação das chamadas Espécies Reativas de Oxigênio (EROs: são formas reativas e instáveis de oxigênio que podem danificar e matar alguns tecidos celulares, chamado de efeito de toxicidade do oxigênio) por disfunção mitocondrial. E além de causar danos celulares através da produção de EROs, causam também danos genéticos por iniciar o processo de apoptose com fragmentação do DNA (RAMESH et al., 2013; VIDYA & CHITRA 2018). Ujjwala et al. (2021) encontraram alterações na hematologia dos peixes *Labeo rohita* que variam conforme a dose e o tempo de exposição. Essas alterações causaram uma diminuição nos parâmetros sanguíneos tais como: corpúsculos eritrocitários totais, corpúsculos leucocitários totais, hemoglobina e hemoglobina corpuscular média.

1.5.17 ZINCO

O zinco desempenha papéis importantes na formação do sangue, função enzimática e metabolismo (TAYLOR et al., 2008). A concentração de zinco no fígado de uma espécie de baiacu da mesma ordem que o peixe-lua do mar (Tetraodontiformes) em comparação ao peixe-lua do mar foi maior (221 ppm). O zinco pode acumular mais prontamente nas guelras em comparação com o fígado (SCOTT et al., 1993; BRUCKA-JASTRZEBSKA et al., 2009). As concentrações hepáticas de cobre e zinco em algumas espécies de peixes marinhos podem variar de mais de 50 ppm e 1600 ppm, respectivamente (HALL et al., 1978).

Poucos estudos estão disponíveis na literatura referente a toxicidade do zinco em peixes. Portanto sabe-se que a exposição de *Pimephales promelas* durante 21 dias, em uma concentração de 0,006 mg.L⁻¹ está relacionada com a redução no nível do cortisol de fêmeas e aumento de atresia folicular gonadal. Em *Odontesthes bonariensis* a exposição de 14 dias, a uma concentração de 0,211 mg.L⁻¹ pode gerar fibrose testicular e células picnóticas e em peixes *Danio rerio* adultos a exposição durante 9 dias a uma concentração de 0,005 mg.L⁻¹ pode ocasionar atraso na desova (ROGRIGUES et al., 2019).

1.5.18 MISTURA DE METAIS

Os peixes são considerados bons bioindicadores de contaminação ambiental, no qual permitem avaliar o real risco da exposição aos poluentes, como por exemplo os metais, sendo avaliados em seu habitat natural, permitindo assim estimar o grau de impacto não apenas de uma substância química isoladamente e sim da interação de diferentes substâncias químicas no organismo (MORAIS, et al., 2016).

O estudo realizado por Moraes e colaboradores (2016) mostra que atividades antropogênicas, como por exemplo atividades urbanas, industriais e agrícolas podem liberar para o ambiente substâncias químicas, que ao entrarem em contato com organismos podem causar diversos efeitos adversos, bem como mostra em seu estudo, onde observou que a presença metais, como o alumínio, níquel, chumbo e cromo, presentes na água do córrego Mumbuca localizado em Monte Carmelo – MG, foram responsáveis pela indução de micronúcleos em peixes da espécie *Geophagus brasiliensis*.

Já o estudo realizado por Gomes e colaboradores (2018), avaliou os danos genotóxicos para a espécie *Geophagus brasiliensis* expostos a água do rio Doce antes e depois do rompimento das barragens de Germano e Santarém em Mariana – MG, no qual foi observado um aumento significativo na quantidade de micronúcleos eritrocitários bem como no índice de danos de DNA em relação ao controle. Tendo em vista que os resultados foram relacionados principalmente em função das concentrações de Cu dissolvido na água bem como do efeito sinérgico de diversos metais, como por exemplo, cádmio, ferro, manganês e chumbo presentes nos rejeitos do acidente de Mariana.

A exposição de *Geophagus brasiliensis* a água contaminada com diferentes concentrações de metais (manganês, zinco, cromo, cobre, níquel, cobalto, chumbo, prata, arsênio e cádmio) também pode causar alterações morfológicas, como por exemplo alterações epiteliais na lamela secundária e necrose e centros melanomacrófagos no fígado (DORIA et al., 2017). Doria e colaboradores (2017), também descrevem que o acúmulo de metais em *G. brasiliensis* pode estar relacionado

ao comportamento dessa espécie, devido ao fato de que alguns metais não foram detectados na água superficial (Pb e As), porém foram bioacumulados em tecidos, brânquias e fígado. Esse fato pode ter ocorrido pois a espécie é dependente de sedimentos, possuindo hábitos alimentares de forrageamento de sedimentos e uma dieta onívora. Sendo assim pode-se concluir que a bioacumulação de metais em peixes pode variar de acordo com a espécie.

Sendo assim, estudos mostram que a toxicidade combinada dos metais presentes na água pode gerar efeitos adversos, para peixes, mais fortes do que a exposição isolada a substâncias químicas, levando em consideração que a mistura de substâncias químicas também pode aumentar os efeitos tóxicos individuais de cada substância (XUE et al., 2021). Por outro lado, COSTA (2018) relata que peixes expostos a mistura de metais, como zinco e manganês, não apresentaram as mesmas alterações que os expostos individualmente, indicando assim que eles podem inibir o efeito um do outro.

1.6 MECANISMOS DE TOXICIDADE EM AVES

1.6.1 ALUMÍNIO

O estudo realizado por Elmazoudy & Bekhet (2016) avaliou o efeito da exposição de embriões de *Gallus gallu domesticus* ao Al, sendo observado que após a injeção de Al na gema do ovo ocorreram as seguintes alterações: o sistema cardiovascular foi afetado, perda de peso do ovo, redução no peso do fígado e do cérebro, diminuição no peso corporal dos embriões. Este estudo mostra também uma maior mortalidade embrionária inicial, seguido por mortes tardias. Essas mortes estão relacionadas com defeitos cardíacos congênitos, distorção vitelina, dentre outros.

A exposição destes organismos ao Al pode alterar a morfologia do coração, podendo ocasionar deformações nas câmaras do coração, inflamação severa induzida devido à cardiomiopatia dilatada, atraso no desenvolvimento do coração, hiplopasia, deformação no septo atrioventricular e diminuição da parede ventricular. Sendo assim a exposição de embriões de galinha ao Al durante o início do desenvolvimento embrionário afeta significativamente cardiogênese, vasculogênese e/ou angiogênese de circulação vitelina,

sendo assim notado teratogenicidade e embriotoxicidade (ELMAZOU DY & BEKHET, 2016), bem como a exposição em de aves em altas concentrações resultam em neurotoxicidade (LI et al., 2021).

1.6.2 ARSÊNIO

Nas aves o arsênio pode ser sequestrado nas penas durante a muda, bem como as fêmeas podem eliminar o As transferindo-o para seus ovos e cascas durante a época de reprodução. Os pássaros também podem livrar o corpo do As depositando-o na glândula uropigial e na glândula de sal. O As inorgânico pode ser altamente tóxico para algumas espécies de aves marinhas, por atuar como desregulador endócrino (VIZUETE et al., 2018).

Os efeitos adversos da exposição de aves ao As irão depender da concentração de exposição, sendo que dependendo da concentração o As é capaz de induzir a morte do organismo, causar efeitos subletais ou interromper a reprodução. O arsênico inorgânico pode causar incoordenação muscular, lentidão, queda, hiperatividade, destruição dos vasos sanguíneos, choque, dentre outros. Alguns estudos ainda reportam que o As pode levar a diminuição das atividades de antioxidantes como superóxido dismutase, catalase e glutatona peroxidase, e pode reduzir os níveis de glutatona (VIZUETE et al., 2018).

Altas concentrações de As em pássaros pode resultar em danos ao fígado, deformidade em embriões, incubabilidade reduzida, redução na produção de ovos, aumento do desbaste das cascas dos ovos (NDU et al., 2020). O As também pode resultar em imunotoxicidade e toxicidade celular, danos oxidativos (LI et al., 2021).

1.6.3 CÁDMIO

O cádmio em aves possui alto poder acumulativo devido sua baixa taxa de excreção, sendo considerado um dos metais não essenciais mais tóxicos ao organismo (BARRETO, 2013; SALVAGNI, 2013). O Cd é assimilado principalmente por ingestão e/ou inalação, podendo concentrar-se em maiores quantidades no rim, quando comparado a outras concentrações em outros órgãos, pode estar relacionada à ligação desses níveis com a presença de uma proteína com funções relacionadas ao processo de estocagem e detoxificação do Cd, a metalotioneína. As aves acumulam Cd em órgãos-

alvo, relacionando também esta ocorrência a concentração do metal nos seus itens alimentares (SALVAGNI, 2013).

O Cd é um elemento de ocorrência natural, sendo que seus diferentes compostos sintéticos foram descritos em mais de mil espécies da fauna e flora terrestre e aquática. Apesar disso, não há evidências de benefícios ou de necessidades biológicas relativas a este metal, podendo assim implicar diversos efeitos deletérios aos organismos expostos. A exposição de doses relativamente baixas pode ser passiva de teratogênese, carcinogênese, mutagênese e interferência em sistemas enzimáticos e no metabolismo do cálcio, bem como pode causar danos aos ossos, pulmões, rins e fígado (SALVAGNI, 2013). A exposição de pássaros a altos níveis de Cd pode levar a necrose tubular renal e atrofia testicular (NDU et al., 2020).

A toxicidade associada ao Cd em aves é amplificada nos organismos diante da meia-vida longa biológica deste metal, sendo que o Cd é acumulado em animais aquáticos podendo ser tóxico para organismos de água doce e salgada. O Cd é capaz de induzir a toxicidade renal, lesões no tecido intestinal, interrupções do metabolismo do cálcio, diminuição da ingestão de alimentos e desbaste da casca do ovo (VIZUETE et al., 2018). O Cd pode causar redução intracelular nos níveis dos principais compostos antioxidantes, potencializando a produção de radicais livres e peróxidos lipídicos, interrompendo os sistemas antioxidantes. As espécies reativas de oxigênio podem levar a peroxidação lipídica, danos no DNA e apoptose (VIZUETE et al., 2018).

Estudos mostram que lesões renais associadas à intoxicação por Cd na maioria das espécies de aves ocorrem em concentrações acima de 100-200 µg/g (VIZUETE et al., 2018). A toxicidade do Cd em garças das espécies *Bubulcus ibis*, *Nycticorax nycticorax* e *Ardea cinerea* assemelha-se a toxicidade do Pb, sendo considerado um elemento perigoso para a saúde dos organismos. O Cd afeta as ligações das membranas celulares, interferindo no funcionamento cerebral, reprodução e nutrição dos organismos, podendo ocasionar cânceres, má formação congênita, desgaste ósseo e doenças cardíacas e pulmonares (BARRETO, 2013).

O estudo realizado por Kar et al. (2018), mostra que frangos de quintal criados em uma área industrial apresentam maiores concentrações de Cd no fígado, pulmão e rim do quando comparado com o controle em área não exposta. A concentração de Cd nos organismos foi afetada pela idade e o local de exposição. A concentração de Cd no baço foi maior para a faixa etária elevada, mostrando que a idade pode afetar a toxicidade.

1.6.4 CHUMBO

O chumbo é um elemento químico não essencial ao metabolismo dos organismos, podendo ser altamente tóxico e acumulativo nos organismos. Em ambientes aquáticos o Pb depende do pH e da dureza da água, sendo que a maior quantidade de carbonato de cálcio (CaCO_3) induz a precipitação do íon Pb (Pb^{++}) como carbonato de chumbo (PbCO_3), diminuindo assim sua biodisponibilidade, por se tratar de um composto solúvel. Quando em pH baixo é capaz de induzir a dissolução do PbCO_3 , tornando o composto livre no ambiente para a competição por sítios de ligação de cátions nas células de animais e vegetais, portanto aumenta sua biodisponibilidade. A quantidade de matéria orgânica também influencia na biodisponibilidade do Pb, tendo em vista que ambientes ricos em matéria orgânica retêm maiores concentrações de Pb agregado ao sedimento, sendo assim passível para a absorção dos organismos (BARRETO, 2013).

Os efeitos adversos do Pb dependem da concentração absorvida e do metabolismo do organismo, em aves, gaivotas da espécie *Larus argentatus* os efeitos incluem interferências genéticas, neurológicas, congênitas, reprodutivas, comportamentais e desenvolvimento de cânceres, más formações congênitas, morte, anemia, lesões microscópicas em tecidos, perda de coordenação muscular, perda de peso, anorexia, diarreia e redução da hemoglobina (BARRETO, 2013).

O chumbo pode ser absorvido por diversas vias, dentre elas, via inalatória, absorção dérmica e ingestão. Sendo que a mais comum é a ingestão através do trato gastrointestinal. Após sua absorção, o Pb concentra-se principalmente nos eritrócitos e nos ossos, onde compete com o cálcio, que se deficiente na dieta, pode aumentar a absorção do contaminante, podendo ocorrer alterações em sistemas nos quais há mecanismos celulares dependentes, como por exemplo, canais de cálcio voltagem-dependentes (SALVAGNI, 2013).

Além do tecido ósseo, o Pb pode acumular-se em outros órgãos, com maior concentração nos rins. Por substituir moléculas orgânicas, o acúmulo de Pb pode resultar na inativação de diversos sistemas enzimáticos essenciais, como os que envolvem o ATP e a síntese de proteínas. Além disso, pode afetar também o sistema nervoso central, interferindo nas transmissões nervosas que utilizam acetilcolina, noradrenalina, dopamina e glutamato. Quando o Pb é absorvido em quantidades excessivas apresenta propriedades carcinogênicas e teratogênicas além de afetar os sistemas vasculares, nervoso e reprodutivo, interferindo também na resistência a

doenças infecciosas. Estudos mostram que em aves intoxicadas por Pb de forma aguda, foram observados sintomas como, anemia, problemas intestinais, paralisia e sinais neurológicos diversos, sendo assim o chumbo afeta todas as funções fisiológicas do corpo, sendo os animais jovens mais sensíveis do que os adultos (SALVAGNI, 2013).

O nível de chumbo nas aves pode ser influenciado através dos hábitos alimentares, bem como documentado em gaivotas que se alimentam de lixões e apresentam altos índices deste metal. Estudos mostram que os níveis de Pb são mais elevados nas diferentes espécies de gaivotas em comparação com as diferentes espécies de aves marinhas. Este fato pode ocorrer devido os hábitos das gaivotas, tendo em vista que elas tendem a viver perto de ambientes com atividade humana e de indústrias (VIZUETE et al., 2018).

A exposição de pássaros pequenos ao Pb pode levar a modificações da taxa de crescimento das penas bem como resposta imune alterada. A exposição acima de 4,000 ppb (4 µg/g) pode ocasionar diversos efeitos adversos, dentre eles, efeitos negativos sobre o comportamento, termorregulação e locomoção. Entretanto acredita-se que aves marinhas sejam capazes de tolerar níveis mais altos de Pb. Quando a exposição de Pb for em baixos níveis pode afetar o crescimento, locomoção, equilíbrio, alimentação, termorregulação e percepção de profundidade. Quando ocorre a intoxicação por Pb as aves geralmente apresentam distensão do proventrículo, fezes verdes aquosas, anemia, perda de peso e postura inclinada. Os efeitos subletais são mostrados no sistema nervoso, rins e sistema circulatório, resultando em alterações bioquímicas, comportamentais e fisiológicas (VIZUETE et al., 2018).

A exposição de aves ao Pb pode prejudicar o crescimento e a sobrevivência dos filhotes, causar anemia hemolítica, diminuição do cálcio no plasma e produção de ovos, deficiências comportamentais, interrupção da expressão de moléculas de adesão de células neurais sinápticas em filhotes de gaivotas. Já em patos selvagens foi observado que a mortalidade ocorre se os níveis de Pb excederem 200-500 µg/g no rim e 100-200 µg/g no fígado (VIZUETE et al., 2018).

O estudo realizado por Monteiro et al. 2014, mostra também que as aves de companhia (papagaios, araras, calopsitas, periquitos, cacatuas, dentre outras), uma vez exposto e ingerido o elemento químico Pb pode sofrer diversas alterações, como por exemplo no sistema nervoso, sistema renal, digestório e hematopoiético. O Pb compete ou substitui diversos elementos fundamentais para o funcionamento das células, como por exemplo o Ca, Fe e Zn, possuindo afinidade de ligar-se aos grupos sulfidrilas (-SH),

e menos afinidade pelos grupos carboxílicos ($-\text{COOH}$) e aminas (NH_2), quando ocorre a inativação ou deformação destes grupos pode prejudicar a função das proteínas e enzimas. Os principais sintomas observados são: letargia, anorexia, depressão, emagrecimento, hematúria, diarreia, ataxia, fraqueza muscular, paralisia dos membros, convulsões e até mesmo a morte.

1.6.5 COBRE

Cobre é um elemento de transição essencial no qual está envolvido em processos como, por exemplo, a respiração, inativação de radicais livres, metabolismo do ferro e funções neurológicas. O cobre é um elemento essencial para as aves, sendo necessário na dieta de aves domésticas aproximadamente de 5-10 mg/kg, onde o máximo tolerado é de 250 mg/kg. Normalmente uma quantidade pequena é estocada no organismo, cerca de 30 a 50% de cobre ingerido é absorvido no intestino delgado e outra pequena fração no estômago.

O cobre excedente no organismo normalmente é metabolizado e excretado pela bile, sendo que a quantidade de cobre nos alimentos e na água geralmente é baixa, sendo assim o organismo consegue excretar sem maiores dificuldades. A exposição de aves ao excesso de cobre pode gerar danos oxidativos, alterações no metabolismo de lipídeos, expressão genética, alteração na distribuição do cobre nos hepatócitos e alterações nas proteínas do cobre no sistema nervoso. Tendo em vista que em aves a intoxicação por cobre é muitas vezes ignorada embora já se tenha identificado como fonte de doença em aves aquáticas e aves domésticas.

Altas concentrações de Cu em pássaros pode resultar em danos ao fígado, deformidade em embriões, incubabilidade reduzida, redução na produção de ovos, aumento do desbaste das cascas dos ovos (NDU et al., 2020).

1.6.6 CROMO

A toxicidade do cromo está relacionada com o seu estado de oxidação. O cromo (III) em pequenas quantidades é um micronutriente essencial para os organismos, já o cromo (VI) representa um risco significativo para os organismos. O cromo (VI) não é facilmente biodegradado e possui alta persistência no ambiente, rápido acúmulo em

matrizes biológicas e alta toxicidade devido seu potencial mutagênico e carcinogênico. Após a exposição oral ao cromo (VI) parte dele é extracelularmente reduzido para cromo (III), principalmente no estômago/intestino, este fato ocorre para tentar reduzir os seus efeitos tóxicos no organismo. O cromo (III) geralmente fica retido no interior das células, devido à baixa permeabilidade da membrana (SULJEVIC et al., 2020).

O cromo (VI) possui a capacidade de alterar a homeostase redox, gerando assim espécies reativas de oxigênio e consequentemente causar a peroxidação lipídica, danos no DNA ou ligações cruzadas de DNA – proteína, resultando na morte celular (SULJEVIC et al., 2020). Estudos realizados no Brasil relacionado à toxicidade do cromo em aves silvestres são escassos. Porém foram observados níveis altos de cromo em gaivotão (*Larus dominicanus*), 1,062 µg/g em aves jovens, 2,098 µg/g em sub-adultos e 4,665 µg/g em adultos, ocorrendo uma correlação com a acumulação de cromo e a idade dos organismos. Outro estudo observou que pombos domésticos os níveis de cromo variam de 0,28 a 1,48 mg/kg, sendo estabelecida a correlação entre o cromo e a contaminação externa em penas.

O estudo realizado por Suljevic et al. (2020), avaliou a exposição de codornas ao cromo (VI) e sua acumulação em tecidos vitais e respostas fisiológicas. Os resultados deste estudo indicam que a exposição a este elemento químico possui impacto na integridade dos tecidos, sendo que os testículos das codornas tinham um grande potencial de bioacumulação, bem como os indivíduos apresentaram redução significativa no peso do órgão.

1.6.7 FERRO

O ferro é um elemento essencial para os organismos, dentre eles as aves, sendo fundamental no transporte de oxigênio que será distribuído por todo organismo. A absorção do ferro pode ser afetada pela idade, status do ferro no organismo e condições do trato gastrointestinal. Seu principal sítio de absorção é no duodeno, porém depende da quantidade e forma química do ferro ingerido e quantidade/proporção de outros minerais e compostos da dieta. Dentre os metais que podem afetar a absorção do ferro, pode-se destacar o cobre, manganês, cobalto e cádmio, no qual competem pelo seu sítio de absorção e transporte. As aves, galinhas poedeiras, têm a necessidade de maiores

concentrações de ferro em sua dieta, pois cada ovo possui cerca de 1,5 mg, o que representa 25% das reservas de Fe disponíveis no fígado (SALDANHA, 2008).

1.6.8 MERCÚRIO

A aves topo da cadeia alimentar tendem a acumular maiores concentrações de Hg, sofrendo o impacto gerado através da bioacumulação e biomagnificação deste elemento químico. A concentração de mercúrio em aves depende de diversos fatores, como por exemplo, fatores fisiológicos e biológicos (dieta, crescimento ou idade, reprodução, muda e migração). A exposição de aves ao Hg pode acarretar diversos efeitos adversos negativos, como alterações na reprodução, alterações comportamentais, disfunções imunológicas, maior suscetibilidade a doenças infecciosas, comprometimento da capacidade de produção de anticorpos, ataxia, letargia, redução do apetite, perda de peso, atrofia muscular, desmielinização e degradação de células nervosas do cerebelo e medula espinhal bem como desmielinização dos nervos periféricos (apud D'AMIL, 2017).

O estudo realizado por D'Amil (2017), avaliou a presença de mercúrio em aves predadoras (*Strix aluco* e *Tyto alba*), sendo possível observar que a concentração de Hg nos tecidos da *S. aluco* variou entre 0,02 e 2,1 mg/kg de peso seco e 0,01 e 4,5 mg/kg de peso seco na *T. alba*. Pode-se observar uma correlação fortemente positiva entre as penas, unhas e tecidos internos para a espécie *T. alba*. Para ambas as espécies as maiores concentrações de Hg foram encontradas nas unhas, penas, fígado e rim. Já as menores concentrações foram encontradas no músculo, trato gastrointestinal, cérebro e pele.

1.6.9 SELÊNIO

O selênio é um oligoelemento no qual as aves precisam em pequenas quantidades para um bom desenvolvimento. Tanto o selenito quando o selenato são tóxicos para as aves, porém os selenídeos orgânicos representam maior perigo. Entre os selenetos orgânicos o selenometionina parece ser a forma mais tóxica para aves e com maior

probabilidade de prejudicar as aves selvagens, sendo que o Se tende a se acumular em maior proporção nos rins do que no fígado (VIZUETE et al., 2018).

Os principais efeitos adversos da exposição de aves selvagens ao As incluem: mortalidade, reprodução prejudicada com teratogênese, crescimento reduzido, lesões histopatológicas e alterações no metabolismo da glutathione hepática. Sendo que os níveis de Se em penas associados a efeitos adversos variam entre 1,8 ppm (subletal) a 26 ppm (letal), dependendo da espécie (VIZUETE et al., 2018).

Altas concentrações de Se em pássaros pode resultar em danos ao fígado, deformidade em embriões, incubabilidade reduzida, redução na produção de ovos, aumento do desbaste das cascas dos ovos (NDU et al., 2020).

1.6.10 SÍLICA

São poucos os estudos sobre toxicologia de sílica em aves, entretanto a literatura existente aponta que o composto pode causar uma doença respiratória chamada pneumoconiose por silicato ou silicose, doença também relatada em humanos e outros mamíferos (FILHO, 2006; ZHANG, 2019). O efeito desta doença em aves está relacionado a inalação de poeira suspensa, a qual afeta principalmente os pulmões. Os relatos existentes para esse tipo de intoxicação estão ligados exclusivamente à animais cativos que vivem próximos de áreas com elevado grau de poluição por material particulado. O quadro é assintomático e só pode ser diagnosticado através da visualização de agregados nodulares de macrófagos nos pulmões através de microscopia eletrônica. No estudo de Roperto e colaboradores (2000), a análise de tecido pulmonar de galinhas de uma fazenda apontou a formação de diversos granulomas de macrófagos com poeira silicatada e também a presença de partículas livres nos parabrônquios, onde é discutido o papel da sílica na maturação de células de defesa em regiões pulmonares onde se concentram o composto. O mesmo resultado também foi encontrado no estudo de Smith (1973) com kiwis na Nova Zelândia.

1.7 MECANISMOS DE TOXICIDADE EM RÉPTEIS

1.7.1 ARSÊNIO

O estudo realizado por Esposito et al. (2020), avaliou a presença de metais em tartarugas da espécie *Caretta caretta*, onde observou a presença de diferentes metais (cádmio, arsênio, mercúrio e chumbo) nesta espécie. Foi realizada a análise morfométrica, o acúmulo de metal tóxico não essencial nos músculos e órgãos (fígado, rim e músculo) da tartaruga, sendo observadas altas concentrações de As total em todas as matrizes analisadas, tendo em vista que o As foi o único elemento que apresentou altas concentrações no tecido muscular (25,7 mg/kg de peso corporal).

As concentrações de metais no organismo de tartarugas marinhas dependem principalmente da sua dieta. A espécie *Caretta caretta* está no topo da sua teia alimentar, podendo ser exposta a altos níveis de metais tóxicos não essenciais no qual resultam de processos de bioamplificação através da cadeia trófica. O As pode ser encontrado em diversas formas, mas as mais comuns em ambientes águas são: As (III) e As (V), no qual são formas inorgânicas dominantes, sendo mais tóxicas que as orgânicas. As altas concentrações de As encontradas em tartarugas *Caretta caretta* pode estar relacionado ao fato de que se alimentam de moluscos, que contêm altos níveis desse elemento químico (ESPOSITO et al., 2020).

A bioacumulação As em tartarugas foi estudada por diferentes autores. Estes estudos mostram que o As foi detectado em todos os tecidos analisados. Alguns estudos mostram que as concentrações de As nos tecidos musculares foram significativamente maiores em comparação com os valores encontrados no fígado e rim. Para a espécie *Chelonia mydas*, pode-se observar uma correlação negativa significativa entre o tamanho corporal e o As encontrado no fígado, já para a espécie *Eretmochelys imbricata* foi observada uma correlação positiva. Este fato pode estar relacionado com as diferenças dietéticas entre organismos jovens e adultos para cada espécie (REGISTER, 2011).

1.7.2 CÁDMIO

O cádmio é um elemento químico considerado um poluente ambiental, generalizado em ambientes aquáticos. O Cd pode ser liberado para o meio ambiente devido à mineração, fundição e queima de carvão. O Cd não é degradado nos organismos, possuindo meia vida biológica muito longa. A exposição de organismos ao Cd pode estar relacionada com o declínio do tamanho populacional de algumas espécies

animais, esse declínio está relacionado à sua toxicidade. Sendo assim o Cd possui efeitos negativos sobre a aptidão e sobrevivência dos organismos aquáticos em áreas poluídas. A exposição ao Cd pode resultar em intoxicação aguda e crônica em vários órgãos, como por exemplo, o fígado, rim, testículos e intestino, bem como alterações morfológicas em organismos aquáticos (HOU, et al., 2017).

A exposição de répteis da espécie *Chinemys reevesii* ao cádmio mostram que o Cd é rapidamente absorvido pela corrente sanguínea, sendo encontrado em maiores concentrações no fígado, pâncreas e baço, respectivamente. A principal via de excreção deste elemento ocorre através das fezes (HOU et al., 2017). Doses ambientalmente relevantes podem afetar os processos de desenvolvimento gonadal em tartarugas de água doce, durante estágios embrionários e pós-natal, no qual podem resultar em interrupção dos processos reprodutivos. Já em animais carnívoros, como por exemplo, *Mauremys leprosa* (estágio juvenil) a presença dos níveis de Cd é maior do que em indivíduos herbívoros.

O estudo realizado por Al-Johany et al. (2009), mostra que lagartos adultos da espécie *Uromastix aegyptius* expostos através da via oral (ingestão), por 7 semanas a uma concentração de 200 mg/g apresentaram diversas alterações quando comparado com o grupo controle. Podem-se observar lesões no pulmão, como por exemplo, lesão endotelial e pneumocitária, induzida por Cd, sendo associado com edema mitocondrial e subprodutos de ROS. Também foi observado alargamento do septo alveolar e consequentemente fibrose pulmonar. A exposição dos organismos durante 7 semanas resultou em um aumento na contagem de leucócitos, linfócitos, monócitos, dentre outros. Com base nesse estudo, pode-se observar que a exposição a longo prazo ao Cd através da alimentação de lagartos resulta em deposição de Cd no tecido da vasculatura pulmonar, como o endotélio capilar, pulmonar, no qual é capaz de induzir ROS.

1.7.3 CHUMBO

O chumbo foi estudado nas espécies de tartarugas *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Lepidochelys olivacea* e *Eretmochelys imbricata*, estando presente em maiores concentrações no fígado (REGISTER, 2011).

1.7.4 COBRE

O cobre foi relatado em alguns estudos realizados com tartarugas, sendo observado que os níveis desta substância estão relacionados à dieta dos organismos. As concentrações de Cu e Fe na espécie *C. mydas* foram relatadas mais altas do que na espécie *C. caretta*. Este achado foi atribuído à dieta, tendo em vista que *C. mydas* possui como base de sua alimentação as algas, no qual possuem maior tendência de bioacumulação de metais do que cefalópodes, que é a principal fonte de alimento da *C. caretta* (REGISTER, 2011).

1.7.5 MERCÚRIO

Estudos de toxicidade de mercúrio em répteis são escassos na literatura, porém o estudo de revisão realizado por Haskins e colaboradores (2019), indica que cobras podem ser bons indicadores de bioacumulação de mercúrio, devido ao fato de que elas possuem vida longa, bem como serem organismos de nível trófico médio para alto, podendo acumular altas concentrações de Hg ao longo da sua vida. Algumas espécies de cobras d'água vivíparas também podem transferir Hg através da transferência materna para sua prole.

1.7.6 ZINCO

O estudo realizado por Register (2011) mostra que diferentes estudos avaliaram as concentrações de Zn em tartarugas. Alguns deles mostram que os níveis de zinco encontrados na tartaruga da espécie *C. mydas* não apresentam diferença significativa entre rins, estômago e tecidos do fígado. Entretanto outros estudos mostram que o Zn era mais abundante no tecido adiposo de *C. mydas*.

1.8 MECANISMOS DE TOXICIDADE EM INVERTEBRADOS

1.8.1 ALUMÍNIO

No estudo realizado por Jančula e colaboradores (2011), foi avaliado os efeitos do cloreto de polialumínio na água doce no invertebrado *Daphnia magna*, em sua aplicação, o cloreto de polialumínio foi associado a uma diminuição nos valores de pH durante teste de toxicidade. De acordo com este estudo a imobilização dos dafnídeos pode ser causada pelo efeito tóxico de substâncias do alumínio. Em geral, podemos resumir que os efeitos tóxicos do cloreto de polialumínio estão ligados com a condutividade da água e a diminuição do pH após a aplicação de cloreto de polialumínio na água. A aplicação de cloreto de polialumínio pode ter efeitos letais sobre os dafnídeos, especialmente se a concentração de alumínio é $> 9 \text{ mg.L}^{-1}$.

A exposição crônica ao Al no nematóide *Caenorhabditis elegans* demonstrou que Al pode induzir mudanças em seu crescimento, desenvolvimento, expectativa de vida e fertilidade. Além disso, níveis mais baixos de Al retardaram o desenvolvimento de *C. elegans* e reduz a auto-fertilidade hermafrodita e o tamanho do corpo adulto. Um atraso significativo no desenvolvimento também foi observado mesmo quando a exposição ao Al foi restrita ao período de embriogênese, com isso apontando seu potencial tóxico no desenvolvimento e homeostase do organismo (PAGE et al., 2012).

Woodburn et al. (2011) investigaram a absorção, excreção e toxicidade do Al quando apresentado como alimento contaminado com alumínio no crustáceo *Pacifastacus leniusculus*. As concentrações de alumínio mais os metais essenciais cálcio, cobre, potássio e sódio foram medidas nas brânquias, hepatopâncreas, músculo flexor, glândula antenal (rim) e hemolinfa. O hepatopâncreas dos organismos alimentados com alumínio continha significativamente mais alumínio do que os controles nos dias observados, e esta quantidade foi positivamente correlacionada com a quantidade ingerida. As concentrações de alumínio também foram altas nas glândulas antenais de lagostins alimentados com alumínio, sugerindo que parte do alumínio perdido pelo hepatopâncreas é excretado. A exposição ao alumínio por meio de alimentos contaminados causou inflamação no hepatopâncreas, mas não afetou o número de hemócitos circulantes, as concentrações de íons hemolinfa ou os níveis de proteína, com isso concluiu-se que os lagostins acumulam, armazenam e excretam alumínio de alimentos contaminados com toxicidade apenas local.

1.8.2 ANTIMÔNIO

No estudo realizado por Xu et al. (2021), foi avaliada a toxicidade de Sb do solo para a minhoca *Eisenia fetida* antes e após o processo de envelhecimento, estabelecendo uma relação dose-efeito entre o teor de Sb e a mortalidade. Os resultados do teste de fuga e teste agudo mostraram que os valores de resposta líquida de evitação, taxa de escape e mortalidade foram diminuídos no tratamento de idosos em comparação com aqueles no tratamento fresco, indicando que o processo de envelhecimento pode reduzir a toxicidade aguda do Sb para minhocas.

1.8.3 ARSÊNIO

Da Silva Júnior e colaboradores (2019) ao analisar os danos genotóxicos em celomócitos da minhoca *Eisenia andrei* expostos a solos urbanos, relacionaram este efeito a presença de metais, dentre eles o As com potencial relacionado no dano subcelular devido à contaminação ambiental. Este estudo mostra a importância diante das agências regulatórias na busca por biomarcadores subcelulares em testes ecotoxicológicos de mortalidade e reprodução.

1.8.4 CÁDMIO

O cladóceros *Daphnia magna* é uma das espécies de invertebrados mais comumente usadas para avaliar a toxicidade de produtos químicos para organismos de água doce. No estudo de Traudt e colaboradores com o crustáceo planctônico *Daphnia magna* em conjuntos repetidos de testes, os neonatos mais jovens dentro do grupo amostral de indivíduos, o resultado de Cd se mostrou menos tóxico do que nos neonatos mais velhos. Em estudos anteriores, a variabilidade foi alta entre os testes de letalidade para esta espécie com cádmio agudo (Cd). A variabilidade na toxicidade do Cd pode ser parcialmente causada pela variabilidade temporal na idade do recém-nascido no início dos testes de toxicidade. A diminuição da faixa etária de *D. magna* usada em testes de

toxicidade pode ajudar a melhorar a exatidão e a precisão dos modelos de toxicidade, particularmente para misturas de metais.

Foi demonstrado que o Cd^{2+} altera o comportamento em *C. elegans*, diminui seu crescimento, expectativa de vida, e reprodução, além de afetar a alimentação e locomoção (BOYD et al., 2010).

1.8.5 CHUMBO

A exposição de *C. elegans* ao Chumbo (Pb) mostra uma variedade de alterações em alguns parâmetros, como por exemplo, duração da vida, desenvolvimento, locomoção, aprendizagem e comportamentos de memória (YE et al., 2008). Outro estudo demonstrou que larvas mais jovens mostram mais sensibilidade à neurotoxicidade induzida por Pb em relação à sobrevivência neuronal e função sináptica do que larvas de nemátodos adultos jovens (XING et al., 2009).

1.8.6 COBRE

O Cobre, embora essencial para *Caenorhabditis elegans*, em concentrações mais altas pode induzir alterações comportamentais significativas no nematoide (JIANG et al., 2016). Além disso, foi confirmado que as concentrações baixas e altas de Cu causam degeneração de neurônios GABAérgicos no nematoide (DU et al., 2009).

A exposição de oligoquetas a altas concentrações de cobre (65 mg/kg) podem causar danos oxidativos após a exposição de 14 dias. Foi observado também que a concentração de Cu^{2+} em minhocas tende a aumentar com a presença de microplásticos de polietileno e o tempo de exposição dos indivíduos. Os resultados deste estudo mostram que os microplásticos de polietileno aumentam o estado livre dos metais no solo, sendo que a capacidade de adsorção dos metais ao solo diminui e a dessorção aumenta, ocasionando maior biodisponibilidade de metais no solo para as minhocas. (LI et al., 2020). As minhocas absorvem metais principalmente através da pele, sendo assim elas podem absorver facilmente metais em estado livre do solo. Entretanto alguns metais podem ser absorvidos pelas minhocas através do sistema digestivo (LI et al., 2020).

1.8.7 CROMO

Estudos relacionados a exposição de cromo em minhocas mostram que a exposição a altas doses nestes organismos é capaz de induzir espécies reativas de oxigênio intracelular e danos oxidativos ao DNA, danificar o intestino, epitélio, membrana intestinal, mitocôndria, membrana nuclear, prejudicar a estabilidade da membrana, metabolismo de osmorregulação, energia e ácido nucleico (TANG et al., 2019). No estudo realizado por Boeri et al. (2017), pode-se observar que minhocas expostas a diferentes concentrações subletais de Cr (VI) ocorreu uma forte inibição da atividade de Ca^{2+} -ATPase, a redução da atividade da enzima foi acompanhada pela diminuição do conteúdo enzimático.

1.8.8 FERRO

Assim como nos mamíferos, o Fe^{2+} é essencial para os vermes, sendo necessário para os citocromos dos complexos da cadeia respiratória e para as enzimas do metabolismo do P450. Genes envolvidos homeostase energética no Fe em vertebrados são conservados no nematode *Caenorhabditis elegans*. Estes incluem aconitase, ferritina, transportador de metal divalente-1 (DMT-1), frataxina e proteínas de montagem de aglomerados de enxofre de Fe (SOARES et al., 2017).

A sobrecarga de Fe em vermes pode causar alterações fenotípicas e comportamentais, bem como alteração da resistência ao estresse oxidativo, caracterizada por redução da expectativa de vida, tamanho do corpo, tempo de geração, tamanho da ninhada, batida de cabeça e frequências de flexão do corpo, bem como plasticidade de quimiotaxia. Várias dessas alterações (frequência de curvatura corporal e expectativa de vida) foram transferidos de *C. elegans* exposto ao Fe à sua progênie (HU et al., 2008).

1.8.9 MANGANÊS

O manganês representa funções vitais no nematode *Caenorhabditis elegans*, pois participa como cofator de enzimas importantes como Mn-SOD. Foi demonstrado que a

suplementação de Mn no meio de crescimento do verme aumenta a expectativa de vida média e fertilidade e causa resistência ao estresse térmico (LIN et al., 2006). Por outro lado, a toxicidade de Mn em *C. elegans* foi associada com o aumento da formação de espécies reativas de oxigênio e produção de glutathione, potencial de membrana mitocondrial alterado e morte neural na Doença de Alzheimer (BENEDETTO et al., 2010).

1.8.10 MERCÚRIO

O mercúrio é um dos elementos químicos não essenciais mais tóxicos para o meio ambiente no qual possui alta persistência. A exposição de invertebrados a este elemento pode acarretar diversos efeitos adversos, bem como mostra o estudo de Brantschen e colaboradores (2020), onde observou que minhocas expostas a solo contaminado com mercúrio apresentam maiores níveis totais de mercúrio e metilmercúrio nos tecidos das minhocas. O mercúrio também é responsável por induzir mudanças na comunidade microbiana associada, especialmente a bacteriana, levando também a mudanças na estrutura da comunidade bacteriana e fúngica no intestino das minhocas. Já a exposição de minhocas ao mercúrio (50 e 100 $\mu\text{g/g}^{-1}$) pode ocasionar mortalidade, alterações no crescimento e na produção de casulos para a espécie *Pontoscolex corethrurus* (DA SILVA et al., 2015).

O estudo realizado por Provase et al. (2021) observou que a exposição de invertebrados da espécie *Bombus atratus*, ao mercúrio (110 ppm) é altamente tóxico para as células Kenyon no cérebro, sendo que os resultados morfológicos mostraram que as células Kenyon apresentaram tanto vacuolização citoplasmática quando picnose nuclear, indicando assim que ocorreu morte celular. Sendo observado também que o Hg induziu a compactação da cromatina nuclear nas células Kenyon. Esses danos podem acabar ocasionando desorientação, afetando também a atividade de forrageamento de abelhas bem como prejudicar toda a colônia e o processo de polinização. Já a exposição de minhocas ao mercúrio (50 e 100 $\mu\text{g/g}^{-1}$) pode ocasionar mortalidade, alterações no crescimento e na produção de casulos para a espécie *Pontoscolex corethrurus* (DA SILVA et al., 2015).

1.8.11 MOLIBDÊNIO

Wang et al. (2016) mediu o impacto de três compostos comuns de Molibdênio (Mo) hexavalente (molibdato de sódio ($\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), molibdato de amônio ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) e trióxido de molibdênio (MoO_3)) em um sistema aquático com base em 48 horas de exposição à toxicidade aguda para *Daphnia magna*. A pesquisa confirmou que a toxicidade do molibdênio no sistema aquático é altamente dependente da forma dos sais de molibdênio usados e está associada à influência da qualidade da água de fundo. O pH e a condutividade também podem contribuir para a toxicidade biológica, e, portanto, deve ser limitado a pH na faixa de 6,5 a 8,5.

1.8.12 NÍQUEL

A exposição de minhocas a altas concentrações de Ni^{2+} no solo pode causar toxicidade para estes organismos. Após a exposição de oligoquetas a uma concentração de 100 mg/kg de Ni^{2+} pode ocorrer danos a epiderme. O estudo realizado por Li et al. (2020), observou que minhocas expostas ao Ni na presença de microplásticos de polietileno pode diminuir a capacidade de adsorção ao solo, aumentando assim o fracionamento trocável e a sua disponibilidade, facilitando assim o acúmulo de Ni em minhocas.

1.8.13 SELÊNIO

O selênio é um antioxidante ou imunomodulador em animais, porém também pode causar efeitos adversos aos organismos, dependendo da concentração de exposição. O Se é capaz de bioacumular em organismos, bem como passar através da cadeia alimentar. Estudos mostram que minhocas expostas ao Se podem ocasionar à toxicidade aguda gerando o stresse oxidativo, bem como diminuição no padrão de genes do receptor de reconhecimento das minhocas. A concentração de 183,8 mg/kg é capaz de inibir a biomassa dos vermes após 28 dias de exposição. O estudo realizado por Yue et al. (2021) mostra que a minhoca *Eisenia fetida* possui diferentes respostas toxicológicas quando exposta ao Se em diferentes tipos de substrato, duração da exposição e níveis de

Se, podendo alterar assim os índices de detecção (CL50, IC20, biomassa, acumulação e distribuição).

As espécies *Folsomia candida* e *Enchytraeus crypticus* foram expostas ao selênio em ensaios ecotoxicológicos, sendo observadas alterações na sobrevivência de adultos e na produção de juvenis para ambas as espécies. Para a *F. candida* alterações significativas foram encontradas em uma concentração de 4,03 mg/kg. Já para *E. crypticus* as alterações significativas na sobrevivência foram observadas a partir da concentração de 11,35 mg/kg enquanto para a produção juvenil apresentou diminuição a partir do tratamento de 2,32 mg/kg (KUPERMAN et al., 2018).

1.8.14 SÍLICA

As nanopartículas de sílica possuem dimensão entre 1nm e 100 nm, sendo assim consideradas como partículas ultrafinas. Essas partículas podem apresentar risco a saúde humana e ao meio ambiente, tendo em vista que suas partículas são altamente estáveis e com capacidade de bioacumulação. O estudo realizado por Gambardella e colaboradores (2015), indica que as nanopartículas de sílica podem entrar na cadeia alimentar marinha podendo causar diferentes efeitos adversos para o ouriço do mar, dentre eles, anomalias na prole, anomalias esqueléticas e larvas atrasadas, alterações na morfologia, danos neurotóxicos, diminuição da expressão da AChE. Esse fato pode ocorrer pois após a ingestão, as de nanopartículas de sílica conseguem entrar no fluido celômico no qual irá se mover para diferentes tecidos, como por exemplo, as gônadas, podendo atingir os gametas.

1.8.15 VANÁDIO

O vanádio é um metal de transição que possui vários estados de oxidação, o que pode potencialmente provocar sua toxicidade por meio de desequilíbrio iônico ou estresse oxidativo. O estudo realizado por Gillio et al. (2020) investigou o efeito de V em organismos aquáticos, dentre eles *Daphnia magna*. Os organismos desta espécie foram expostos a concentrações de V até suas concentrações letais medianas e foi avaliada a influência de V no fluxo de sódio e no sódio corporal total. Em geral, os resultados sugerem que tanto o desequilíbrio iônico quanto o estresse oxidativo fazem parte do mecanismo de toxicidade de V em *D. Magna*.

Meina e colaboradores (2019) buscaram descrever a relação sobre como as características de água superficial em Alberta, no Canadá, influenciam a toxicidade de vanádio para *Daphnia pulex*. Com isso, foram apresentadas evidências de que variações na química das águas superficiais podem afetar a toxicidade de V para o daphnidíeo, embora apenas em um pequeno grau. Essas relações devem ser consideradas ao criar novas diretrizes de qualidade da água ou referências locais para V (MEINA; RAES; LIBER, 2019).

Estudos que avaliaram metais em tecidos do poliqueta *Perkinsiana littoralis* revelaram concentrações extremamente altas de vanádio nas suas coroas branquiais. A distribuição subcelular indicou que este metal estava associado em coroas branquiais com componentes pesados e proteínas de ligação de vanádio, que predominou nos tecidos corporais, embora com padrão diferente de peso molecular. Ensaio de alimentação sugeriram que os níveis elevados de vanádio na coroa branquial de *P. littoralis* atuam como dissuasores químicos contra a predação em tecidos mais expostos (FATTORINI et al., 2010).

1.8.16 ZINCO

Bem como para o metal arsênio, no estudo realizado por Da Silva Júnior e colaboradores, mostra que houve correlação entre a genotoxicidade na minhoca *Eisenia andrei* e os níveis de Zn no solo das amostras coletadas, com isso foi demonstrado o potencial desregulador deste metal diante da contaminação ambiental (DA SILVA JÚNIOR et al., 2019).

O zinco é um metal essencial que participa de inúmeras atividades biológicas, como função enzimática, estruturação de proteínas e vias de sinalização celular. Como os outros metais essenciais, tanto o excesso quanto a deficiência de zinco podem levar a efeitos prejudiciais no desenvolvimento e no metabolismo, resultando em anormalidades e doenças (DIETRICH et al., 2016).

---- FINAL DO TEXTO ----

APÊNDICE 08

**Lista espécies de plantas da bacia do rio Paraopeba a partir de levantamento de
dados secundários**

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO.

DOI: 10.59123/NO.115EM INFORMAÇÃO																
Família ^{1,2,3,4}	Espécie ^{5,6,7}	Nome comum ^{8,9}	Forma de vida 1,2,3,4	Endemismo ¹	Biotopo 6, 8	Classificação de Ameaça Nacional ^{10,11}	Classificação de Ameaça Mundial ¹²	Protegido por ^{13,14,15}	Formações Florestais (F1) ^{1,16,17}	Savanas/ Campos (S/C) ¹⁸	Vegetação Aquática (VA) ¹⁹	Áreas Antropizadas (AA) ^{1,20}	Ampla Distribuição ²¹	Importância Econômica e Social ²²	Abundante na área de estudo ^{1,23}	Origem ²⁴
Acantaceae	<i>Justicia cernea</i>	Pluma flor-branca	Arbusto, Subarbutó	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE		-	X	-	-	-	X			Nativa
Acantaceae	<i>Justicia triglochin</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	X	X	-	-	-		X	Nativa
Acantaceae	<i>Justicia rupestris</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE		-	X	-	-	-	-		X	Nativa
Acantaceae	<i>Justicia schiedeleri</i>	Camarão-rosa	Erva, Subarbutó	Endêmica	Mata Atlântica	LC		-	X	-	-	-	X	X		Nativa
Acantaceae	<i>Justicia eremae</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE		-	X	-	-	-	-	X		Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia brevifolia</i>	Pingo-de-sangue	Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	X	X	-	X	X		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia laetifolia</i>		Erva, Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC		-	X	X	-	-	X		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia costata</i>		Arbusto, Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	X	X	-	-	X		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia densa</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	X		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia distachlioides</i>		Erva, Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado	LC		-	X	-	-	X	-		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia geminiflora</i>		Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	-	X	-	X	-		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia jussieuoides</i>		Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	X	X	-	-	X		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia macrantha</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	X	-	-	-	X		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia paniculata</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	X	X	-	X	X		X	Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia scapellatoanum</i>		Arbusto	Endêmica	Mata Atlântica	NE		-	-	-	-	-	X	X		Nativa
Acantaceae	<i>Ruellia sp.</i>		Erva	Endêmica	Mata Atlântica	NT		-	-	-	-	-	-		X	Nativa
Acantaceae	<i>Stemonele angustifolia</i>		Erva	Endêmica	Mata Atlântica	NT		-	-	-	-	-	-		X	Nativa
Acantaceae	<i>Stemonele obtusata</i>							-	-	-	-	-	-			
Acantaceae	<i>Stemonele minorum</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	EN		X	X	-	-	-	X		X	Nativa
Alismaceae	<i>Thunbergia alata</i>	Có-de-chaveiro	Liana, volubul, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	-	-	-	X	X	X		Nativa
Alismaceae	<i>Echinodorus macrophyllus</i>	Chapéu-de-couro	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	-	-	-	-	X		X	Nativa
Alismaceae	<i>Alzomene brasiliensis</i>		Erva	Endêmica	Cerrado	NE		-	X	X	-	-	X	X		Nativa
Alismaceae	<i>Alzomene cantha</i>		Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	X	X	-	-	X	X		Nativa
Alismaceae	<i>Alzomene foliosa</i>		Erva	Endêmica	Mata Atlântica	NE		-	-	X	-	-	X	X		Nativa
Alismaceae	<i>Alzomene monticola</i>		Erva	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	X	X		Nativa
Alismaceae	<i>Alzomene ochracea</i>		Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	-	X	-	-	X	X		Nativa
Alismaceae	<i>Alzomene platyneura</i>		Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	-	X	-	-	X	X		Nativa
Alismaceae	<i>Alzomene sp.</i>							-	-	-	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Alternanthera brasiliana</i>	Periclitina	Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE		-	X	X	-	X	X	X		Nativa
Amaranthaceae	<i>Alternanthera muralis</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	X		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Alternanthera sp.</i>		Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC		-	-	-	-	X	X		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Alternanthera tenella</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC		-	-	X	-	-	X		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena parvifolia</i>	Paratiaba-do-campo	Erva, Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC		-	-	X	-	-	X		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena rubra</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	X	X		Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena inermis</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	X	X		Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena longepedunculata</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	X	X	-	-	X	X		Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena macrophylla</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	LC		-	X	X	-	-	X	X		Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena nudistris</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	X	X	-	-	X	X		Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena scopulina</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	X	X		Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena sp.</i>							-	X	-	-	-	X	X		Nativa
Amaranthaceae	<i>Gomphrena virgata</i>	Canguiça branca	Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	X		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum polystachion</i>		Erva, Subarbutó	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC		-	-	LC	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>	Maracá do campo	Erva, Subarbutó	Endêmica	Cerrado	LC		-	-	-	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum sp.</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-	-		X	Nativa
Amaranthaceae	<i>Pennisetum setaceum</i>		Subarbutó	Endêmica	Cerrado	NE		-	-	X	-	-				

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO

[illegible]

Família	Espécie	Nome comum	Forma de vida L2/L3	Endemismo ¹	Biomio, B	Classificação de Área Nacional ^{2,3}	Classificação de Área Minas Gerais ^{2,3}	Proteções por lei ^{4,5,6}	Formações Florestais ⁷	Savanas / Campos ⁸	Vegetação Aquática [VA] ⁹	Áreas Antropicas [AA] ¹⁰	Ampla Distribuição ¹¹	Importância Econômica e Social ^{12,13}	Abundante na área de estudo ¹⁴	Origem ¹⁵
Asteraceae	Lepidosaphis borbatia		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	X	-	-	-	X	-	X	Nativa
Asteraceae	Lepidosaphis cottochetae		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado; Mata Atlântica	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lepidosaphis cottochetae		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lepidosaphis rubraea		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lepidosaphis sereno		Erva	Endêmica	Cerrado; Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	X	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lepidosaphis maximum		Erva	Não Endêmica	Cerrado; Mata Atlântica	NE	-	-	X	X	-	-	X	-	X	Nativa
Asteraceae	Lepidosaphis ornamental		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lepidosaphis argyryanthus		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lessingianthus bordenensis		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lessingianthus budbolivites		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	X	X	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lessingianthus caribicus		Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lessingianthus durii		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lessingianthus elegans		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NT	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Asteraceae	Lessingianthus graminifolius		Erva, Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus leucophyllus		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus laevissimus		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus longistylus		Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus linearis		Arbusto, Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus microcephalus		Subarbusto	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	-	X	X	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus obscurus		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus obtusifolius		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus oppositifolius		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus enopaleoides		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus polyphyllus		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus pycnostachys		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus rousai		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus rubricaulis		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado; Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus sentosii		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus sp.		Lessingianthus sp.	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus stuebelii		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	VU	EN	-	X	X	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus tenoreanus		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus venosifolius		Arbusto, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus virgatus		Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus wernerioides		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Lessingianthus xanthostachys		Arbusto	Endêmica	Cerrado	VU	EN	-	X	X	-	-	-	-	X	Nativo
Asteraceae	Leuchophora acuminata															

Família ^{1,2,3,4}	Espécie ^{5,6,7}	Nome comum ^{8,9}	Forma de vida 12,3,6	Endemismo ⁴	Biomio 6, 8	Classificação de Ameaça Nacional ^{10,11}	Classificação de Ameaça Minas Gerais ¹⁰	Proteção por leis ^{13,14}	Formas fit. ^{15,16}	Savana/ Campos (S/C) ¹⁷	Vegetação Aquática (VA) ¹⁸	Áreas Antrop. (AA) ¹⁹	Ampla Distribuição ²⁰	Importância Econômica e Social ²¹	Abundância na área de estudo ²²	Origem ²³
Rapaceae	<i>Macadama sp.</i>															
Rapaceae	<i>Pyrocephalus verreauxi</i>	Capo de São João	Liana, volúvel, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X					X	Nativa
Rapaceae	<i>Pyrocephalus peruvianus</i>		Liana, volúvel, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X			X	Nativa
Rapaceae	<i>Taeniocarpa aurea</i>	Isol amarelo	Liana	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Taeniocarpa rosea</i>	Isol branco	Liana	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Taeniocarpa endonefense</i>		Liana, volúvel, trepadeira	Endêmica	Cerrado	NE			X	X		X			X	Nativa
Rapaceae	<i>Taeniocarpa parviflorum</i>		Liana, volúvel, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X			X	Nativa
Rapaceae	<i>Zephyrus digitalis</i>															
Rapaceae	<i>Zephyrus montana</i>	Bolha de castor	Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Bacca orbifolia</i>	Urucum	Arbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Cochlospermum regium</i>	Algodão do campo	Arbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	LC						X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Eleocharis cordatum</i>		sambamba													
Rapaceae	<i>Eleocharis longepetala</i>		sambamba													
Rapaceae	<i>Eleocharis odorata</i>		sambamba													
Rapaceae	<i>Eleocharis polyoides</i>		sambamba													
Rapaceae	<i>Eleocharis schomburgkii</i>		sambamba													
Rapaceae	<i>Neobeleocharis brasiliensis</i>		sambamba													
Rapaceae	<i>Panicum prostratum</i>		sambamba													
Rapaceae	<i>Trinervia tenuifolia</i>		sambamba													
Rapaceae	<i>Cordia trichotoma</i>		Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Ficus scolodora</i>		Arbusto, Árvore, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Artocarpus lianulovolvitrepadora</i>		Arbusto, Liana, volúvel, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Martynia paniculata</i>		Arbusto, Liana, volúvel, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Martynia</i>		Arbusto, Liana, volúvel, trepadeira	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Vernonia coccinea</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Vernonia ebbow</i>		Arbusto	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Vernonia gracilis</i>		Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Rorippa reuterianum</i>	saçõ de água	Erva	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Acrostichum crinitum</i>		Erva	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Archaea bromeliifolia</i>		Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Archaea bromeliifolia</i>		Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X		X	X	Nativa
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva													
Rapaceae	<i>Archaea distachne</i>		Erva								</					

[illegible]

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO

Família ^{1,2,3,4}	Espécie ^{1,2,3,4}	Nome comum ^{1,2,3}	Forma de vida 1,2,3,4	Endemismo ⁴	Biomio 6, 8	Classificação de Anacardiaceae ^{1,2,3,4}	Classificação de Anacardiaceae Minas Gerais ^{1,2,3}	Proteção por lei ^{1,2,3,4}	Formas ^{1,2,3,4}	Savana/ Campos (S/C) ^{1,2,3,4}	Vegetação Aquática (VA) ^{1,2,3,4}	Áreas Antropicas (AA) ^{1,2,3,4}	Amplitude Distribuição ^{1,2,3,4}	Importância Econômica e Social ^{1,2,3,4}	Abundância na área de estudo ^{1,2,3,4}	Origem ^{1,2,3,4}
Euphorbiaceae	<i>Croton subterminalis</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Croton frigidus</i>		Erva, Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Croton filiformis</i>		Arbusto, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Croton uruciana</i>	sanana d'água	Árvore	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X				X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Dalmanella brasiliensis</i>		Liana, volúvel, trepadeira	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Dalmanella peruviana</i>		Liana, volúvel, trepadeira	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X				X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia chrysophylla</i>		Erva	Não endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia helioscopia</i>		Erva	Endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hirta</i>	Erva de Santa Lúcia	Erva	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hypericifolia</i>		Erva	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia leucocoma</i>	Cabeleira de velho	Arbusto	Não endêmica	X							X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia pentastichoides</i>		Arbusto	Não endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia radiatula</i>		Erva	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X				X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia setos</i>		Erva	Não endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia setosa</i>		Erva	Endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia sp.</i>		Arbusto sp.										X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia zosteromorphe</i>		Erva	Endêmica	Cerrado	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Homalium princeps</i>	Cubaira	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC							X	X	X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Jatropha sp.</i>		Arbusto, Árvore										X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Mabea foetida</i>	Canudo de pito	Arbusto, Árvore	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X	X	X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Mabea foetida</i>		Arbusto, Árvore, Liana, volúvel, trepadeira, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Manihot carolinensis</i>		Arbusto, Árvore, Liana, volúvel, trepadeira, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Manihot carolinensis</i>		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Manihot peruviana</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE						X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Manihot spicata</i>		Arbusto, Erva, Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Manihot spicata</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE						X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Manihot trita</i>		Arbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Mariposa brasiliensis</i>		Arbusto, Árvore	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Mariposa brasiliensis</i>		Erva, Liana, volúvel, trepadeira	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Mariposa brasiliensis</i>		Árvore	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Mariposa sp.</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Microstachys carolinensis</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Microstachys carolinensis</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Microstachys carolinensis</i>		Erva, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Microstachys carolinensis</i>		Erva, Subarbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Microstachys sp.</i>		Arbusto										X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Sesuvium hemisphaericum</i>		Arbusto, Árvore	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania americana</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania sp.</i>		Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i>		Arbusto										X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Tetradlea rubra</i>		Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica											

Legenda (D): SIM, (N): NÃO, (I): SEM INFORMAÇÃO

Família ^{1,2,3,4}	Espécie ^{1,2,3,4}	Nome comum ^{1,2,3}	Forma de vida 1,2,3,5	Endemismo ¹	Bloco 6, 8	Classificação de Ameaça Nacional ^{1,2}	Classificação de Ameaça Minas Gerais ²	Protegidas por lei ^{10,11,12}	Formações Florestais ¹³	Sazonas / Competes (S/C) ^{14,15}	Vegetação Aquática ^{1,16}	Área Antropógica (AA) ^{1,17}	Ampla Distribuição ¹⁸	Importância Econômica e Social ^{19,20}	Abundante na área de estudo ^{1,21}	Origem ⁴
Fabaceae	<i>Leuchocoryx cultus</i>	Embra de saço	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X			X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Lupinus americanus</i>		Erva, Subarbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Lupinus europaeicus</i>	Tempeço	Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE									X	Nativa
Fabaceae	<i>Lupinus luteus</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	EN	X							X	Nativa
Fabaceae	<i>Lupinus velutinus</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE									X	Nativa
Fabaceae	<i>Macharianus brevifolius</i>	Jacarandá-d'água	Árbusto, Árvore, Liana, Volvulvi, Trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X		X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Macharianus hirtum</i>	Jacarandá-branco	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Machaeum lineatum</i>	Coriça	Árbusto, Erva, Subarbo	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		-	Nativa
Fabaceae	<i>Macharianus verticillatus</i>	Jacarandá-bico-de-gato	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X			X	Nativa
Fabaceae	<i>Macharianus apocum</i>		Árvore	Endêmica	Cerrado	NE					X				X	Nativa
Fabaceae	<i>Macharianus schrobenlii</i>	Candiabão vertido	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X	X	X	Nativa
Fabaceae	<i>Macharianus platylobum</i>	Jacarandá-branco	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Machaeum villosus</i>		Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Macroptilium biale</i>	Liana volvulvi, trepadeira	Árvore	Endêmica	Cerrado	NE									X	Nativa
Fabaceae	<i>Macroptilium bracteatum</i>	Erva, Liana, Volvulvi, Trepadeira	Árvore, Liana, Volvulvi, Trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Macroptilium erythrolobum</i>		Liana volvulvi, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Macroptilium biale</i>	Erva, Liana volvulvi, trepadeira, Subarbusto	Erva, Liana volvulvi, trepadeira, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X		X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Macroptilium monophyllum</i>	Erva	Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE					X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Macrorrhizum</i> sp.															
Fabaceae	<i>Melilotus</i> sp.															
Fabaceae	<i>Melilotus albus</i>	Brasília	Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	VU		VU	X				X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa adenocarpa</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa erosa</i>		Árbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X			X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa purillata</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE									X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa bimacronata</i>	Unha-de-gato	Árbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa candelabra</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado	NE									X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa dillata</i>	Erva, Subarbusto	Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa distans</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa distans</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa fabalis</i> var. <i>pachycarpa</i>		Árbusto, Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE									X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa acuminata</i>	Jurumã	Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE						X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa gracilis capillaris</i>		Erva, Subarbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa mirabilis</i>		Erva, Subarbo	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa meridionalis</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa pulchra</i>			Não Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa apocynifolia</i>	Balançoia	Árbusto	Endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa polytricha</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE			X				X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa rubra</i>		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa sensilis</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa aristata</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado	NE									X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa pomaria</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE				X		X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa villosa</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa carthagenensis</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.		Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X	X	X	Nativa
Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.		Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Psoralea echinata</i>	Psoraleia	Árvore	Endêmica	Mata Atlântica	NE							X		-	Nativa
Fabaceae	<i>Psoralea rubra</i>	Faveira	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X	X	X	Nativa
Fabaceae	<i>Pereskia densiflora</i>		Liana, volvulvi, trepadeira	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Pereskia heterophylla</i>		Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Pereskia mediceana</i>	Alcornoque	Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Pereskia</i> sp.		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Phacelia</i> sp.															
Fabaceae	<i>Piptadenia coccinifera</i>		Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Piptadenia gonocarpa</i>		Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Piptadenia</i> sp.		Árbusto	Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Platycodon reticulatus</i>	Vinhático	Árbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC				X	X		X	X	X	Nativa
Fabaceae	<i>Platycodon cuneatus</i>		Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Platycodon floribundum</i>	Jacarandá-branco	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Platycodon pubescens</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Platycodon</i> sp.		Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Platycodon elegans</i>		Árbusto, Árvore, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X	X	X	Nativa
Fabaceae	<i>Platycodon</i> sp.	Peitudo	Árbusto, Árvore, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Pteris caribaea</i>		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Pteris punctata</i>		Liana, volvulvi, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Pteris emarginata</i>		Árvore	Endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Rhynchosia clausenii</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Rhynchosia rubra</i>		Liana, volvulvi, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Rhynchosia minima</i>		Liana, volvulvi, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Rhynchosia reticulata</i>		Liana, volvulvi, trepadeira, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Rhynchosia</i> sp.		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Schreberia</i> sp.	Escada-de-jaboti	Árbusto, Liana, volvulvi, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania</i> sp.															
Fabaceae	<i>Sesbania polyphylla</i>	Monteiro	Árbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X	X	X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania affinis</i>		Árbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania angustata</i>		Árbusto, Liana, volvulvi, trepadeira, Subarbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC						X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania curvata</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania macrocarpa</i>	Mandacari	Árbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X	X	X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania multiflora</i>		Árbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania alba</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania occidentalis</i>	Mangueira	Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				-	X	X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania pendula</i>		Árbusto, Árvore, Liana, volvulvi, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				-	X	X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania affinis subulata</i>		Árbusto, Liana, volvulvi, trepadeira, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				-	X	X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania repens</i>		Árbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania nodosa</i>		Árbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania rugosa</i>		Árbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania alvina</i>		Árbusto, Árvore, Liana, volvulvi, trepadeira, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania</i> sp.															
Fabaceae	<i>Sesbania spectabilis</i>		Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania glandulosa</i>		Árbusto, Liana, volvulvi, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Sesbania velutina</i>		Árbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes patens</i>	Barbatão	Árbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado	LC							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes patens</i>		Árbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes acuminata</i>		Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes baccata</i>		Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes gracilis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes grandifolia</i>		Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i>		Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE										

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO.

Família	Espécie	Nome comum	Forma de vida	Endemismo	Biomio	Classificação da América Latina	Classificação da América Minas Gerais	Proteções por lei	Formações Florestais	Savanas / Campos (S/C)	Vegetação Aquática (V/A)	Áreas Antropólicas (A/A)	Amplia Distribuição	Importância Econômica e Social	Abundância na área de estudo	Origem
Lamiaceae	Leonotis maritima	Coração de Fada	Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	X	-	-	X	X	-	X	Eclética
Lamiaceae	Leucosia martinicensis	Catinga de Múata	Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Medicago crinita	-	Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Melastoma mollissimum	-	Arbusto, Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	X	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lamiaceae	Melastoma rufifolium	Erva colorida	Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	X	-	-	X	Nativa
Lamiaceae	Melastomaphrum subaureolum	-	Arbusto, Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	X	X	-	X	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Melastomum canaliculatum	-	Arbusto, Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Orchimum campochlorum	Alfafa	Arbusto, Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	X	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Orchimum aristatum	Alfafa brava	Arbusto, Subarbusto	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	-	X	-	-	X	X	-	X	Eclética
Lamiaceae	Orchimum rusticum	-	Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	-	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Ocotelephus apertiflorus	-	Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	X	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Reboulia densiflora	-	Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Solanum brevipes	-	Erva, Subarbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Vitex polygamus	-	Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	X	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Vitex rotundifolia	-	Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	X	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lamiaceae	Vitex velutina	-	Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	X	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lauraceae	Acroba fraxinea	-	Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lauraceae	Cassytha filiformis	-	Liana, volúvel, trapadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Cinnamomum quadricarpum	-	Arbusto	Endêmica	Cerrado	VU	VU	X	-	X	-	-	-	-	-	Nativa
Lauraceae	Eudicoccum pilosella	Canela Trade	Arbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Lecydis sp.	-	Arbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	-	Nativa
Lauraceae	Nectandra glauca	Canela Nedda	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lauraceae	Nectandra benecata	Canela amarela	Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Nectandra nitida	-	Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Nectandra speciosa	-	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Nectandra reticulata	-	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Ocotelephus corimbosus	-	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Ocotelephus albus	-	Árvore	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Ocotelephus peroborensis	-	Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Ocotelephus pichthi	-	Arbusto	Não Endêmica	Cerrado	EN	EN	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Ocotelephus sp.	Canella	Árvore	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Ocotelephus sp.	Canella do rio	Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lauraceae	Persea nufornensis	-	Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NT	VU	X	X	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Cassipouira exaltata	Inapetida branca	Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lythraceae	Cassipouira angola	-	Erva	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	-	X	-	-	X	X	-	X	Nativa
Lythraceae	Utricularia amethystina	-	Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Utricularia rubra	-	Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Utricularia sp.	-	Erva	Endêmica	-	NE	-	-	-	-	-	-	X	-	X	Nativa
Lythraceae	Utricularia heterophylla	-	Erva	Endêmica	-	NE	-	-	-	-	-	-	X	-	X	Nativa
Lythraceae	Utricularia ericifolia	-	Erva	Não Endêmica	-	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Antennaria ovata	-	Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	X	-	-	X	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea montana	-	Erva	Endêmica	Cerrado	NE	-	-	-	X	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea montana	-	Erva	Mata Atlântica	-	NE	-	-	-	-	-	-	X	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-	-	X	Nativa
Lythraceae	Sidaea heterophylla	-	Erva	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	-	-	-	-	-			

[illegible]

Legenda (D): SIM | (N): NÃO | (SI): SEM INFORMAÇÃO

Família ^{1,2,3,4}	Espécie ^{1,2,3,4}	Nome comum ^{1,2,3}	Forma de vida 1,2,3,5	Endemismo ¹	Biotoma 6, 8	Classificação de Ameaça Nacional ^{1,2}	Classificação de Ameaça Minas Gerais ²	Protegidas por lei ^{10,11}	Formações Florestais (F) ^{1,12}	Sazonas / Competes (S/C) ^{1,13}	Vegetação Aquática (VA) ^{1,14}	Área Antropógica (AA) ^{1,15}	Amplia Distribuição ^{1,16}	Importância Econômica e Social ^{1,17}	Abundante na área de estudo ^{1,18}	Origem ⁴
Martaceae	<i>Psidium guineense</i>	goiabinha	Arbusto, Avonore	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	-	X	X		X	X	X	X	Nativa
Martaceae	<i>Psidium volubulum</i>	Araticumão	Avonore	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	X						X	X	Nativa
Martaceae	<i>Psidium rufum</i>		Avonore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	X	X					X	X	Nativa
Martaceae	<i>Psidium salicaria</i>		Arbusto, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-	X		X				X	X	Nativa
Martaceae	<i>Siphonanthus densiflora</i>		Avonore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-	X	X					X	X	Nativa
Martaceae	<i>Strychnium cumini</i>	lambão	Avonore	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-					X	X		X	Exótica
Martaceae	<i>Strychnium jembu</i>	jambu do marajó	Avonore	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-					X	X	X	X	Nativa
Nyctaginaceae	<i>Guzmania ferruginea</i>		Arbusto, Avonore	Endêmica	Cerrado	NE	-	X		X			X		X	Nativa
Nyctaginaceae	<i>Guzmania crassifolia</i>		Arbusto, Avonore	Endêmica	Cerrado	NE	-						X		X	Nativa
Nyctaginaceae	<i>Guzmania nana</i>	jodomele	Arbusto, Avonore	Endêmica	Cerrado	NE	-						X		X	Nativa
Nyctaginaceae	<i>Guzmania obtusata</i>	Farinheira	Arbusto, Avonore	Não endêmica	Mata Atlântica	LC	-	X	X						X	Nativa
Nyctaginaceae	<i>Guzmania tomentosa</i>		Arbusto, Avonore	Não endêmica	Cerrado	NE	-			X					X	Nativa
Nyctaginaceae	<i>Nere thellera</i>	Capoeira	Arbusto, Avonore	Endêmica	Cerrado	NE	-						X		X	Nativa
Onchaceae	<i>Lumemburgia octandra</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X					X	Nativa
Onchaceae	<i>Lumemburgia polyandra</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-			X					X	Nativa
Onchaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i>	farinheira	Avonore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	X	X				X		X	Nativa
Onchaceae	<i>Ouratea coccifolia</i>		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-						X		X	Nativa
Onchaceae	<i>Ouratea floribunda</i>		Subarbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-			X			X		X	Nativa
Onchaceae	<i>Ouratea leucodermis</i>		Avonore	Não endêmica	Cerrado	NE	-			X					X	Nativa
Onchaceae	<i>Ouratea nervosa</i>	Barba de bode	Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-	X	X						X	Nativa
Onchaceae	<i>Ouratea omeirata</i>	caju bravo	Arbusto, Avonore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X					X	Nativa
Onchaceae	<i>Souappaea erecta</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	X	X		X				X	Nativa
Onchaceae	<i>Souappaea glaberrima</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-			X					X	Nativa
Onchaceae	<i>Souappaea racemosa</i>		Ervos, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X					X	Nativa
Erythroxylaceae	<i>Heisteria sp.</i>		Arbusto, Avonore, Liana, volvel, trepadeira	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	X	X	X			X			Exótica
Oleaceae	<i>Assimulin sambac</i>	jasmin bogal	Arbusto, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-				X	X				Exótica
Oleaceae	<i>Lubelia erecta</i>		Arbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-				X	X				Nativa
Oleaceae	<i>Ludwigia filiformis</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado	NE	-			X	X		X			Nativa
Oleaceae	<i>Ludwigia linearis</i>		Arbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	X	X		X		X			Nativa
Oleaceae	<i>Ludwigia octovalvis</i>		Arbusto, Subarbusto	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-	X	X			X	X			Nativa
Oleaceae	<i>Ludwigia peruviana</i>		Arbusto, Subarbusto	Não endêmica	Mata Atlântica	NE	-				X	X				Nativa
Oleaceae	<i>Alseodaphne brasiliensis</i>	aroeira, oina de viado	Arbusto, Avonore	Não endêmica	Mata Atlântica	NE	-	X	X					X		Nativa
Oleaceae	<i>Aplopappus excelsa</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X			X			Nativa
Orchidaceae	<i>Acianthera hillebrandii</i>		Ervos	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	X	X							Nativa
Orchidaceae	<i>Acianthera macrospora</i>		Ervos	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	X	X							Nativa
Orchidaceae	<i>Acianthera macranthera</i>		Ervos	Não endêmica	Mata Atlântica	NE	-			X			X			Nativa
Orchidaceae	<i>Acianthera linearis</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Anathallis weinertii</i>		Ervos	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-	X								Nativa
Orchidaceae	<i>Barringtonia ruscifolia</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Brassavola tuberculata</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Bulbophyllum chrysanthum</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Bulbophyllum aluminifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Bulbophyllum wendlandii</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Campylotrium repagatum</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Campylotrium seifwii</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Catasetum barbatum</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Catasetum frigidulum</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Catasetum longifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado	NE	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya bicolor</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-		X	X	NT					Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya caulescens</i>		Ervos	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya crispata</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya fourcroyi</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya eulaliata</i>		Ervos	Endêmica	Mata Atlântica	VU	X	X	X							Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya lilacina</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya pumila</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-		X	X			X			Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya repens</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya wendlandiana</i>	Cattleya	Ervos	Endêmica	Cerrado	VU	X	X	X							Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya wendlandii</i>		Ervos	Endêmica	Mata Atlântica	VU	X	X	X							Nativa
Orchidaceae	<i>Cattleya wendlandii</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Celebris peruviana</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X	X					Nativa
Orchidaceae	<i>Cinchona candollei</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Ceratopogon exoniensis</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Ceratopogon aluminifolium</i>		Ervos	Endêmica	Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Cryptotrium lamellifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	CR	X	X	X							Nativa
Orchidaceae	<i>Cryptotrium parvifolium</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Cryptotrium sanctiagum</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado	NE	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum nobile</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado	NE	-					X				Nativa
Orchidaceae	<i>Encyclia angustifolia</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-		X	X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Não endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	LC	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i>		Ervos	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE	-			X						Nativa
Orchidaceae	<i>Epiphyllum angustifolium</i> </															

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO.

[illegible]

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO

Família ^{1,2,3,4}	Espécie ^{5,6,7}	Nome comum ^{1,2,3}	Forma de vida 1,2,3,6	Endemismo ⁸	Biomio 6, 8	Classificação de Ameaça Nacional ^{1,2,3}	Classificação de Ameaça Mius Genus ^{1,2}	Protegido por leis ^{1,2,3,4}	Formações (FL) ^{1,2,3}	Savana/ Competição (S/C) ^{1,2,3}	Vegetação Aquática (VA) ^{1,2}	Áreas Alagadas (AA) ^{1,2}	Amplitude Distribuição ⁹	Importância Econômica e Social ^{1,2,3}	Abundância na área de estudo ^{1,2}	Origem ⁴
Polypodiaceae	<i>Cochlidium serratum</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Leremaia apiculata</i>		Ervá	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE			X				X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Microgramma loderi</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X				X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Microgramma squarrosula</i>		Ervá	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE			X				X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Pectunia filica</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Pectunia pectiniformis</i>		Ervá	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Polypodium surum</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Polypodium pseudoternstroemii</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Pleocnemia furciculosa</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Polypodium melianum</i>		Ervá	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Serpocaulon coriaceum</i>		Ervá	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Serpocaulon Passiflorum</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Pectunia robusta</i>		Ervá	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Serpocaulon latipes</i>		Ervá	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE			X				X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Serpocaulon viciifolius</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Palafoxium comense</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Polypodiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>		Ervá	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Portulacaceae	<i>Portulaca tricuspidata</i>		Ervá	Endêmica	Cerrado	NE				X			X		X	Nativa
Portulacaceae	<i>Portulaca mucronata</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE						X	X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Chelidonium rotundifolium</i>		Arbusto	Endêmica	Mata Atlântica, Cerrado	NE							X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Calceolaria albertensis</i>		Arbusto	Endêmica	Mata Atlântica, Cerrado	NE			X				X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Gloxynia rubra</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine elegans</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i>		Arbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine laetifolia</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine lucida</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine monstrosa</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine parvifolia</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X	X		X		X	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine sp.</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Proteaceae	<i>Rourea meridionalis</i>		Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Proteaceae	<i>Rourea montana</i>	Carne de vaca	Arbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE							X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Endêmica	Mata Atlântica	NE			X				X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alse</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado	NE				X	X		X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa
Paridaceae	<i>Alseodaphne chinensis</i>		Ervá	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE				X			X		X	Nativa

Família	Espécie ^{1,2,3}	Nome comum ^{1,2}	Forma de vida 1,2,3,6	Endemismo ¹	Biotopo 6, 8	Classificação de Ameaça Nacional ^{1,2,3}	Classificação de Ameaça Minas Gerais ^{1,2}	Proteção por Lei ^{1,2,3}	Formações Florestais (H) ^{1,2,3}	Savana / Campo Rupestre (C) ^{1,2,3}	Vegetação Aquática (VA) ^{1,2,3}	Áreas Alagadas (A) ^{1,2,3}	Amplia Distribuição ^{1,2}	Importância Econômica e Social ^{1,2,3}	Abundante na área de estudo ^{1,2,3}	Outras ¹
Solanaceae	<i>Solanum brasiliense</i>	Ingaipiranga	Arbusto, Liana, volúvel, trepadeira, Subarborescente	Endêmica	Cerrado	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>	Sófia	Liana, volúvel, trepadeira	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum oblongifolium</i>	Campio	Arbusto, Liana, volúvel, trepadeira, Subarborescente	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Athanasia exoniensis</i>		Arbusto, Árvore	Endêmica	Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Athanasia velutina</i>		Arbusto	Endêmica		NE			X	X		X	X		X	Ativa
Solanaceae	<i>Bursera brasiliensis</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Bursera cinnifolia</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Calycotome villosa</i>		Subarborescente	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	EN		X		X			-		X	Nativa
Solanaceae	<i>Cestrum asperifolium</i>	Pineta	Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Cestrum molle</i>	Arbusto anão	Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Cestrum macranthum</i>	Guaibá do campo	Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Cestrum paniculatum</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Cestrum schomburgkii</i>		Arbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Cestrum strigatum</i>	mercuriana	Arbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Cestrum villosum</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Oreocarya stenotomum</i>	figueira do inferno	Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Endêmica
Solanaceae	<i>Reinhardtia physaloides</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Physalis peruviana</i>		Arbusto	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE							X		X	Endêmica
Solanaceae	<i>Schwenkia americana</i>		Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X			X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum acrodon</i>		Subarborescente	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X			X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum effusum</i>		Arbusto	Endêmica	Mata Atlântica	LC			X				X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i>	Maria cretinha	Erva	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum espermum</i>		Arbusto, Árvore	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Subarborescente	Não Endêmica	Mata Atlântica	NE			X	X			X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Arbusto, Árvore	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Erva, Subarborescente	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Arbusto	Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum elaeagnifolium</i>		Arbusto	Não Endêmica	Cerrado, Mata Atlântica	NE			X	X		X	X		X	Nativa

Referências

1. AMPLO. (2021). Programa de Diagnóstico de Danos Ambientais sobre o meio Biótico - 1º Relatório semestral - Parte 3. Monitoramento da Biodiversidade Terrestre.
2. ARCADIS. (2019). Plano de Reparação Socioambiental da Bacia do Rio Paraopeba. Rompimento das Barragens B1,B4 E B4-A do Complexo Paraopeba II da Mina do Córrego do Feijão. Capítulo I- Volume III.
3. Árvores do Bioma Cerrado. (2020). Disponível em: <<http://www.arvoresdobiomacerrado.com.br/site/>>.
4. CNCFLORA- Centro Nacional de Conservação da Flora. (2013). Livro vermelho da flora do Brasil- 1. ed. - Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 1100 p.
5. CNCFLORA- Centro Nacional de Conservação da Flora. (2015). Flora Ameaçada do Cerrado Mineiro - Guia de Campo- 1 ed. - Rio de Janeiro : Jardim Botânico do rio de Janeiro.200 p.
6. Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>.
7. GAMA. Gama Engenharia e Recursos Hídricos. (2015). Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Entorno da Represa Três Marias. R5 - Relatório Final Fase A - Diagnóstico Estratégico E Cenários de Desenvolvimento. Volume I - Meio Físico-Biótico e Disponibilidades hídricas.
8. GBIF.org. (2022). GBIF Home Page. Disponível em: <<https://www.gbif.org/>>.
9. SPECIESLINK (2022). Disponível em: <<http://www.splink.org.br/index?lang=pt>>.
10. DRUMMOND, G.M. et al. (2008). Listas vermelhas das espécies ameaçadas de extinção em Minas Gerais. 2 ed. Belo Horizonte, MG; Fundação Biodiversitas.

APÊNDICE 09

**Lista espécies da fauna da bacia do rio Paraopeba a partir de levantamento de
dados secundários**

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{1,4,5,11}	Espécie ^{1,6,8,11}	Nome comum ^{1,4,5,11}	Biotopo ^{1,3,6,9}	Classificação de Ameaça Nacional ¹	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3}	Tipo de Alimentação ^{3,3}	Espécie Dispersora ^{1,9}	Espécie Polinizadora ^{1,9}	Nativa ^{1,9}	Migração
Anfibios	Brachycephalidae	<i>Ischnocnema izecksohni</i>	Rãzinha-do-folhico	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	-	-	-		
Anfibios	Brachycephalidae	<i>Ischnocnema juipaca</i>	Rãzinha-do-folhico	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Brachycephalidae	<i>Ischnocnema parva</i>	Rãzinha-do-folhico	Mata Atlântica	NE	NE	Semidependente	Onívoro	-	-		
Anfibios	Brachycephalidae	<i>Ischnocnema verrucosa</i>	Rãzinha-do-folhico	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	-	-	-		
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella diptycha</i>	Sapo-cururu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella crucifer</i>	Sapo-cururu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella diptycha</i>	Sapo-cururu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella granulosa</i>	Cururuzinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella lterici</i>	Sapo-cururu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella mirandaribeiroi</i>	Sapo-cururu	Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella ornata</i>	Sapo-cururu	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella pomali</i>	Sapo-amarelo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella rubescens</i>	Sapo-cururu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Bufonidae	<i>Rhinella schneideri</i>	Sapo-cururu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	-	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Centrolenidae	<i>Vitreorana uranoscopa</i>	Perereca-de-vidro	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Craugastoridae	<i>Barycholos ternetzi</i>	Rãzinha	Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Craugastoridae	<i>Eleutherodactylus sp.</i>	Rãzinha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	-	-	-		
Anfibios	Craugastoridae	<i>Haddadus binotatus</i>	Rãzinha-do-folhico	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Cyclorhynchidae	<i>Odontophrynus cultripes</i>	Sapo-boi-mocho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Cyclorhynchidae	<i>Thoropa megatympanum</i>	Rã-da-pedra	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Anfibios	Dendrobatidae	<i>Ameerega flavipicta</i>	Sapo-flecha	Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Aplastodiscus arildae</i>	Perereca-verde	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Boana albamarginata</i>	Perereca-araponga	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Boana albopunctata</i>	Perereca-cabinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Boana crepitans</i>	Perereca-raspa-cuia	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Boana faber</i>	Sapo-martelo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Boana lundii</i>	Perereca-usina	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Boana pardalis</i>	Sapo-porco	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Boana polytaenia</i>	Perereca-de-pijama	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Boana semilineata</i>	Perereca-dormideira	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Bokermannohyla alvarengai</i>	Perereca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Bokermannohyla circumdata</i>	Perereca-da-serra-do-mar	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Carnívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Bokermannohyla martinsi</i>	Perereca	Cerrado	NT	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Dendrosophus decipiens</i>	Pererequinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Dendrosophus elegans</i>	Perereca-de-ampulheta	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Dendrosophus eilaneae</i>	Pererequinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Dendrosophus marmoratus</i>	Perereca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Dendrosophus minutus</i>	Perereca-de-ampulheta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Dendrosophus rubicundulus</i>	Pererequinha-verde	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Dendrosophus seniculus</i>	Perereca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Dendrosophus sp. (gr. marmoratus)</i>	Perereca	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Hypsiboas faber</i>	Sapo-martelo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	-	-	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Oligolygon longilinea</i>	Perereca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	-	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Oligolygon luzotavioli</i>	Perereca	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Oligolygon perpusilla</i>	Pererequinha-do-gravatá	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Oligolygon sp. (gr. catharinae)</i>	Perereca	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Onívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Oligolygon tripui</i>	Perereca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Osteopilus ocellatus</i>	Rã-manteiga	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Phyllodytes luteolus</i>	Pererequinha-de-bromélia	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	Perereca-das-folhagens	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Pithecopus ayeaye</i>	Perereca-de-folhagem-com-perna-reticulada	Mata Atlântica; Cerrado	NE	CR	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax cuspidatus</i>	Perereca	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax fuscogingivatus</i>	Pererequinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax fuscovarius</i>	Perereca-de-banheiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax maracaya</i>	Perereca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax perpusillus</i>	Pererequinha-do-gravatá	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax sp. (aff. similis)</i>	Perereca	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax sp. (gr. ruber)</i>	Perereca	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax squalirostris</i>	Pererequinha-bicuda	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Hylidae	<i>Scinax x-signatus</i>	Perereca	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Onívoro	-	-	x	
Anfibios	Hylidae	<i>Trachycephalus nigromaculatus</i>	Perereca-malhada	Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Trachycephalus typhonius</i>	Perereca-grudenta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Adenomera thomei</i>	Rãzinha	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus cunicularius</i>	Rã	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus furnarius</i>	Rã-assobiadora	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus fuscus</i>	Rã-assobiadora	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus jolyi</i>	Rã-de-bigode	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	Rã-pimenta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus latrans</i>	Rã-manteiga	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Rã-assobiadora	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus notoaktites</i>	Rãzinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus syphax</i>	Caçote	Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Physalaemus biligonigerus</i>	Rã	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Physalaemus centralis</i>	Rãzinha-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Physalaemus cuvieri</i>	Sapo-cachorro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Physalaemus marmoratus</i>	Rã-fórmula-um	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola giarettai</i>	Rãzinha	Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola matuta</i>	Rãzinha	Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola mineira</i>	Rãzinha	Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola murundu</i>	Rãzinha	Cerrado	DD	NE	Não dependente	-	-	-		
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola mystacalis</i>	Rãzinha-grilo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola saltica</i>	Rãzinha	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Microhylidae	<i>Chiasmocleis albopunctata</i>	Rãzinha-pintada	Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Microhylidae	<i>Dermatonotus muelleri</i>	Sapo-mole	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Microhylidae	<i>Elachistocleis cesarii</i>	Sapo-guardinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Odontophrynidae	<i>Proceratophrys boiei</i>	Sapo-de-chifre	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Anfibios	Phyllomedusidae	<i>Phyllomedusa sp.</i>	Perereca-macaco	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	x	
Anfibios	Phyllomedusidae	<i>Pithecopus sp. (cf. oreades)</i>	Perereca-macaco	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	x	
Anfibios	Ranidae	<i>Lithobates catesbeianus</i>	Rã-touro	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Anfibios	Siphonopidae	<i>Siphonops annulatus</i>	Cobra-cega	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-		
Anfibios	Siphonopidae	<i>Siphonops paulseni</i>	Cobra-cega	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11,12}	Espécie ^{6,11,12}	Nome comum ^{6,11,12}	Biotópo ^{3,6,7,12}	Classificação de Ameaça Nacional ⁸	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{3,7,11,12}	Tipo de Alimentação ^{1,3}	Espécie Dispersora ^{11,12}	Espécie Polinizadora ^{11,12}	Nativa ^{1,12}	Migração ¹⁰
Aves	Accipitridae	<i>Accipiter bicolor</i>	Gavião-bombachinha-grande	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Accipiter palliagaster</i>	Tauatô-pintado	Mata Atlântica; Cerrado	NT	CR	Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	Tauatô-miúdo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Chondrohierax uncinatus</i>	Caracoleiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Circus buffoni</i>	Gavião-do-banhado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Elanoides forficatus</i>	Gavião-tesoura	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	x
Aves	Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	Gavião-peneira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águia-serrana	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Geranoaspiza caerulescens</i>	Gavião-pernilongo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Ictinia plumbea</i>	Sovi	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Leptodon cayanensis</i>	Gavião-gato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Morphnus guianensis</i>	Uirapuçá	Mata Atlântica; Cerrado	VU	CR	Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Gavião-caramujeiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião-carijó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Spizaetus ornatus</i>	Gavião-de-penacho	Mata Atlântica; Cerrado	NT	EN	Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Spizaetus tyrannus</i>	Gavião-pegá-macaco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	EN	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Urubitinga coronata</i>	Águia-cinzenta	Mata Atlântica; Cerrado	EN	EN	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Accipitridae	<i>Urubitinga urubitinga</i>	Gavião-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i>	Martim-pescador-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	Martim-pescador-pequeno	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Martim-pescador-grande	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Marreca-cabocla	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Anatidae	<i>Dendrocygna bicolor</i>	Marreca-caneleira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	-	-	x	
Aves	Anatidae	<i>Dendrocygna viduata</i>	Irerê	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Anatidae	<i>Netta erythrophthalma</i>	Paturi-preta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Anatidae	<i>Nomonyx dominicus</i>	Marreca-caucau	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	x	
Aves	Anatidae	<i>Sarkidiornis melanotos</i>	Pato-de-crista	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Onívoro	-	-	x	
Aves	Apodidae	<i>Chaetura meridionalis</i>	Andorinhão-do-temporal	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Apodidae	<i>Cypseloides fumigatus</i>	Taperuçu-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Apodidae	<i>Streptoprocne biscutata</i>	Taperuçu-de-coleira-falha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i>	Taperuçu-de-coleira-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Apodidae	<i>Tachornis squamata</i>	Andorinhão-do-buriti	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	Garça-branca-pequena	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Socó-dorminhoco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Ardeidae	<i>Piherodius pileatus</i>	Garça-real	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Ardeidae	<i>Syrigma sibilatrix</i>	Maria-faceira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Ardeidae	<i>Tigrisoma lineatum</i>	Socó-boi	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Bucconidae	<i>Malacoptila striata</i>	Barbudo-rajado	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Bucconidae	<i>Nonula rubecula</i>	Macuru	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Bucconidae	<i>Nystalus chacuru</i>	João-bobo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Bucconidae	<i>Nystalus maculatus</i>	Rapazinho-dos-velhos	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Chordeiles acutipennis</i>	Bacurau-de-asa-fina	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Chordeiles minor</i>	Bacurau-norte-americano	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Caprimulgidae	<i>Chordeiles nacunda</i>	Corução	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Chordeiles pusillus</i>	Bacurauzinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Hydropsalis longirostris</i>	Bacurau-da-telha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Hydropsalis maculicaudus</i>	Bacurau-de-rabo-maculado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Hydropsalis parvula</i>	Bacurau-chintã	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Caprimulgidae	<i>Hydropsalis torquata</i>	Bacurau-tesoura	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Lurocalis semitorquatus</i>	Tujú	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albaicollis</i>	Bacurau	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Caprimulgidae	<i>Nyctidromus ocellatus</i>	Bacurau-ocelado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Cardinalidae	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Azulão	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cardinalidae	<i>Cyanoloxia glaucocerulea</i>	Azulinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>	Sanhaço-de-fogo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cardinalidae	<i>Salpinctes obsoletus</i>	Trinca-ferro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cariamidae	<i>Cariacus cristatus</i>	Seriema	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Urubu-de-cabeça-vermelha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Cathartidae	<i>Cathartes burrovianus</i>	Urubu-de-cabeça-amarela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Urubu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Cathartidae	<i>Sarcophaga ferox</i>	Urubu-rei	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Charadriidae	<i>Charadrius collaris</i>	Batuira-de-coleira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	x	
Aves	Charadriidae	<i>Vanelia chilensis</i>	Quero-quero	Mata Atlântica; Cerrado	NT	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Ciconiidae	<i>Jabiru mycteria</i>	Tuiú	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	Cabeça-seca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Columba livia</i>	Pararu-azul	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Columba palumbus</i>	Pombo-doméstico	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Columba minima</i>	Rolinha-de-asa-canela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Columba picus</i>	Rolinha-picuí	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Columba squamata</i>	Fogo-apagou	Mata Atlântica; Cerrado	LC	VU	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Columba talpacoti</i>	Rolinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Leptotila rufaxilla</i>	Juriti-de-testa-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	Juriti-pupu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Ptilinopus cayennensis</i>	Pomba-galega	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Ptilinopus pictus</i>	Asa-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Ptilinopus plumbeus</i>	Pomba-amargosa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Uropelia campestris</i>	Rolinha-vaqueira	Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Columbidae	<i>Zenaidura macroura</i>	Avoante	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>	Chupa-dente	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Corvidae	<i>Cyanocorax chrysops</i>	Gralha-piçá	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	Gralha-do-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Corvidae	<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	Gralha-cancã	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NA	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cotingidae	<i>Idolopelia pipra</i>	Anambé	Mata Atlântica	NE	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cotingidae	<i>Pachyrhynchus castaneus</i>	Caneleiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cotingidae	<i>Pachyrhynchus polychopterus</i>	Caneleiro-de-chapéu-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Cotingidae	<i>Pachyrhynchus validus</i>	Caneleiro-de-chapéu-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Cotingidae	<i>Pachyrhynchus viridis</i>	Caneleiro-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cotingidae	<i>Phibalura flaviventris</i>	Tesourinha-da-mata	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cotingidae	<i>Pyroderus scutatus</i>	Pavó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cotingidae	<i>Schiffornis virescens</i>	Flautim	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cotingidae	<i>Tityra cayana</i>	Anambé-branco-de-rabo-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cotingidae	<i>Xenopsaris albinucha</i>	Tijerila	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	Jacuparu	Mata Atlântica	LC	VU	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cracidae	<i>Penelope superciliosa</i>	Jacupemba	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Cuculidae	<i>Coccyzus americanus</i>	Papa-lagarta-de-asa-vermelha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-	x	
Aves	Cuculidae	<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>	Papa-lagarta-de-euler	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Cuculidae	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Papa-lagarta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	Anu-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cuculidae	<i>Crotophaga major</i>	Anu-coroca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cuculidae	<i>Guiraca caerulea</i>	Anu-branco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Cuculidae	<i>Platypterus caeruleus</i>	Alma-de-gato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Cuculidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Saci	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Donacobiidae	<i>Donacobius atricapilla</i>	Japacaniim	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Emberizidae	<i>Porphyrio porphyrio</i>	Campainha-azul	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Tico-tico	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Estrildidae	<i>Estrilda striata</i>	Bico-de-lacre	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Falconidae	<i>Circus cyaneus</i>	Carcará	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Falconidae	<i>Falco femoralis</i>	Falcão-de-coleira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>	Falcão peregrino	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	x
Aves	Falconidae	<i>Falco rufigularis</i>	Cauré	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	Quiriquiri	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11,12}	Espécie ^{6,11,12}	Nome comum ^{6,11,12}	Biotoma ^{3,6,7,12}	Classificação de Ameaça Nacional ⁸	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11,12}	Tipo de Alimentação ^{1,1,3}	Espécie Dispersora ^{11,12}	Espécie Polinizadora ^{11,12}	Nativa ^{1,12}	Migração ¹⁰
Aves	Falconidae	<i>Herpetotheres cacinans</i>	Acauá	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Falconidae	<i>Micrastur semitorquatus</i>	Falcão-relógio	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Falconidae	<i>Milvago chimachina</i>	Carragatelo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Fringillidae	<i>Chlorophonia cyanea</i>	Gaturamo-bandeira	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-	-	
Aves	Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	Fim-fim	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Fringillidae	<i>Euphonia cyanocephala</i>	Gaturamo-rei	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Fringillidae	<i>Spinus magellanicus</i>	Pintassilgo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Certhiopsis cinnamomeus</i>	Curutí	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Clibanornis rectirostris</i>	Cisqueiro-do-rio	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Furnarius figulus</i>	Casaca-de-couro-da-lama	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Furnarius leucopus</i>	Casaca-de-couro-amarelo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i>	João-de-barro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Geothlypis trichas</i>	Andarinho	Mata Atlântica; Cerrado	VU	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Arapaçu-de-cerrado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	Arapaçu-escamoso	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Lochmias nemata</i>	João-porca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Phacelodamus erythrophthalmus</i>	João-botina-do-brejo	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Phacelodamus ruber</i>	Graveteiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Phacelodamus rufifrons</i>	João-de-pau	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Philydor rufum</i>	Limpa-folha-de-testa-bala	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	Bichoito	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Arapaçu-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Synallaxis albesens</i>	Uí-pi	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Synallaxis cinerascens</i>	Pi-pui	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Synallaxis frontalis</i>	Petrim	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Pichororé	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Synallaxis spizi</i>	João-teneném	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Trepador-quiete	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Furnariidae	<i>Xenops rutilans</i>	Bico-virado-carijó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	Arapaçu-de-garganta-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Furnariidae	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Arapaçu-rajado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i>	Ariramba	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Galbulidae	<i>Jacamaralcyon tridactyla</i>	Cuitelão	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Helminthidae	<i>Helminis julica</i>	Picaparra	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-	-	
Aves	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	Andorinha-de-bando	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Hirundinidae	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	Andorinha-de-dorso-acanelado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Hirundinidae	<i>Progne chalybea</i>	Andorinha-grande	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Hirundinidae	<i>Progne topera</i>	Andorinha-do-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Andorinha-pequena-de-casa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Hirundinidae	<i>Pygochelidon melanoleuca</i>	Andorinha-de-coleira	Cerrado	NT	NE	Não Dependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Hirundinidae	<i>Riparia riparia</i>	Andorinha-do-barranco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Andorinha-serradora	Mata Atlântica; Cerrado	NT	NE	Dependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Hirundinidae	<i>Tachycineta alibenter</i>	Andorinha-do-rio	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Hirundinidae	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Andorinha-de-sobre-branco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Chrysomus ruficapillus</i>	Garibaldi	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	-	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Gnarrinops chopi</i>	Pássaro-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Icteridae	<i>Icterus jamacaii</i>	Corrupião	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Encontro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	Chupim	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Molothrus oryzivorus</i>	Iraúna-grande	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Chupim-azeviche	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Psalocolius decumanus</i>	Japu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	Chopim-do-brejo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Icteridae	<i>Sturnella superciliosa</i>	Pólicia-inglesa-do-sul	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Jacartidae	<i>Jacana jacana</i>	Jacaná	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Lariidae	<i>Phaethon simplex</i>	Trinta-réis-grande	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Lariidae	<i>Rynchops niger</i>	Taiha-mar	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	-	
Aves	Melanopareidae	<i>Melanopareia torquata</i>	Tapaculo-de-colarinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	Sabiá-do-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Mimidae	<i>Mimus triurus</i>	Calhandra-de-três-rabos	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Nyctibiidae	<i>Nyctibius griseus</i>	Urutau	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i>	Águia-pescadora	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	x
Aves	Parulidae	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Pia-cobra	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Parulidae	<i>Myiophobus flavescens</i>	Canário-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Parulidae	<i>Myiophobus leucostictus</i>	Pula-pula-associador	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Parulidae	<i>Setophaga pitayumi</i>	Mariquita	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Pardal	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Biguá	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Picidae	<i>Celeus flavescens</i>	Pica-pau-de-cabeça-amarela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Picidae	<i>Colaptes campestris</i>	Pica-pau-do-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Picidae	<i>Colaptes melanochlorus</i>	Pica-pau-verde-barrado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	Pica-pau-de-banda-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Picidae	<i>Melanerpes candidus</i>	Pica-pau-branco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Picidae	<i>Picumnus albocinctus</i>	Picapauzinho-escamoso	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Picidae	<i>Picumnus cirratus</i>	Picapauzinho-barrado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Picidae	<i>Veniliornis mixtus</i>	Pica-pau-chorão	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Picidae	<i>Veniliornis passerinus</i>	Pica-pau-pequeno	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Pipridae	<i>Chiroxipha caudata</i>	Tangará	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Pipridae	<i>Illicura militaris</i>	Tangarazinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Pipridae	<i>Manacus manacus</i>	Rendeira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Pipridae	<i>Neopelma chrysophum</i>	Fruu	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Pipridae	<i>Neopelma pallescens</i>	Fruu-do-cerradão	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Platyrinchidae	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Patinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	
Aves	Podicipedidae	<i>Podilymbus podiceps</i>	Mergulhão-caçador	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Podicipedidae	<i>Tachybaptus dominicus</i>	Mergulhão-pequeno	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Poliotilidae	<i>Poliotila dumicola</i>	Balança-rabo-de-máscara	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Psittacidae	<i>Diopsittacus nobilis</i>	Maracanã-pequena	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Psittacidae	<i>Forpus xanthopteryx</i>	Tui	Mata Atlântica; Cerrado	NT	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Psittacidae	<i>Orthopsittacus manilata</i>	Maracanã-do-buriti	Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Psittacidae	<i>Pionus maximiliani</i>	Maitaca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Rallidae	<i>Gallinula galeata</i>	Galinha-d'água	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Rallidae	<i>Laterallus exilis</i>	Sanã-do-capim	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Rallidae	<i>Laterallus leucopyrrhus</i>	Sanã-vermelha	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Rallidae	<i>Laterallus melanophus</i>	Sanã-parda	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Rallidae	<i>Laterallus xenopterus</i>	Sanã-de-cara-ruiva	Mata Atlântica; Cerrado	VU	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Rallidae	<i>Microgallia schomburgkii</i>	Maxalalagá	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Rallidae	<i>Museellus albicollis</i>	Sanã-carijó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Rallidae	<i>Nesoceryx erythrops</i>	Turu-turu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Rallidae	<i>Pardallus maculatus</i>	Saracura-carijó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	-	
Aves	Rallidae	<i>Pardallus nigricans</i>	Saracura-sanã	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Rallidae	<i>Porphyrio flavirostris</i>	Frango-d'água-pequeno	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Rallidae	<i>Porphyrio martinica</i>	Frango-d'água-azul	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Ramphastidae	<i>Ramphastos dicolorus</i>	Tucano-de-bico-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	-	
Aves	Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	Tucanuco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Recurvirostridae	<i>Himantopus melanurus</i>	Pernilongo-de-costas-brancas	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Recurvirostridae	<i>Himantopus mexicanus</i>	Pernilongo-de-costas-negras	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Rheidae	<i>Rhea americana</i>	Ema	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Rhinocryptidae	<i>Scytalopus petrophilus</i>	Tapaculo-serrano	Mata Atlântica; Cerrado	NT	EN	Não dependente	Insetívoro	-	-	-	

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11,12}	Espécie ^{6,11,12}	Nome comum ^{6,11,12}	Biotopo ^{3,6,7,12}	Classificação de Ameaça Nacional ⁸	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11,12}	Tipo de Alimentação ^{1,1,1}	Espécie Dispersora ^{11,12}	Espécie Polinizadora ^{11,12}	Nativa ^{1,12}	Migração ¹⁰
Aves	Scolopaciidae	<i>Actitis macularia</i>	Maçarico-pintado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Carnívoro	-	-	x	x
Aves	Scolopaciidae	<i>Gallinago paraguiae</i>	Narceja	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Scolopaciidae	<i>Gallinago undulata</i>	Narceja	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Scolopaciidae	<i>Tringa florepes</i>	Maçarico-de-perna-amarela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Scolopaciidae	<i>Tringa melanoleuca</i>	Maçarico-grande-de-perna-amarela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Carnívoro	-	-	x	x
Aves	Scolopaciidae	<i>Tringa solitaria</i>	Maçarico-solitário	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Strigidae	<i>Asio clamator</i>	Coruja-orelhuda	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Strigidae	<i>Glucidium brasilianum</i>	Caburé	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Aves	Strigidae	<i>Megascops choliba</i>	Corujinha-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Strigidae	<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i>	Murucutu-de-barriga-amarela	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Aves	Strigidae	<i>Pulsatrix perspicillata</i>	Murucutu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-		
Aves	Strigidae	<i>Strix hyophila</i>	Coruja-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Aves	Strigidae	<i>Strix virgata</i>	Coruja-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Aves	Thamnophilidae	<i>Drymophila melura</i>	Choquinha-carijó	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Thamnophilidae	<i>Drymophila ochropyga</i>	Choquinha-de-dorso-vermelho	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thamnophilidae	<i>Dysithamus mentalis</i>	Choquinha-lisa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Thamnophilidae	<i>Formicivora rufa</i>	Papa-formiga-vermelho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Thamnophilidae	<i>Formicivora serrana</i>	Formigueiro-da-serra	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Thamnophilidae	<i>Hersilochmus atricapillus</i>	Chorozeiro-de-chapéu-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Thamnophilidae	<i>Mackenziaena leachii</i>	Borrallhara-assobiadora	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Thamnophilidae	<i>Pyrgilena leucoptera</i>	Papa-taoca-do-sul	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Thamnophilidae	<i>Taraba major</i>	Choró-boi	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	Choca-da-mata	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus capistratus</i>	Choca-barrada-do-nordeste	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus pelzelni</i>	Choca-do-planalto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	Choca-de-chapéu-vermelho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus torquatus</i>	Choca-de-asa-vermelha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Charitospiza eucosma</i>	Minerinho	Mata Atlântica; Cerrado	NT	NE	Não Dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Coeereba florealis</i>	Cambacica	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Comptosia loricata</i>	Tiê-caburé	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Conirostrum speciosum</i>	Figuinha-de-rabo-castanho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Coryphospiza melanotis</i>	Tico-tico-de-máscara-negra	Mata Atlântica; Cerrado	VU	NE	Não Dependente	Onívoro	-	-		
Aves	Thraupidae	<i>Coryphospiza pileatus</i>	Tico-tico-rei-cinza	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Cypsnaga hirundinacea</i>	Bandoleta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Dacnis cayana</i>	Sai-azul	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Donacospiza albifrons</i>	Tico-tico-do-banhado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Emberizoides herbicola</i>	Canário-do-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Embernagra longicauda</i>	Rabo-mole-da-serra	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Embernagra platensis</i>	Sabiá-do-banhado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Eucometis penicillata</i>	Pipira-da-taoca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Hemithraupis quira</i>	Saia-de-papo-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	x		
Aves	Thraupidae	<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	Saia-ferrugem	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Nemosia pileata</i>	Saia-de-chapéu-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Neothraupis fasciata</i>	Cigarra-do-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NA	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Paroaria dominicana</i>	Cardeal-do-nordeste	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Pipraeidea melanota</i>	Saia-viúva	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Pospiza cinerea</i>	Capacetinho-do-oco-do-pau	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NA	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Ramphocelus bresilius</i>	Tiê-sangue	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Ramphocelus carbo</i>	Pipira-vermelha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Saltator atricapillus</i>	Batuqueiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Schistochlamys melanops</i>	Sanhaço-de-coleira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	x	x	
Aves	Thraupidae	<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	Bico-de-veludo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Sicalis citrina</i>	Canário-rasteiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sicalis columbiana</i>	Canário-do-amazonas	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sicalis flaveola</i>	Canário-da-terra	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sicalis luteola</i>	Tiopo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila angolensis</i>	Curio	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila ardesiaca</i>	Papa-capim-de-costas-cinzas	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila bouvreuil</i>	Caboclinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	x
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila caeruleus</i>	Coleirinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila collaris</i>	Coleirinho-do-brejo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila frontalis</i>	Pixadó	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	Herbívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila leucoptera</i>	Chorão	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila lineola</i>	Bigodinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	x
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila nigricollis</i>	Baiano	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila pileata</i>	Caboclinho-branco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Sporophila plumbea</i>	Pataiva	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Saia-amarela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	Tiê-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Tachyphonus rufus</i>	Pipira-preta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	x	x	
Aves	Thraupidae	<i>Tangara cyaniventris</i>	Saia-douradina	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Tangara seledon</i>	Saia-sete-cores	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Tersina viridis</i>	Sai-andorinha	Mata Atlântica; Cerrado	VU	EN	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Thlyptidops sordida</i>	Sai-candário	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Thraupis ornata</i>	Sanhaço-de-encontro-amarelo	Mata Atlântica	LC	CR	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Thraupis palmarum</i>	Sanhaço-do-coqueiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Thraupis sayaca</i>	Sanhaço-cinzento	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Thraupidae	<i>Thraupis sayaca</i>	Sanhaço-cinzento	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NA	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Tiaris fuliginosa</i>	Cigarra-preta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Trichothraupis melanops</i>	Tiê-de-topete	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	Titiú	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Threskiornithidae	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	Coró-coró	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Threskiornithidae	<i>Phimobius infuscatus</i>	Tapicuru	Mata Atlântica; Cerrado	NT	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Threskiornithidae	<i>Platalea ajaja</i>	Colhereiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Threskiornithidae	<i>Theristia caudatus</i>	Curicaca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	Nambu-chororó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	VU	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tinamidae	<i>Nothura borinquensis</i>	Codorna-do-nordeste	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tinamidae	<i>Nothura maculosa</i>	Codorna-amarela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tinamidae	<i>Nothura minor</i>	Codorna-mineira	Cerrado	VU	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Tinamidae	<i>Rhynchotus rufescens</i>	Perdiz	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Trochilidae	<i>Campylopterus largipennis</i>	Asa-de-sabre-cinza	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x		
Aves	Trochilidae	<i>Chionomesa fimbriata</i>	Beija-flor-de-garganta-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Chionomesa lactea</i>	Beija-flor-de-peito-azul	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NA	Semidependente	Herbívoro	-	x		
Aves	Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Besourinho-de-bico-vermelho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Chrysolampis mosquitus</i>	Beija-flor-vermelho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-	x	
Aves	Trochilidae	<i>Chrysura versicolor</i>	Beija-flor-de-banda-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Colibri serripennis</i>	Beija-flor-de-orelha-violeta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Eupetomena cirrochloris</i>	Beija-flor-cinza	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x		
Aves	Trochilidae	<i>Eupetomena macroura</i>	Beija-flor-tesoura	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Onívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Fuligula fusca</i>	Beija-flor-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Helictes bilophus</i>	Chifre-de-ouro	Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Onívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Heliothraupis squamata</i>	Bico-reto-de-banda-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Leucocleris albicollis</i>	Beija-flor-de-papo-branco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x		

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11,12}	Espécie ^{6,11,12}	Nome comum ^{6,11,12}	Biotópio ^{3,6,7,12}	Classificação de Ameaça Nacional ⁸	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11,12}	Tipo de Alimentação ^{1,13}	Espécie Dispersora ^{11,12}	Espécie Polinizadora ^{11,12}	Nativa ^{1,12}	Migração ¹⁰
Aves	Trochilidae	<i>Phaethornis eurynome</i>	Rabo-branco-de-garganta-rajada	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Onívoro	-	x		
Aves	Trochilidae	<i>Phaethornis pretrei</i>	Rabo-branco-acanelado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Phaethornis ruber</i>	Rabo-branco-rubro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x		
Aves	Trochilidae	<i>Polytmus guainumbi</i>	Beija-flor-de-bico-curvo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Thalaurania furcata</i>	Beija-flor-tesoura-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x	x	
Aves	Trochilidae	<i>Thalaurania glaucopsis</i>	Beija-flor-de-fronte-violeta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	x		
Aves	Troglodytidae	<i>Cantorchilus leucotis</i>	Garrincho-de-barriga-vermelha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Troglodytidae	<i>Cistothorus platensis</i>	Corruira-do-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	x	-		
Aves	Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	Corruira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Trogonidae	<i>Trogon surrucara</i>	Surucuá-variado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	Sabiá-coleira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá-poca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Turdidae	<i>Turdus flavipes</i>	Sabiá-una	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	Sabiá-branco	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Turdidae	<i>Turdus rufigentris</i>	Sabiá-laranjeira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Turdidae	<i>Turdus subalaris</i>	Sabiá-ferreiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Risadinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Capsiempis flaveola</i>	Marianinha-amarela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Casiornis rufus</i>	Maria-ferrugem	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Cnemotriticus fuscatus</i>	Guaracavuçu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Vivivinha</i>	Vivuvinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Cantopus cinereus</i>	Papa-moscas-cinzento	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Cantopus virens</i>	Piuí-verdadeiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Corythopsis delalandi</i>	Estalador	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Culicivora caudacuta</i>	Papa-moscas-do-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Elaenia chilensis</i>	Guaracava-de-crista-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Elaenia chiriquiensis</i>	Chibum	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Elaenia cristata</i>	Guaracava-de-lopete-uniforme	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	Guaracava-de-barriga-amarela	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Elaenia mesoleuca</i>	Tuque	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Elaenia obscura</i>	Tução	Mata Atlântica; Cerrado	LC	VU	Não dependente	Herbívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Elaenia parvirostris</i>	Tuque-plum	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Elaenia spectabilis</i>	Guaracava-grande	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Empidonomus aurantiootrocristatus</i>	Pelítica-de-chapéu-preto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i>	Pelítica	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Barulhento	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Fluvicola nengeta</i>	Lavadeira-mascarada	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Gubernetes yetapa</i>	Tesoura-do-brejo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Sebino-de-olho-de-ouro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	Tachuri-campainha	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Hirundinea ferruginea</i>	Gibão-de-couro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Knipolegus lophotes</i>	Maria-preta-de-penacho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Knipolegus nigerrimus</i>	Vivuvinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Lathrotriccus euleri</i>	Enferrujado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Legatus leucophaeus</i>	Bem-te-vi-pirata	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Cabeçudo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Machetornis rixosa</i>	Suiriri-cavaleiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	Neinei	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Mionectes rufiventris</i>	Abre-asa-de-cabeça-cinza	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i>	Maria-cavaleira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Myiarchus swainsoni</i>	Iré	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Bem-te-vi-rajado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Myiopagis caniceps</i>	Guaracava-cinzenta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Myiopagis viridicata</i>	Guaracava-de-crista-alaranjada	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Myiophobus fasciatus</i>	Filipe	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Myiornis auricularis</i>	Miudinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Myiozetetes cayanensis</i>	Bentevizinho-de-asa-ferrugínea	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	Bentevizinho-de-penacho-vermelho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Nengetus cinereus</i>	Primavera	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Phaeomyias murina</i>	Bagageiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Phyllomyias fasciatus</i>	Piolhinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Phylloscartes raquettei</i>	Cara-dourada	Cerrado	EN	EN	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Phylloscartes ventralis</i>	Borboletinha-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bem-te-vi	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	Tororó	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Polystictus superciliosus</i>	Papa-moscas-de-costas-cinzentas	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Príncipe	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Satrapa tectorphrys</i>	Suiriri-pequeno	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Serpophaga nigricans</i>	João-pobre	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Serpophaga subseriata</i>	Alegrinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Sublegatus modestus</i>	Guaracava-modesta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Suiriri suiriri</i>	Suiriri-cinzento	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Todirostrum cinereum</i>	Ferreirinho-relógio	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	Teque-teque	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-		
Aves	Tyrannidae	<i>Tolmomyias flaviventris</i>	Bico-chato-amarelo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Bico-chato-de-orelha-preta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Tyrannidae	<i>Tyrannus albigularis</i>	Suiriri-de-garganta-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suiriri	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Tyrannus savana</i>	Tesourinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x
Aves	Tyrannidae	<i>Xolmis velatus</i>	Noivinha-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Tyrtonidae	<i>Tyta furcata</i>	Suindara	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	x	
Aves	Vireonidae	<i>Cyclarhis guianensis</i>	Pitiguari	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Aves	Vireonidae	<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	Vite-vite-de-olho-cinza	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	
Aves	Vireonidae	<i>Vireo chivi</i>	Juruvira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	x

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11}	Espécie ^{6,11}	Nome comum ^{6,11}	Biótopo ^{3,6}	Classificação de Ameaça Nacional ¹	Classificação de Ameaça às Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11}	Tipo de Alimentação ^{3,3}	Espécie Dispersora ¹¹	Espécie Polinizadora ¹¹	Nativa ^{1,11}	Migração
Invertebrados	Actinopodidae	<i>Actinopus sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Andrenidae	<i>Friesia brasiliensis</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	-
Invertebrados	Andrenidae	<i>Oxaea flavescens</i>	Abelha-solitária	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Andrenidae	<i>Psaenythia sp.</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	x	x	-	-
Invertebrados	Andrenidae	<i>Rhopitulus sp.</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	-	-	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Acanthopus excellens</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Apis mellifera</i>	Abelha-de-mel	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris aenea</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris analis</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris bicolor</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris collaris</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris confusa</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris conspersa</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris fuscata</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris klugii</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris lutea</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris nitens</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris rupestris</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris scopipes</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris tarsata</i>	Abelha-de-óleo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris varia</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Centris violacea</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Ceratina sericea</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Chocoma schizacantha</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Epicharis analis</i>	Abelha-solitária	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Epicharis cockerelli</i>	Abelha-solitária	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Nectarívoro	-	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Epicharis flava</i>	Abelha-solitária	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Eufriesea violascens</i>	Abelhas-das-orquídeas	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa annectans</i>	Abelha-das-orquídeas	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa fimbriata</i>	Abelha-das-orquídeas	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa imperialis</i>	Abelha-das-orquídeas	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa leucotricha</i>	Abelha-das-orquídeas	Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa melanotricha</i>	Abelha-das-orquídeas	Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa securigera</i>	Abelha-das-orquídeas	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa townsendi</i>	Abelhas-das-orquídeas	Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa truncata</i>	Abelhas-das-orquídeas	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Euglossa violaceifrons</i>	Abelhas-das-orquídeas	-	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Eulaema marci</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Eulaema nigrita</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Exomalopsis analis</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Exomalopsis europilosa</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Exomalopsis collaris</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Exomalopsis fulvofasciata</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Exomalopsis minor</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Exomalopsis pyrangensis</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Gaeschia anthidioides</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Gaeschia nigra</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Geotrigona mombuca</i>	Abelha-guira	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Geotrigona subterranea</i>	Abelha-guira	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Hypanthidium nigrilutulum</i>	-	Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Leurotrigona pusilla</i>	Abelha-sem-ferrão	-	NE	NE	-	Herbívoro	-	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Melipona bicolor</i>	Guarupá	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Melipona quinquifasciata</i>	Mandaçaia-do-chão	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Melipona rufiventris</i>	Tujuba	Mata Atlântica; Cerrado	EN	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Melissodes nigraeolus</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Melissodes sexnotatus</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Melissoptila cneomeola</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Melissoptila vulpecula</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Mesochorus bicolor</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Mesoplia sp.</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Monocera brasiliensis</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	Iraí	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Nephila clavipes</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Paratetrapedia carinata</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Paratetrapedia iheringii</i>	Abelha-solitária	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Paratrigona lineata</i>	Jataí-da-terra	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Paratrigona subnuda</i>	Jataí-da-terra	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Partamona cupira</i>	Abelha-sem-ferrão; cupira-preta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Partamona helleri</i>	Boca-de-sapo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Plebeia droryana</i>	Abelha-mirim	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Plebeia minima</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Scaptotrigona bipunctata</i>	Tubuna	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Scaptotrigona postica</i>	Tubuna	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Scaptotrigona xanthotricha</i>	Tubuna	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Schwarziana quadripunctata</i>	Guirupá	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Tetragona clavipes</i>	Borá	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Tetragonica angustula</i>	Jataí	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Trigona fulviventris</i>	Abelha-cachorro	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Trigona spinipes</i>	trapupá	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	x	-
Invertebrados	Apidae	<i>Trigona intermedia</i>	Abelha-sem-ferrão	Cerrado	LC	NE	-	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Trigonopoda sp.</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	-	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Xyllocopa abbreviata</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Xyllocopa artifex</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Xyllocopa hirsutissima</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Xyllocopa nogueirai</i>	Abelha-carpinteira	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Xyllocopa subcyanea</i>	Abelha-carpinteira	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Xyllocopa suspecta</i>	Abelha-carpinteira	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Apidae	<i>Xyllocopa truxali</i>	Abelha	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Araneidae	<i>Accessia hamata</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	-	-	-	-	-
Invertebrados	Araneidae	<i>Eustala sp.</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	-	-	-	x	-	-
Invertebrados	Araneidae	<i>Gasteracantha cancriformis</i>	-	-	NE	NE	-	Carnívoro	-	-	x	-
Invertebrados	Araneidae	<i>Mecynogea sp.</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Araneidae	<i>Metazypia gregalis</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	-	-
Invertebrados	Araneidae	<i>Microthema plana</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-	x	-
Invertebrados	Araneidae	<i>Microthema swainsoni</i>	Aranha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	-
Invertebrados	Araneidae	<i>Parawixia audax</i>	Aranha	-	NE	NE	-	Insetívoro	-	-	-	-
Invertebrados	Buprestidae	<i>Lius magnus</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Buthidae	<i>Tityus serrulatus</i>	Escorpião	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	-	x
Invertebrados	Cerambycidae	<i>Eutrypanus tessellatus</i>	-	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	-	-	-
Invertebrados	Cerambycidae	<i>Lepturgantes dilectus</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	-
Invertebrados	Ceratopogonidae	<i>Callicoides spinolai</i>	-	-	NE	NE	-	Hematófago	-	-	x	-
Invertebrados	Ceratopogonidae	<i>Callicoides minasensis</i>	-	-	NE	NE	-	Hematófago	-	-	x	-
Invertebrados	Ceratopogonidae	<i>Callicoides parvulus</i>	-	-	NE	NE	-	Hematófago	-	-	x	-
Invertebrados	Ceratopogonidae	<i>Callicoides ruficornis</i>	-	-	NE	NE	-	Hematófago	-	-	x	-
Invertebrados	Cercopidae	<i>Deois bergi</i>	Cigarinha	-	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Chrysomelidae	<i>Chrysomelidae sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Chrysomelidae	<i>Megalotomis sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	x	x	-	-
Invertebrados	Colletidae	<i>Chilicola sp.</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Colletidae	<i>Colletes extensicornis</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	-	x	x	-	-
Invertebrados	Colletidae	<i>Colletes fulvipes</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	x	x	-	-
Invertebrados	Colletidae	<i>Hyloaeus sp.</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	x	x	x	-
Invertebrados	Colletidae	<i>Perditomorpha laeana</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Coreidae	<i>Pachylis pharaonis</i>	Percevejo	Cerrado	NE	NE	Não Dependente	Herbívoro	x	x	-	-
Invertebrados	Corinnidae	<i>Abapeba sp.</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Cosmopterigidae	<i>Hamadryas chloe</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	x	-	-
Invertebrados	Cosmopterigidae	<i>Hamadryas epinome</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	x	-	-
Invertebrados	Ctenidae	<i>Ctenus ornatus</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NA	NA	Semidependente	Insetívoro	-	-	-	-
Invertebrados	Ctenidae	<i>-</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Ctenidae	<i>Phoneutria nigriventer</i>	Armadilha	-	NE	NE	-	-	-	-	-	-
Invertebrados	Ctenidae	<i>Phoneutria pertyi</i>	Aranha-bananeira									

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11}	Espécie ^{6,11}	Nome comum ^{6,11}	Biotoma ^{8,6}	Classificação de Ameaça Nacional ¹	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11}	Tipo de Alimentação ^{5,3}	Espécie Dispersora ¹¹	Espécie Polinizadora ¹¹	Nativa ^{1,11}	Migração
Invertebrados	Culicidae	<i>Coquillettidia jutamasonia</i>	Pernilongo	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Coquillettidia nigricans</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Coquillettidia shannoni</i>	Pernilongo	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Coquillettidia venezuelensis</i>	Pernilongo	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Culex aliciae</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	X	
Invertebrados	Culicidae	<i>Culex bastogarius</i>	Pernilongo	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Culex castroi</i>	Pernilongo	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	X	
Invertebrados	Culicidae	<i>Culex coronator</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Culex dalous</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Culex machadoi</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Culex spinosus</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Hemagogus leucocelaenus</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Limatus sp.</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Mansonia pseudotitilans</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Mansonia titilans</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Mansonia wilsoni</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não Dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Psorophora albipes</i>	Pernilongo	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Psorophora ciliata</i>	Mosquito	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Culicidae	<i>Psorophora ferox</i>	Pernilongo	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	X	
Invertebrados	Culicidae	<i>Sabethes belisarioi</i>	Pernilongo	Cerrado	NE	NE	Não Dependente	Hematófago	-	-	X	
Invertebrados	Culicidae	<i>Sabethes purpureus</i>	Pernilongo	Cerrado	NE	NE	Não Dependente	Hematófago	-	-	X	
Invertebrados	Culicidae	<i>Wyeomyia muehlensi</i>	Pernilongo	Cerrado	NE	NE	Não Dependente	Hematófago	-	-	X	
Invertebrados	Culicidae	<i>Wyeomyia shannoni</i>	Pernilongo	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Invertebrados	Curculionidae	<i>Cryptorhynchus sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Curculionidae	<i>Curculionidae sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Curculionidae	<i>Leucophaeus humeralis</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Curculionidae	<i>Microscaphus hymenaeae</i>	-	-	NE	NE	-	Herbívoro	-	-		
Invertebrados	Curculionidae	<i>Rhinchenus stigma</i>	-	-	NE	NE	-	Herbívoro	-	-		
Invertebrados	Curculionidae	<i>Semia ricinoides</i>	Besouro	-	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	-		
Invertebrados	Curculionidae	<i>Stereobaris parellina</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Curculionidae	<i>Troezon sp.</i>	-	Mata Atlântica	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Deinopidae	<i>Deinopsis sp.</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Dipluridae	<i>Diplura sp.</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Dryophthoridae	<i>Cosmopolites sordidus</i>	Moleque da bananeira	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	-		
Invertebrados	Elateridae	<i>Elateridae sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	X	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polistes billiardieri</i>	Vespa	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polistes cinerascens</i>	Vespa	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polistes simillimus</i>	Vespa	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polistes subsericus</i>	Vespa	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polybia fastidiosuscula</i>	Vespa	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polybia ignobilis</i>	Vespa	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polybia jurinei</i>	Vespa	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polybia occidentalis</i>	Marimbondo Farinha Seca	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polybia platycephala</i>	Vespa	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	X		
Invertebrados	Eumenidae	<i>Polybia punctata</i>	Vespa	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Acanthostichus kirbyi</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Acromyrmex amellae</i>	Formiga-cortadeira	Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	X	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Acromyrmex balzani</i>	Formiga-cortadeira	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	X	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Acromyrmex disciger</i>	Formiga-cortadeira	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Micófago	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Acromyrmex subterraneus brunneus</i>	Formiga-cortadeira	Cerrado	NE	NE	Dependente	Micófago	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Acromyrmex subterraneus subterraneus</i>	Formiga-cortadeira	Cerrado	NE	NE	Dependente	Micófago	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Camponotus rufipes</i>	Formiga-cortadeira	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	X	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Cephalotes maculatus</i>	Formiga	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Cephalotes minutus</i>	Formiga	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Crematogaster erecta</i>	Formiga	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	X	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Ecton praedator</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Ecton pseudops</i>	Formiga	Cerrado	NE	NE	Não Dependente	Onívoro	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Genatopogenys sp.</i>	Formiga	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Hypoponera sp.</i>	Formiga	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Linepithema iniquum</i>	Formiga	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	X	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Mycocarpus gouldii</i>	Formiga-cortadeira	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Odontomachus haematodus</i>	Formiga	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Pachycondyla striata</i>	Formiga	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Pheidole fallax</i>	Formiga	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Pogonomyrmex naeglii</i>	Formiga	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	X	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Pseudomyrmex gracilis</i>	Formiga	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Pseudomyrmex pallidus</i>	Formiga	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	X	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Sericomyrmex sp.</i>	Formiga-cortadeira	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Solenopsis sveisissima</i>	Lava-pé	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	X	X		
Invertebrados	Formicidae	<i>Tapinoma sp.</i>	Formiga	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Trachymyrmex sp.</i>	Formiga-cortadeira	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Formicidae	<i>Wasmannia auripunctata</i>	Formiga	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	-		
Invertebrados	Gonyleptidae	<i>Eusarcus sp.</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Gonyleptidae	<i>Mischocyx sp.</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Halictidae	<i>Dialictus sp.</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X	X	
Invertebrados	Halictidae	<i>Habralictus sp.</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	X		
Invertebrados	Halictidae	<i>Halictus alaris</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Halictidae	<i>Halictus pyrrhinus</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Halictidae	<i>Pseudogapostemon cyanomelas</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Halictidae	<i>Pseudogapostemon fluminensis</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Halictidae	<i>Pseudogapostemon pissisii</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Halictidae	<i>Pseudogapostemon pruinatus</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Halictidae	<i>Pseudogapostemon graminea</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X	X	
Invertebrados	Halictidae	<i>Pseudogapostemon chlora</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	-	Nectarívoro	-	-	X	
Invertebrados	Hesperiidae	<i>Yppuera crucifera</i>	Aranha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Hesperiidae	<i>Hesperiidae sp.</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	-	Herbívoro	-	-		
Invertebrados	Hesperiidae	<i>Phocides polybius</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Hesperiidae	<i>Pythondes pluvius</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Hesperiidae	<i>Sarbia damippe</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Hesperiidae	<i>Theogenes dichrous</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Hesperiidae	<i>Urbanus sp.</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Lycanidae	<i>Leptotes cassius</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	X		
Invertebrados	Lycanidae	<i>Melanis oegates</i>	Borboleta-mulata	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	X		
Invertebrados	Lycanidae	<i>Melanis venia</i>	Borboleta-mulata	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	X		
Invertebrados	Lycanidae	<i>Pseudolycaena marsyas</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Lycosidae	<i>Hogna gumia</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Lycosidae	<i>Lycosa erythronatha</i>	Aranha-de-grama	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Lycosidae	<i>Lycosa gulosa</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Lycosidae	<i>Lycosa inornata</i>	Aranha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Lycosidae	<i>Lycosa molitor</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Lycosidae	<i>Molitorosa molitor</i>	Aranha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Lycosidae	<i>Pavocosa sp.</i>	Aranha	Mata Atlântica	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Coelioxys tectiformis</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Dicranthidium arenarium</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Epanthidium tigrinum</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X	X	
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile bernardinensis</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile botucutana</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile coronata</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile eburnipes</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile emendata</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile friesei</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X	X	
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile itheringi</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile inconstans</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile intergradus</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile orba</i>	Abelha	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile rava</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Megachilidae	<i>Megachile rodriguesi</i>	Abelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Melolonthidae	<i>Megachile terrestris</i>	Abelha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	X	X		
Invertebrados	Melolonthidae	<i>Pelidnota sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Membracidae	<i>Membracis sanguineopaga</i>	Soldadinho	-	NE	NE	-	Herbívoro	-	-		
Invertebrados	Mutillidae	<i>Hoplocrates cephalotes</i>	Formiga-Veludo	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Mutillidae	<i>Traumatocampa inermis</i>	-	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-		

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11}	Espécie ^{6,11}	Nome comum ^{6,11}	Bioma ^{3,6}	Classificação de Ameaça Nacional ¹	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11}	Tipo de Alimentação ^{5,3}	Espécie Dispersora ¹¹	Espécie Polinizadora ¹¹	Nativa ^{1,11}	Migração
Invertebrados	Mutillidae	<i>Traumatotomus spectabilis</i>	-	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Actinote thalia</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Adelpha plescaure</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Catagramma astarte</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Danaus erippus</i>	Monarca do sul	-	NE	NE	-	Nectarívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Danaus gilippus gilippus</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Dione juno</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Dryas iulia</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Epiphile hubneri</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Eresia lansdorfi</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Godartiana muscosa</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Hamadryas feronia</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Heliconius epiphyllis</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Heliconius erato</i>	Castanha-vermelha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Heliconius ethilla</i>	Borboleta castanha-amarela	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Heterosais edessa</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Hypoleria arpi</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Hypothyris nicheneri</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Junonia evarete</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Limenitis thoasa</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Mechanitis lysimnia</i>	Maria-boba	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Mechanitis polymnia</i>	Borboleta-tigre-comum	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Methona themisto</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Morpho a. achiloea</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Morpho achilles</i>	Maria-boba	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Morpho helenor</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Morpho menelaus</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Opsiphanes invirae</i>	Lagarta-desfolhadora	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Pharneuptychia inocentia</i>	Borboleta	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Phyciodes douglasi</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Placidina euryanassa</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Pteronymia cotytha</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Siproeta stelenes</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Tegosa claudina</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Vanessa braziliensis</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Nymphalidae	<i>Vanessa myrina</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Oestridae	<i>Dermatobia sp.</i>	Mosca-do-berne	Mata Atlântica	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Actinote quadra</i>	Borboleta-palha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Heracides hectorides</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Papilio didorus</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Papilio thoas</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Parides anchesis</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Parides bunicus</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Parides burchellanus</i>	Borboleta-ribeirinha	Cerrado	NE	EN	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Parides praneus</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Papilionidae	<i>Protesilaus helios</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Passalidae	<i>Passalus sp.</i>	Besouro-de-tronco-podre	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Phengodidae	<i>Phengodidae sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Pholcidae	<i>Mesabolivar sp.</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Pholcidae	<i>Physocyclus globosus</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-	x	
Invertebrados	Pieridae	<i>Dismorphia astyoche</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Pieridae	<i>Dismorphia thermesia</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Pieridae	<i>Eurema albula</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Pieridae	<i>Hesperocharis anguitia</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Pieridae	<i>Leucidia elvina</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Pieridae	<i>Phoebis sennae</i>	Borboleta-gema	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Pieridae	<i>Pyrisitia leuce</i>	Borboleta	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Pieridae	<i>Pyrisitia nise</i>	Borboleta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	x	-	
Invertebrados	Risuidae	<i>Thaumasia sp.</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Evandromyia cortelezzii</i>	Mosquito	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não Dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Evandromyia lenti</i>	Mosquito	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Evandromyia sallesi</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-	x	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Flebotomus micropygus</i>	Muriquia	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia coelhoi</i>	Mosquito-palha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia intermedia</i>	Mosquito	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia lenti</i>	Mosquito-palha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia longipalpis</i>	Mosquito-palha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia longipennis</i>	Muriquia	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia nevesi</i>	Mosquito-palha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia pessoai</i>	Mosquito-palha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia renei</i>	Mosquito	Mata Atlântica	NE	NE	Não Dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Lutzomyia tintinnabula</i>	Mosquito-palha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Microcygomyia longipennis</i>	Mosquito	Mata Atlântica	NE	NE	Não Dependente	Hematófago	-	-	x	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Nyssomyia whitmani</i>	Muriquia	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	x	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Pintomyia bianchigalatae</i>	Muriquia	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Pintomyia fischeri</i>	Muriquia	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-	x	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Pintomyia pessoai</i>	Muriquia	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-	x	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Psathyromyia hermanlenti</i>	-	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Psathyromyia lutziana</i>	-	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	x	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Psychodidae sp.</i>	Mosquito-palha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Psychodidae	<i>Psychodopygus lloydi</i>	Muriquia	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	-	
Invertebrados	Reduviidae	<i>Panstrongylus diasi</i>	-	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	-	
Invertebrados	Reduviidae	<i>Panstrongylus megistus</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-	x	
Invertebrados	Reduviidae	<i>Raschus sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Reduviidae	<i>Rhodnius neglectus</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	x	
Invertebrados	Reduviidae	<i>Sirhenia sp</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Rhopalidae	<i>Jadera sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Salicidae	<i>Salinda sp.</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-	-	
Invertebrados	Scarabaeidae	<i>Dichotomius semioeneus</i>	Rola-bosta	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Cropófago	x	-	-	
Invertebrados	Scarabaeidae	<i>Isocopris inhiatus</i>	Rola-bosta	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	x	-	
Invertebrados	Scytodidae	<i>Scytodes fusca</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	-	
Invertebrados	Sicariidae	<i>Loxosceles sp.</i>	-	-	NE	NE	-	Carnívoro	-	-	x	
Invertebrados	Simuliidae	<i>Simulium incrustatum</i>	-	-	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	x	
Invertebrados	Simuliidae	<i>Simulium perfluvum</i>	-	-	NE	NE	-	Hematófago	-	-	x	

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11}	Espécie ^{6,11}	Nome comum ^{6,11}	Bioma ^{3,6}	Classificação de Ameaça Nacional ⁸	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11}	Tipo de Alimentação ^{3,3}	Espécie Dispersora ¹¹	Espécie Polinizadora ¹¹	Nativa ^{1,11}	Migração
Invertebrados	Sphingidae	<i>Phlegethontius manducoides</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-	X	
Invertebrados	Staphylinidae	<i>Paederinae sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	X	X		
Invertebrados	Staphylinidae	<i>Staphylinidae sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Tabanidae	<i>Chrysops sp.</i>	Motuca	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Invertebrados	Tenebrionidae	<i>Tenebrionidae sp.</i>	Besouro	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	X	X		
Invertebrados	Termitidae	<i>Cornitermes cumulans</i>	Cupim-de-montículo	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	-	-		
Invertebrados	Termitidae	<i>Nasutitermes sp.</i>	Cupim-subterrâneo	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Theraphosidae	<i>Acanthoscurria gomesiana</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Theraphosidae	<i>Lasiodora klugi</i>	Aranha caranguejeira	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não Dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Theraphosidae	<i>Vitalius nardescriptus</i>	Aranha	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Theridiidae	<i>Achoearanea</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Carnívoro	-	-		
Invertebrados	Theridiidae	<i>Chrosiothes sp</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Theridiidae	<i>Latrodectus geometricus</i>	Viúva-marrom	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Theridiidae	<i>Nesticodes rufipes</i>	Aranha-de-canto-de-parede	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não Dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Thiaridae	<i>Melanoides</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Thomisidae	<i>Epicadus heterogaster</i>	Aranha-flor	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Thomisidae	<i>Misumenops sp.</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Tingidae	<i>Campylotingis carvalho</i>	-	-	NE	NE	-	-	-	-	X	
Invertebrados	Titanoecidae	<i>Goeldia sp.</i>	Aranha	-	NE	NE	-	Carnívoro	-	-		
Invertebrados	Trechaleidae	<i>Neoctenus comosus</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Trechaleidae	<i>Trechalea bucculenta</i>	Aranha	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Invertebrados	Trechaleidae	<i>Trechaleoides sp.</i>	Aranha	Cerrado	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Triatominae	<i>Triatoma sordida</i>	Barbeiro	-	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	X	
Invertebrados	Uloboridae	<i>Philoponella fasciata</i>	Aranha	-	NE	NE	-	-	-	-		
Invertebrados	Vespidae	<i>Mischocyttarus cassununga</i>	Vespa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Vespidae	<i>Mischocyttarus cerberus</i>	Vespa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Vespidae	<i>Mischocyttarus drewseni</i>	Vespa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Vespidae	<i>Mischocyttarus giffardi</i>	Vespa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Vespidae	<i>Mischocyttarus paraguayensis</i>	Vespa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Vespidae	<i>Mischocyttarus rotundicollis</i>	Vespa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Nectarívoro	-	X		
Invertebrados	Vespidae	<i>Polybia sericea</i>	-	-	NE	NE	-	Onívoro	-	-		
Invertebrados	Vespidae	<i>Protonectarina sylveirae</i>	Enxu-mirim	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Invertebrados	Vespidae	<i>Protopolybia sedula</i>	Enxui	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Nectarívoro	-	X		

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,11}	Espécie ^{6,11}	Nome comum ^{6,11}	Bioma ^{8,6}	Classificação de Ameaça Nacional ¹	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11}	Tipo de Alimentação ^{5,3}	Espécie Dispersora ¹¹	Espécie Polinizadora ¹¹	Nativa ^{1,11}	Migração
Mamíferos	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Canidae	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	Mata Atlântica; Cerrado	VU	VU	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Canidae	<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposinha	Mata Atlântica; Cerrado	VU	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Caviidae	<i>Cavia aperea</i>	Preá	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	-	-	-	x	
Mamíferos	Caviidae	<i>Galea spixii</i>	Preá	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	-	x	-	x	
Mamíferos	Caviidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cebidae	<i>Sapajus sp.</i>	Macaco-prego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	x	
Mamíferos	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cervidae	<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Veado-campeiro	Mata Atlântica; Cerrado	VU	EN	Não dependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Chlamyphoridae	<i>Prodonates maximus</i>	Tatu-canastra	Mata Atlântica; Cerrado	VU	EN	Não dependente	-	-	-	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Calomys expulsus</i>	Rato-do-mato	Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	-	x	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Cerradomys scotti</i>	Rato-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Cerradomys subflavus</i>	Rato-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	-	-	-	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Euryzomys russatus</i>	Rato-do-mato	Mata Atlântica	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	-		
Mamíferos	Cricetidae	<i>Holochilus sp.</i>	Rato-da-água	Mata Atlântica	NE	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Cricetidae	<i>Hylaeomys megalcephalus</i>	Rato-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Cricetidae	<i>Necromys lasiurus</i>	Rato-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Nectomys squamipes</i>	Rato-d'água	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Decomys sp.</i>	Rato-da-árvore	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	-	-	-	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Oligoryzomys mattogrossae</i>	Rato-do-mato	Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	Rato-do-mato	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	-		
Mamíferos	Cricetidae	<i>Oxymycterus delator</i>	Rato-focinhuado	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	-	-	-		
Mamíferos	Cricetidae	<i>Rhipidomys macurus</i>	Rato-da-árvore	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cricetidae	<i>Rhipidomys mastacalis</i>	Rato-da-árvore	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Dasyopodidae	<i>Dasybus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	-	-	-	x	
Mamíferos	Dasyopodidae	<i>Dasybus septemcinctus</i>	Tatu-mulita	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	-	-	-		
Mamíferos	Dasyopodidae	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	-	x	-		
Mamíferos	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-da-orelha-branca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	-	-	-	x	
Mamíferos	Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá-da-orelha-preta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	-	-	-	x	
Mamíferos	Didelphidae	<i>Gracilinanus agilis</i>	Cuíca-graciosa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Didelphidae	<i>Gracilinanus microtarsus</i>	Cuíca-graciosa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Didelphidae	<i>Marmosa paraguayana</i>	Cuíca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Didelphidae	<i>Marmosops incanus</i>	Cuíca	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Didelphidae	<i>Monodelphis americana</i>	Cuíca-de-três-listras	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Didelphidae	<i>Monodelphis domestica</i>	Cuíca-de-rabo-curto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Didelphidae	<i>Monodelphis kuni</i>	Cuíca-de-rabo-curto	Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Didelphidae	<i>Philander quica</i>	Cuíca-quatro-olhos	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	-	x	-		
Mamíferos	Didelphidae	<i>Thylamys velutinus</i>	Cuíca	Cerrado	VU	NE	Dependente	Herbívoro	x	-		
Mamíferos	Echimyidae	<i>Phyllomys brasiliensis</i>	Rato-espinho	Cerrado	EN	EN	Dependente	Herbívoro	x	x	x	
Mamíferos	Echimyidae	<i>Thrichomys apereoides</i>	Punaré	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Emballonuridae	<i>Peropteryx kappleri</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Emballonuridae	<i>Peropteryx macrotis</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Mamíferos	Erethizontidae	<i>Coenodus prehensilis</i>	Ouriço	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-	NE	
Mamíferos	Erethizontidae	<i>Sphingurus spinosus</i>	Ouriço	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-		
Mamíferos	Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	Mata Atlântica; Cerrado	VU	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Mamíferos	Felidae	<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato-pequeno	Mata Atlântica; Cerrado	VU	NE	Dependente	Carnívoro	-	-		
Mamíferos	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	Mata Atlântica; Cerrado	LC	VU	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Mamíferos	Felidae	<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	Mata Atlântica; Cerrado	VU	EN	Não dependente	Onívoro	-	-		
Mamíferos	Felidae	<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	Mata Atlântica; Cerrado	VU	CR	Dependente	Carnívoro	-	-		
Mamíferos	Felidae	<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	Mata Atlântica; Cerrado	VU	VU	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Mamíferos	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapeti	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-	x	
Mamíferos	Mephitidae	<i>Conopatus semistriatus</i>	Jaritacata	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	-	-	-	x	
Mamíferos	Molossidae	<i>Eumops hansae</i>	Morcego	Mata Atlântica	NE	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Molossidae	<i>Molossops temminckii</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Molossidae	<i>Molossus molossus</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Molossidae	<i>Molossus rufus</i>	Morcego	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	x	-		
Mamíferos	Molossidae	<i>Tadarida brasiliensis</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Muridae	<i>Rattus sp.</i>	Rato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	-	-	-	-		
Mamíferos	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Irara	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	-	-	x	
Mamíferos	Mustelidae	<i>Galictis cuja</i>	Furão	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	-	-	-	x	
Mamíferos	Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	Mata Atlântica; Cerrado	NE	VU	Não dependente	Carnívoro	-	-	x	
Mamíferos	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	Mata Atlântica; Cerrado	VU	VU	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	
Mamíferos	Natalidae	<i>Natalus macrourus</i>	Morcego	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-	x	
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Carollia brevicauda</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Onívoro	x	x		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Carollia perspicillata</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	x	-	x	
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Chiroderma doriae</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Herbívoro	x	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Chiroderma villosum</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Herbívoro	x	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Chrotaphidus auritus</i>	Morcego	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Desmodus rotundus</i>	Morcego-vampiro	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Hematófago	-	-	x	
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Diemys youngi</i>	Morcego-vampiro	Mata Atlântica; Cerrado	VU	NE	Não dependente	Hematófago	-	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Diphylla ecaudata</i>	Morcego-vampiro	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	-	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Glossophaga soricina</i>	Morcego-beija-flor	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	-	x	x	
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Lonchocina aurita</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Micronycteris megalotis</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Micronycteris micotis</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Micronycteris minuta</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Micronycteris soribarni</i>	Morcego	Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Micronycteris schmidtorum</i>	Morcego	Cerrado	LC	NE	Não dependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Mimon bennetti</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	x	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Phyllotomus discolor</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Onívoro	x	x		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Phyllotomus elongatus</i>	Morcego	Cerrado	NE	NE	Não dependente	Onívoro	-	x	x	
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Phyllotomus hastatus</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Onívoro	-	x	x	
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	-	x	x		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Pygoderma bilobatum</i>	Morcego	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	-	-	x		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Sturnira lilium</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Herbívoro	x	x		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Sturnira tildae</i>	Morcego	Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	x		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Tonatia bidens</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Uroderma bilobatum</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não Dependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Phyllostomidae	<i>Vampyressa pusilla</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Onívoro	x	x		
Mamíferos	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	Mata Atlântica; Cerrado	LC	-	Não dependente	Onívoro	x	-	x	
Mamíferos	Sciuridae	<i>Guerlinguetus brasiliensis</i>	Caxinguelê	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Herbívoro	x	-		
Mamíferos	Suidae	<i>Sus scrofa</i>	Javali	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	Mata Atlântica; Cerrado	VU	EN	Não dependente	Herbívoro	x	-		
Mamíferos	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	Mata Atlântica; Cerrado	LC	VU	Dependente	Onívoro	x	-		
Mamíferos	Vespertilionidae	<i>Epitesicus brasiliensis</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	-	Onívoro	x	x		
Mamíferos	Vespertilionidae	<i>Epitesicus furinalis</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Vespertilionidae	<i>Histiotus velatus</i>	Morcego	Mata Atlântica	NE	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Mamíferos	Vespertilionidae	<i>Lasius blossevilli</i>	Morcego	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	-	-	-		
Mamíferos	Vespertilionidae	<i>Myotis nigricans</i>	Myotis negro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{5,6,11}	Espécie ^{5,6,11}	Nome comum ^{5,6,11}	Bioma ^{3,6}	Classificação de Ameaça Nacional ¹	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais	Tipo de Alimentação ^{3,5}	Espécie Dispersora	Espécie Polinizadora	Nativa ^{1,5,11}	Migração ⁵
Peixes	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Ueua	Mata Atlântica; Cerrado	LC	LC	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Anomalepididae	<i>Liotyphlops ternetzi</i>	-		LC	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Anostomidae	<i>Leporinus melanopleura</i>	Carpa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Anostomidae	<i>Leporinus piau</i>	Carpa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Anostomidae	<i>Leporinus reinhardi</i>	-	Cerrado	NE	NE	NA	Herbívoro	NA	NA		
Peixes	Anostomidae	<i>Leporinus taeniatus</i>	Piau-jeju		LC	LC	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Anostomidae	<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Piau verdadeiro		NE	NE	NA	Onívoro	NA	NA	x	x
Peixes	Anostomidae	<i>Megaleporinus reinhardi</i>	Piau-três-pintas		NE	NE	NA	Invertívoro	NA	NA	x	x
Peixes	Anostomidae	<i>Schizodon kenerii</i>	Curimba	Cerrado	CR	CR	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Bryconidae	<i>Brycon orthotaenia</i>	Matrinchã		NE	NE	NA	Onívoro	NA	NA	x	-
Peixes	Bryconidae	<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Bryconidae	<i>Salminus franciscanus</i>	Dourado		NE	NE	NA	Piscívoro	NA	NA	x	x
Peixes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	Bagre		NE	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Cetopsidae	<i>Pseudocetopsis gobioides</i>	Babão	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Asynax lacustris</i>	Piaba-do-rabo-amarelo		NE	NE	NA	Invertívoro	NA	NA	x	-
Peixes	Characidae	<i>Compsura heterura</i>	Lambari	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NA	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Glandulocaudinae sp.</i>	-	Mata Atlântica	NE	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Hasemania aff. crenuchoides</i>	-		LC	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Hemigrammus marginatus</i>	Piaba	Mata Atlântica; Cerrado	LC	LC	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Hysteranotus megalostomus</i>	Piabinha	Cerrado	LC	NA	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Knodus moenkhausii</i>	-		LC	NE	NA	NA	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Lepidocharax burnsi</i>	-	Cerrado	LC	NE	NA	Herbívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Moenkhausia costae</i>	Lambari	Mata Atlântica; Cerrado	NT	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Moenkhausia sanctoefloraenae</i>	Lambari-olho-de-fogo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Myelus nicans</i>	Lambari	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Oligosarcus argenteus</i>	Lambari-cachorro		NE	NE	NA	Piscívoro	NA	NA	x	-
Peixes	Characidae	<i>Orthopsinus franciscensis</i>	Piaba	Cerrado	LC	NE	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Piabarchus stramineus</i>	-		LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Piabina argentea</i>	Piaba	Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Roeboides xenodon</i>	Piaba-falcão	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Salminus hilarii</i>	Tabarana	Mata Atlântica; Cerrado	LC	LC	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Serrapinnus heterodon</i>	Piabinha		DD	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Serrapinnus zebra</i>	Piaba	Mata Atlântica; Cerrado	LC	LC	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Characidae	<i>Tetragonopterus chalcus</i>	Piaba	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NA	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	Tucunaré		NE	NE	NA	Piscívoro	NA	NA	-	-
Peixes	Cichlidae	<i>Cichla monoculus</i>	Tucunaré		NE	NE	NA	Piscívoro	NA	NA	-	-
Peixes	Cichlidae	<i>Cichla piquiti</i>	Tucunaré-azul	Mata Atlântica; Cerrado	DD	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Cichlidae	<i>Coptodon rendalli</i>	Acará tilápia	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará		NE	NE	NA	Detritívoro	NA	NA	x	-
Peixes	Cichlidae	<i>Geophagus sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia		NE	NE	NA	Onívoro	NA	NA	-	-
Peixes	Cichlidae	<i>Rendalli rendalli</i>	-		LC	NA	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Crenuchidae	<i>Characidium fasciatum</i>	Canivete; mocinha	Mata Atlântica; Cerrado	CR	LC	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Crenuchidae	<i>Characidium lagosantense</i>	Piaba	Cerrado	LC	VU	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Crenuchidae	<i>Characidium piau</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	LC	LC	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Curimatidae	<i>Curimataella lepidura</i>	Curimbatá	Cerrado	LC	NE	NA	Detritívoro	NA	NA		
Peixes	Curimatidae	<i>Steindachnerina elegans</i>	Saguiú	Mata Atlântica; Cerrado	LC	LC	NA	Detritívoro	NA	NA		
Peixes	Erythrinidae	<i>Hoplias intermedius</i>	Trairão		NE	NE	NA	Piscívoro	NA	NA	x	-
Peixes	Erythrinidae	<i>Hoplias lacerdae</i>	Traira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	LC	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Erythrinidae	<i>Hoplias maculatus</i>	-		LC	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traira		LC	LC	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i>	Sarapó; tuvíra	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Heptapteridae	<i>Cetopsohamdia iheringi</i>	Bagrinho	Mata Atlântica; Cerrado	NT	LC	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Heptapteridae	<i>Imparfinis piperatus</i>	Mandi-pintado		LC	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Heptapteridae	<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	Bagrinho		EN	LC	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Heptapteridae	<i>Pimelodella laurenti</i>	Mandi-chorão	Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Heptapteridae	<i>Pimelodella vittata</i>	Mandi-chorão		NE	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	LC	LC	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Heptapteridae	<i>Rhamdiopsis microcephala</i>	-		NE	VU	NA	-	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Harttia leopoleura</i>	Cascudinho	Cerrado	LC	VU	NA	Detritívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Harttia longipinna</i>	Cascudinho		DD	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Harttia torrenticola</i>	Cascudinho	Cerrado	LC	VU	NA	-	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hisonotus vespucii</i>	-	Cerrado	DD	NE	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypoptopomatinae sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus alatus</i>	Acará	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Cascudo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus francisci</i>	Cascudo	Cerrado	LC	LC	NA	Detritívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus garmani</i>	Cascudo	Cerrado	DD	LC	NA	Herbívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus lima</i>	Cascudo	Cerrado	LC	NE	NA	Detritívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus macraps</i>	Cascudo	Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus margaritifer</i>	-	Cerrado	LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus meleagris</i>	Cascudo		LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	Cascudo		LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus paulinus</i>	Cascudo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Detritívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Hypostomus regani</i>	Cascudo-chita		LC	NE	NA	Herbívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Microlepidogaster sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	CR	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Neoplecostomus franciscoensis</i>	-		LC	VU	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Otocinclus xakriaba</i>	-	Cerrado	LC	NE	NA	Herbívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Otothyropsis sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NT	NE	NA	Herbívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Pareiorhaphis sp.</i>	-	Mata Atlântica	CR	NE	NA	Detritívoro	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Pareiorhina sp.</i>	-	Mata Atlântica	DD	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Parotocinclus sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Loricariidae	<i>Pterygoplichthys ambrossetii</i>	Cascudo		NE	NE	NA	Detritívoro	NA	NA	-	-
Peixes	Loricariidae	<i>Rineloricaria sp.</i>	-		NE	NE	NA	Herbívoro	NA	NA		
Peixes	Parodontidae	<i>Parodon hilarii</i>	Canivete		LC	LC	NA	Herbívoro	NA	NA		
Peixes	Pimelodidae	<i>Bergia westermanni</i>	Mandi		NE	NE	NA	Invertívoro	NA	NA	x	-
Peixes	Pimelodidae	<i>Imparfinis minutus</i>	Mandizinho		NE	LC	NA	-	NA	NA		
Peixes	Pimelodidae	<i>Pimelodus fur</i>	Mandi-prata	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>	Bagre	Mata Atlântica; Cerrado	NE	LC	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Pimelodidae	<i>Pimelodus poili</i>	Mandi	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NA	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i>	Guaru		LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus argenteus</i>	Curimatá-pacu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Detritívoro	NA	NA		
Peixes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus costatus</i>	Curimatá-piau		LC	LC	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Pseudopimelodidae	<i>Microglanis sp.</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	NA	-	NA	NA		
Peixes	Pseudopimelodidae	<i>Pseudopimelodus charus</i>	Cascudo	Cerrado	LC	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Sciaenidae	<i>Pachyrurus francisci</i>	Corvina	Cerrado	NT	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Sciaenidae	<i>Pachyrurus squamipennis</i>	Corvina		NE	NE	NA	Piscívoro	NA	NA	x	-
Peixes	Sciaenidae	<i>Pachyrurus squamipinnis</i>	-	Cerrado	NE	NE	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Serrasalmidae	<i>Metynnis lippincottianus</i>	Pacu-marrecá		LC	NE	NA	Onívoro	NA	NA		
Peixes	Serrasalmidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Serrasalmidae	<i>Serrasalmus brandtii</i>	Pirambeba		LC	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i>	Tuvira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Synbranchidae	<i>Synbranchius marmoratus</i>	Enguia-d'água-doce		LC	LC	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Trichomycteridae	<i>Stegophilus insidiosus</i>	Candiru	Cerrado	LC	NE	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Trichomycteridae	<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	Cambeva	Mata Atlântica	NE	LC	NA	Carnívoro	NA	NA		
Peixes	Trichomycteridae	<i>Trichomycterus reinhardi</i>	Bagrinho-da-caverna	Mata Atlântica	LC	NA	NA	Invertívoro	NA	NA		
Peixes	Triportheidae	<i>Triportheus guentheri</i>	Piaba-facão	Cerrado	LC	LC	NA	Onívoro	NA	NA		

Legenda: (X) SIM; (-) NÃO; () SEM INFORMAÇÃO; (NA) NÃO APLICÁVEL.

Receptor Ecológico	Família ^{6,9,11}	Espécie ^{6,9,11}	Nome comum ^{6,9,11}	Bioma ^{3,6,9}	Classificação de Ameaça Nacional ¹	Classificação de Ameaça Minas Gerais ⁴	Dependência de ambientes florestais ^{2,3,7,11}	Tipo de Alimentação ^{1,3,9}	Espécie Dispersora ¹¹	Espécie Polinizadora ¹¹	Nativa ^{1,9,11}	Migração
Répteis	Amphisbaenidae	<i>Amphisbaena alba</i>	Cobra-de-duas-cabeças grande	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	X	
Répteis	Amphisbaenidae	<i>Amphisbaena dubia</i>	Cobra-de-duas-cabeças	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Amphisbaenidae	<i>Amphisbaena vermicularis</i>	Cobra-de-duas-cabeças	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Insetívoro	-	-		
Répteis	Amphisbaenidae	<i>Leposternon sp.</i>	Cobra-de-duas-cabeças	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Anomalepididae	<i>Liotyphlops beui</i>	Cobra-cega	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Boidae	<i>Boa constrictor</i>	Jiboia-constritora	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Boidae	<i>Epicrateras crassus</i>	Ibóia-arco-iris	Mata Atlântica; Cerrado	DD	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Oleidae	<i>Phrynos geoffroanus</i>	Çigado-de-barbicha	Mata Atlântica; Cerrado	DD	NE	Não dependente	Onívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus miliaris</i>	Cobra-lisa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus reginae</i>	Jabutibóia	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Apostolepis assimilis</i>	Coral-falsa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Apostolepis sanctaeritae</i>	Coral-falsa	Cerrado	LC	NE	Não dependente	-	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Atractus pantostictus</i>	Cobra-da-terra	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Atractus reticulatus</i>	Cobra-da-terra	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Boiruna sertaneja</i>	Cobra Preta	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Chironius bicarinatus</i>	Cobra-cipó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Chironius brazilii</i>	Cobra-cipó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Chironius exoletus</i>	Cobra-cipó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Chironius flavolineatus</i>	Cobra-cipó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Chironius quadricarinatus</i>	Cobra-cipó	Mata Atlântica; Cerrado	DD	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Dipsos mikani</i>	Dormideira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Dipsos newiiedi</i>	Dormideira	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Drymoluber brazilii</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus aesculapii</i>	Falsa-coral	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus almadensis</i>	Cobra-d'água	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus macromus</i>	Corre-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus marylleanae</i>	Cobra-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus miliaris</i>	Cobra-d'água	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus miliaris merremii</i>	Cobra da água	Mata Atlântica; Cerrado	NA	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	Cobra-de-capim	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus reginae</i>	Jararaquinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus reginae macromus</i>	Jabutibóia	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus typhlus</i>	Cobra-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Erythrolamprus typhlus brachyurus</i>	Cobra-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Helicops modestus</i>	Cobra-d'água	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Imantodes cenchoa</i>	Cipó-Olhuda	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Leptodeira annulata</i>	Cobra-olho-de-gato	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Lygophis lineatus</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	EN	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Lygophis meridionalis</i>	Corre-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Oxyrhophus gubei</i>	Coral-falsa	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Oxyrhophus thomblayi</i>	Coral-falsa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Oxyrhophus trigeminus</i>	Coral-falsa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Polysophis bifasciatus</i>	Jararacuçu-do-brejo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Philodryas aestiva</i>	Cobra-verde	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Philodryas agassizii</i>	Cobra-cipó	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Philodryas nattereri</i>	Corre-campo	Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Philodryas offersi</i>	Cobra-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Philodryas patagoniensis</i>	Corre-campo	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Phimophis guerinii</i>	Narijudinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Pseudoboa nigra</i>	Cobra-preta ou mucurana	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Simophis rhinostoma</i>	Coral-falsa	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Salpotes palliatus</i>	Caninina	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Taeniophyllis affinis</i>	-	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Tantilla bolipiranga</i>	Cobra-vermelha	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Tantilla melanocephala</i>	Cobra-da-cabeça-preta	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Thamnodynastes hyacoinia</i>	Cobra-palheira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Thamnodynastes rutilus</i>	Cobra-palheira	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Trapidodryas straticiceps</i>	Jiboinha	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Xenodon merremii</i>	Boieva	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Colubridae	<i>Xenodon newiiedi</i>	Achatadeira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Colubridae	<i>Xenopholis undulatus</i>	Cobra	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Diploglossidae	<i>Ophiodon striatus</i>	Cobra-de-vidro	LC	NE	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Dipsadidae	<i>Toeniophallus affinis</i>	Cobra-marron	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Elapidae	<i>Micurus corallinus</i>	Coral-verdadeira	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Elapidae	<i>Micurus frontalis</i>	Coral-verdadeira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Elapidae	<i>Micurus lemniscatus</i>	Coral-verdadeira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Gekkonidae	<i>Hemidactylus mabouia</i>	Lagartixa-de-parede	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Geomydidae	<i>Rhinoclemmys punctularia</i>	Perema	Mata Atlântica	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-		
Répteis	Gymnophthalmidae	<i>Cercosaura quadrilineata</i>	Lagartinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Gymnophthalmidae	<i>Cercosaura schreibersii</i>	Lagartinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	X	
Répteis	Gymnophthalmidae	<i>Colobosaura modesta</i>	Lagartinho	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	X	
Répteis	Gymnophthalmidae	<i>Ecleoporus gaudichaudii</i>	Lagartinho-da-mata	Mata Atlântica; Cerrado	VU	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Gymnophthalmidae	<i>Micrablepharus atticolus</i>	Lagartinho-do-rabo-azul	Cerrado	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-	X	
Répteis	Gymnophthalmidae	<i>Rhachisaurus brachylepis</i>	Lagartinho	Cerrado	DD	NE	Não dependente	-	-	-		
Répteis	Leiosauridae	<i>Eryllius bilineatus</i>	Lagartinho-da-mata	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Leiosauridae	<i>Eryllius perditus</i>	Camaleãozinho	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Leiosauridae	<i>Urosthophus vauieri</i>	Lagartinho	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Leptotyphlopidae	<i>Trilepida brasiliensis</i>	Cobra-cega	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Phyllodactylidae	<i>Phyllopezus pollicaris</i>	Bribe	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Polychrotidae	<i>Polychrus acutirostris</i>	Lagarto-preguiça	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-		
Répteis	Scincidae	<i>Aspronema darsivittatum</i>	Calango-liso	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Scincidae	<i>Copeoglossum nigropunctatum</i>	Lagartixa-brilhante	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	X	
Répteis	Scincidae	<i>Notomabuia frenata</i>	Calango-liso	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Scincidae	<i>Psychosaurus macrorhyncha</i>	Lagartixa-brilhante	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Onívoro	-	-		
Répteis	Sphaerodactylidae	<i>Chatogekko amazonicus</i>	Largatixa	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Teiidae	<i>Ameiva ameiva</i>	Calango-verde	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-	X	
Répteis	Teiidae	<i>Ameivaola acellifera</i>	Calango	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	X	-		
Répteis	Teiidae	<i>Cnemidophorus lemniscatus</i>	Calango-listrado	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Teiidae	<i>Salvator merianae</i>	Teiú	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	X	-		
Répteis	Teiidae	<i>Tupinambis merianae</i>	Teiú-gigante	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	-	Carnívoro	-	-		
Répteis	Teiidae	<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	Teiú	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Onívoro	-	-		
Répteis	Testudinidae	<i>Chelonoidis carbonarius</i>	Jabutí-piranga	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Onívoro	X	-	X	
Répteis	Tropiduridae	<i>Stenocercus tricoloratus</i>	Pequeno-dragão	Mata Atlântica; Cerrado	DD	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	X	
Répteis	Tropiduridae	<i>Tropidurus hispidus</i>	Calango	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-	X	
Répteis	Tropiduridae	<i>Tropidurus itambere</i>	Calango	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-	X	
Répteis	Tropiduridae	<i>Tropidurus montanus</i>	Calango	Mata Atlântica	LC	NE	Não dependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Tropiduridae	<i>Tropidurus oreadicus</i>	Calango	Mata Atlântica	NE	NE	Não dependente	Onívoro	-	-		
Répteis	Tropiduridae	<i>Tropidurus torquatus</i>	Calango	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Semidependente	Onívoro	-	-	X	
Répteis	Typhlopidae	<i>Amerotyphlops brongersmanus</i>	Cobra-cega	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Invertívoro	-	-		
Répteis	Viperidae	<i>Bothrops alternatus</i>	Urutu-cruzeiro	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Viperidae	<i>Bothrops jararaca</i>	Jararaca	Mata Atlântica; Cerrado	NE	NE	Dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Viperidae	<i>Bothrops jararacussu</i>	Jararacuçu	Mata Atlântica	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Viperidae	<i>Bothrops marmoratus</i>	Jararaca-pintada	Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Viperidae	<i>Bothrops mooeni</i>	Jararacuçu	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Não dependente	Carnívoro	-	-	X	
Répteis	Viperidae	<i>Bothrops newiiedi</i>	Jararaca-cruzeira	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Dependente	Carnívoro	-	-		
Répteis	Viperidae	<i>Crotalus durissus</i>	Cascavel	Mata Atlântica; Cerrado	LC	NE	Semidependente	Carnívoro	-	-	X	

Referências

1. AMPHIBIAWEB. (2022). <<https://amphibiaweb.org>> University of California, Berkeley, CA, USA.
2. AMPLO. (2021). Programa de Diagnóstico de Danos Ambientais sobre o meio Biótico - 1º Relatório semestral - Parte 3. Monitoramento da Biodiversidade Terrestre.
3. ARCADIS. (2020). Plano de reparação socioambiental da bacia do rio Paraopeba - Rompimento das Barragens B1, B4 e B4-A do Complexo Paraopeba II - Mina Córrego do Feijão. Capítulo I - Diagnóstico Pretérito - Volume IV - Anexos.
4. DRUMMOND, G.M. et al. (2008). Listas vermelhas das espécies ameaçadas de extinção em Minas Gerais. 2 ed. Belo Horizonte, MG; Fundação Biodiversitas.
5. FISHBASE (2022). Disponível em: <<https://www.fishbase.in/search.php>>.
6. GBIF.org. (2022). GBIF Home Page. Disponível em: <<https://www.gbif.org/>>.
7. ICMBIO. (2014) Protocolo CEMAVE - Projeto de Monitoramento da Avifauna em Unidades de Conservação Federais do Bioma Caatinga.
8. ICMBio/MMA. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I 1. ed. -Brasília, DF. 492p.
9. SBH. Sociedade Brasileira de Herpetologia. (2022); (<https://www.sbherpetologia.org.br/>).
10. SOMENZARI, M.; DO AMARAL, P. P.; CUETO, V. R. et al. (2018). An overview of migratory birds in Brazil. Pap. Avulsos Zool, 58: 20185803.
11. SPECIESLINK (2022). Disponível em: <<http://www.splink.org.br/index?lang=pt>>.
12. WIKIAVES (2022). WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/>>.

APÊNDICE 10

Definição do Background Natural ou Concentrações de Referência

1 Introdução

O *background* natural para os ERSHRE é definido como sendo as concentrações de substâncias químicas no meio ambiente, de uma área de referência representativa, que tenham origem natural associadas a geoquímica regional e não antropogênicas. Já as concentrações de referência são aquelas concentrações de substâncias químicas no meio ambiente, de uma área de referência representativa, que ocorrem associadas à geoquímica regional ou associadas a atividades antrópicas, que foram quantificadas antes da ocorrência do rompimento da barragem ou podem ser quantificadas fora da área potencialmente impactada por este evento.

A definição do *background* natural e das concentrações de referência no âmbito de estudos de avaliação de risco a saúde humana e ecológico é fundamental para o entendimento espacial do processo de exposição, bem como definição da correlação adequada entre fonte de contaminação secundária (compartimento do meio físico contaminado) e receptor humano ou ecológico.

Em estudos de escala regional é fundamental que se defina as concentrações das substâncias químicas de interesse que ocorrem naturalmente (*Background* Natural) sem a ação antrópica ou com interferência do homem (Concentrações de Referência), haja vista que a locação de pontos de amostragem, definição de rotas de exposição e estabelecimento da relação de nexo de causa dependerá diretamente destas definições.

É importante destacar que o *background* natural e as concentrações de referência não estão relacionadas a um ou outro ponto de monitoramento, mas sim ao tratamento estatístico de um grupo amostral de pontos de amostragem, o que resultará em valores definidos estatisticamente que representaram uma determinada região a ser estudada.

O presente documento foi estruturado da seguinte forma:

- Definição e conceituação dos limites estatísticos;
- Seleção dos locais para aquisição de amostras;
- Geração de dados para definição do *background* natural e concentrações de referência;
- Correlação espacial entre RCI e RBR.

2 Definição e Conceituação dos Limites Estatísticos

Para definição do *background* Natural ou dos valores de referência para uma área em estudo no âmbito da ARSH ou ARE, diferentes limites estatísticos podem ser utilizados.

Nesse sentido, faz-se necessário definir estes limites bem como conceitos estatísticos associados. Os principais limites estatísticos avaliados são o limite superior do intervalo de confiança da média (UCL), o percentil dos dados (p), o limite superior do intervalo de confiança de um percentil (UTL) e o limite superior do intervalo de predição (UPL). A definição destes é apresentada abaixo, conjuntamente com os conceitos estatísticos necessários para seu entendimento.

Intervalo de confiança: Com base no conjunto de dados amostrado (amostras obtidas para um determinado compartimento do meio físico), um intervalo de confiança para um parâmetro é um intervalo aleatório dentro do qual o parâmetro populacional desconhecido está contido. Alguns exemplos de intervalo estão associados ao parâmetro “média populacional” ou a percentis das distribuições dos dados.

Limites de confiança: Os limites inferior e superior de um intervalo de confiança.

Limite superior do intervalo de confiança da média (UCL): O limite superior do intervalo de confiança (do inglês *upper confidence limit* – UCL), partindo-se de uma confiança estabelecida. Este limite, com uma confiança $\gamma\%$ estabelecida, é denotado por UCL_γ . Por exemplo, para 95% de confiança, um intervalo para o parâmetro média é estabelecido por meio de dois valores numéricos. O maior destes (limite superior do intervalo) é o UCL_{95} e esta medida prevê o maior valor que a média populacional (desconhecida, estimada a partir do intervalo baseado nos resultados da amostra) pode assumir, considerando 95% de confiança.

Percentil de um conjunto de dados (p): O percentil- p de um conjunto de dados é uma medida que fraciona o conjunto em duas porções, uma abrangendo $p\%$ do conjunto, e outra $(100-p)\%$. Por exemplo, se um conjunto de dados possui 100 observações, o percentil-90 é o resultado que ocupa a 90ª posição quando o conjunto está ordenado de forma crescente. Dessa forma, 89 resultados são numericamente inferiores a ele, e 10 são iguais ou superiores. Em outras palavras, pode-se entender que o p_{90} de um conjunto de dados representa um valor que é igualado ou excedido 10% das vezes. Em relação ao conjunto de dados, quando este é uma amostra, o percentil calculado refere-se aos valores

amostrados e pode ser utilizado para estimar o percentil populacional. O valor calculado na amostra não é diretamente extrapolável à população de origem dos dados, sendo necessário, para esta finalidade, o uso de ferramentas de inferência, como o intervalo de confiança.

Limite superior do intervalo de confiança de um percentil (UTL): O limite superior de um intervalo de confiança voltado a um percentil da distribuição dos dados. Isto é, definido um percentil de interesse (p) e uma confiança $\gamma\%$, o UTL é o limite superior do intervalo voltado ao percentil p . Considere o exemplo com 95% de confiança e percentil de interesse de p_{90} . Primeiramente um intervalo de confiança para o p_{90} é construído e definido por dois valores numéricos. Este intervalo contém o p_{90} populacional (desconhecido, estimado a partir dos resultados da amostra) com 95% de confiança. O maior valor do intervalo é o denominado UTL95-90. Essa notação indica que 95 é o índice de confiança adotado, enquanto 90 é relativo ao percentil de interesse. Na literatura, quando os dois valores são idênticos algumas notações indicam somente um valor. Para este exemplo, a métrica UTL95-90 prevê o maior valor que o percentil 90 dos dados pode assumir, considerando 95% de confiança.

Intervalo de predição: Com base no conjunto de dados amostrado, um intervalo de predição é um intervalo aleatório dentro do qual novos dados do mesmo contexto (observações individuais independentes) estarão contidos, com determinada probabilidade.

Limite superior do intervalo de predição (UPL): O limite superior de um intervalo de predição, dada uma probabilidade associada. Considere a probabilidade de 95% para o intervalo de predição. Isto significa que o intervalo construído conterá uma observação futura com 95% de probabilidade. O UPL95 é o limite superior deste intervalo.

Uma vez definidos os limites estatísticos, é necessário entender as diferenças entre os usos de cada um e o valor numérico atribuído a estes para que possam ser empregados adequadamente.

Nesse sentido, as diferenças entre UCLs, percentis, UTLs e UPLs devem ser claramente compreendidas. Um UCL da média com um limite de confiança de 95% (UCL95) representa uma estimativa da média populacional e, com isso, é focado na tendência central (valores de centro) do conjunto de dados populacional. O p_{95} , o UTL95-

95 e o UPL95 se referem a estimativas de um limiar da cauda superior da distribuição dos dados da população (isto é, são focados nas caudas da distribuição dos dados e não no centro, como é o UCL).

Para conjuntos de dados levemente a moderadamente assimétricos, os valores numéricos desses limites tendem a seguir a ordem apresentada a seguir:

$$\text{Média da amostra} \leq \text{UCL95} \leq p95 \leq \text{UPL95} \leq \text{UTL95-95}$$

Para conjuntos de dados (amostras obtidas para um determinado compartimento do meio físico) altamente assimétricos, esses limites podem não seguir a ordem descrita acima. O tamanho da amostra também pode influenciar nessa ordem (como no caso de amostras muito pequenas, por exemplo).

O documento *“ProUCL Version 5.1 Technical Guide - Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetected Observations”* elaborado pela US EPA em 2015, indica que há muita confusão sobre o uso apropriado dos limites estatísticos. Uma breve discussão sobre as diferenças entre as aplicações e usos dos limites estatísticos descritos acima é fornecida a seguir.

- Um UCL representa um valor médio que é comparado com um valor limite que também representa um valor médio (pré-estabelecido ou estimado), como um padrão legal aplicável (PLA), por exemplo.
- Um UCL representa uma medida “coletiva” de tendência central e não é apropriado utilizá-lo em comparações com observações individuais, isto é, com o resultado de pontos individuais coletados dentro da área investigada. Dependendo da disponibilidade de dados, abordagens com uso de teste de hipóteses são recomendadas para comparar a média do local (ou a mediana do local) com um valor especificado ou pré-estabelecido.
- Um percentil, UTL ou UPL representam limites superiores a serem usados para comparações com observações individuais, ponto a ponto. Diferentemente do percentil dos dados amostrais, os UPLs e UTLs são medidas construídas para inferência, isto é, são limites que conseguem ser extrapolados a partir dos dados amostrais para a população. Ao considerar um UTL ou UPL como concentração referência de *background*, uma observação futura amostrada na área de interesse

que exceda o limite adotado pode levar à conclusão de que o analito está presente no local em níveis maiores do que o nível de concentração de *background*. Isto será possível pois é adequado comparar observações individuais com UTLs ou UPLs.

Ressalta-se que apenas as médias devem ser comparadas com médias ou UCLs, e as observações individuais devem ser comparadas com percentis, UTLs ou UPLs. Por exemplo, a comparação de um UCL de 95% de uma população (por exemplo, da área afetada) com um percentil superior de 90% ou 95% de outra população (por exemplo, da região de *background*) não pode ser considerada justa e adequada, pois esses limites (por exemplo, UCL e UPL) estimam e representam diferentes parâmetros.

2.1 Revisão Bibliográfica do Uso e Aplicação dos Limites Estatísticos para Desenvolvimento do *Background* Natural e Concentrações de Referência

Para compreender a aplicação dos limites estatísticos para desenvolvimento de concentrações de background, uma revisão bibliográfica foi conduzida e os principais resultados de cada referência foram expostos de forma resumida na Tabela 1.

Tabela 1 - Revisão bibliográfica sobre o uso dos limites estatísticos para desenvolvimento de concentração referência de background

Fonte	Método	Limite utilizado/sugerido
CONAMA 420 – Anexo 1	Percentil amostral de um conjunto de dados previamente tratado, sem outliers	Percentil 75 (p75) ou percentil 90 (p90)
Deliberação Normativa COPAM nº166	Percentil amostral de um conjunto de dados previamente tratado, sem outliers	Percentil 75 (p75)
Valores Orientadores da CETESB (2001, 2005 e 2021)	Valores calculados em função do uso de planilha de Risco à Saúde Humana, com entradas adaptadas ao Estado de São Paulo	Resultado do cálculo de risco em um cenário de exposição específico
Valores Orientadores do Espírito Santo – IEMA/ES	Percentil amostral de um conjunto de dados (sem exclusão de outliers)	Percentil 75 (p75)
Singh, A., A.K. Singh, and G. Flatman (1994)	Limite superior do intervalo de confiança de um percentil (UTL)	UTL95-95

USEPA (1992, 2002b e 2009)	Limite superior do intervalo de confiança de um percentil (UTL)	UTL95-95
USEPA (2002a)	Limite superior do intervalo de confiança da média (UCL)	UCL95
Department of Navy – DON (2002)	Limite superior do intervalo de confiança da média (UCL) e percentil amostral de um conjunto de dados	UCL95 ou percentil 95 (p95)
ITRC	Limite superior do intervalo de confiança do percentil (UTL), Limite superior do intervalo de predição (UPL), Percentil amostral de um conjunto de dados	UTL, UPL e Percentil
Guia técnico do ProUCL	Recomenda todos os limites estatísticos, a depender do uso e julgamento profissional	Recomenda todos os limites estatísticos, a depender do uso e julgamento profissional

É possível observar que as referências da CONAMA, COPAM e IEMA utilizam dos percentis do conjunto amostral para definição do *background* Natural ou Valores de Referência. Nesse sentido, uma vez definidas a campanha de coleta dos dados (discriminadas em cada uma das referências), o conjunto amostrado (amostras obtidas para um determinado compartimento do meio físico) é considerado satisfatório a ponto do percentil dos dados da amostra representar o percentil populacional. Isto é, não há uma extrapolação dos resultados amostrais para o percentil populacional como no caso de UCLs, UTLs e UPLs, e sim uma determinação de que o percentil resultante da amostragem é a referência do *background* Natural ou Valores de Referência.

Para os valores orientadores da CETESB um cálculo diferente foi utilizado, não considerando os limites estatísticos citados. Nesse documento, o valor orientador foi definido a partir do cálculo de risco associado a um cenário de exposição específico voltado ao Estado de São Paulo.

O estudo elaborado por Singh et al (1994) indicou o limite superior do intervalo de confiança do percentil (UTL) como métrica a ser adotada para o *background* Natural ou Valores de Referência. Ele indica a sensibilidade dessa medida em função de parâmetros dos dados, como número de elementos amostrados, a variabilidade, assimetria, e distribuição dos dados e analisa o impacto de valores anômalos (outliers) no resultado do limite estatístico.

Já com relação as referências da USEPA, ITRC, DON, pôde-se observar uma discussão sobre o limite estatístico adequado para uma concentração do *background* Natural ou Valores de Referência, a depender da aplicação deste valor referência. Quando o uso do valor de referência do *background* natural ou valores de referência estava associado a comparações entre área contaminada e área de *background* natural ou valor de referência, houve indicação para uso do UCL, uma vez que a comparação entre áreas é mais adequada considerando valores médios. Nesse sentido, também foram indicados testes de hipótese para comparação entre as duas áreas. Por outro lado, quando o uso da referência do *background* natural ou valores de referência é voltado a comparações entre o valor adotado e um ponto amostrado ou uma observação futura (comparações ponto a ponto), houve indicação de percentis ou UTLs.

O ITRC e o guia técnico do software ProUCL (desenvolvido por pesquisadores da USEPA) também recomendaram a possibilidade de utilização de UPLs. Nesse sentido, os documentos enfatizaram a diferença de interpretação entre os limites, porém não indicaram uma confiança ou percentil fixos, deixando a cargo do analista essas definições. Estes documentos também enfatizam a sensibilidade de cada limite frente aos parâmetros do conjunto de dados amostrado, a saber: número de elementos da amostra, número de elementos abaixo do limite de detecção, variabilidade, distribuição e assimetria dos dados, tratamento (ou não) de outliers.

Mais especificamente o guia técnico do software ProUCL faz uma análise sobre o impacto do número de elementos da amostra na representatividade do limite estatístico calculado. Durante a discussão, o documento enfatiza que deve ser feito/planejado um esforço máximo para coleta de número de amostras baseado nos objetivos de performance estatística requeridos. Também cita que amostras pequenas, com menos de 20 ou, por vezes, 10 elementos (amostras obtidas para um determinado compartimento do meio físico), podem gerar estatísticas viesadas que não asseguram a consistência das distribuições de probabilidade assumidas nos modelos estatísticos e, com isso, podem gerar interpretações errôneas.

2.2 Cálculo do *Background* natural e Valor de Referência

Diante das considerações feitas nos itens anteriores, considerando a utilização do valor de referência do *background* natural ou valores de referência em comparações ponto-a-ponto, o limite estatístico UTL é proposto para representar uma concentração

referência de background. Propõe-se a utilização de 95% de confiança associada ao percentil de interesse de 90%, p90. Dessa forma, a concentração referência para *background* natural ou valores de referência é definida a partir do cálculo do UTL95-90.

A obtenção dos UTL95-90 é conduzida a partir da metodologia exposta no capítulo 5 do documento “ProUCL *Version 5.1 Technical Guide - Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetected Observations*”, desenvolvido pela USEPA em 2015. Neste capítulo são considerados diversos métodos para cálculo do UTL, considerando conjuntos de dados com resultados não detectados. Dessa forma, dependendo do tamanho amostral disponível, da porcentagem de detecção, da distribuição, variabilidade, assimetria dos dados e presença de outliers, um método é recomendado para estimar o limite estatístico.

Como mencionado no documento técnico, a indicação do método estatístico para definir o UTL parte da identificação da distribuição dos dados. Em um primeiro momento, as distribuições paramétricas normal, gamma e lognormal são avaliadas, nessa ordem. Em caso de aderência a alguma destas, o limite é calculado em função do ajuste dos dados à distribuição pertinente. Caso não seja possível atribuir uma distribuição paramétrica aos dados, testes não-paramétricos são utilizados, incluindo um método analítico e outro via simulações considerando *bootstrap*. Nesse caso, será adotado o método analítico que, além de estimar o UTL desejado, indica uma “confiança equivalente” do UTL calculado e o número de elementos amostrais mínimo necessário para atingir a confiança especificada.

Ainda considerando as recomendações presentes no documento, conjuntos de dados amostrais com menos de 8 elementos detectados não terão valor de referência do *background* natural ou valores de referência calculados, uma vez que o UTL calculado nessas condições apresentaria complicações com relação à representatividade de seu valor numérico. A utilização do valor máximo amostral poderá ser utilizada com ressalvas nesses casos.

3 Seleção dos Locais para Aquisição de Amostras

Outra tarefa importante para o cálculo adequado do *background* natural ou valores de referência é a definição dos locais na RBR (Região de *background* natural ou valores de referência) onde serão coletadas as amostras do compartimento de interesse do meio físico que comporão a base estatística de dados.

Os pontos de amostragem deverão refletir distribuição de concentrações das SQI (substâncias químicas de interesse) que seriam esperadas em regiões características de ocorrência do *background* natural ou valor de referência. Na maioria das situações uma região amostral ideal não existe, sendo assim, será necessário a identificação de mais de uma região a ser amostrada ou em alguns casos a aquisição de amostras fora da área alvo em estudo, considerando que o local apresente a as mesmas características variabilidade física, química, geológica ou biológica.

Neste contexto, os pontos de amostragem serão selecionados exclusivamente na RBR das áreas alvo (ou em locais de controle fora da área alvo em estudo), mas não estão limitadas a áreas naturais não perturbadas por atividades humanas. Conforme descrito no RAGS (USEPA, 1989a), —... as localizações das amostras para definição do *background* natural ou valor de referência devem ser regiões que não poderiam ter recebido contaminação da fonte primária em estudo, mas que possuem as mesmas características básicas do compartimento de interesse do meio físico.

No caso da definição do *background* natural ou valor de referência para solo, serão identificados os tipos de solo em cada área alvo, com base no material de origem do solo (litologia), relevo e clima, de modo a se obter um conjunto de tipos de solo que representem os compartimentos geomorfológicos, pedológicos, geológicos mais representativos da RBR.

No caso da definição do *background* natural ou valor de referência para água superficial e sedimento, deverão ser analisados dados analíticos de amostras que representem regiões a montante e a área alvo em estudo, os quais deverão ter sido obtidos antes do rompimento da barragem.

4 Geração de Dados para Definição do *Background* Natural e Concentrações de Referência

Os valores de *Background* Natural e Concentrações de Referência para cada áreas alvo (AA) a ser estudada serão calculados conforme as etapas descritas abaixo:

- [1] Realizar a etapa de *Compilação, Análise e Validação de Dados Secundários* com base em dados secundários, com objetivo de definição preliminar do *Background* Natural e Concentrações de Referência. Fontes a serem consultadas para este entendimento serão CPRM, IGAM, estudos acadêmicos, entre outros estudos e projetos pertinentes a área em estudo.
- [2] Definir os parâmetros analíticos a serem analisados em laboratório, tomando como base as SQI definidas no Modelo Conceitual da Área, associadas ao rompimento da barragem.
- [3] Caso os dados secundários não sejam suficientes e representativos para o cálculo do *background* natural e concentrações de referência, definir na RBR para cada compartimento de interesse do meio físico, a malha de amostragem que seja suficiente e representativa estatisticamente (Apêndice 01). Os pontos de amostragem para o *background* natural e concentrações de referência deverão ser locados em regiões na AA em estudo sem interferência antropogênica ou com interferência antropogênica desprezível. A metodologia e profundidade de amostragem estão descritas no apêndice *Metodologias de Amostragem de Compartimentos do Meio Físico*.
- [4] Caso os dados secundários não sejam suficientes e representativos para o cálculo do *background* natural e concentrações de referência, executar o *Plano de Investigação para Meio Ambiente* visando geração de dados primários na RBR para definição final do *Background* Natural e Concentrações de Referência.

Para definição do *background* natural e concentrações de referência, não serão utilizadas amostras obtidas em sondagens de sedimento (intracalha) ou de solo subsuperficial (extracalha) que apresentem rejeito. Sendo assim, somente sondagens que não apresentarem nenhuma ocorrência de rejeitos associados ao rompimento serão utilizadas para esta finalidade.

Importante ressaltar que o *background* natural e concentrações de referência não serão definidos a partir de pontos específicos de amostragem dos compartimentos de

interesse do meio físico da RBR, mas sim pelo cálculo estatístico conforme item 2 e descrito no apêndice 01.

5 Correlação Espacial entre RCI e RBR

A correlação espacial entre RCI e RBR será executada com o objetivo de classificar a SQI como relacionada ou não ao rompimento da barragem em questão, e não influenciarão em sua seleção executada previamente como descrito no projeto dos ERSHRE. Reforça-se que toda substância química cujas concentrações forem superiores ao PLA, assim como aquelas que não possuem PLA para um determinado compartimento de interesse do meio físico, serão classificadas como SQIs e, portanto, avaliadas na etapa de quantificação do risco para saúde humana ou ecológico.

Para a classificação de uma substância química de interesse previamente definida, será levado em consideração outras fontes de contaminação potenciais existentes ao longo da área alvo em estudo e a avaliação da distribuição espacial destas substâncias em função de possíveis ocorrências geoquímicas específicas regionais. As substâncias químicas de interesse serão consolidadas e classificadas em lista dividida por compartimento do meio físico, tipo de associação com a fonte primária e sua classificação, considerando:

- 1 Substâncias químicas que não são SQI:
 - Para as substâncias químicas cujas concentrações não excederam os valores de referência regulatórios;
- 2 SQI relacionada ao rompimento da barragem:
 - Quando a concentração das substâncias químicas em um dado compartimento ambiental for maior na área afetada do que na área não afetada e maior do que o *background* natural ou da concentração de referência. Também será avaliada a correlação da concentração da SQI na fonte primária (rejeito das proveniente da barragem);
- 3 SQI remobilizada pelo rompimento da barragem:
 - Quando a concentração das substâncias químicas em um dado compartimento ambiental for maior na área afetada do que na área não afetada e maior do que o *background* natural ou da concentração de referência. Também será avaliada a correlação da concentração e da ocorrência da SQI na fonte primária (rejeito das proveniente da barragem);
- 4 SQI que é metabólito gerado pelo rompimento da barragem:
 - Quando a concentração das substâncias químicas em um dado compartimento ambiental for maior na área afetada do que na área não afetada e maior do que o

background natural ou da concentração de referência. Também será avaliada a correlação da concentração e da ocorrência da SQI na fonte primária (rejeito das proveniente da barragem), bem como os processos bióticos e abióticos que podem atuar na substância original para geração de metabólitos;

5 SQI não relacionada ao rompimento da barragem:

- Quando a concentração da substância química em um dado compartimento de interesse do meio físico for menor na RCI do que no *background* natural ou da concentração de referência.

6 Referências

Singh, A., Singh, A.K., and Flatman, G. 1994. Estimation of Background Levels of Contaminants. *Math Geology*, Vol. 26, No, 3, 361-388

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1992b. Statistical Analysis of Ground-water Monitoring Data at RCRA Facilities. Addendum to Interim Final Guidance. Washington DC: Office of Solid Waste. July 1992

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2002a. Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites. OSWER 9285.6-10. December 2002.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2002b. Guidance for Comparing Background and Chemical Concentrations in Soil for CERCLA Sites. EPA 540-R-01-003-OSWER 9285.7-41. September 2002.

Department of Navy. 2002. Guidance for Environmental Background Analysis. Volume 1 Soil. Naval Facilities Engineering Command. April 2002.

Soil Background and Risk Assessment ITRC <https://sbr-1.itrcweb.org/>

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2015a. ProUCL Version 5.1.002, Technical Guide, Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations. Prepared by the Office of Research and Development. Publication No. EPA/600/R-07/041. Washington, DC. 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução N° 420”. Brasil, 28 de dezembro de 2009. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). “Deliberação Normativa COPAM n° 166”. Minas Gerias, 29 de junho de 2011. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=18414>.

APÊNDICE 11

Consentimento Livre e Esclarecido para Coletas de Amostras

Contextualização do projeto:

O rompimento da barragem B-I, da Mina do Córrego do Feijão da VALE, localizada em Brumadinho (MG) foi um evento que pode ter ocasionado vários problemas no meio ambiente e na saúde das pessoas. Esses problemas precisam ser acompanhados para que sejam realizadas ações de proteção à saúde humana e meio ambiente.

Dessa forma, é necessário entender o risco que a sua comunidade possa estar tendo ao utilizar o solo, a água, respirar o ar ou comer algum alimento que teve contato com algum produto que veio do rompimento da barragem. Também é importante identificar os possíveis problemas que os animais e toda a natureza possa ter com o rompimento da barragem.

Para identificar esses possíveis problemas, será realizado um estudo chamado “Estudo de Avaliação de Risco”, que irá utilizar informações já coletadas e novas informações que serão obtidas em novos levantamentos. Como resultado, poderemos conhecer melhor os riscos relacionados ao rompimento da barragem para a sua comunidade. Esse estudo seguirá recomendações do Ministério da Saúde e órgãos internacionais reconhecidos na área. A empresa responsável por realizar este estudo se chama Grupo EPA (EPA Engenharia de Proteção Ambiental Ltda), que está sendo acompanhada pelo Ministério Público.

Liberdade de decisão:

Convidamos o(a) senhor(a) a contribuir com o estudo, permitindo que a equipe do Grupo EPA entre em sua propriedade e realize coletas do solo do seu terreno, de sua água, de seus alimentos de origem vegetal e animal, da poeira da sua casa. Os materiais que forem coletados serão enviados a um laboratório para análise. Isso permitirá um melhor entendimento de como o rompimento da barragem influenciou a área que o(a) senhor(a) mora ou trabalha, para a identificação dos riscos da sua comunidade.

A propriedade que o(a) senhor(a) mora ou trabalha foi escolhida ao acaso para contribuir com o estudo, não havendo nenhum fator que tenha levado a sua escolha, com exceção do local onde a propriedade se encontra, importante para avaliar os riscos de sua comunidade.

O(a) senhor(a) possui plena liberdade em decidir por participar ou não desse estudo, permitindo ou não que a equipe do Grupo EPA entre em sua propriedade e realize coletas, sem prejuízos de nenhum tipo, inclusive em relação aos direitos à indenização.

Se o(a) senhor(a) não quiser participar do estudo no presente momento, nada o(a) impede de participar de etapas futuras dos estudos de avaliação de risco.

O(a) senhor(a) não será remunerado por permitir que a equipe do Grupo EPA entre em sua propriedade e realize coletas, sendo que o tempo previsto que a equipe ficará em sua propriedade é de 60 minutos.

Se o(a) senhor(a) permitir, também gostaríamos de tirar fotos do trabalho realizado pelo Grupo EPA durante as coletas. Nenhum morador/trabalhador da propriedade irá aparecer na foto, somente as atividades de coleta serão fotografadas. Isso é importante para termos registros que comprovem a realização das coletas.

Manutenção do sigilo e da privacidade:

Garantimos em que nenhum momento o seu nome será revelado, sendo garantido o total sigilo da sua participação no estudo.

Somente a equipe responsável pelos estudos de avaliação de risco terá acesso aos dados particulares dos moradores ou trabalhadores do local, sem que isso seja revelado a outras pessoas. Esta equipe será responsável também pelo armazenamento das informações coletadas durante as atividades de campo.

Danos decorrentes da participação no estudo:

Para evitar que seu nome seja exibido e garantir a não identificação de sua identidade, todo material que for coletado na sua propriedade receberá um código que não levará o seu nome, evitando-se assim, qualquer constrangimento que poderia ter em exibirmos sua identidade.

Além disso, caso o(a) senhor(a) se sinta constrangido em algum momento do trabalho, o(a) senhor(a) poderá entrar em contato com o Grupo EPA, que irá retirar as informações associadas ao material coletado na sua propriedade do estudo.

É importante reforçar que a autorização de que a equipe do Grupo EPA entre em sua propriedade e realize coletas não influenciará nos processos que ocorrem para pagamentos de indenizações, benefícios ou questões similares do(a) senhor(a) ou de qualquer pessoa de sua comunidade.

Acompanhamento e acesso aos resultados do estudo:

Esse estudo é dividido em cinco fases. Ao final de cada fase, serão realizadas reuniões com sua comunidade, para que os(as) senhores(as) recebam informações sobre o andamento do estudo.

Também iremos fornecer relatórios para que os(as) senhores(as) tenham acesso às informações coletadas ao longo do tempo.

Contato dos responsáveis pelos Estudos de Avaliação de Risco:

- ✓ EPA Engenharia de Proteção Ambiental Ltda. – Telefone: (11) 3673-0555
- ✓ Gerente do Projeto: Geol^a Marcela Corsini – Telefone: (11) 98639-7344 – E-mail: marcela_corsini@grupoepa.com.br

Acesso ao Termo de Consentimento Livre e Esclarecido:

Sempre que precisar, o(a) senhor(a) poderá ter acesso a uma outra via deste termo. Basta pedir para a equipe de pesquisadores do Grupo EPA.

Declaração de consentimento:

Eu, _____, residente da comunidade (ou bairro) _____, localizado no município de _____, declaro que autorizo, voluntariamente, a equipe da empresa Grupo EPA (EPA Engenharia de Proteção Ambiental Ltda. (CNPJ 48.045.090/0001-63)) a entrar em minha propriedade e realizar coletas de solo, água, alimentos de origem vegetal e animal e poeira, na data de _____, para subsidiar os Estudos de Avaliação de Risco a serem desenvolvidos na bacia hidrográfica do rio Paraopeba. Declaro também que autorizo o uso das informações que virão dos resultados laboratoriais dos materiais coletados nos Estudos de Avaliação de Risco.

Declaro que ☐ **autorizo** ☐ **não autorizo** o registro fotográfico durante os trabalhos de coleta na minha propriedade residencial ou estabelecimento comercial/serviços, a fim de contribuir com o registro das atividades realizadas.

Por fim, declaro que fui informado(a) pelo Grupo EPA (EPA Engenharia de Proteção Ambiental Ltda.) de que as informações dos materiais coletados não serão divulgadas fora do âmbito dos Estudos de Avaliação de Risco, garantindo o sigilo da identidade dos moradores ou trabalhadores do local e, ainda, que após o término dos Estudos de Avaliação de Risco, qualquer tipo de informação pessoal dos participantes do estudo, obtidas durante os trabalhos em campo, seguirão restritas e sigilosas.

Local e data: _____, _____ de _____ de _____.

A assinatura do presente instrumento representa minha concordância com todo o exposto neste documento, sem qualquer ressalva nem restrição.

Assinatura/Nome completo

Ciência do colaborador do Grupo EPA (EPA Engenharia de Proteção Ambiental Ltda.) no momento dos trabalhos de coleta:

Nome:
CPF:

Testemunhas:

Nome:
CPF:

Nome:
CPF:

APÊNDICE 12

Dimensionamento Amostral e Representatividade Espacial do Meio Biótico

1 DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL E REPRESENTATIVIDADE ESPACIAL DO MEIO BIÓTICO

Nos estudos de Avaliação de Risco Ecológico (ARE) devem ser avaliados efeitos diretos e indiretos, estruturais e funcionais, nas escalas espacial e temporal aos receptores ecológicos e devem ser consideradas diferentes linhas de evidência. Na etapa de formulação do problema para a execução do Estudo de Avaliação de Risco Ecológico (ARE) devem ser levantados dados secundários e primários (originais, obtidos em campo). Esta etapa envolve também a caracterização das áreas de influência direta e indireta, a definição da área de estudo, a seleção e caracterização dos estressores e dos receptores ecológicos, o levantamento dos caminhos de exposição, das vias de ingresso e do modo de ação do estressor e a elaboração do modelo conceitual.

A área de estudo deve ser contextualizada em escala regional (por exemplo: microbacias, bacias), com levantamento e priorização dos ecossistemas ou compartimentos ambientais afetados. Além disso, a área deve ser caracterizada pelo seu meio físico típico, bem como suas características de fauna e flora, destacando as espécies de valor econômico, raras, endêmicas, ameaçadas e exóticas invasoras, bem como as espécies/comunidades indicadoras da qualidade ambiental e sensíveis ao estressor.

Os principais componentes das teias/cadeias alimentares do local devem ser descritos por tipo de ambiente, destacando suas características biológicas, variabilidade espacial e sazonal em suas distribuições e densidades que sejam pertinentes à investigação. Por fim, as fontes primárias e secundárias de impactos físicos, químicos e biológicos devem ser identificadas.

A definição de um plano de amostragem para estudos de ARE deve se basear nas características ora descritas, em função da quantidade de informações disponíveis sobre estas (estudos prévios, dados secundários, conhecimento do local e dos grupos envolvidos, entre outros).

Os itens a seguir apresentam as diferentes abordagens de dimensionamento amostral de matrizes do meio biótico (flora e fauna), considerando uma revisão de estudos de caso presentes na literatura. As abordagens são então discutidas, em função das informações disponíveis nas Áreas Alvo Ecológicas (AA_{ECO}) e, por fim, é apresentada a estratégia adotada para a definição do número de estações em cada AA_{ECO}. Essas estações

representam as localidades, cujas etapas de coleta de dados do meio biótico serão executadas.

1.1 ABORDAGEM DE DEFINIÇÃO DE SUBÁREAS AMOSTRAIS

Para o adequado dimensionamento da malha amostral de fauna e flora no âmbito dos Estudos de ARE, será necessária a definição de subáreas (SUB_{AE}) amostras a partir das áreas de estudo ecológico (AE_{ECO}) previamente definidas. A definição das SUB_{AE} será baseada nos seguintes critérios:

- Definição de regiões dentro da em AE_{ECO} estudo que possuam características específicas de fitofisionomia e Zonas de Transição;
- Identificação de habitats por Espécies Alvo previamente selecionadas;
- Distribuição de espécies Alvo nos Habitats previamente identificados;
- Agrupamento de habitats com funções ecossistêmicas similares;
- Locação de pontos de amostragem do meio físico e biótico a partir dos dados secundários disponíveis;
- Tratamento estatístico para avaliação de suficiência e representatividade;
- Definição de malha amostral.

A segmentação mais refinada considerando o conceito de SUB_{AE}, decorre da necessidade de identificar e avaliar a composição biológica presente especificamente em cada segmento ecológico, pois suas características são variáveis e próprias do local onde se encontram. Estas informações são fundamentais para o desenvolvimento da fase de Planejamento (*Planning*) no RAGS *Ecological Risk* (US.EPA, 1997a), e nortearão o desenvolvimento do Plano de Investigação para Meio Ambiente das AE_{ECO}, considerando suas particularidades e potenciais recursos expostos ao impacto decorrente do rompimento da barragem em questão.

1.1.1 Identificação de Fitofisionomias e Delimitação da Cobertura Vegetal

A cobertura vegetal é um dos principais componentes de um ecossistema. Será realizada a identificação das áreas das subbacias que compõem a bacia do rio Paraopeba, incluindo os domínios fitogeográficos, fitofisionomias, formações e outras áreas de vegetação, bem como o inventário preliminar das espécies da flora presentes na área a partir de base em dados secundários.

Para a definição dos limites dos domínios fitogeográficos e seus diferentes tipos de cobertura vegetal (fitofisionomias, formações e outras áreas de vegetação) presentes na bacia do Rio Doce, será utilizado o mapa de biomas do Brasil, através da base de dados

de informações ambientais disponível no BDIA – Banco de Dados de Informações Ambientais (IBGE, 2019). Para a classificação da cobertura vegetal será adotada a descrita no Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012).

A delimitação e identificação dos tipos de cobertura vegetal de cada uma das SUB_{AE} será realizada com o auxílio do software de Sistema de Informações Geográficas (SIG) ArqGIS.

1.1.1.1 Coleta, Organização e Triagem dos Dados Secundários de Fauna e Flora

As informações sobre a biodiversidade de uma região podem ser obtidas a partir do registro como pontos de localização das espécies avaliadas preliminarmente, gerados por aparelhos de GPS (registro da latitude e longitude), ou podem ser apresentadas por meio de polígonos projetados em mapas, que indicam a área de ocorrência de espécies. Adicionalmente, serão utilizados trabalhos técnicos e científicos que tenham sido produzidos em regiões de interesse.

Para a obtenção de dados de flora e fauna (terrestres e aquáticos), serão utilizados bancos de dados onde são armazenadas informações mais detalhadas sobre as espécies, da quais podem ser associadas às suas distribuições geográficas e a fitofisionomia estudada, possibilitando desenvolver análises ecológicas em macro escala.

A **Tabela 1** apresenta a lista dos principais repositórios para a coleta de informações sobre a flora e a **Tabela 2**, apresenta a lista dos principais repositórios para a coleta de informações sobre a fauna.

Tabela 1 - Principais repositórios de dados de biodiversidade utilizados para obtenção de dados secundários de Flora

BANCO DE DADOS	TIPO DE DADO	ACESSO
Reflora Herbário Virtual	Coleção de imagens de plantas brasileiras depositadas em herbários nacionais e internacionais	http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do
Splink	Projeto que tem objetivo integrar a informação primária sobre biodiversidade que está disponível em museus, herbários e coleções microbiológicas, tornando-a disponível, de forma livre e aberta na Internet.	https://specieslink.net/search/
GBIF	Banco de dados de registro de espécies.	https://www.gbif.org
Tropicos	Banco de dados de registro de espécies.	https://www.tropicos.org/
<i>International Plant Name Index</i>	Índice que fornece informações nomenclaturais (grafia, autor, tipos e primeiro lugar e data de publicação) para os nomes científicos de Plantas Vasculares da Família até níveis infra-específicos.	https://www.ipni.org/

Tabela 2 - Banco de informações utilizados para coleta de dados secundários de Fauna

BANCO DE DADOS	TIPO DE DADO	ACESSO
<i>Birds of the World. The Cornell Lab Of Ornithology</i>	Coleção de livros que reúne informações sobre as aves do mundo.	https://birdsoftheworld.org/bow/home
AmphiBIO	Banco de dados ecológicos, sistematicamente organizado, dos anfíbios do mundo	https://www.nature.com/articles/sdata2017123
Amphibia web	Plataforma online que reúne informações sobre os anfíbios do mundo.	https://amphibiaweb.org/
<i>Reptile Database</i>	Plataforma online que reúne informações e dados sobre os répteis do mundo.	http://www.reptile-database.org/
Wikiaves	Plataforma online, colaborativa, que reúne informações e registros das aves no Brasil.	https://www.wikiaves.com.br/
PanTHERIA	Banco de dados ecológicos dos mamíferos do mundo.	https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/08-1494.1
EltonTraits 1.0	Banco de dados ecológicos dos mamíferos e aves do mundo.	https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/13-1917.1
<i>Tree of Life Web Project</i>	Projeto que analisa a relação evolutiva de todas as espécies do mundo, já estudadas.	http://tolweb.org/tree/
IUCN	Projeto que avalia o status de conservação das espécies do mundo, disponibilizando informações como as suas distribuições geográficas.	https://www.iucnredlist.org/
<i>Bird Life International</i>	Organização preocupada em reunir informações sobre a biodiversidade do mundo, intensificada no grupo das Aves.	http://www.birdlife.org/
Species Link	Projeto que tem objetivo integrar a informação primária sobre biodiversidade que está disponível em museus, herbários e coleções microbiológicas, tornando-a disponível, de forma livre e aberta na Internet.	https://splink.cria.org.br/
<i>Global Biodiversity Information Facility</i>	Banco de dados global de registro de espécies (terrestres e aquáticas).	https://www.gbif.org
Portal Biodiversidade	Banco de dados e informações sobre a biodiversidade brasileira gerados ou recebidos pelo Ministério do Meio Ambiente e as instituições a ele vinculadas.	https://portaldbiodiversidade.icmbio.gov.br/portal/

1.1.1.2 Áreas de Ocorrência das Espécies Registradas de Flora e Fauna

Uma vez executada a triagem dos dados secundários de fauna e flora que auxiliaram no processo de segmentação das SUB_{AE}, será possível avaliar os limites de distribuição geográfica das principais fitofisionomias e identificar preliminarmente a distribuição geográfica de espécies na área a ser segmentada. Este procedimento será fundamental para que se consiga testar as hipóteses de definição de subsegmentos, haja vista que as espécies de fauna e flora iram caracterizar a fito ecologia de cada SUB_{AE}.

Após reunir todos os registros de espécimes disponibilizados nos bancos de dados, serão excluídos registros que possuam o mesmo valor de latitude e longitude, pois estes são o mesmo registro depositado em fontes diferentes de dados. Além disto, será feita uma correção da nomenclatura taxonômica, pois muitas espécies ao longo do tempo passam por alterações de nomenclatura devido a novos estudos nos grupos. Será criada uma lista consolidada de espécies que são presentes na bacia do rio Doce e estão relacionadas as fitofisionomias previamente definidas, sendo posteriormente filtrada de acordo com a distribuição em cada SUB_{AE}.

Uma vez realizada a distribuição espacial das espécies de fauna e flora em cada SUB_{AE} definidas para a AE_{ECO} em estudo, serão identificados os habitats presentes em cada segmento, os quais serão agrupados em função das funções ecossistêmicas similares, o que dará origem a segmentos específicos da AE_{ECO} em estudo que servirão de base para o dimensionamento da malha amostral.

1.2 ABORDAGENS DE DIMENSIONAMENTO AMOSTRAL

1.2.1 Determinação da área mínima para representar uma comunidade

Um dos tipos de abordagem de dimensionamento amostral do meio biótico consiste na determinação da área mínima para representar uma comunidade. Nesta, os conceitos apresentados na literatura são baseados especialmente no contexto de levantamento florístico, e tem foco na determinação de um número de “parcelas de campo” e no tamanho destas. De acordo com Iserhagen et al. (2011), a necessidade de se avançar na compreensão dos recursos – no caso deste estudo, recursos florísticos – originou diferentes linhas de pensamento, representadas principalmente pelas escolas de Zurique-Montpellier (Braun-Blanquet), sueca (Du Rietz), russa (Ramenski e Sukatschew), inglesa (Tansley) e norte-americana (Clements e Gleason). Os métodos empregados pelas diferentes escolas para a definição das “parcelas de campo” são apresentados na Tabela 3.

Nos métodos de classificação relacionados à escola de Zürich-Montpellier e ao método “relevé”, o objetivo é a descrição de uma comunidade, ou associação, segundo o conceito original, em termos principalmente florísticos, visando a determinar a área mínima necessária para representar a comunidade. Nesse caso, a presença ou a ausência

de espécies é mais importante do que as variações nos aspectos quantitativos (SCHILLING & BATISTA, 2008).

Para o dimensionamento amostral voltado às Avaliações de Risco, o levantamento dos grupos florísticos e faunísticos na área de interesse deve ser conduzido, considerando inclusive a sensibilidade de cada grupo ao impacto e a capacidade de recuperação pós-impacto.

Tabela 3- Linhas de pensamento na abordagem de compreensão dos recursos florísticos

MÉTODO	OBJETIVO	OBSERVAÇÃO
Zürich-Montpellier	Descrição de uma comunidade em termos florísticos, visando a determinar a área mínima necessária para representar a comunidade	Presença ou ausência de espécies é mais importante do que as variações nos aspectos quantitativos.
Método Sueco	Os estudos mostravam que comunidades estáveis, de composição florística homogênea, formavam sistemas complexos, com agrupamentos de espécies “dominantes” podendo ser encontrados no mesmo habitat.	A dominância de espécies assumiu papel de destaque.
Método Russo	Relacionar as variações graduais das comunidades com as mudanças originadas de alterações ambientais, principalmente as de origens pedológicas e climáticas	Cada sítio de estudo particular foi considerado como uma “biogeocenose”, um complexo de organismos e variáveis ambientais, e suas inter-relações que, posteriormente, originou o termo “ecossistema”
Método de ordenação (Escolas inglesa e americana)	Obter uma representatividade estatística de atributos quantitativos da comunidade, como densidade, frequência e cobertura (dominância) por espécie.	Os resultados são obtidos por meio da utilização de diversas parcelas distribuídas, aleatória ou sistematicamente, sobre a área de estudo

Como indicado em Brito et al. (2007), no Brasil, as informações sobre fitossociologia tornaram-se precípuas para se definirem políticas de conservação, nos programas de recuperação de áreas degradadas, na identificação de espécies ameaçadas, na avaliação de impactos e no licenciamento ambiental, dentre outros âmbitos.

1.2.2 Determinação do quantitativo necessário de elementos a partir de fórmulas ou procedimentos estatísticos

Um outro tipo de abordagem para o dimensionamento amostral do meio biótico consiste na aplicação de fórmulas ou procedimentos estatísticos para determinar o quantitativo necessário de elementos. Neste tipo de abordagem, os conceitos apresentados são desenvolvidos, em especial, no contexto de suficiência amostral para Avaliação de Risco. O objetivo consiste em determinar o número de resultados (n) necessários por espécie coletada com a utilização de dados secundários confiáveis, em uma etapa subsequente a uma investigação preliminar em campo, ou a partir da adoção de parâmetros pré-estabelecidos, baseados em expectativas de resultados e/ou conhecimento prévio da região investigada.

A literatura indica o número de resultados necessário para condução das análises de risco considerando as diferentes linhas de evidência (Química, Física, Ecotoxicológica e Ecológica). Destaca-se que o número de resultados decorrente do uso das fórmulas não equivale ao número de estações do plano de amostragem, visto que estas representam as localidades cuja campanha de campo para a amostragem do meio biótico é executada, enquanto o número de resultados corresponde a quantidade de indivíduos coletados/observados por espécie durante a campanha.

O número de resultados necessário por espécie em um levantamento florístico ou faunístico pode ser determinado por meio de procedimentos estatísticos, com a utilização de curvas de acumulação de espécies (ou curva espécies área, ou ainda curva do coletor); ou por meio de métodos apoiados em regressão linear de platô; ou ainda, com algoritmos matriciais.

A “curva de acumulação de espécies” é uma representação gráfica com grande utilização nas áreas de ecologia, fitossociologia e inventário florestal (SCHILLING & BATISTA, 2006). A análise é realizada por meio de gráficos que relacionam o esforço amostral (número de indivíduos amostrados ou área amostral) cumulativo com o número cumulativo de espécies amostradas. Um procedimento comumente utilizado para definir a suficiência amostral vem da interpretação extraída deste gráfico, que consiste na identificação do ponto em que se inicia o patamar de estabilização. Com esta técnica, verifica-se que o ponto em que a curva atinge o seu ponto de assíntota – ou seja, uma linha reta que se aproxima indefinidamente da curva sem interceptá-la – pode ser interpretado como o ponto no qual grande parte da diversidade da composição local foi amostrada (CULLEN JUNIOR et al., 2004).

Adicionalmente, estudos associados à Avaliação de Risco Probabilístico indicam requisitos e direcionamentos para a definição do número de resultados necessário. Os estudos apresentados por Verdonck (2003) são exemplos de referências envolvendo essa abordagem, associadas à Avaliação de Risco Ecológico.

A partir do número de resultados necessário (definido pelas fórmulas estatísticas) e havendo expectativas de densidade e localização de espécies, é possível dimensionar indiretamente o número de estações. Neste dimensionamento indireto também é possível associar uma expectativa da relação entre tempo e quantidade de coleta, além da quantidade de campanhas necessária para atingir o número definido. No entanto, é

possível notar com os procedimentos ora descritos que este dimensionamento é função de informações prévias da região em estudo, como a abundância das populações; a diversidade e riqueza das espécies, entre outros fatores.

1.2.3 Quantitativo de estações presentes em estudos de caso na literatura

A Tabela 4 apresenta alguns exemplos presentes na literatura científica acerca de estudos que abordam o quantitativo de estações adotado para o meio biótico. Nesta tabela, é possível obter informações como a relação entre a quantidade de estações e a área de estudo, o objetivo de estudo (Avaliação de Risco, Inventário Florestal, entre outros), as técnicas de amostragem empregadas nos estudos e o quantitativo de amostras coletadas.

Tabela 4 - Exemplos de estudos de caso presentes na literatura científica que abordam o quantitativo de estações adotado para o meio biótico

Estudo	Local	Área	Qtde. de estações	Objetivo	Observações	Amostragem – Plano de análise	“n” amostral
Rodrigues (2006)	Baía da Ribeira	172 km ²	5 estações (1 est/35 km ²)	Análise de Risco Ecológico	4 espécies de peixes ósseos, pertencentes a 3 ordens e famílias diferentes. Ambiente oligotrófico.	Coletas realizadas bimestralmente e a cada campanha foi efetuado 1 arrasto por estação. 10 campanhas.	Foram coletados um total de 200 peixes de 4 espécies: 96-31-33-40
Rodrigues (2006)	Baía de Guanabara	380 km ²	2 estações ¹ (1 est/190 km ²)	Análise de Risco Ecológico	4 espécies de peixes ósseos, pertencentes a 3 ordens e famílias diferentes. Ambiente eutrófico.	Campanha única com 1 arrasto para cada estação.	Foram coletados um total de 84 peixes: 70-14
Vibrans et al. (2012)	Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina	95000 km ²	97 Unidades Amostras para alcançar um erro amostral de 10% com um nível de probabilidade de 5% - 214 Unidades Amostras	Inventário Florestal	Distribuição sistemática das unidades amostrais, a partir de uma grade (rede) de pontos com distância de 10 x 10 km, cobrindo todo o estado.	O método de amostragem é de área fixa em conglomerados compostos por 4 subunidades com área de 1000 m ² (20 x 50m), perpendiculares a partir de um ponto central.	
Salice et al., (2018)	Adjacências da Base Aérea Barksdale, EUA.	89 km ²	15 pontos de coleta (1/ 5,9km ²)	Análise de Risco Ecológico	Os pontos foram distribuídos com base no fluxo de águas subterrâneas da região, com dois pontos fora, para avaliar a amplitude do impacto.	5 períodos de coleta entre 2013 e 2014, coletando água, sedimento e biota.	
Zeppelini et al., 2016	Reserva Biológica de Guaribas, PB	40,2 km ²	Pontos de coleta não fixos	Estimação de assembleia de morcegos	Capturas foram feitas com redes de 7x3m, abertas das 17:00 às 5:00 e checada a cada hora para remoção das espécies	2 campanhas de coleta, primeira de Abril à Outubro de 2011, por 34 dias, segunda de Fevereiro à Outubro de 2012, por 28 dias.	Primeira campanha: 187 indivíduos de 24 espécies; Segunda campanha: 1073 indivíduos de 11 espécies.

Vale ressaltar que os trabalhos apresentam o quantitativo de estações utilizado, mas não abordam o procedimento de dimensionamento. Pode-se notar, no entanto, que o quantitativo de estações é função do tempo e do tipo de amostragem utilizada, em que um estudo piloto normalmente foi conduzido previamente.

Nota-se ainda que a quantidade de pontos por área (estações/km²) é significativamente variável, com estudos que apresentam a relação estação / área inferior à 100 km² (RODRIGUES, 2006; SALICE et al, 2018) ou superior à 100 km² (RODRIGUES, 2006; VIBRANS et al, 2012), além de estudos que até mesmo definiram estações de coleta que não eram fixas (ZEPPELINI et al., 2016).

Além disso, alguns dos estudos salientam que é necessário abranger uma maior área amostral nas regiões analisadas para inferir se o Risco Ecológico é distribuído em toda região ou se há áreas com maior resposta biológica aos impactos ambientais ocorridos.

1.2.4 Considerações sobre as abordagens de dimensionamento amostral

Por meio da primeira abordagem (*1.2.1 - Determinação da área mínima para representar uma comunidade*), é possível determinar áreas representativas que contemplem a variedade de matrizes, ecossistemas e espécies presentes nas AAECOs, porém há dificuldade na determinação dessas áreas baseadas em referências prévias e nas especificidades da Avaliação de Risco do Projeto. Para condução da segunda abordagem (*1.2.2 - Determinação do quantitativo necessário de elementos a partir de fórmulas e procedimentos estatísticos*), algumas condições devem ser satisfeitas para a aplicação das fórmulas estatísticas e, assim, as estimativas se tornam confiáveis quando há dados secundários ou parâmetros de entrada pré-definidos com expectativas de ordem de grandeza com justificativa técnica.

Portanto, nota-se que há similaridades entre as abordagens apresentadas nos itens 1.2.1 e 1.2.2, de modo que o dimensionamento é conduzido a partir de conhecimento prévio da região, associado à utilização de dados secundários confiáveis e os objetivos da análise. Em ambas, são desejadas análises exploratórias prévias e/ou estudos-piloto específicos para as análises. Como indicado no documento técnico da CETESB (2020), nas etapas de análise devem ser levantados dados de campo para serem realizadas as investigações da probabilidade ou intensidade da exposição dos receptores aos estressores

e da probabilidade ou intensidade dos efeitos. O objetivo desta etapa é fornecer elementos para a caracterização do risco.

Na concepção do dimensionamento amostral, os pontos de amostragem devem ser selecionados considerando a heterogeneidade das áreas de estudo, procurando representar os diferentes compartimentos ambientais. O documento técnico da CETESB (2020) também indica que o estabelecimento do número e a distribuição dos pontos de amostragem e a malha amostral dependem de informações previamente conhecidas, tais como:

- Trabalhos de campo na Área de Influência que detalhem a situação em termos espaciais e temporais, envolvendo as diferentes linhas de evidência (Química, Física, Ecotoxicológica e Ecológica);
- A variabilidade natural na escala espacial, como os gradientes de distribuição;
- A variabilidade natural na escala temporal, como a sazonalidade ou o ciclo hidrológico;
- Efeitos de outros estressores que eventualmente ocorram na área de estudo;
- Os Objetos de Proteção selecionados, como Abundância e Viabilidade das populações; Estrutura da comunidade; Diversidade; Riqueza.

O próximo Item aborda a metodologia adotada neste Projeto para a determinação do número de estações, com base nas informações disponíveis sobre as AAECOs.

1.3 DETERMINAÇÃO DO NÚMERO DE ESTAÇÕES

Para a determinação do número de estações, adotou-se a premissa que: quanto maior a complexidade ecológica presente na AE_{ECO}, mais estações são necessárias. Seguindo esta premissa e com base nas informações disponíveis nas AE_{ECO}, uma estratégia de dimensionamento é proposta. Nesta, duas variáveis indiretas de complexidade são utilizadas: a quantidade de sub-áreas presentes nas AE_{ECO} - q_{sub} (Item 1.3.1.1) e o Índice de Patton – C (Item 1.3.1.2). Além disso, um quantitativo mínimo de estações ($n_{estações}$) em uma AE_{ECO} é adotado para um cenário que apresenta baixa complexidade ecológica (Item 1.3.1.3). De posse dessas informações, são definidos cenários críticos e, a partir destes, um plano de interpolação numérica é obtido. A partir do plano obtido é possível extrair uma fórmula prática, que é utilizada para o dimensionamento do número de estações ($n_{estações}$).

O Item 1.3.2 apresenta a definição dos cenários e o plano de interpolação, enquanto o Item 1.3.3 apresenta a fórmula de dimensionamento obtida e o Item 1.4 apresenta o desenvolvimento geral de um plano de interpolação com base em 3 entradas.

1.3.1 Variáveis Utilizadas e Premissas Adotadas

Os tópicos a seguir indicam as principais variáveis e premissas técnicas adotadas no desenvolvimento da metodologia de determinação do número de estações.

1.3.1.1 Quantidade de Sub-áreas

No âmbito deste estudo, o conhecimento prévio adquirido das AE_{ECO} foi utilizada na definição das sub-áreas. Estas consideram as bacias hidrográficas, as fitofisionomias presentes na região e a presença de espécies-alvo. Dessa forma, a quantidade de sub-áreas em cada AE_{ECO} é uma medida indireta da complexidade presente na região. Como premissa técnica adotada no desenvolvimento desta metodologia na determinação do número de estações, adota-se que: quanto maior a quantidade de sub-áreas (q_{sub}) em uma AAECO, maior a complexidade ecológica e, portanto, são necessárias mais estações.

1.3.1.2 Índice de Patton

O índice de Patton (PATTON, 1975) é uma medida de complexidade ecológica, empregada para quantificar o efeito de borda de uma região sob avaliação, neste caso, as AE_{ECO}. Trata-se de um índice que é obtido por meio de uma relação entre área e perímetro da região avaliada.

Quanto maior o índice de Patton (C), mais complexa é a forma da região, maior a probabilidade de ocorrência de microambientes e maior o efeito de borda (SOUZA et al., 2008). A equação a seguir é utilizada para determinar o índice de Patton (C):

$$C = \frac{P}{2 \sqrt{\pi A}}$$

Onde:

C – Índice de Patton

P – Perímetro da região avaliada

A – Área da região avaliada

Os valores do Índice de Patton (C) variam entre 1 – que representam uma área com círculo perfeito – e infinito – que representam formas complexas, não circulares. Conforme Guariz et al. (2011), os valores são agrupados em 4 categorias (Tabela 5), baseadas na classificação de Henao (1988), sendo: Redondo: $C < 1.25$, Oval redondo: $1.25 < C < 1.75$, Retangular: $1.76 < C < 2$ e Amorfo: $C > 2$.

Tabela 5 - Classificação do Índice de Patton

C	Categoria
$< 1,25$	Redondo
$1,25 < C < 1,75$	Oval Redondo
$1,76 < C < 2$	Retangular
$C > 2$	Amorfo

Como premissa técnica adotada no desenvolvimento desta metodologia na determinação do número de estações, adota-se que: quanto maior o Índice de Patton (C) em uma AAECO, maior a complexidade ecológica (efeito de borda, disposição espacial de espécies, influência da área e fator de forma) e, portanto, são necessárias mais estações.

1.3.1.3 Quantitativo mínimo de estações

A decisão pela quantidade de unidades amostrais (estações) pode ser baseada em um limite de erro estabelecido, conforme um determinado nível de probabilidade para uma determinada variável, como por exemplo um limite de 10% de erro a 95% de probabilidade para a variável densidade. Em função deste limite e da variância obtida em uma pré-amostragem, calcula-se a intensidade amostral, que é o número de unidades amostrais (estações) necessárias para compor uma campanha, desde que atenda o limite de erro estipulado (FELFILI et al, 2005; FELFILI, REZENDE, 2003). Na ausência de uma pré-amostragem e de expectativa de resultados para as estimativas citadas, o número mínimo de estações é definido, garantindo uma condição suficiente para condução das análises.

De acordo com os trabalhos desenvolvidos por Felfili et. Al (2005) e Felfili & Rezende (2003), o número mínimo de parcelas em um inventário exploratório é 10, para que possa ser efetuado o cálculo de variância entre as parcelas. Ainda de acordo com estes pesquisadores, para o cálculo de estatísticas como análise de regressão, é desejável pelo menos 30 parcelas.

Como premissa técnica adotada no desenvolvimento desta metodologia na determinação do número de estações, adota-se que o cenário de menor complexidade

ecológica (isto é, aquele que apresenta menor quantidade de sub-áreas - q_{sub}) e menor Índice de Patton - C) deve apresentar um quantitativo mínimo de 10 estações.

No entanto, vale ressaltar que, após definido o número de estações na AAECO, alguns requisitos em relação ao tamanho da unidade amostral e à suficiência amostral devem ser atendidos. O tamanho mínimo de uma estação (unidade amostral) deve ser aquele que reflita a estrutura da comunidade, e a amostragem deve ser suficientemente grande para representar adequadamente a diversidade da área estudada. Para isso, as unidades amostrais, que podem ser parcelas, devem conter as variações naturais da fisionomia, áreas mais fechadas, mais abertas, de modo que a variância entre parcelas seja minimizada.

Alguns requisitos devem ser levados em consideração nesta análise. Estes são apresentados a seguir, explicitando o cumprimento a partir da metodologia empregada:

- “Requisito Repetição”: Deve-se usar mais de uma estação (unidade amostral), permitindo checar a variabilidade entre elas;
- “Requisito Casualização”: As estações (unidades amostrais) devem apresentar um grau de aleatoriedade em sua disposição espacial;
- “Requisito Controle Local”: Em ambientes distintos, deve haver estratificação para refletir a variabilidade e o consequente esforço amostral;
- “Requisito Quantitativo Mínimo de Estações”: Deve-se garantir o mínimo de estações (unidades amostrais) para possibilitar análises desejadas.

1.3.2 Definição dos Cenários de Referência e do Plano de Interpolação

O número de estações é definido a partir de um plano de interpolação baseado em 3 cenários de referência. A partir da definição do plano (por meio de uma interpolação linear bidimensional), é possível extrair uma fórmula que exprime o número de estações necessário em função das variáveis Índice de Patton - C e quantidade de sub-áreas presentes na AAECO - q_{sub} .

O equacionamento é iniciado com a definição de três cenários de contorno, frutos de estudos previamente elaborados que incluem as características geométricas das áreas de estudo, atributos relacionados ao meio biótico da região de interesse, e o número de sub-áreas presente. Um esquema ilustrativo da metodologia adotada e os cenários de

contorno para o problema, podem ser vistos, respectivamente, na Figura 1 e na Tabela 6. Tal esquema representa uma particularização do desenvolvimento analítico para determinação de um plano de interpolação numérica dados três pontos não colineares (Ver Item 1.4).

Nota-se que, para o cenário de contorno 1, os valores adotados para as variáveis C e q_{sub} caracterizam um cenário menos crítico em termos de complexidade ecológica. Para este caso, o número adotado de estações corresponde ao mínimo, que é 10, conforme indicado no Item 1.3.1.3. Para um cenário mais crítico do ponto de vista da complexidade ecológica – denominado cenário de contorno 2 – as variáveis C e q_{sub} valem 4 e 5, respectivamente, e o número adotado de estações corresponde à 30. Um terceiro cenário é desenvolvido com complexidade intermediária em relação aos demais, apresentando índice de Patton de 1.75, 3 sub-áreas e 15 estações.

Figura 1 - Esquema ilustrativo do plano de interpolação presente na metodologia adotada e os cenários de contorno para o Projeto

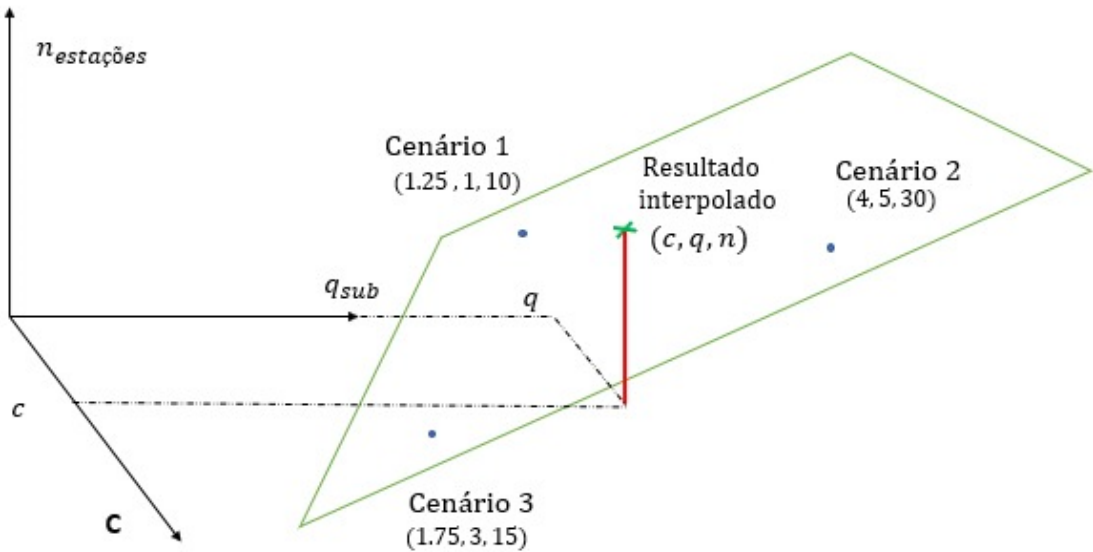


Tabela 6 - Cenários de contorno para o dimensionamento do número de estações

	Categoria	Patton	Sub-áreas	N
Cenário 1	Redondo	1.25	1	10
Cenário 2	Amorfo	4.00	5	30
Cenário 3	Retangular	1.75	3	15

1.3.3 Fórmula de Dimensionamento do Quantitativo de Estações Necessárias ($n_{\text{estações}}$)

A partir dos 3 cenários definidos (enumerados na Tabela 6), um plano de interpolação é gerado, cuja visualização é esquematicamente representada na Figura 1. A partir deste, dados um Índice de Patton C e um número de sub-áreas q_{sub} para uma determinada região de estudo, o número de estações necessárias ($n_{\text{estações}}$) pode ser obtido por meio da equação abaixo (desenvolvida a partir de manipulações algébricas da equação do plano, conforme indicado no Item 1.4).

$$n_{\text{estações}} = \frac{20c + 3,75q + 6,25}{3,50}$$

Dentro do cenário de Avaliação de Risco e amostragem de fauna e flora, o número de estações definidas para cada AAECO do Projeto é apresentado na Tabela 7. Caso existam estações já presentes na região, é possível reduzir o número de estações complementares, subtraindo do quantitativo total de estações necessárias àquelas já existentes. Dessa forma:

n° de estações propostas final = n° de estações necessárias - n° de estações existentes

Tabela 7 - Número de estações necessárias por AAECO

AA-ECO	n° de estações necessárias
A	25
B	13
C	14
D	19
E	22

1.4 DEDUÇÃO ANALÍTICA DA EQUAÇÃO DO PLANO DADOS TRÊS PONTOS NÃO COLINEARES

Este Item tem por finalidade apresentar o desenvolvimento analítico da equação do plano de interpolação (denotado por π) de acordo com a forma indicada na Equação 2 e dados três pontos não colineares, apresentados na Tabela 8:

$$Z = Ax + By + C \quad (\text{Equação 2})$$

Tabela 8 - Pontos não colineares P_1 , P_2 e P_3

	X	Y	Z
P_1	x_1	y_1	z_1
P_2	x_2	y_2	z_2
P_3	x_3	y_3	z_3

O processo é iniciado com a escolha do ponto P_1 a partir do qual partem dois vetores não coincidentes $\vec{V} = [P_2 - P_1]$ e $\vec{W} = [P_3 - P_1]$. Sobre tais vetores, reside o plano π cujo vetor normal $\vec{O}$ pode ser obtido da relação exposta na Equação 3:

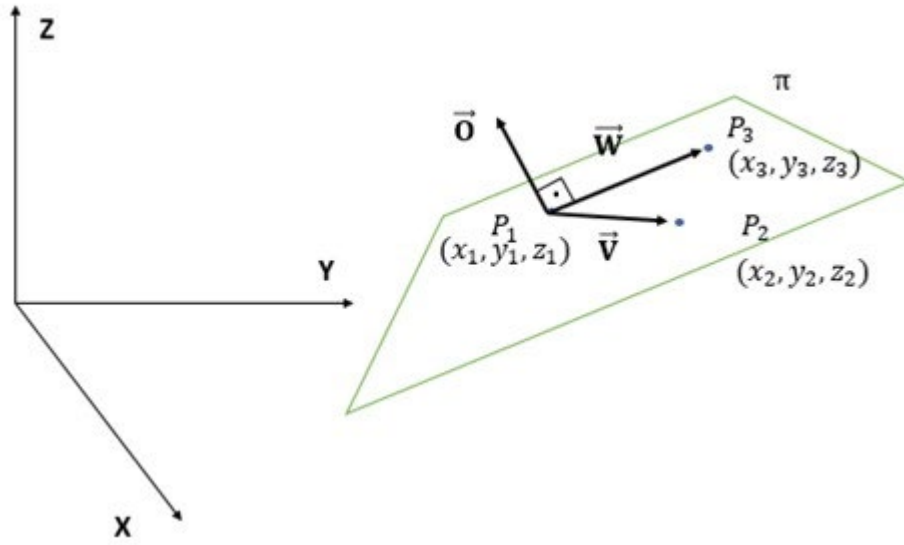
$$\vec{O} = [P_2 - P_1] \times [P_3 - P_1] \quad (\text{Equação 3})$$

Onde $\times$ denota o produto vetorial no Espaço Euclidiano. Da álgebra linear, sabe-se que o resultado da Equação 3 pode ser obtido de:

$$\vec{O} = \det \begin{bmatrix} \vec{i} & \vec{j} & \vec{k} \\ x_2 - x_1 & y_2 - y_1 & z_2 - z_1 \\ x_3 - x_1 & y_3 - y_1 & z_3 - z_1 \end{bmatrix}. \quad (\text{Equação 4})$$

A Figura 2 ilustra, de forma esquemática, os vetores $\vec{O}$, $\vec{V}$ e $\vec{W}$, o plano π , bem como os pontos iniciais P_1 , P_2 e P_3 que representam as condições iniciais do equacionamento.

Figura 2 - Ilustração esquemática do Plano de Interpolação



Uma propriedade importante que resulta da Equação 4 é a perpendicularidade do vetor $\vec{O}$ com quaisquer outros vetores que residem sobre plano π . Assim, obtém-se a seguinte identidade:

$$\vec{O} \cdot [x - x_1, y - y_1, z - z_1] = 0 \quad (\text{Equação 5})$$

Onde $(\cdot)$ denota o produto escalar no Espaço Euclidiano tridimensional.

O desenvolvimento da Equação 4 resulta em:

$$\begin{aligned} \vec{O} = & [(y_2 - y_1)(z_3 - z_1) - (z_2 - z_1)(y_3 - y_1)]\vec{i} \\ & - [(x_2 - x_1)(z_3 - z_1) - (z_2 - z_1)(x_3 - x_1)]\vec{j} \\ & + [(x_2 - x_1)(y_3 - y_1) - (y_2 - y_1)(x_3 - x_1)]\vec{k}. \end{aligned} \quad (\text{Equação 6})$$

Com a propriedade enunciada na Equação 5, obtém-se a seguinte relação:

$$\begin{aligned} & [(y_2 - y_1)(z_3 - z_1) - (z_2 - z_1)(y_3 - y_1)][x - x_1] \\ & - [(x_2 - x_1)(z_3 - z_1) - (z_2 - z_1)(x_3 - x_1)][y - y_1] \\ & + [(x_2 - x_1)(y_3 - y_1) - (y_2 - y_1)(x_3 - x_1)][z - z_1] = 0. \end{aligned} \quad (\text{Equação 7})$$

Assim, os coeficientes A , B e C , presentes na equação do plano dada pela forma apresentada na Equação 2 podem ser obtidos pelas seguintes relações:

$$A = -\frac{[(y_2 - y_1)(z_3 - z_1) - (z_2 - z_1)(y_3 - y_1)]}{[(x_2 - x_1)(y_3 - y_1) - (y_2 - y_1)(x_3 - x_1)]} \quad (\text{Equação 8-a})$$

$$B = \frac{[(x_2 - x_1)(z_3 - z_1) - (z_2 - z_1)(x_3 - x_1)]}{[(x_2 - x_1)(y_3 - y_1) - (y_2 - y_1)(x_3 - x_1)]} \quad (\text{Equação 8-b})$$

$$\begin{aligned} C = & \frac{[(y_2 - y_1)(z_3 - z_1) - (z_2 - z_1)(y_3 - y_1)]x_1}{[(x_2 - x_1)(y_3 - y_1) - (y_2 - y_1)(x_3 - x_1)]} \\ & - \frac{[(x_2 - x_1)(z_3 - z_1) - (z_2 - z_1)(x_3 - x_1)]y_1}{[(x_2 - x_1)(y_3 - y_1) - (y_2 - y_1)(x_3 - x_1)]} \quad (\text{Equação 8-c}) \\ & + z_1 \end{aligned}$$

Por fim, ressalta-se que os pontos P_1 , P_2 e P_3 dos quais a equação do plano foi deduzida podem representar as condições iniciais enunciadas no Item 1.3.2 para os três cenários de contorno definidos na metodologia de dimensionamento amostral do meio biótico presente neste Projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRAUN-BLANQUET, J. Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales. 3. ed. Madrid: Aum. Blume (1979).

BRITO, A.; FERREIRA, M.Z.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R.S.; OLIVEIRA, A.D.; ACEWRBI, F.W. **Comparação entre os métodos de quadrantes e PRODAN para análises florística, fitossociológica e volumétrica.** Revista Cerne 13(4): 399-405 (2007).

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Avaliação de Risco Ecológico (ARE) – P4.001.** 1ª Edição, 38 p. (2020).

CULLEN JUNIOR, L; RUDRAN, R; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (2004).

CUNHA, P. M. O. M. **Avaliação de risco ecológico da lagoa de Jacarepaguá-RJ.** Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. 104p (2020).

FELFILI, J.; CARVALHO, F.; HAIDAR, R. **Manual Para o Monitoramento de Parcelas Permanentes nos Biomas Cerrado e Pantanal.** Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal. ISBN 85-87599-23-2 (2005).

FELFILI, J. **Tópicos em análise de vegetação.** Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 34p. – Comunicações Técnicas Florestais, v.2, n.2. ISBN 85-87599-08-9 (2000).

GUARIZ, H.R.; CAMPANHARO, W.A.; PICOLI, M.H.S. **Avaliação do Tamanho e Forma de Fragmentos Florestais por meio de Métricas de Paisagem.** Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental. Guarapari – ES (2011).

ISERHAGEN, I; MENEZES-SILVA, S; GALVÃO, F. A fitossociologia florestal no Paraná: listagem bibliográfica comentada (2011).

PATTON, D.R. **A diversity index for quantifying hábitat edge.** Wildlife Society Bulletin, v.3, p.171-173 (1975).

RODRIGUES, A. P. C et al. **Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso.** Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 126p. Série Estudos e Documentos, 78 (2011).

RODRIGUES, A. P. C. Avaliação de risco ecológico associado à contaminação mercurial em dois estuários do estado do Rio de Janeiro: Baía de Guanabara e Baía da Ribeira. Dissertação (Mestrado em Geociências - Geoquímica Ambiental). Universidade Federal Fluminense (2006).

SALICE, J.; ANDERSON, T.; ANDERSON, R.; OLSON, A. Ecological Risk Assessment of Perfluorooctane Sulfonate to Aquatic Fauna from a Bayou Adjacent to Former Fire Training Areas at a US Air Force Installation. *Environmental Toxicology and Chemistry* —Volume 37, Number 8 — pp. 2198–2209 (2018).

SCHILLING, A.C.; BATISTA, J.L.F. **Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais.** *Revista Brasileira de Botânica* 2; 31(1):179-187 (2008).

SOUZA, B.; COSTA, R. I. F.; LOUZADA, J. N. C. Influência do tamanho e da forma de fragmentos florestais na composição da taxocenose de crisopídeos (Neuroptera: Chrysopidae). *Arquivos do Instituto Biológico*, v. 75, n. 3, p. 351- 358 (2008).

U.S. Environmental Protection Agency (US.EPA). Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for Use in Developing a Quality Assurance Project Plan. EPA QA/G-5S. (2002).

VERDONCK, F. **Geo-Referenced Probabilistic Ecological Risk Assessment.** Tese de Doutorado. UNIVERSITEIT GENT (2003).

VIBRANS, A.C.; MOSER, P.; LINGNER, D.V.; GASPER, A.L. DE. **Metodologia do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina.** Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. I, Diversidade e conservação dos remanescentes florestais. Blumenau. Edifurb (2012).