

NÁDIA REGINA ERNESTO PEREIRA POTENCIANO

Aplicação do modelo matemático para o cálculo do risco de efluentes de uma mineração de urânio na biota de água doce

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia da Universidade de São Paulo, Instituto Butantan e Instituto de Pesquisas Tecnológicas para obtenção do Título de Mestre em Biotecnologia.

São Paulo
2024

NÁDIA REGINA ERNESTO PEREIRA POTENCIANO

Aplicação do modelo matemático para o cálculo do risco de efluentes de uma mineração de urânio na biota de água doce

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia da Universidade de São Paulo, Instituto Butantan e Instituto de Pesquisas Tecnológicas, para obtenção do título de Mestre em Biotecnologia.

Área de concentração: Biotecnologia

Orientadora: Profa Dra. Ana Clara Guerrini Schenberg

Versão corrigida. A versão original eletrônica, encontra-se disponível tanto na Biblioteca do ICB quanto na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP (BDTD).

São Paulo
2024

CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
Serviço de Biblioteca e informação Biomédica
do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo

Ficha Catalográfica elaborada pelo(a) autor(a)

Ernesto Pereira Potenciano, Nádia Regina

Aplicação do modelo matemático para o cálculo do risco de efluentes de uma mineração de urânio na biota de água doce / Nádia Regina Ernesto Pereira Potenciano; orientadora Ana Clara Guerrini Schenberg. -- São Paulo, 2024.

83 p.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade de São Paulo, Instituto de Ciências Biomédicas.

1. Avaliação de Risco Ambiental. 2. Biota Não Humana. 3. Radionuclídeos Naturais. 4. Erica Tool. 5. Radioproteção. I. Guerrini Schenberg, Ana Clara, orientadora. II. Título.



Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira", Butantã, São Paulo, SP - Av. Professor Lineu Prestes, 2415 - ICB III - 05508 000
Comissão de Ética em Pesquisa - Telefone(11) 3091-7733 - e-mail: cep@icb.usp.br

CERTIFICADO DE ISENÇÃO

Certificamos que o Protocolo CEP-ICB nº **1249/2022** referente ao projeto intitulado: **"Aplicação do modelo matemático para o cálculo do risco de efluentes de uma mineração de urânio na biota de água doce"** sob a responsabilidade do(a) aluno(a) **"Nádia Regina Ernesto Pereira"**, e orientação do(a) Prof.(a) Dr.(a) **"Ana Clara Guerrini Schenberg"**, do **Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia**, foi analisado pela **CEUA** - Comissão de Ética no Uso de Animais e pelo **CEPSH** - Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos, tendo sido deliberado que o referido projeto não utilizará animais que estejam sob a égide da Lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, nem envolverá procedimentos regulados pela Resolução CONEP nº 466/2012.

São Paulo, 13 de Julho de 2022.

Profa. Dra. **Luciane Valéria Sita**
Coordenadora CEUA ICB/USP

Profa. Dra. **Camila Squarzoni Dale**
Coordenadora CEPSH ICB/USP

Dedico este trabalho a Deus, por todas as oportunidades que Ele me ofereceu em meio a tantas adversidades.

Aos meus pais João Carlos e Regina, meus irmãos Lucas e Rodrigo, que me deram suporte e incentivo a minha formação, em especial ao último, o meu maior exemplo de que a Educação transforma vidas e nos leva a lugares inimagináveis.

A todos os meus professores, desde o primeiro da Educação Básica, pois todos foram igualmente essenciais no despertar do meu amor e apreço pelos estudos e pela Ciência.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Dra. Ana Clara Guerrini Schenberg e aos colaboradores Dr. Alessander Sá do Carmo, Dr. Wagner de Souza Pereira e Dra. Heliana de Azevedo Franco do Nascimento pela confiança, paciência e por todo empenho e ajuda no desenvolvimento desta Dissertação.

Ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia da Universidade de São Paulo pela oportunidade e suporte.

À Comissão Nacional de Energia Nuclear - Laboratório de Poços de Caldas - por ter aberto as portas para minha iniciação científica, a qual foi de suma importância no encaminhamento para esta linha de pesquisa e às minhas colegas de trabalho do local Dra. Bianca Geraldo, Ma. Janaína Magalhães Flor, Gabriela Barrios, Luciana Prack e Julie Soares Santos.

RESUMO

POTENCIANO, N.R.E.P. **Aplicação do Modelo Matemático para o Cálculo do Risco de Efluentes de uma Mineração de Urânio na Biota de Água Doce**. 2024. n° de folhas (ex. 83 f.) Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

São recentes as abordagens de radioproteção para além do escopo de proteção da biota não humana frente à exposição à radiação ionizante. Entretanto, a liberação de efluentes de mineração de urânio no meio ambiente causa impactos potencialmente danosos na biota aquática, os quais podem ser calculados a partir de uma avaliação de risco ambiental, realizada com o uso de modelagem matemática, estimando-se o coeficiente de risco. No presente trabalho, foi utilizado o Código Computacional “*Environmental Risk from Ionizing Contaminants Assessment*” (ERICA Tool) para estimar o risco de efluentes de mineração tratados da Unidade em Descomissionamento de Caldas (UDC) na biota aquática, a partir da compilação de dados públicos contidos no Relatório Técnico da Comissão das Águas no Planalto de Poços de Caldas, elaborado por um ajuntamento de instituições locais. Esse documento forneceu as concentrações de atividade dos radionuclídeos obtidas em amostras de água do Ponto 05 no Reservatório das Antas, ponto que foi selecionado por estar próximo da interface da mineração de urânio das Indústrias Nucleares do Brasil S/A (INB) UDC com o meio ambiente. A partir da inserção das concentrações médias de atividade no programa ERICA Tool, verificou-se que o rádio-226 apresentou maior contribuição ao quociente de risco (QR) associado aos radionuclídeos analisados. A estimativa dos quocientes de risco para os compartimentos bióticos avaliados no programa demonstrou que larvas de insetos e a comunidade zooplânctônica foram os representantes da biota aquática sob maior risco nas condições avaliadas. Peixes (bentônicos e pelágicos) e fitoplânctons apresentaram valores duas vezes maior que o limite de quociente de risco estipulado ($QR = 1$), enquanto os crustáceos sobressaíram esse valor em três vezes. Além dos efeitos radiológicos para a biota não humana apontados pelo Código ERICA Tool, características físico-químicas das amostras em questão também podem contribuir para o risco à biota aquática. De fato, foram encontrados valores elevados de concentração de sólidos totais dissolvidos, manganês, alumínio, ferro, íon fluoreto e íon sulfato, quando comparados aos valores limites estipulados pela Resolução CONAMA 357 (2005), os quais podem interferir nos sistemas biológicos, conforme estudos publicados. Com base nos resultados obtidos, sugere-se a revisão do tratamento dos efluentes lançados no meio ambiente por parte do operador, visando a proteção da biota não humana. Propõe-se a inclusão do Código ERICA Tool no escopo normativo brasileiro, uma vez que o Brasil ainda não dispõe de metodologia oficial para o cálculo de dose na biota. Os resultados obtidos neste trabalho mostraram que a aplicação do modelo matemático ERICA Tool deu agilidade e mostrou ser vantajosa em estudos de diagnóstico, para ações de proteção radiológica ambiental da biota não humana. Adicionalmente ao avanço do conhecimento científico, os resultados poderão contribuir para a elaboração de normativas e nas recomendações dos órgãos vigentes, além de serem úteis em ações de licenciamento, monitoração e fiscalização ambiental, bem como no avanço de estudos científicos.

Palavras-chave: Risco ambiental. Biota não humana. Radionuclídeos naturais. ERICA Tool. Radioproteção ambiental.

ABSTRACT

POTENCIANO, N.R.E.P. **Application of the Mathematical Modeling to Calculate the Risk of Effluents from a Uranium Mine in Freshwater Biota.** 2024. n° de folhas (ex. 83 f.) Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

Radiation protection approaches beyond the scope of protecting non-human biota from exposure to ionizing radiation are recent. However, the release of uranium mining effluents into the environment causes potentially harmful impacts on aquatic biota, which can be calculated from an environmental risk assessment, performed with the use of mathematical modeling, estimating the risk coefficient. In the present work, the Computer Code "*Environmental Risk from Ionizing Contaminants Assessment*" (ERICA Tool) was utilized to estimate the risk of treated mining effluents from the Caldas Decommissioning Unit (UDC) on aquatic biota, from the compilation of public data contained in the Technical Report of the Water Commission in the Poços de Caldas Plateau, prepared by a gathering of local institutions. This document provided the radionuclide activity concentrations obtained in water samples from Point 05 in the Antas Reservoir. This point was selected for being close to the interface of the uranium mining of Indústrias Nucleares do Brasil S/A (INB) UDC with the environment. The results obtained upon insertion of the average activity concentrations in the ERICA Tool program, showed that radium-226 presented the highest contribution to the risk quotient (RQ) associated with the analyzed radionuclides. The estimation of the risk quotients for the biotic compartments evaluated in the program showed that insect larvae and zooplankton community were the representatives of the aquatic biota at greatest risk under the evaluated conditions. Fishes (benthic and pelagic) and phytoplanktons showed values twice as high as the stipulated risk quotient limit ($QR = 1$), while crustaceans exceeded this value by three times. In addition to the radiological effects on non-human biota indicated by the ERICA Tool Code, physicochemical characteristics of the samples in question may also contribute to the risk to aquatic biota. In fact, high concentrations of total dissolved solids, manganese, aluminum, iron, fluoride ion, and sulfate ion were found when compared to the values stipulated by the CONAMA Resolution 357 (2005), which can interfere with biological systems, according to published studies. Based on the obtained results, we suggest a review of the treatment of effluents discharged into the environment by the operator, aiming to protect the non-human biota. We propose the inclusion of the ERICA Tool Code in the Brazilian regulatory scope, since Brazil still does not have an official methodology for calculating the dose to biota. The study attests that the application of the ERICA Tool mathematical provided agility and is advantageous in diagnostic studies, for environmental radiological protection actions of non-human biota. Additionally to the advancement of scientific knowledge, the results may contribute to the elaboration of norms and in the recommendations of the agencies in force, besides being useful in licensing, monitoring, and environmental control actions, as well as in the advancement of scientific studies.

Keywords: Environmental risk. Non-human biota. Natural radionuclides. ERICA Tool. Environmental radiation protection.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Representação gráfica da dose média anual decorrente de fontes de radiação natural.....	25
Figura 2.	Representação da série de decaimento radioativo do ^{238}U	26
Figura 3.	Representação da série de decaimento radioativo do ^{232}Th	27
Figura 4.	Ilustração das vias de exposição a radionuclídeos no conjunto de Animais e Plantas de Referência (APR) definidas pela ICRP 108 (2008), sendo (i) inalação de partículas (re)suspensas ou de gases contaminados por radionuclídeos; (ii) contaminação de pelos, penas, pele e superfícies vegetais; (iii) ingestão de menor nível trófico de plantas e animais; (v) ingestão de água contaminada; para plantas, absorção de água pela raiz; (via) e (vib) exposição externa.....	29
Figura 5.	No canto direito a figura mostra o limite da UDC/ INB destacado em contorno de cor amarela. No canto esquerdo da mesma imagem está representado o ponto 014 da instalação. Parte deste ponto um aumento representado por traços de cor cinza, os quais se ligam a figura ao lado, enfatizando o local de estudo (ponto 05), situado a poucos metros do ponto 014.....	39
Figura 6.	Ilustração das vias e tipos de transportes dos radionuclídeos no ecossistema: compartimentos bióticos e abióticos no Nível 1 do Código ERICA Tool.....	44
Figura 7.	Ilustração da aplicação do Nível 1 do Código ERICA Tool durante a seleção dos parâmetros de avaliação de risco de exposição às radiações ionizantes.....	45

Figura 8.	Ilustração referente a aplicação do Nível 2 do Código Computacional ERICA Tool quanto aos efeitos causados pelos radionuclídeos selecionados em função da taxa de dose absorvida estimada para um representante da biota analisada.....	51
Figura 9.	Ilustração gráfica dos valores médios das concentrações de atividade dos radionuclídeos na água. Os dados foram gerados pelo Código ERICA Tool (2021).....	58
Figura 10.	Ilustração gráfica dos valores do quociente de risco por radionuclídeo. Os dados foram gerados pelo Código ERICA Tool (2021).....	60
Figura 11.	Ilustração gráfica dos valores do quociente de risco por grupo de organismos. Os dados foram gerados pelo Código ERICA Tool (2021).....	63
Figura 12.	Ilustração gráfica da taxa de dose total por grupo de organismos. Os dados foram gerados pelo Código ERICA Tool (2021).....	66
Figura 13.	Gráfico da precipitação no ano hidrológico das coletas analisadas.....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Aplicação dos fatores de ocupação de cada organismo da biota selecionada.....	49
Tabela 2.	Fatores de concentração (FC) e coeficientes de distribuição (K_d) referente a cada radionuclídeo para cada organismo referenciado, gerados pela aplicação do Nível 2 do ERICA Tool.....	50
Tabela 3.	Valores médios de concentração de atividade dos radionuclídeos estudados ($Bq.L^{-1}$) e seus respectivos desvios padrões pelo Excel®.....	54
Tabela 4.	Valores das concentrações de atividade de Urânio-238 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes.....	55
Tabela 5.	Valores das concentrações de atividade de Tório-232 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes.....	56
Tabela 6.	Valores das concentrações de atividade de Rádio-226 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes.....	56
Tabela 7.	Valores das concentrações de atividade de Rádio-228 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes.....	57
Tabela 8.	Valores das concentrações de atividade de Chumbo-210 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes.....	57
Tabela 9.	Valores dos fatores de concentração (FC) referentes a cada radionuclídeo para cada organismo referenciado, gerados pela aplicação do Nível 2 do ERICA Tool para o ponto estudado da UDC em comparação aos valores de	

	concentração (FC) preconizados pela IAEA (2001) em ambientes de água doce.....	62
Tabela 10.	Valores dos coeficientes de distribuição (K_d) referentes a cada radionuclídeo para cada organismo referenciado, gerados pela aplicação do Nível 2 do ERICA Tool para o ponto estudado da UDC em comparação aos valores de coeficientes de distribuição (K_d) preconizados pela IAEA (2001) em ambientes de água doce.....	63
Tabela 11.	Valores das taxas de dose absorvida (externa, interna e total, em $\mu\text{Gy.h}^{-1}$) por cada organismo referente a cada radionuclídeo avaliado.....	64
Tabela 12.	Resultados e efeitos causados pelos radionuclídeos em função da taxa de dose absorvida (TDA) estimada para um dado grupo de organismos, gêneros ou espécie [$\mu\text{Gy.h}^{-1}$].....	67
Tabela 13.	Valores das concentrações de sólidos dissolvidos totais para alumínio, manganês, ferro, fluoreto e sulfato dissolvidos nas seis amostras coletadas em mg.L^{-1} (C1, C2, C3, C4, C5 e C6), comparados aos valores limites estipulados pela Resolução CONAMA 357/2005, em mg.L^{-1} , quando aplicável.....	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

^{210}Pb	Chumbo-210
^{226}Ra	Rádio-226
^{228}Ra	Rádio-228
^{232}Th	Tório-232
^{234}U	Urânio-234
^{235}U	Urânio-235
^{238}U	Urânio-238
^{40}K	Potássio-40
Al	Alumínio
ANM	Agência Nacional de Mineração
ANSN	Autoridade Nacional de Segurança Nuclear
APR	Animais e Plantas de Referência
ARP	Prospectiva do impacto ambiental
Bq	Becquerel
C1	Coleta 1
C2	Coleta 2
C3	Coleta 3
C4	Coleta 4
C5	Coleta 5
C6	Coleta 6
Ca	Cálcio

CA	Concentração de atividade
CA_r^{org}	Concentração de atividade média do radionuclídeo “r” no organismo de referência
CA_{zr}^{ref}	Concentração de atividade média do radionuclídeo “r” no meio de referência
CD	Coeficiente de dose
$CD_{int,r}^{org}$	Coeficiente de dose para a exposição interna do radionuclídeo específico “r”
CD_{ext}	Coeficiente de dose externa
$CD_{ext,zr}^{org}$	Coeficiente de dose para a exposição externa do radionuclídeo específico “r” no meio de referência
CD_{int}	Coeficiente de dose interna
$CD_{máx}$	Coeficiente máximo de dose
CF	<i>Concentration Factors</i>
CIPC	Complexo Minerio-Industrial do Planalto de Poços de Caldas
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAM	Drenagem Ácida de Mina
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
D_{ext}^{org}	Taxas de dose absorvida externa
D_{int}^{org}	Taxas de dose absorvida interna
DMA	Departamento de Meio Ambiente
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgotos

$D_{\text{ref}}^{\text{org}}$	Taxa de dose absorvida pelo organismo de referência
D_{reg}	Taxa de dose registrada
D_{reg}	Taxa de dose registrada
E	Dose efetiva
ERICA	<i>Environmental Risk from Ionizing Contaminants Assessment</i>
EURATOM	<i>European Atomic Energy Community</i>
F^-	Fluoreto
FC	Fator de concentração
FCC	Coeficiente de conversão
FCD	Fator de conversão de dose
Fe	Ferro
Fe^{2+}	Íons ferrosos
Fe^{3+}	Íons férricos
FeS_2	Sulfeto metálico pirita
FI	Fator de incerteza
Gy	Gray
H_2SO_4	Ácido sulfúrico
H_T	Dose equivalente
IAEA	Agência Internacional de Energia Atômica
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICRP	Comissão Internacional de Proteção Radiológica
INB	Indústrias Nucleares do Brasil S/A

K_d	Coefficiente de distribuição
LAPOC	Laboratório de Poços de Caldas
LCMA	Limite de concentração do meio ambiente
MB	Morbidade
Mn	Manganês
MPF	Ministério Público Federal
MT	Mortalidade
MUT	Mutação
NORM	<i>Naturally Occurring Radioactive Material</i>
OD	Oxigênio dissolvido
PAE	Plano de Ação de Emergência
pH	Potencial hidrogeniônico
PSB	Plano de Segurança de Barragem
PRAD	Plano de Recuperação de Áreas Degradadas
QR	Quociente de risco
QR total	Quociente de risco total
QR_{cons}	Quociente de risco conservativo
QR_{esp}	Quociente de risco esperado
QR_{org}	Quociente de risco para o organismo de referência
RC	Reprodução comprometida
RNs	Radiações naturais
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente

SO_4^{2-}	Sulfato
TDS	Sólidos dissolvidos totais
TENORM	<i>Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material</i>
$\text{Th}(\text{OH})_4$	Hidróxido de tório
ThO_2	Óxido de tório
ThSiO_4	Torita
UDC	Unidade em Descomissionamento de Caldas
UNSCEAR	<i>United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation</i>
UO_2^{2+}	Íon uranilo
$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$	Complexo tricarbonato e dicarbonato do íon uranilo
w_R	Ponderação de radiação

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1.

$$LCMA = \frac{\dot{D}_{reg}}{CD_{m\acute{a}x}}$$

Equação 2.

$$QR_{total} = \sum_1^n \frac{CA_{m\acute{a}x,r}}{LCMA_r}$$

Equação 3.

$$QR_{org} = \frac{\dot{D}_{ref}^{org}}{\dot{D}_{reg}}$$

Equação 4.

$$QR_{cons} = QR_{esp} * FI$$

Equação 5.

$$CD_{int} = [w_{r(\beta)} * CD_{int,\beta}] + [w_{r(\beta+\gamma)} * CD_{int,\beta+\gamma}] + [w_{r(\alpha)} * CD_{int,\alpha}]$$

Equação 6.

$$CD_{ext} = [w_{r(\beta)} * CD_{ext,\beta}] + [w_{r(\beta+\gamma)} * CD_{ext,\beta+\gamma}]$$

Equação 7.

$$\dot{D}_{int}^{org} = \sum_i CA_r^{org} * CD_{int,r}^{org}$$

Equação 8.

$$\dot{D}_{ext}^{org} = \sum_z v_z \sum_i CA_{zr}^{ref} * CD_{ext,zr}^{org}$$

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	20
1.1 <i>Contextualização Geral</i>	20
1.2 <i>Objetivos Propostos</i>	22
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
2.1 <i>Característica dos Efluentes de Mineração da UDC/INB</i>	23
2.2 <i>Os Radionuclídeos no Meio Ambiente</i>	24
2.3 <i>Transporte de Radionuclídeos nos Ecossistemas e na Biota</i>	28
2.4 <i>Radioproteção Ambiental</i>	30
2.4.1 <u>Recomendações da ICRP</u>	30
2.4.2 <u>Recomendações da IAEA</u>	33
2.4.3 <u>Normas Brasileiras de Proteção Radiológica e Ambiental</u>	35
2.4.4 <u>Contexto atual</u>	37
3 MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1 <i>Caracterização do Local de Estudo</i>	38
3.2 <i>Organização dos Dados</i>	39
3.3 <i>Radionuclídeos Analisados</i>	40
3.4 <i>Compartimento Biótico Analisado</i>	40
3.5 <i>O Código Computacional ERICA Tool</i>	41
3.6 <i>Aplicação do Modelo Computacional ERICA Tool para Estimar a Avaliação de Risco Radiológico Ambiental</i>	42
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
4.1 <i>Resultados do Levantamento Bibliográfico da Biota Estudada na UDC/INB</i>	52
4.2 <i>Resultados do Levantamento de Dados da Qualidade Radiológica das Águas de Poços de Caldas</i>	53
4.3 <i>Resultados da Aplicação do Código ERICA Tool</i>	58
5 CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS*	74
ANEXO A	83

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização Geral

O setor de mineração é fundamental para o desenvolvimento socioeconômico do país. No entanto, as práticas de mineração são fontes importantes de impactos socioambientais em nível mundial e podem resultar na contaminação de ambientes aquáticos que, geralmente, são o destino final dos efluentes produzidos.

O Planalto de Poços de Caldas (MG) apresenta uma formação geológica peculiar que se caracteriza por apresentar elevada radioatividade natural. Essa radioatividade é causada por intrusões alcalinas e depósitos de urânio e tório, o que faz com que a região seja considerada uma área de radiação natural elevada (ALBERTI, 2008; AMARAL *et al.*, 1982; PEREIRA *et al.*, 2023; RONQUI, 2008).

Nessas condições, foi implantada, na região, a primeira unidade de extração e processamento de urânio do Brasil, o Complexo Minerio-Industrial do Planalto de Poços de Caldas (CIPC), no qual as atividades de operação foram iniciadas em 1977 e finalizadas em 1995 (CIPRIANI, 2002; PEREIRA *et al.*, 2015). Hoje, renomeada como Unidade em Descomissionamento de Caldas (UDC), a instalação encontra-se em fase de fechamento e descomissionamento, sob a responsabilidade das Indústrias Nucleares do Brasil S/A (INB).

Estima-se que, durante o período de operação, tenham sido removidas $94,5 \times 10^6$ toneladas de rocha da referida mina, sendo que, apenas, 2 % deste material foram enviados ao processamento, e os rejeitos de mineração foram depositados em pilhas de estéreis situadas próximas à cava da mina. (ALBERTI, 2017).

Autores apontam a ocorrência de efluentes gerados por drenagem ácida de mina (DAM) no local, caracterizados por pH ácido e por concentrações de urânio que chegam a atingir valores de 240 Bq.L^{-1} (BONIOLO, 2016). Sendo assim, é necessário que seja realizado o tratamento dos efluentes para que possam ser lançados no meio ambiente, ou seja, no Ribeirão das Antas, onde se inicia no vertedouro da Bacia de Águas Claras.

Ainda que a operação na UDC/INB tenha sido iniciada antes da existência de qualquer lei brasileira de licenciamento ambiental, os órgãos reguladores, nuclear e ambiental, têm a responsabilidade legal de realizar a análise de segurança, a fim de determinar as consequências para o meio ambiente, a curto e longo prazo.

Atualmente, a UDC/INB encontra-se em fase de fechamento sob trâmites legais para a remediação do local em andamento. São realizados tratamentos físico-químicos constantes no local, em busca de controlar impasses já conhecidos para que, então, os efluentes tratados possam ser liberados no meio ambiente com concentrações de atividade abaixo dos valores autorizados, em conformidade com o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e com as normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) (PEREIRA *et al.*, 2020).

Cabe à INB cumprir o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) e atender as exigências estabelecidas pelos órgãos fiscalizadores, como a CNEN e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Entretanto, existem evidências na literatura acerca de ocorrência de falhas em seu sistema de tratamentos de efluentes, ratificadas por multa aplicada pelo IBAMA (RODRIGUES, 2019) por infração relativa a falhas no controle ambiental, bem como pela verificação de efeitos tóxicos causados por amostras de efluentes tratados do local, em estudos ecotoxicológicos com o organismo-teste da espécie *Ceriodaphnia silvestrii* (FERRARI *et al.*, 2017), conhecido como pulga d'água.

Quanto ao impacto ambiental sobre a biota, foram realizados alguns trabalhos no local proposto: avaliação dos efeitos causados pelos efluentes nas populações microbianas planctônicas por RONQUI (2008), avaliação da comunidade zooplancônica por FERRARI (2010), caracterização da fauna de macroinvertebrados bentônicos por LIMA (2014) e estudos ecotoxicológicos utilizando dafinídeos em testes de toxicidade química por FERRARI *et al.*, (2017). PEREIRA *et al.* (2017) avaliaram a exposição de espécies de peixes aos radionuclídeos naturais, inferindo-se as taxas de dose nesta biota por meio de cálculos manuais.

Uma abordagem integrada entre a Biotecnologia, a Radioecologia e a Radioproteção Ambiental pode contribuir para o desenvolvimento de um modelo de proteção radiológica ambiental específico para a UDC/INB. A Biotecnologia tem aspecto de utilização bastante amplo e pode contribuir significativamente na promoção do desenvolvimento sustentável, em conformidade com as Metas do Milênio dos anos 2000, que priorizam a garantia do progresso da humanidade atrelado à preservação do meio ambiente (NAÇÕES UNIDAS, 2000).

Entende-se como uma aplicação do campo da Biotecnologia a utilização de coeficientes de risco que permitem a avaliação de impacto ambiental no estudo proposto, uma metodologia que se baseia em calcular o risco radiológico dos efluentes contendo

radionuclídeos trabalhados por meio de uma ferramenta computacional, feito inédito até o presente.

Adicionalmente, a Biotecnologia tem importante aplicação em medidas que visam descontaminar ou reduzir o teor de contaminação de águas contaminadas, tais como biorremediação, bioissorção e fitorremediação, tendo sido a última empregada em Chernobyl, na Ucrânia, após o acidente nuclear ocorrido em 1986, para descontaminar as águas contaminadas por metais e radionuclídeos (SCHENBERG, 2010).

Segundo PEREIRA *et al.* (2011, p. 1):

A Radioecologia se ocupa do estudo do comportamento dos radionuclídeos no ambiente e a Radioproteção Ambiental se ocupa de evitar os efeitos biológicos deletérios das exposições à radiação.

Antigamente, acreditava-se que a proteção adequada dos seres humanos contra exposições a radiações ionizantes garantiria a segurança da biota e do meio ambiente. No entanto, nas últimas décadas, essa afirmação deixou de ser aceita e surgiram recomendações internacionais com foco na radioproteção de espécies não humanas. Esse conceito não se sustenta numa análise simples, pois, os seres vivos diferem em peso, taxa de respiração, de dessedentação, em volume e quantidade de alimentos, ocupam habitats diferentes, o que gera doses diferentes, maiores ou menores. Isso levou ao desenvolvimento de diversos modelos, estruturas e abordagens radiológicas em conformidade com os critérios atuais (ĆUJIC; DRAGOVIĆ, 2018; ICRP, 2007)

Atualmente, estão disponíveis vários modelos matemáticos computacionais que permitem avaliações dos impactos ambientais a partir de representações matemáticas da transferência de radionuclídeos liberados no ambiente. O Código Computacional “*Environmental Risk from Ionizing Contaminants Assessment*”, cuja sigla em inglês é ERICA Tool, é uma ferramenta computacional financiada pela “*European Atomic Energy Community*” (com sigla em inglês: EURATOM) utilizada para fins de avaliação ambiental na quantificação do risco ambiental na biota selecionada, associando-se aos dados relativos à transferência de radionuclídeos e à dosimetria ambiental (CARMO, 2019).

O Código Computacional ERICA Tool possibilita estimativas das taxas de dose absorvida (em Gy) para a biota, previamente selecionada pelo usuário, a partir de opções fornecidas no banco de dados da ferramenta, o qual dispõe de organismos de referência presentes em ecossistemas marinhos, terrestres e de água doce (CARMO, 2019; HOSSEINI *et al.*, 2008).

1.2 *Objetivos Propostos*

O presente trabalho trata da aplicação de modelagem matemática do Código Computacional ERICA Tool, a ser realizada a partir da compilação de dados de concentrações de atividade de radionuclídeos publicados no Relatório Técnico da Comissão das Águas (COMISSÃO DAS ÁGUAS, 2012), com os seguintes objetivos:

-Realizar um levantamento bibliográfico acerca da biota de água doce já estudada no local do estudo proposto, a fim de selecionar os representantes de compartimentos da biota de água doce a ser avaliada no código computacional ERICA Tool.

-Calcular a média anual de atividade dos radionuclídeos das séries de urânio e tório contidas no Relatório Técnico da Comissão das Águas, elaborado pela CNEN, DMA, DMAE e INB em 2012.

-Estimar o risco para a biota de água doce associada aos radionuclídeos contidos nos efluentes da UDC/INB, através da aplicação do nível 1 do código ERICA.

-Estimar o risco de efluentes da UDC/INB em diferentes espécies, bem como comunidades biológicas de água doce e a taxa de dose absorvida nos compartimentos da biota de água doce, através da aplicação do nível 2 do ERICA Tool.

-Interpretar os dados junto às recentes publicações e avanços nas áreas da Biotecnologia, Radioecologia e Radioproteção Ambiental.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Característica dos Efluentes de Mineração da UDC/INB

As características de um efluente de mineração dependem de diversos fatores, como a composição da rocha explorada, o tipo de mineração e a presença ou não de radionuclídeos (CAMPOS, 2006; CAMPOS *et al.*, 2010). A região do Planalto de Poços de Caldas caracteriza-se por anomalias de elevada radioatividade natural, portanto, enquadra-se no termo do inglês “*Naturally Occurring Radioactive Material*” (“NORM”) (MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2011).

NORM é a sigla para material radioativo de origem natural, que existe em vários elementos da natureza, como a crosta terrestre, o solo, a água e as plantas. Algumas atividades industriais, como a mineração, podem aumentar a concentração de NORM nos minerais extraídos e gerar possíveis danos à saúde dos trabalhadores e da população.

O processamento industrial de uma matéria-prima que contenha radionuclídeos e o posterior aumento do nível de radioatividade desse material é denominado do inglês “*Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material*” (“TENORM”). Um exemplo típico dessa ocorrência é a atividade de mineração (MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2011). Após o processamento de minérios na UDC/INB, foram gerados rejeitos contendo radionuclídeos naturais, os quais podem interferir no ecossistema local.

No referido local também ocorre o fenômeno de Drenagem Ácida de Mina (DAM), comum em complexos mineradores e que constitui um grave problema ambiental. Efluentes em condições de DAM apresentam elevada acidez e concentrações de metais como o alumínio, cobre e zinco (LYEW; SHEPPARD, 2001), podendo comprometer a qualidade dos corpos hídricos da região (REBOUÇAS, BRAGA; TUNDISI, 2006).

A ocorrência de DAM no local se deve à oxidação natural do sulfeto metálico pirita (FeS_2) em contato com a água e oxigênio, ocasionando a formação de ácido sulfúrico (H_2SO_4), o qual dilui-se na água e promove a solubilização dos minerais presentes nas rochas, fazendo com que os efluentes da UDC/INB sejam caracterizados por elevada acidez e metais solúveis (FERRARI, 2010).

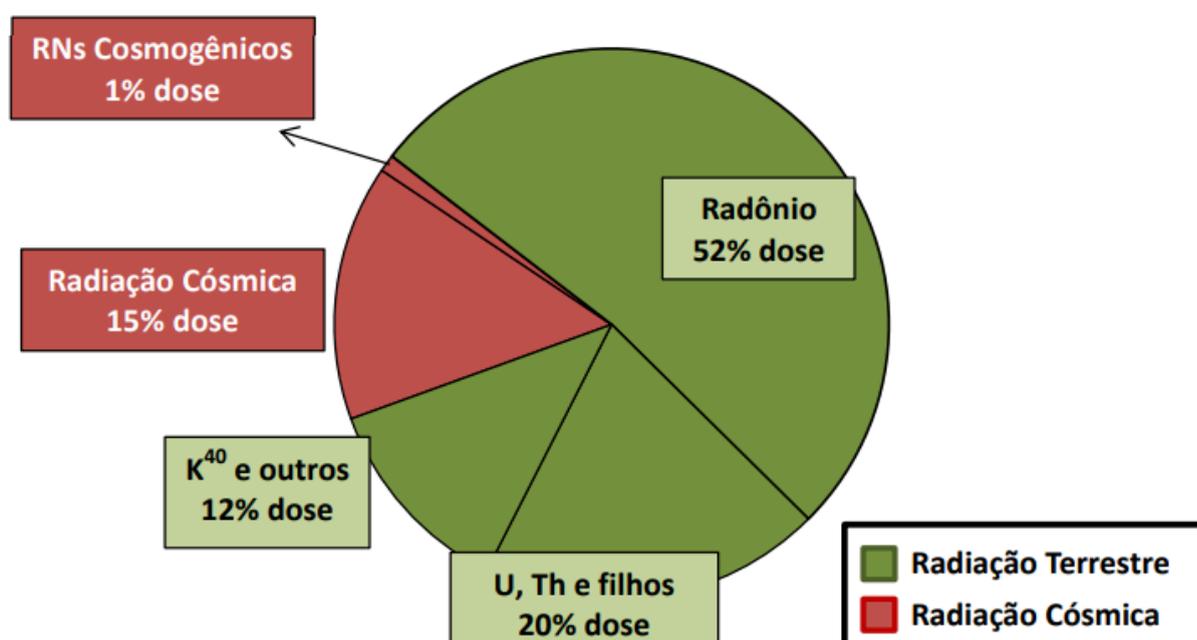
Sendo assim, é necessário que a INB realize o tratamento químico para controle de acidez dos efluentes através do uso do cálcio para adequar o pH dos efluentes em valores permitidos para lançamento no meio ambiente, ou seja, na Bacia de Águas Claras.

2.2 Os Radionuclídeos no Meio Ambiente

Os radionuclídeos são átomos instáveis que emitem radiação ionizante e podem se originar de fontes naturais ou artificiais. Os seres vivos estão expostos à radiação ionizante desde os primórdios do planeta Terra. Existem diferentes fontes de radiação ionizante, que podem ser naturais ou artificiais. As fontes denominadas naturais representam 80 % da dose média anual, à qual os seres humanos estão expostos, enquanto as fontes artificiais representam 20 % dessa dose (UNSCEAR, 2008).

As fontes naturais de radiação ionizante podem ser classificadas como radiação terrestre ou radiação cósmica, sendo a primeira representada pelos radionuclídeos primordiais presentes desde a formação da Terra e a segunda, proveniente do espaço e dos radionuclídeos cosmogênicos, que são aqueles formados no espaço e a partir da interação com a atmosfera do planeta (TEIXEIRA, 2017) (Figura 1).

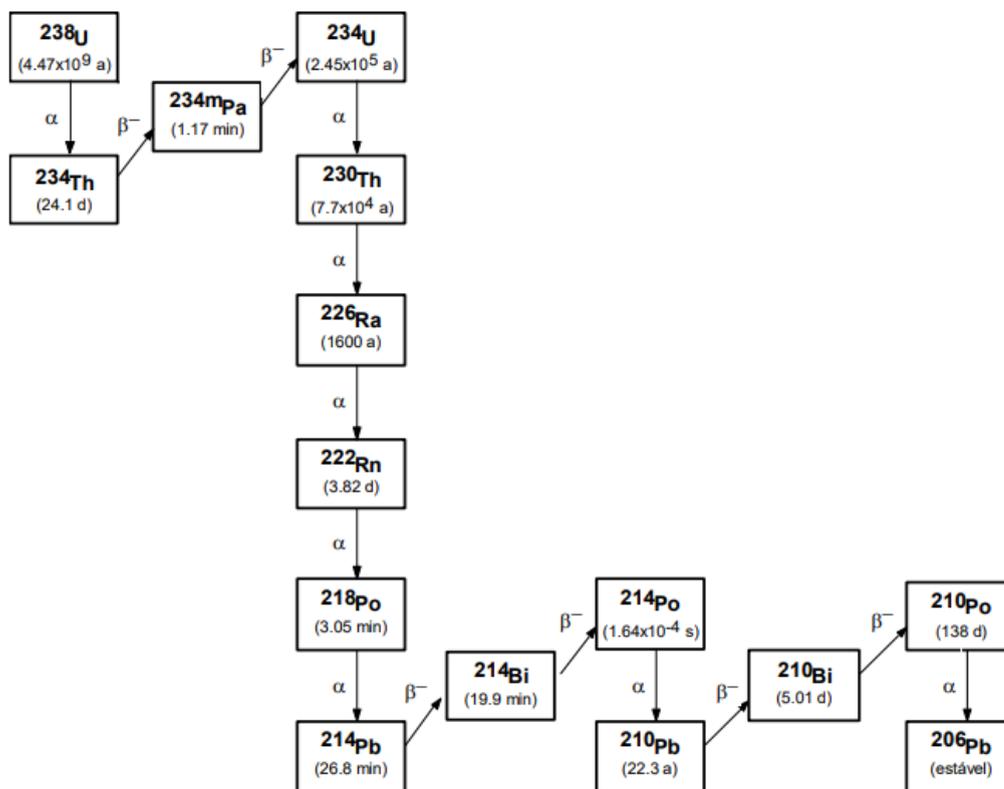
Figura 1 - Representação gráfica da dose média anual decorrente de fontes de radiação natural.



Fonte: Dados obtidos de Teixeira (2017).

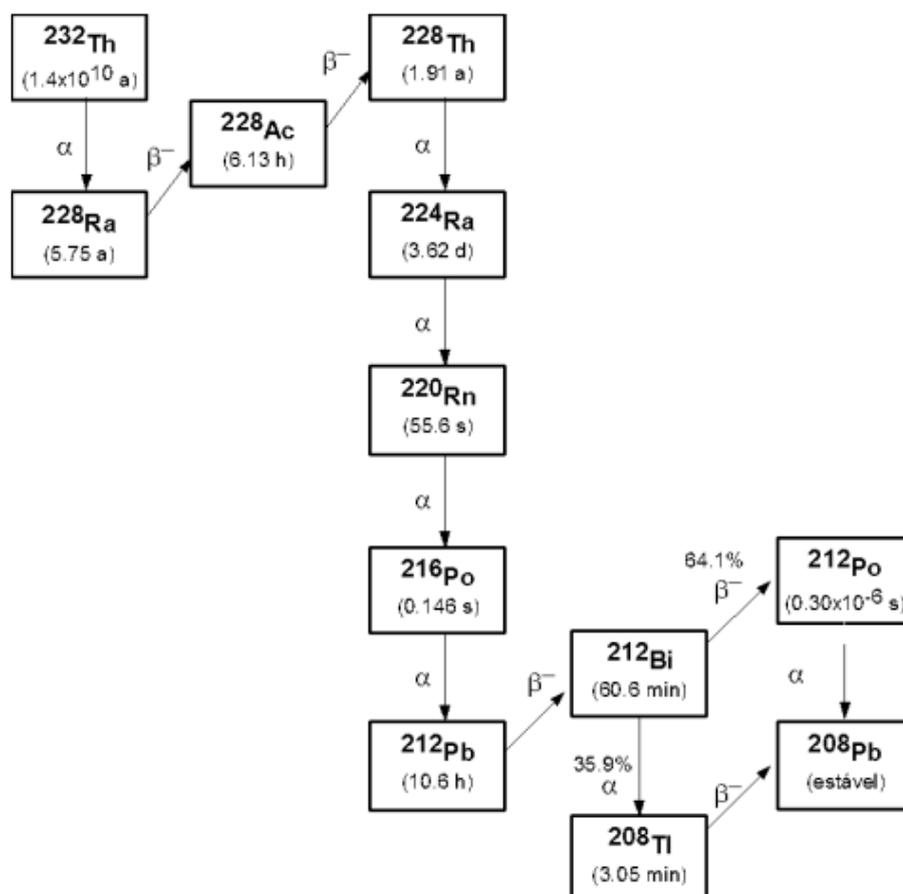
Nos estudos de Radioproteção, os elementos urânio (U), tório (Th) e seus respectivos filhos são os radionuclídeos de maior relevância, uma vez que são responsáveis por 70 % da dose à qual os seres humanos estão expostos (ver Fig 1). O entendimento de impacto da dose nos sistemas biológicos depende da compreensão de quais radionuclídeos são formados durante o processo de decaimento do urânio e tório, bem como os seus comportamentos físico-químicos. As séries de decaimento radioativo do urânio-238 (^{238}U) e do tório-232 (^{232}Th) estão representadas nas Figuras 2 e 3.

Figura 2 - Representação da série de decaimento radioativo do ^{238}U .



Fonte: Dados obtidos de MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS (2013).

Figura 3 - Representação da série de decaimento radioativo do ^{232}Th .



Fonte: Dados obtidos de MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS (2013).

O ^{238}U é o radionuclídeo mais abundante encontrado na natureza. Importantes elementos filhos da sua série de decaimento radioativo (representada na Figura 2) são o ^{226}Ra e o ^{210}Pb , enquanto na série do ^{232}Th (Figura 3) pode-se destacar o ^{228}Ra , conforme a relevância no presente estudo.

Os estudos mais aprofundados acerca da química do urânio iniciaram-se em 1939, após a descoberta de sua utilização como combustível nuclear. O ^{238}U é um dos três isótopos do urânio natural e representa 99,3 % em massa do mesmo, sendo os demais 0,7 % de ^{235}U e traços de urânio-234 (^{234}U). O urânio é altamente solúvel em águas contendo resíduos ácidos de processos de mineração, encontrando-se em solução de dióxido de urânio na forma de cátion UO_2^{2+} . Já em meios neutros ou alcalinos, predomina-se na forma do complexo solúvel $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2]^{2-}$ (DE VOS; TARVAINEN, 2006, TEIXEIRA, 2017).

O urânio no solo pode reagir quimicamente com ácidos orgânicos, formando

precipitados pouco solúveis, como, por exemplo, na forma de fosfatos e óxidos. Nestas condições, esse elemento também pode ser adsorvido pela argila e matéria orgânicas presentes no meio. O urânio dissolvido na água se associa fortemente com a matéria orgânica, com óxido de ferro e com os fosfatos dissolvidos. Também pode sofrer co-precipitação com o cálcio, o chumbo e alguns óxidos secundários de ferro subterrâneos (DE VOS; TARVAINEN, 2006, TEIXEIRA, 2017).

O tório pode ser comumente encontrado em areias monazíticas na forma de fosfatos ou na torita [ThSiO_4]. Do ponto de vista geoquímico, o tório apresenta comportamento semelhante ao urânio, mas é praticamente insolúvel em águas de superfície e subterrâneas, uma vez que pode ser rapidamente sorvido por minerais argilosos presentes no meio ou, então, hidrolisado em forma de hidróxido de tório [$\text{Th}(\text{OH})_4$] (DE VOS; TARVAINEN, 2006).

Atividades antropogênicas que envolvem o processamento de rochas e sedimentos que contenham urânio geram resíduos ricos em ^{210}Pb no ambiente. Esse radionuclídeo é um emissor beta negativo (β^-) de deposição atmosférica, portanto, está presente em quase todos os compartimentos do ecossistema. Possui uma meia-vida ($T_{1/2}$) de, aproximadamente, 22 anos e, quando ingerido ou absorvido, deposita-se em órgãos densos, como fígado, ossos e rins, além de possuir um comportamento idêntico ao chumbo estável (SILVA *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2012, MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2013).

^{226}Ra e ^{228}Ra , na natureza ou no corpo humano, comportam-se de forma quimicamente semelhante ao elemento cálcio (Ca), sendo comum que se acumulem nos ossos dos seres vivos, gerando exposições internas significativas, uma vez que apresentam meia-vidas longas [$T_{1/2} (^{226}\text{Ra}) = 1600$ anos; $T_{1/2} (^{228}\text{Ra}) = 5,75$ anos] e grande mobilidade entre os compartimentos do ecossistema (MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2013, TEIXEIRA, 2017).

2.3 Transporte de Radionuclídeos nos Ecossistemas e na Biota

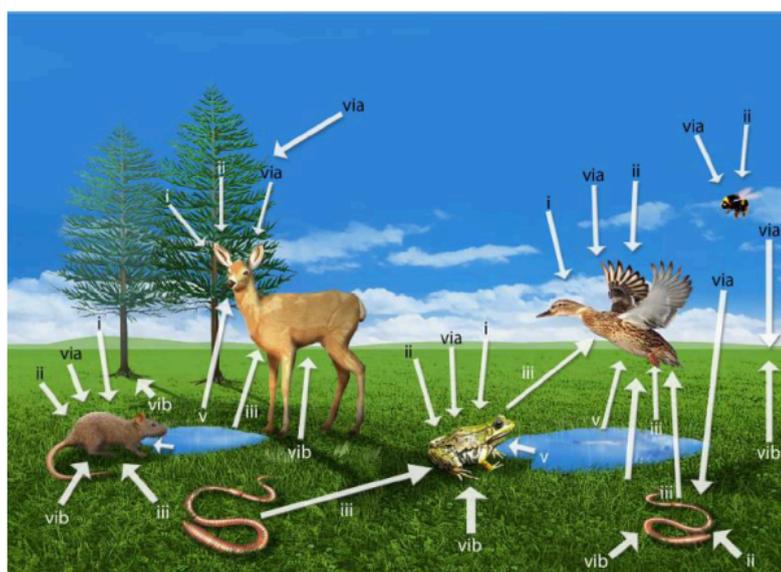
O meio ambiente é formado por componentes bióticos, que são os seres vivos, e componentes abióticos, que incluem o solo, a água e o ar. Quando os radionuclídeos são liberados no ambiente, eles podem se dispersar ou se acumular nos diferentes componentes,

dependendo da distância da fonte emissora, das características do meio (como velocidade, turbulência e difusão molecular), e da afinidade química ou biológica com os elementos presentes (CARMO, 2019).

Dependendo do meio em que estão, os radionuclídeos podem interagir com outros materiais de diferentes formas, como sedimentação gravitacional, adsorção ou troca química. Por exemplo, os radionuclídeos presentes na água ou no ar tendem a se ligar a sedimentos em suspensão, vegetação e plâncton. Assim, os materiais sólidos geralmente concentram mais radionuclídeos do que os meios aquáticos ou gasosos. Os radionuclídeos também podem se perder ou se mover por fenômenos como decaimento físico, lixiviação, (re)suspensão e transporte na cadeia alimentar dos seres vivos. Além disso, eles podem ser reciclados por meio da ação de fungos, protozoários e bactérias (MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2011).

A cadeia alimentar pode ter diferentes vias de exposição aos radionuclídeos, a depender do grupo e do estágio de vida dos organismos. As principais vias são: inalação de partículas e gases contaminados, contaminação da superfície corporal, ingestão de organismos de níveis tróficos inferiores, absorção direta da coluna d'água e exposição externa. A Figura 4 ilustra as vias de exposição dos radionuclídeos nos integrantes da cadeia alimentar.

Figura 4 - Ilustração das vias de exposição a radionuclídeos no conjunto de Animais e Plantas de Referência (APR) definidas pela ICRP 108 (2008), sendo (i) inalação de partículas (re)suspensas ou de gases contaminados por radionuclídeos; (ii) contaminação de pelos, penas, pele e superfícies vegetais; (iii) ingestão de menor nível trófico de plantas e animais; (v) ingestão de água contaminada; para plantas, absorção de água pela raiz; (via) e (vib) exposição externa.



Fonte: BROWN¹ (2010) apud CARMO (2019).

¹BROWN, J. E. ICRP Transfer Group Report. 2010. In: IAEA EMRAS II, WG-5, slides 1-25, Norwegian Radiation Protection Authority, September 8th, 2010.

2.4 Radioproteção Ambiental

A Radioproteção é uma ciência originada com enfoque na proteção apenas do ser humano, uma vez que a ICRP 26 (1977) abordava que, se o homem estivesse protegido, então os outros seres vivos também estariam, visão reforçada por estudos que apontavam a espécie humana com maior radiosensibilidade que as demais espécies (ODUM, 1985; ODUM, 2007 e UNSCEAR, 2000).

“Esse enfoque não resiste a uma análise ecológica simples: diferenças de nichos ecológicos entre a espécie humana e todos os outros representantes da biota, obrigatoriamente gera diferentes exposições. Tipo e taxas de consumo de alimentos (teias alimentares diferentes), taxas de respiração, de ingestão de água, diferenças fisiológicas na absorção, biocinética dos elementos nos organismos podem ser citados como importantes nessa avaliação. Dois outros fatos importantes para a contestação dessa afirmação são: 1) existem ecossistemas em que o ser humano não está presente (e.g. o oceano) e; 2) em outros ecossistemas, existe a recomendação de evacuação dos seres humanos do local (e.g. o entorno da central nuclear de Chernobyl, após o acidente de 1986)” (PEREIRA *et al.*, 2017, p. 2)”.

Foi apenas na última década que o conceito de Radioproteção Ambiental da biota foi desenvolvido e vem sendo estudado. Atualmente, as principais organizações envolvidas no estabelecimento de critérios em radioproteção são a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP, sigla em inglês para *International Commission on Radiological Protection*), a Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, sigla em inglês para *International Atomic Energy Agency*) e, no âmbito brasileiro, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), a Autoridade Nacional de Segurança Nuclear (ANSN), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Não existe um consenso quanto à forma de se proteger a biota do impacto radiológico e, no tocante da radioproteção da biota em específico, existem necessidades de expansão de recomendações, revisões e formulações de normas por parte dos órgãos supracitados.

2.4.1 Recomendações da ICRP

As recomendações da Comissão Internacional de Proteção Radiológicas, conhecidas como Publicações ICRP, visam proteger as espécies humanas e não humanas e o meio ambiente dos efeitos nocivos da radiação ionizante a partir de dados científicos e pareceres de especialistas.

A ICRP possui várias publicações a respeito da radioproteção do ambiente. Porém, no contexto do trabalho em questão, têm-se as mais relevantes: ICRP 26 (1977), ICRP 60 (1991), ICRP 91 (2003), ICRP 103 (2007), ICRP 108 (2008), ICRP 114 (2009), ICRP 136 (2017), ICRP 142 (2019), ICRP 148 (2021), ICRP 150 (2021) e ICRP 152 (2022).

A ICRP 26 (1977), sob o título “*Recommendations of the ICRP*”, teve relevância na quantificação dos riscos dos efeitos estocásticos causados pelas radiações, propondo limites de dose a partir dos princípios básicos da proteção radiológica, sob uma visão antropocêntrica.

Com a ICRP 60 (1991), sob o título “*1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*”, mudanças significativas foram apresentadas, com revisões das estimativas de riscos à radiação ionizante e contestando o arquétipo controverso da proteção das espécies. Nessa publicação, a necessidade de criação de programas computacionais que estimassem a taxa de dose ambiental já vinha sendo discutida.

Em 2003, foi publicada a ICRP 91, sob o título “*A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species*”. Nela, foram apresentadas inovações quanto à proteção da biota e a necessidade de criação de um conjunto que integrasse e complementasse a proteção radiológica nas legislações nacionais.

Na ICRP 103 (2007), sob o título “*The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*”, houve o rompimento da visão antropocêntrica da proteção radiológica originada na ICRP 26 (1977). A não proteção do meio ambiente foi desvinculada da proteção da espécie humana e passou a dispor de tratamentos específicos dos efeitos das radiações no ecossistema como um todo. Nesse contexto, surgiu o conceito de Animais e Plantas de Referência (APR), os quais são entidades hipotéticas com características radiológicas básicas, descritas para a generalidade do táxon de família dos organismos.

A ICRP 108 (2008), sob o título “*Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants*”, tem enfoque na proteção radiológica da fauna e da flora dos Animais e Plantas de Referência (APR) a partir da relação entre as doses e os possíveis danos biológicos ocasionados pela radiação. A mencionada publicação foi complementada pela ICRP 114 (2009), sob o título “*Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants*”, na qual foram enfatizadas ações quanto ao comportamento dos radionuclídeos no ecossistema, sistemas de modelagem ambiental e dos parâmetros de transferência para 39 radionuclídeos, conceitos que embasaram o estabelecimento do cálculo de dose absorvida como o critério de proteção ambiental.

A ICRP 136 (2017), sob o título “*Dose Coefficients for Non-human Biota Environmental Exposed to Radiation*”, recomenda a substituição dos termos fator de conversão de dose (FCD) ou coeficiente de conversão (FCC) de dose pelo termo coeficiente de dose (CD), o qual vem a ser a relação entre a taxa de dose absorvida e a concentração de atividade do radionuclídeo a ser estudado.

Na Publicação ICRP 142 (2019), sob o título “*Radiological Protection from Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) in Industrial Processes*”, são fornecidas orientações sobre a proteção radiológica quanto ao material radioativo de ocorrência natural (NORM) em processos industriais. O relatório fornece recomendações para a avaliação de exposições relacionadas à NORM, incluindo orientações sobre monitoramento, registro, cálculo de doses e gerenciamento de exposições. Também inclui o uso de controles de engenharia, equipamentos de proteção individual e outras medidas para minimizar as exposições.

A publicação ICRP 148 (2021), sob o título “*Radiation Weighting for Reference Animals and Plants*”, fornece recomendações para os fatores de ponderação de radiação (w_R) para animais e plantas de referência (APRs). Fatores de ponderação de radiação são usados para explicar as diferenças na eficácia biológica de diferentes tipos de radiação. Os valores de w_R são usados para calcular a dose equivalente (H_T) e a dose efetiva (E) no corpo humano e são baseados em dados de experimentos em animais e humanos. Os valores de w_R para humanos foram bem estabelecidos, mas há informações limitadas sobre os valores de w_R para APRs. Esse relatório fornece valores de w_R para diferentes APRs, incluindo plantas aquáticas e terrestres, invertebrados, aves e mamíferos. Os valores de w_R foram baseados em dados de experimentos em APRs e foram calculados usando uma metodologia semelhante à usada para humanos, além de incluir orientações sobre a aplicação dos valores w_R na proteção contra radiação sob uma abordagem que considera todos os dados disponíveis sobre os efeitos biológicos da radiação nos APRs, incluindo dados de estudos de laboratório e de estudos de campo de radiação natural.

Na Publicação ICRP 150 (2021), sob o título “*Cancer Risk from Exposure to Plutonium and Uranium*”, são abordadas recomendações atualizadas sobre o risco de câncer decorrente da exposição a plutônio e urânio. O plutônio e o urânio são dois dos mais importantes radionuclídeos associados às atividades nucleares e podem representar um risco à saúde humana se forem inalados ou ingeridos. O relatório fornece informações atualizadas

sobre a carcinogenicidade desses radionuclídeos, incluindo as relações dose-resposta e os fatores que podem modificar o risco.

A Publicação ICRP 152 (2022), sob o título “*Radiation Detriment Calculation Methodology*”, trata da metodologia de cálculo do risco de detrimento da radiação, um conceito criado pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica para estimar o impacto dos efeitos estocásticos de exposições de baixa dose e/ou baixa taxa de dose na população humana e nas gerações futuras. O detrimento é baseado nos riscos de vida de câncer para um conjunto de órgãos e tecidos e no risco de efeitos hereditários, considerando a gravidade das consequências, sendo que sexo, idade na exposição, fator de eficácia da dose e da taxa de dose, suposição da dose no cálculo do risco de vida e fração de letalidade têm um impacto significativo nos valores do detrimento da radiação. Esta publicação faz uma revisão histórica da metodologia de cálculo do detrimento desde a Publicação ICRP 26 (1977), com detalhes do procedimento desenvolvido na Publicação ICRP 103 (2007), que esclarece as fontes de dados, os modelos de risco, os métodos computacionais e a justificativa para a escolha dos valores dos parâmetros.

A ICRP 152 (2022) enfatiza que, embora o esquema atual de cálculo do detrimento da radiação esteja bem estabelecido, ele precisa evoluir para refletir melhor as mudanças nas estatísticas de saúde da população e o avanço no conhecimento científico dos efeitos da radiação na saúde. Nesse sentido, alguns parâmetros-chaves precisam ser atualizados, como os dados da população de referência e a gravidade do câncer. Há também espaço para melhoria nos modelos de risco de câncer com base no acúmulo de novos achados epidemiológicos. Por fim, enfatiza-se a importância de melhorar a compreensão do conceito de detrimento e a transparência do seu processo de cálculo.

2.4.2 Recomendações da IAEA

A Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA) é responsável por promover o uso seguro e pacífico da tecnologia nuclear e garantir que tais atividades não representem riscos indevidos à saúde pública e ao meio ambiente. A IAEA desenvolveu um conjunto de diretrizes e padrões para a proteção do público e do meio ambiente contra a radiação ionizante.

O Brasil é membro signatário da IAEA e deve agregar as suas recentes publicações no tocante do estabelecimento de padrões de segurança que minimizem o perigo à vida, à propriedade e ao meio ambiente, em relação à segurança nuclear e radiológica (IAEA, 2018a, 2018b, 2018c).

A Publicação IAEA Nº 19 de 2001, sob o título “*Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*”, apresenta um conjunto de modelos genéricos para uso na avaliação do impacto de descargas de radionuclídeos no meio ambiente. Esses modelos são projetados para serem usados por autoridades reguladoras, indústrias e outras partes interessadas para avaliar os impactos potenciais de liberações radioativas na saúde humana, para o cálculo da dose absorvida na biota, predizendo as concentrações desses radionuclídeos no compartimento a ser analisado (IAEA, 2001).

Os modelos genéricos da IAEA cobrem uma ampla gama de meios ambientais, incluindo ar, água, solo e biota. Eles levam em consideração vários caminhos pelos quais as substâncias radioativas podem se mover pelo meio ambiente, como incorporação por ingestão, inalação e exposição externa. São baseados em princípios e dados científicos e pretendem ser adaptáveis a diferentes tipos de lançamentos e condições ambientais. Eles são projetados para serem usados em conjunto com dados de monitoramento e informações específicas do local para fornecer uma avaliação abrangente dos impactos potenciais de liberações radioativas (IAEA, 2001).

Em 1996, a IAEA publicou a norma intitulada “*Basic Safety Series BSS – 115*”, embasada na Publicação ICRP 60 (1991), a qual refere-se ao conjunto de diretrizes quanto à proteção contra radiação e segurança em instalações que usam materiais radioativos. Abrange especificamente os princípios e requisitos para proteção contra radiação e segurança no uso de fontes de radiação, incluindo as responsabilidades dos usuários, autoridades reguladoras e outras partes interessadas. O documento é um recurso importante para garantir o uso seguro e responsável de materiais radioativos e é usado por autoridades reguladoras e instalações em todo o mundo para estabelecer e manter programas eficazes de proteção radiológica.

Essa norma passou por importante revisão em 2014 em virtude da Publicação ICRP 103 (2007) e publicada, no mesmo ano, sob o título “*General Safety Requirements – GSR Part 3*”. Trata-se de um documento essencial para garantir o uso seguro da radiação ionizante e proteger a saúde humana e o meio ambiente. Ele fornece uma estrutura para estabelecer

controle regulatório, definir responsabilidades, aplicar princípios de proteção contra radiação e desenvolver programas eficazes de proteção contra radiação que estabeleçam requisitos para a proteção de seres humanos e do meio ambiente quanto à exposição à radiação ionizante e para a segurança das fontes de radiação.

Essa publicação é reconhecida mundialmente e dela foram elaborados três Guias de Segurança Geral (do inglês para *General Safety Guide*) patrocinados pela IAEA, que são:

1) IAEA GSG-8 (2018c), intitulada "*Radiation Protection of the Public and the Environment*", enfatiza orientações gerais quanto à proteção do público e do meio ambiente expostos à radiação ionizante;

2) IAEA GSG-9 (2018a), intitulada "*Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment*", fornece orientações associadas ao controle e autorizações de descargas no meio ambiente. Preconiza que as descargas de radionuclídeos no meio ambiente sejam baseadas no princípio de garantir que as doses de radiação para o público e o meio ambiente sejam mantidas tão baixas quanto razoavelmente possível.

Os regulamentos também exigem que os operadores nucleares monitorem os níveis de radioatividade no ambiente ao redor de suas instalações e relatem qualquer excedência dos limites regulamentares estabelecidos. Além disso, a IAEA fornece orientações sobre as melhores técnicas disponíveis para minimizar as descargas radioativas no meio ambiente. Isso inclui orientação sobre o projeto de instalações nucleares, a seleção de práticas adequadas de gerenciamento de resíduos radioativos e o uso de sistemas de monitoramento ambiental para detectar e medir a radioatividade no meio ambiente.

3) IAEA GSG-10 (2018b), intitulada "*Prospective Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities*", fornece orientação sobre a Avaliação Radiológica Prospectiva do impacto ambiental (ARP) para instalações e atividades envolvendo materiais radioativos. O objetivo de uma ARP é identificar potenciais impactos radiológicos no meio ambiente e desenvolver medidas para mitigar ou controlar esses impactos.

A IAEA (2018b) preconiza a estimativa da transferência dos radionuclídeos no meio ambiente através de modelos compartimentais, os quais são usados para representar diferentes processos de transferência entre os compartimentos de um sistema, sendo cada um deles visto como entidade homogênea, além de também apresentar recomendações quanto ao gerenciamento de efluentes líquidos, como os envolvidos no estudo em questão.

2.4.3 Normas Brasileiras de Proteção Radiológica e Ambiental

O Brasil possui diversas normas de proteção radiológica e ambiental. No âmbito federal, podem-se destacar as ações da CNEN, IBAMA, CONAMA e a recentemente criada ANSN, cujas atividades somente serão iniciadas após a nomeação de seu presidente. A CNEN é responsável pelo desenvolvimento, planejamento, orientação e pesquisa da energia nuclear (PORTAL CNEN, 2022). A ANSN será uma autarquia fiscalizadora responsável pela supervisão da radioproteção e segurança das instalações radioativas e das aplicações relacionadas à energia nuclear no país (BRASIL, 2021). Compete ao IBAMA a fiscalização de ações que envolvam as espécies da fauna e da flora.

O CONAMA é o órgão colegiado brasileiro responsável por assessorar o Conselho de Governo e demais órgãos ambientais com diretrizes e políticas governamentais, deliberando sobre normas e padrões no tocante ao meio ambiente. Com a criação do CONAMA, institui-se a Política Nacional do Meio Ambiente e o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), os quais estruturam a gestão da qualidade da água em bacias hidrográficas de todo o Brasil (FONSECA, 2012).

Segundo a Norma CNEN-NN-3.01 (PORTAL CNEN, 2014), sob o título "*Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica*", cabe aos titulares da fonte da radiação assegurar que os materiais radioativos provenientes de suas práticas não sejam liberados no meio ambiente, a menos que perante autorização da CNEN e de maneira controlada. Em caso de contaminação radioativa, a CNEN deve ser imediatamente comunicada. Recentemente, uma proposta de revisão desta norma foi submetida à consulta pública com o objetivo de incluir requisitos para instalações e atividades não abrangidas pela versão anterior, bem como harmonizar-se com as recomendações mais recentes da IAEA e da ICRP e as diversas posições regulatórias publicadas desde o ano de entrada em vigor da norma. Ressalta-se também a importância de maior transparência e responsabilidade ambiental, além da otimização na relação custo versus segurança do controle regulatório (PORTAL CNEN, 2023).

A CNEN também estipula critérios para a dispensa e regulação das fontes radioativas, incluindo materiais e objetos que contenham radionuclídeos, por meio da Posição Regulatória-3.01/001 (2011), intitulada "*Crítérios de Exclusão, Isenção e Dispensa de Requisitos de Proteção Radiológica*" (PORTAL CNEN, 2011), a qual estabelece os critérios

básicos para a proteção das pessoas e do meio ambiente contra as radiações ionizantes, além de estipular limites de exposição à radiação e estabelece requisitos para monitoramento, dosimetria e preparação para emergências.

Conforme a norma supracitada, qualquer liberação de efluente radioativo da instalação deve ser medida, controlada, contabilizada, e, se possível, minimizada, em conformidade com as normas específicas, conforme recomenda a Norma CNEN-NE-3.02 (2018), sob o título “*Serviços de Radioproteção*”.

A CNEN apresenta o Ofício N° 050/SLC (1997), documento que estipula limites derivados de concentração de atividade para assegurar dose limite ao grupo crítico, estabelecidos especialmente para a instalação nuclear de interesse no presente estudo, ou seja, a UDC.

A Resolução IBAMA N° 1.163 (2016) estabelece critérios para o deferimento de diluição de efluentes de qualquer fonte poluidora em rios de domínio da União, sejam eles intermitentes ou efêmeros, desde que tenham sido tratados adequadamente antes do lançamento.

A Resolução CONAMA N° 357 (2005) aborda classificações dos corpos de água conforme suas características, estabelecendo e diretrizes ambientais para enquadrá-los em classes, além de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes no ambiente aquático. Essa legislação passou por atualizações realizadas nas Resoluções CONAMA N° 393 (BRASIL, 2007), N° 397 (BRASIL, 2008), N° 410 (BRASIL, 2009) e N° 430 (BRASIL, 2011).

2.4.4 Contexto atual

Recentemente, duas barragens da INB em Caldas-MG foram classificadas em nível 1 de emergência pela Agência Nacional de Mineração (ANM), atual responsável pela fiscalização de barragens. A barragem D4 foi classificada em nível 1 de emergência devido a problemas na estrutura que libera o excesso de água, percolação com umidade, defeitos na proteção dos taludes e rachaduras ou assoreamento na drenagem superficial. A barragem de rejeitos também foi enquadrada como nível 1 de emergência, mas não tem problemas no plano de segurança. O Ministério Público Federal informou que os apontamentos atuais do

órgão regulador não indicam caso de evacuação e que os dados atuais indicaram que não foi o caso de evacuação. A INB afirmou que a barragem era constantemente monitorada e contou com um Plano de Ação de Emergência (PAE), integrado ao Plano de Segurança de Barragem (PSB) (PORTAL G1, 2023).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização do Local de Estudo

A primeira mina de extração de urânio do Brasil - Mina Osamu Utsumi - está inserida nas dependências da Unidade em Descomissionamento de Caldas (UDC/INB), na cidade de Caldas, MG. Essa mina encontra-se no divisor de águas das duas principais bacias hidrográficas da região: a Bacia do Ribeirão das Antas e a Bacia do Rio Verde, ambas afluentes do Rio Pardo (ALBERTI, 2017).

Trata-se de uma mina a céu aberto e a unidade de mineração ocupa uma área total em torno de 15 km², composta por: cava da mina, bacia de rejeitos da atividade de mineração, pilhas de estéril da mineração (bota-foras), instalações para tratamento físico e químico do minério, uma fábrica de ácido sulfúrico e instalações para fins administrativos (GARCIA JR, 1989).

Em 1995, ocorreu a paralisação definitiva da lavra e tratamento de minério de urânio no local e, atualmente, a UDC/INB encontra-se em fase de fechamento e passa por um sistema de manutenção ativo, cujo foco principal é o tratamento da DAM, contendo metais estáveis e radioativos (FERRARI, 2017). O tratamento da DAM consiste na adição de cal hidratada para a elevação do pH até a ordem de 10,0 e na adição de floculantes para a precipitação de radionuclídeos e metais pesados e a decantação dos sólidos em suspensão (ALBERTI, 2017).

A DAM é causada pela oxidação natural dos sulfetos metálicos presentes nos materiais expostos da cava da mina, pilhas de estéreis (bota-foras) e da bacia de rejeitos (Figura 5) quando entram em contato com a água e oxigênio, o que acarreta na formação de ácido sulfúrico e, conseqüentemente, na redução do pH e posterior dissolução de metais pesados associados às matrizes rochosas presentes no local (ALBERTI; MACULAN, 2011).

A UDC/INB conta com bacias de captação que captam as águas da mina e dos bota-foras. A bacia denominada D5 (Figura 5) é responsável pela captação das águas de drenagem ácida do bota-fora BF 4. Posteriormente, essas águas são bombeadas para a cava da mina e, por fim, para o córrego da Consulta. As Bacias D3, D4 e D6 (Figura 5) captam as águas de drenagem ácida do bota-fora BF 8, as quais partem diretamente para a estação de tratamento de efluentes (ETA, Figura 5) (ALBERTI, 2017).

Os efluentes tratados são direcionados para as bacias de decantação (D3 e D4) e recebem a adição de cal hidratada, para garantir a neutralização das águas de surgência do BF 8 que não foram captadas. Os transbordos das Bacias D3 e D4 são lançados na Bacia de Águas Claras (Ponto 041, Figura 5) onde esses efluentes são misturados com as águas naturais e vertem no Ponto 014 para originar o Ribeirão das Antas (Figura 5).

O Ponto 05 avaliado no presente estudo está localizado “a montante da Barragem de Águas Claras, próximo do Ponto 014 da INB. Acesso de barco pela Bacia de Águas Claras” (COMISSÃO DAS ÁGUAS, 2012), o qual representa a interface da instalação com o ambiente. O relatório não especifica as coordenadas exatas do ponto estudado, porém fornece uma figura contendo a localização de todos os pontos amostrados (ver Anexo I).

Figura 5 - No canto direito a figura mostra o limite da UDC/ INB destacado em contorno de cor amarela. No canto esquerdo da mesma imagem está representado o ponto 014 da instalação. Parte deste ponto um aumento representado por traços de cor cinza, os quais se ligam a figura ao lado, enfatizando o local de estudo (ponto 05), situado a poucos metros do ponto 014.



Fonte: Autora da dissertação através do Google Earth®; Maculan; Alberti (2011).

3.2 Organização dos Dados

Os dados trabalhados foram referentes a um dos vinte e um pontos amostrados no Relatório Técnico da Comissão das Águas que visou avaliar a qualidade das águas utilizadas pelo Município de Poços de Caldas (MG) e seus arredores, elaborado pela CNEN, DMA, DMAE e INB a partir de amostragens realizadas bimestralmente ao longo de um ano hidrológico, totalizando seis campanhas entre os anos de 2010 e 2011. As seis campanhas de coleta foram realizadas nos dias 18/11/2010, 26/01/2011, 17/03/2011, 18/05/2011, 03/08/2011 e 05/10/2011 (COMISSÃO DAS ÁGUAS, 2012). Foram calculadas as médias anuais da concentração de radionuclídeos por meio da planilha Excel® e os valores foram inseridos no Código Computacional ERICA Tool.

3.3 Radionuclídeos Analisados

Neste estudo, foram analisados os radionuclídeos da série natural do urânio (^{238}U , ^{226}Ra e ^{210}Pb) e do tório (^{232}Th e ^{228}Ra). Quanto aos dados datados de 2012, as análises de urânio e tório foram realizadas no Setor de Química Analítica do Laboratório de Poços de Caldas (LAPOC/CNEN) e os demais radionuclídeos (^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb) no Laboratório de Radônio do LAPOC/CNEN. As concentrações de urânio e tório foram determinadas por espectrofotometria de absorção molecular UV-VIS utilizando-se arsenazo III como reagente colorimétrico e as concentrações de ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb foram determinadas por separação radioquímica, seguida por contagem alfa e beta total (COMISSÃO DAS ÁGUAS, 2012).

3.4 Compartimento Biótico Analisado

Foram analisados o compartimento de água doce e os organismos da biota selecionados no banco de dados do ERICA Tool, cujo critério de seleção foi definido a partir de levantamentos de estudos realizados no local, dos quais foram selecionados os seguintes representantes da biota aquática: fitoplâncton, zooplâncton, larva de insetos, crustáceos e peixes (bentônicos e pelágicos).

A comunidade planctônica é formada por organismos microscópicos que podem ser autótrofos (fitoplânctons) ou heterótrofos (zooplânctons e formas larvais) e que habitam nos ecossistemas aquáticos, desempenhando funções indispensáveis nesse ambiente, em especial, na ciclagem de nutrientes. São também responsáveis pela transferência de energia para os níveis tróficos mais altos da cadeia alimentar (MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1998).

Esses organismos são estudados em contextos de corpos aquáticos ácidos impactados pelo processo de mineração. A exemplo, estudos quanto à comunidade zooplânctônica em lagos ácidos impactados pela mineração de carvão, na Lusatia, Alemanha, (NIXDORF; WOLLMANN; DENEKE, 1998; LESSMANN *et al.*, 1999; DENEKE, 2000; WOLLMANN *et al.*, 2000; BELYAEVA; DENEKE, 2007) e sobre a composição fitoplânctônica em um lago ácido formado após o fechamento de uma mina de urânio (KALIN *et al.*, 2001).

O plâncton é um grupo bastante diversificado, apresentando espécies tanto cosmopolitas quanto de ocorrências mais restritas. A ordem *Calanoida*, por exemplo, possui espécies sensíveis a pequenas variações ambientais, com restrito limite de tolerância para muitos ambientes, particularmente em relação aos fatores físicos e químicos (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2003).

Alguns autores incluem larvas de insetos e zooplânctons em um mesmo grupo, denominado comunidade zooplânctônica de água doce, no qual predominam: *Protozoa*, *Rotifera*, *Copepoda*, *Cladocera* e, em menor ocorrência, os cnidários, ácaros e larvas de insetos (SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001).

Os insetos iniciam o seu ciclo de vida no ambiente aquático e, ainda que adultos, podem depender desse ambiente para forrageamento e reprodução. Eles também desempenham papel fundamental nas redes tróficas e, em geral, as larvas dos insetos representam a maioria da fauna de invertebrados em riachos (SANTOS, 2018).

As “pulgas d’água” são pequenos crustáceos pertencentes ao grupo *Cladocera*, amplamente utilizado em estudos como bioindicadores ambientais. A espécie *Daphnia magna*, por exemplo, é mundialmente utilizada nos ensaios de toxicidade desde a década de 40 do século passado (FINKLER, 2002).

Existe um robusto banco de dados sobre os efeitos da radiação ionizante em peixes. Pereira *et al.* (2017) avaliaram a exposição em duas espécies de peixes: lambari (*Astymax* spp.) e traíra (*Hoplias* spp.) a radionuclídeos naturais na região do presente estudo através de fórmulas manuais elaboradas por BROWN; HOSSEINI; THORRING (2006).

Não existem estudos publicados que estimem a taxa de dose absorvida e o risco ambiental, através da aplicação de modelos computacionais, na biota aquática sob a influência de efluentes radioativos tratados da UDC/INB.

3.5 O Código Computacional ERICA Tool

O Código Computacional ERICA Tool é um *software* desenvolvido para avaliar o risco ambiental da radiação ionizante. É uma ferramenta de fácil utilização que permite avaliar o impacto da radiação na biota não humana, como plantas e animais. O *software* usa um conjunto de parâmetros e modelos-padrão para estimar o impacto radiológico potencial nas populações da biota e pode ser personalizado para características específicas do local e cenários de radiação. É amplamente utilizado por profissionais e pesquisadores do ramo para avaliar o impacto radiológico de diversas atividades e como auxílio na tomada de decisão relacionada à proteção ambiental (CARMO, 2019; ERICA, 2021).

No presente estudo, foi utilizada a versão 2.0 do *software*, a mais atualizada, lançada em novembro de 2021. Consiste em um sistema de abordagem integrada em camadas, que possibilita a avaliação do risco radiológico para a biota terrestre, de água doce e marinha. O ERICA Tool apresenta vários componentes de avaliação, incluindo a modelagem de transferência de radionuclídeos através do ambiente, estimativa de taxas de dose para biota a partir de distribuições internas e externas de radionuclídeos e o estabelecimento da significância das taxas de dose absorvida recebidas pelos organismos, sendo os modelos de transporte retirados da IAEA (ERICA, 2021).

Essa ferramenta é organizada em três níveis; porém, para a realização do proposto trabalho, serão utilizados, apenas, os Níveis 1 e 2. O Nível 3 ainda não foi aplicado em estudo realizado no Brasil e baseia-se em dados probabilísticos, utilizando como principal parâmetro a avaliação dos dados de dose nos organismos da biota com uso de funções de distribuição de probabilidade (CARMO, 2019), e não será aplicado no presente trabalho, devido à complexidade e necessidade de estudos mais aprofundados. A versão a ser trabalhada integra uma nova metodologia dosimétrica que aborda as alterações publicadas na ICRP 136 (2017), além de abranger revisão e atualização de dados.

3.6 Aplicação do Modelo Computacional ERICA Tool para Estimar a Avaliação de Risco Radiológico Ambiental

No presente trabalho, o Código Computacional ERICA Tool foi utilizado para estimar o risco ambiental associado aos radionuclídeos presentes nos efluentes de mineração tratados

e as taxas de dose absorvida dos radionuclídeos nos organismos da biota de água doce, a partir das seguintes aplicações: Nível 1 e Nível 2.

O Nível 1 do Código ERICA Tool é uma etapa de triagem que utiliza o conceito de limite de concentração do meio ambiente (LCMA), que corresponde à concentração em atividade de um radionuclídeo em um determinado meio (terrestre, aquático ou sedimentar), que resulta em uma taxa de dose absorvida nos organismos de referência mais expostos em relação à taxa de dose absorvida registrada e selecionada (BROWN *et al.*, 2008), em que:

Equação 1.
$$LCMA = \frac{\dot{D}_{reg}}{CD_{m\acute{a}x}}$$

Unidades: $\{\mu\text{Gy.h}^{-1}/[\mu\text{Gy.h}^{-1}/\text{Bq.L}^{-1} \text{ (para \u00e1gua)}]\}$; $\{\mu\text{Gy.h}^{-1}/[\mu\text{Gy.h}^{-1}/\text{Bq.kg}^{-1} \text{ (massa seca)}]\}$; $\{\mu\text{Gy.h}^{-1}/[\mu\text{Gy.h}^{-1}/\text{Bq.m}^{-3} \text{ (para o ar)}]\}$.

A equa\u00e7\u00e3o expressa a rela\u00e7\u00e3o entre a taxa de dose registrada (D_{reg}), e o coeficiente m\u00e1ximo de dose ($CD_{m\acute{a}x}$), que corresponde \u00e0 raz\u00e3o entre a taxa de dose absorvida e a concentra\u00e7\u00e3o em atividade para um dado radionucl\u00eddeo no meio.

Nesse n\u00edvel, aplicam-se os valores das concentra\u00e7\u00f5es de atividade de cada radionucl\u00eddeo presente no meio ambiente. No caso do presente trabalho, por se tratar de um ecossistema aqu\u00e1tico, as concentra\u00e7\u00f5es de atividade na \u00e1gua s\u00e3o dadas em Bq.L^{-1} . Para avaliar o risco dos radionucl\u00eddeos no ecossistema, \u00e9 preciso comparar as suas concentra\u00e7\u00f5es de atividade no local com os limites de concentra\u00e7\u00e3o do meio ambiente. Cada radionucl\u00eddeo espec\u00edfico tem um quociente de risco (QR) que \u00e9 calculado a partir dessa compara\u00e7\u00e3o. Al\u00e9m disso, estima-se o quociente de risco total (QR_{total}), que \u00e9 definido como (BROWN *et al.*, 2008):

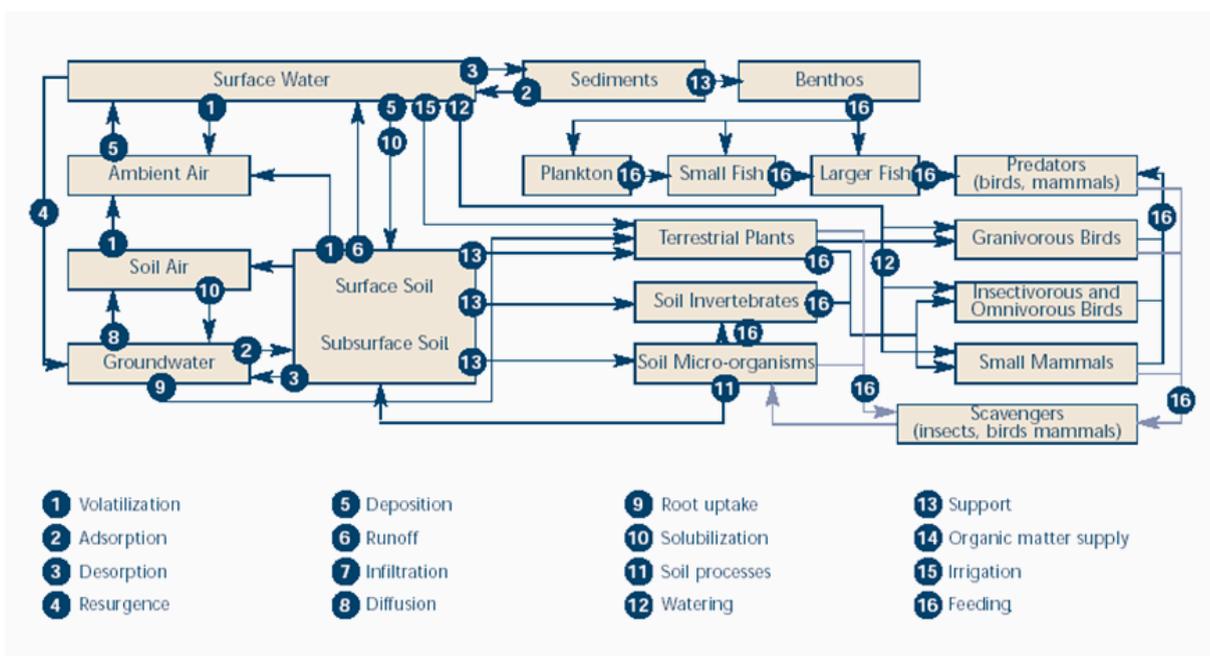
Equa\u00e7\u00e3o 2.
$$QR_{total} = \sum_1^n \frac{CA_{m\acute{a}x,r}}{LCMA_r}$$

Na equação expressa acima, a relação entre a concentração em atividade máxima medida ou prevista para o radionuclídeo r no meio ($CA_{máx,r}$) e o limite de concentração do meio ambiente resulta em um valor adimensional, já que as unidades do numerador e do denominador são as mesmas.

Em ambientes aquáticos, diferentes radionuclídeos podem ter diferentes limites de quociente de risco (QR_{lim}), dependendo do tipo de meio (água ou sedimento) em que estão presentes. Assim, para obter o quociente de risco total (QR_{total}), é preciso somar os quocientes de risco baseados nos diferentes meios. Além disso, a taxa de dose absorvida no organismo de referência não é igual para todos os radionuclídeos que compõem a soma dos quocientes de risco de um mesmo meio. Isso significa que o quociente de risco para um organismo de referência pode ser maior, menor ou igual ao valor limite do quociente de risco ($QR_{lim} = 1,00$). Se o quociente de risco do organismo ultrapassar o valor limite, então é necessário fazer uma análise mais detalhada usando os Níveis 2 e 3 no ERICA Tool para avaliar o nível de exposição às radiações ionizantes no meio ambiente (CARMO, 2019).

No Nível 1, o Código ERICA Tool fornece um modelo conceitual que demonstra as vias de dispersão dos radionuclídeos pelo ecossistema que se deseja trabalhar, como demonstrado na Figura 6.

Figura 6 – Ilustração das vias de dispersão e tipos de transportes dos radionuclídeos no ecossistema: compartimentos bióticos e abióticos no Nível 1 do Código Computacional ERICA Tool.



Fonte: ERICA Tool (2021).

-Procedimentos realizados no Nível 1 : proposta da avaliação, seleção de um modelo de cenário correspondente ao ambiente desejado fornecido pelo programa, seleção dos radionuclídeos (^{238}U , ^{226}Ra e ^{210}Pb , ^{232}Th e ^{228}Ra), seleção do ambiente para água doce, seleção do valor da taxa de dose absorvida em $10\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ (valor recomendado pelo programa), seleção da opção de uso de concentrações específicas do local, inserção dos valores das concentrações de atividade médias na água dos radionuclídeos contidos nas amostras selecionadas para estudo, em $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, durante as seis campanhas realizadas, com a finalidade de se obter, nesse nível, o quociente de risco (QR), associado aos radionuclídeos inseridos.

A Figura 7 ilustra a plataforma para seleção dos radionuclídeos do ERICA Tool durante a execução do Nível 1, o qual avalia os riscos dos radionuclídeos no meio ambiente. Ressalta-se que a escolha do valor da taxa de dose absorvida igual a $10\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ é descrita por GARNIER-LAPLACE; GILBIN (2006) e GARNIER-LAPLACE *m.* (2008). Para Garnier-Laplace *et al.* (2008), este valor imputa proteção suficiente para todos os ecossistemas contra os efeitos danosos das radiações ionizantes na biota.

Figura 7 – Ilustração da aplicação do Nível 1 do Código ERICA Tool durante a seleção dos parâmetros de avaliação de risco de exposição às radiações ionizantes.

Problem formulation > Assessment context > Inputs

Please select the ecosystem and radionuclides for your assessment. If you do not have media concentrations, you can select a built-in transport model to use instead.

Isotopes	Selected
Select from	
Pu-238	Pb-210
Pu-239	Ra-226
Pu-240	Ra-228
Pu-241	Th-232
Ru-103	U-238
Ru-106	
S-35	
Sb-124	
Sb-125	
Se-75	
Se-79	
Sr-89	
Sr-90	
Tc-99	
Te-129m	
Te-132	
Th-227	
Th-228	

Ecosystem: Freshwater

Dose rate screening values

The ERICA dose rate screening value is $10\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$.

$40\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ for terrestrial animals, birds, amphibians and reptiles, and $400\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ for plants and other aquatic organisms. It has previously been suggested that below these values (of chronic exposure) no measurable population effects would occur (IAEA 1992; USDOE 2002; UNSCEAR 1996).

Custom value [$\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$]:

Media activity concentrations

Use site specific media concentration

Use IAEA SRS-19 model: Small lake (< 400 km²)

Fonte: ERICA Tool (2021).

O Nível 2 do Código ERICA Tool é uma etapa intermediária na avaliação do risco radiológico no compartimento biótico selecionado. Este nível se baseia em dados estatísticos, que têm como principal critério avaliar os valores estimados das taxas de dose absorvida (interna, externa e total) nos seres vivos da biota a partir dos parâmetros de transferência e exposição de radionuclídeos no ambiente, como fatores de concentração (FC), coeficientes de distribuição (K_d) e coeficientes de dose (CD) interna e externa (CARMO, 2019).

Segundo Brown *et al.* (2008), no Nível 2, cada organismo de referência tem sua taxa de dose absorvida (interna, externa e total) estimada (D_{ref}^{org}) e comparada com o valor da taxa de dose registrada (D_{reg}) gerando, assim, um quociente de risco para o organismo de referência (QR_{org}), conforme a seguinte relação:

Equação 3.

$$QR_{org} = \frac{\dot{D}_{ref}^{org}}{\dot{D}_{reg}}$$

Para além dos valores esperados dos quocientes de risco (QR_{esp}), também se calcula a contagem estimada dos valores conservativos dos quocientes de risco (QR_{cons}). Os valores conservativos dos quocientes de risco resultam da multiplicação dos valores esperados dos quocientes de risco pelos fatores de incerteza (FI), ou seja (BROWN *et al.*, 2008):

Equação 4.

$$QR_{cons} = QR_{esp} * FI$$

A definição de fator de incerteza (FI) é a relação entre o percentil 95° ou 99°, ou outro percentil (acima do valor esperado), e valor esperado da distribuição de probabilidade da taxa de dose absorvida (e do quociente de risco). O FI é calculado assumindo que a taxa de dose absorvida e o quociente de risco seguem distribuições exponenciais iguais aos valores esperados. Assim, os FI correspondentes aos percentis 95° e 99° são, respectivamente, 3 e 5. O

Código ERICA Tool permite que o usuário insira seus próprios FIs, mas eles podem ser muito menores do que as configurações padrão (BROWN *et al.*, 2008).

Para os cálculos das taxas de dose absorvida, são incluídos os seguintes parâmetros no Nível 2 do Código ERICA Tool: coeficientes de distribuição (K_d), fatores de concentração (FC), fatores de ocupação dos organismos da biota e fatores de ponderação de radiação (w_R), os quais também podem ser editados (BROWN *et al.*, 2008).

O Código ERICA Tool calcula o coeficiente de dose interna (CD_{int}) e o coeficiente de dose externa (CD_{ext}) para a biota utilizando os fatores de ponderação de radiação (w_R) para as fontes que emitem alfa [$w_R(\alpha) = 10$], beta de baixas energias [$w_R(\beta) = 3$] e beta-gama de altas energias [$w_R(\beta+\gamma) = 1$]. As equações correspondentes a esses fatores são apresentadas a seguir (BROWN *et al.*, 2008):

Equação 5.
$$CD_{int} = [w_{r(\beta)} * CD_{int,\beta}] + [w_{r(\beta+\gamma)} * CD_{int,\beta+\gamma}] + [w_{r(\alpha)} * CD_{int,\alpha}]$$

Equação 6.
$$CD_{ext} = [w_{r(\beta)} * CD_{ext,\beta}] + [w_{r(\beta+\gamma)} * CD_{ext,\beta+\gamma}]$$

Unidade: [$\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{h}^{-1}$ (massa úmida)].

Para calcular as taxas de doses absorvida interna (D_{int}^{org}) e externa (D_{ext}^{org}) na biota, usam-se as equações abaixo. A taxa de dose absorvida total é a soma desses componentes. Além disso, os coeficientes de dose (CD) são aplicados, pois as concentrações de atividade no meio e nos organismos da biota também são derivadas (CARMO, 2019), ou seja:

Equação 7.
$$\dot{D}_{int}^{org} = \sum_i CA_r^{org} * CD_{int,r}^{org}$$

Unidade: [$\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$].

Na equação, a concentração em atividade média do radionuclídeo “r” no organismo de referência (CA_r^{org}) é dada em $Bq.kg^{-1}$ (massa úmida) e o coeficiente de dose para a exposição interna do radionuclídeo específico “r” ($CD_{int,r}^{org}$) na unidade $\mu Gy.h^{-1}/Bq.kg^{-1}$ (massa úmida) (CARMO, 2019).

Equação 8.

$$\dot{D}_{ext}^{org} = \sum_z v_z \sum_i CA_{zr}^{ref} * CD_{ext,zr}^{org}$$

Unidade: [$\mu Gy.h^{-1}$].

Na equação, v_z corresponde ao fator de ocupação relativo ao período em que o indivíduo passa uma localização tida como “z” em seu habitat. A concentração de atividade média do radionuclídeo “r” no meio de referência ($CA_{z,r}^{ref}$) relaciona-se com uma dada localização “z” ($Bq.kg^{-1}$ para massa úmida, solo ou sedimento) ou $Bq.L^{-1}$ (se for um ambiente aquático). O coeficiente de dose para a exposição externa do radionuclídeo específico “r” no meio de referência, expresso por $CD_{ext,zr}^{org}$, correspondente a uma determinada localização tida como “z” e na unidade $\mu Gy.h^{-1}/Bq.kg^{-1}$ (massa úmida) (CARMO, 2019).

-Procedimentos realizados no Nível 2: seleção dos organismos da biota de água doce (larvas de insetos, crustáceos, peixe bentônico, peixe pelágico, fitoplâncton e zooplâncton), análise em ponto único, seleção do fator de incerteza ($FI = 3$, sugerido pelo programa), seleção do valor triagem da taxa de dose absorvida igual a $10 \mu Gy.h^{-1}$ (valor recomendado pelo programa, para a biota selecionada), valores tabelados do coeficiente de distribuição (K_d) em $L.kg^{-1}$ e do fator de concentração (FC) em $Bq.kg^{-1}/Bq.L^{-1}$ (em massa úmida), preenchimento dos fatores de ocupação dos *habitats* por organismo e aplicação dos fatores de ponderação de radiação (w_R) para fontes emissoras alfa [$w_R(\alpha) = 20$] e beta-gama de altas energias [$w_R(\beta+\gamma) = 1$].

As Tabelas 2 e 3 apresentam, respectivamente, os fatores de ocupação aplicados no programa conforme o período que o organismo permanece em seu *habitat*, para cada representante da biota selecionada e os fatores de concentração (FC) e coeficientes de distribuição (K_d) para cada organismo. O comportamento dos radionuclídeos lançados no

meio ambiente é previsto por meio do seu coeficiente de distribuição (K_d) (LIMA, 1992). O banco de dados do ERICA Tool fornece o valor do coeficiente de distribuição (K_d) de cada radionuclídeo analisado, conforme Boyer *et al.*, (2018) *apud* ERICA (2021).

A via de dispersão dos radionuclídeos até atingirem a biota é usualmente avaliada por modelos embasados no parâmetro fator de concentração (FC), o qual mantém um valor padrão operacional e é útil na comparação da capacidade de espécies diferentes concentrarem um mesmo radionuclídeo do ambiente (HEILBRON FILHO *et al.*, 2004; CARVALHO, 2018).

Tabela 1 - Aplicação dos fatores de ocupação de cada organismo da biota selecionada

Fatores de ocupação				
Organismos	Água-superfície	Água	Sedimento-superfície	Sedimento
Fitoplâncton	0,00	1,00	0,00	0,00
Zooplâncton	0,00	1,00	0,00	0,00
Crustáceos	0,00	0,50	0,50	0,00
Peixes Bentônicos	0,00	1,00	0,00	0,00
Peixes Pelágicos	0,00	1,00	0,00	0,00
Larva de insetos	1,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: autora da dissertação.

Tabela 2 - Fatores de concentração (FC) e coeficientes de distribuição (Kd) referentes a cada radionuclídeo para cada organismo referenciado, gerados pela aplicação do Nível 2 do ERICA Tool

Organismos	Radionuclídeos	Fator de concentração (FC) [Bq.kg ⁻¹ (massa úmida) / Bq.L ⁻¹]	Coeficiente de distribuição (K _d) (L.kg ⁻¹)
Crustáceos	U	2,04 x 10 ²	
	Th	1,74 x 10 ⁴	
	Pb	7,92 x 10 ³	
	Ra	2,76 x 10 ²	
Larva de insetos	U	1,74 x 10 ³	
	Th	1,74 x 10 ⁴	
	Pb	3,80 x 10 ⁴	K_d (U) = 5,30 x 10⁴
	Ra	5,23 x 10 ⁴	K_d (Th) = 2,68 x 10⁵
Zooplâncton	U	1,74 x 10 ³	
	Th	1,74 x 10 ⁴	K_d (Pb) = 3,72 x 10⁵
	Pb	3,80 x 10 ⁴	
	Ra	5,23 x 10 ⁴	K_d (Ra) = 8,47 x 10³
Fitoplâncton	U	6,52 x 10 ¹	
	Th	1,19 x 10 ⁴	
	Pb	1,59 x 10 ³	
	Ra	5,17 x 10 ²	
Peixes Bentônicos	U	1,49 x 10 ²	
	Th	7,17 x 10 ²	
	Pb	6,20 x 10 ²	
	Ra	1,04 x 10 ³	
Peixes Pelágicos	U	1,49 x 10 ²	
	Th	7,17 x 10 ²	
	Pb	6,20 x 10 ²	
	Ra	1,04 x 10 ³	

Fonte: autora da dissertação.

A partir do Nível 2, as taxas de dose absorvida (interna, externa e total) estimadas para cada organismo de referência são comparadas e avaliadas junto com o valor da taxa de dose

registrada no contexto, e é gerado um quociente de risco para o organismo de referência (BROWN *et al.*, 2008).

O programa ERICA Tool realiza uma contagem dos valores esperados e dos valores conservativos dos quocientes de risco (QR), sendo que estes últimos são o resultado da multiplicação dos valores esperados dos quocientes de risco com os fatores de incerteza (FI) (BROWN *et al.*, 2008).

Com a inserção dos seguintes dados no Nível 2, têm-se os valores das taxas de dose absorvida: coeficientes de distribuição (K_d), fatores de concentração (FC), fatores de ocupação dos organismos da biota e fatores de ponderação de radiação. As taxas de dose absorvida previstas para os organismos de referência selecionados são comparadas a uma gama de informações sobre os efeitos biológicos conhecidos das radiações ionizantes na biota, coletadas dentro da base de dados FREDERICA (COPPLESTONE *et al.*, 2008; BROWN *et al.*, 2008), como demonstrado na Figura 8.

Figura 8 - Ilustração referente a aplicação do Nível 2 do Código Computacional ERICA Tool quanto aos efeitos causados pelos radionuclídeos selecionados em função da taxa de dose absorvida estimada para um representante da biota analisada.

Dose rate range [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]	Dose rate [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]	Species	Endpoint	Effect
0-50	1.54	Daphnia	RC	Minor increase in fertility rate (<1.5-fold)
	30.83	Daphnia	RC	Moderate decrease in fertility rate when compared with the control (21%)
50-100	83.0	Daphnia	MB	No statistically significant effect on the interval between moultings
	83.0	Daphnia	RC	No statistically significant effect on fertility rate
	83.0	Daphnia	RC	No statistically significant effect on the period of pubescence interval
100-200				No data in FREDERICA for effects observed at this dose rate range
200-400				No data in FREDERICA for effects observed at this dose rate range
400-600				No data in FREDERICA for effects observed at this dose rate range
600-1000	833.0	Daphnia	RC	Moderate decrease in fertility rate (26%)
	833.0	Daphnia	RC	Minor increase in period of pubescence (1.1-fold)
1000-5000				No data in FREDERICA for effects observed at this dose rate range
5000-10000	8333.0	Daphnia	MB	Minor increase in the interval between moultings (1.5-fold)
> 10000				No data in FREDERICA for effects observed at this dose rate range

Fonte: ERICA Tool (2021).

Além das taxas de dose para a qual um efeito biológico foi observado em um estudo (experimental ou de campo), o Nível 2 do Código Computacional ERICA Tool também fornece informações sobre as espécies em que o experimento foi conduzido e sobre o tipo de efeito biológico observado, ou seja, se houve interferência na capacidade reprodutiva (RC) do organismo, morbidade (MB), mortalidade (MT) ou mutação (MUT) (BROWN *et al.*, 2008).

Este trabalho permitirá a expansão dos conhecimentos sobre a interferência dos radionuclídeos no local para além da abordagem físico-química já realizada, compreendendo-se o efeito radiológico na biota que integra o compartimento de água doce neste ecossistema (fitoplânctons, zooplânctons, larvas de insetos, crustáceos e peixes bentônicos e pelágicos). Estes grupos de organismos integram o compartimento de água doce e estão disponíveis no banco de dados do Código Computacional ERICA Tool, sendo selecionados a partir do levantamento de estudos já realizados no local. Os resultados visam propiciar dados para alimentar o código ERICA com dados da área tropical, pouco estudada pelo código, e contribuir para a aplicação dos conhecimentos gerados em ações de licenciamento, monitoração ambiental e fiscalização, embasados nos avanços científicos e nas recomendações dos órgãos de controle responsáveis para diferentes habitats.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Resultados do Levantamento Bibliográfico da Biota Estudada na UDC/INB

Quanto ao levantamento bibliográfico acerca da biota já estudada na UDC/INB a fim de selecionar os representantes de compartimentos da biota de água doce a serem aplicados no Código Computacional ERICA Tool, foram selecionados os seguintes trabalhos: RONQUI (2008); FERRARI (2010); LIMA *et al.* (2014), PEREIRA *et al.* (2010) e PEREIRA *et al.* (2017). A seleção desses trabalhos foi realizada dentro das plataformas Web of Science, Scopus e Google Acadêmico, utilizando as palavras chaves: “UTM INB”, “INB” e “Caldas”. Foram encontrados dentro dessas plataformas 27, 53 e 65 materiais respectivamente, entre artigos originais e de revisão. Foi realizada uma triagem desses trabalhos com base nos títulos e resumos, bem como suas palavras chaves, a fim de selecionar aqueles que seriam mais úteis pro atual trabalho.

RONQUI (2008) avaliou os efeitos causados pelos efluentes nas populações microbianas planctônicas, e verificou que o Reservatório das Antas sofreu influência da UDC/INB e que as condições ácidas do local, junto ao potencial efeito tóxico do urânio, poderiam ocasionar os menores valores da diversidade ecológica dos protozoários planctônicos registrados no período compreendido entre outubro de 2008 e julho de 2009.

FERRARI (2010) realizou um estudo analisando a diversidade da comunidade zooplanctônica da UDC/INB (filos *Rotifera* e *Cladocera*), a qual se deu por interferência do lançamento de efluentes oriundos da mina de urânio na Represa de Antas entre os anos de 2008 e 2009.

A caracterização da fauna de macroinvertebrados bentônicos presentes na Represa Águas Claras foi analisada por LIMA *et al.* (2014).

A partir do levantamento de peixes coletados por PEREIRA *et al.* (2010) e PEREIRA *et al.* (2017), foram estimadas, manualmente, as concentrações de atividade (CA) de radionuclídeos, os quais foram estudados nos seguintes peixes presentes na UDC/INB: cará (*Geophagus brasiliensis*), lambari (*Astyanax fasciatus*), traíra (*Hoplias malabaricus*), que são peixes de ocorrência natural na área, e a tilápia (*Tilapia nilotica*), uma espécie introduzida pelo homem.

4.2 Resultados do Levantamento de Dados da Qualidade Radiológica das Águas de Poços de Caldas

Com base na compilação de dados públicos contidos no “Relatório Técnico da Comissão das Águas - Avaliação da Qualidade das Águas e Sedimentos das Microbacias do Ribeirão das Antas e do Ribeirão de Caldas no Planalto de Poços de Caldas” (COMISSÃO DAS ÁGUAS, 2012), foram calculados os valores das concentrações de atividade médias na água dos radionuclídeos contidos nas amostras selecionadas para estudo, em Bq.L^{-1} , durante as seis campanhas realizadas (Tabela 3), com a finalidade de se obter, nesse nível, o quociente de risco (QR), associado aos radionuclídeos inseridos contidos em efluentes de mineração tratados e lançados no meio ambiente, mais especificamente, no Ponto 05 da UDC/INB/Caldas-MG, inserido na Bacia de Águas Claras, e que representa a região de interface da mineração de urânio com o meio ambiente.

Tabela 3- Valores médios de concentração de atividade dos radionuclídeos estudados (Bq.L⁻¹) e seus respectivos desvios calculados pelo Excel®.

Radionuclídeos	Concentração de atividade média (Bq.L ⁻¹)
²¹⁰ Pb	(3,10 ± 0,01) x 10 ⁻²
²²⁶ Ra	(4,92 ± 0,07) x 10 ⁻²
²²⁸ Ra	(3,96 ± 0,02) x 10 ⁻²
²³² Th	(1,63 ± 0,004) x 10 ⁻²
²³⁸ U	(1,583 ± 0,08) x 10 ⁻²

Fonte: Autora; COMISSÃO DAS ÁGUAS (2012).

As concentrações de atividade médias de todos os radionuclídeos não ultrapassaram os valores limites preconizados pelas legislações vigentes: CONAMA 357/2005 - Água Classe II e Ofício CNEN Ofício N° 50 (1997). Porém, as concentrações de atividade de urânio-238 (²³⁸U) na água apresentaram-se abaixo do limite preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 na totalidade das coletas realizadas. O ponto estudado encontra-se próximo ao Ponto 014 da instalação, para o qual existem limites preconizados para liberação de efluentes contendo radionuclídeos no ambiente, através do Ofício CNEN N°50 (1997), utilizado no presente estudo.

Quanto ao limite de urânio na água estipulado pelo Ofício CNEN N°50 (1997), o valor obtido na coleta realizada em outubro de 2011 foi igual ao estipulado como limite de referência neste documento (0,2 Bq L⁻¹) e acima do mesmo na primeira campanha (0,3 Bq L⁻¹), realizada no mês de novembro de 2010, apresentados em destaque na Tabela 4. Ainda assim, a concentração média de urânio na água durante todo o período analisado apresentou-se abaixo do estipulado pelo CONAMA (2005).

É importante salientar que este limite preconizado pelo Ofício CNEN N°50 (1997) se refere especificamente ao efluente da Represa das Águas Claras no Ponto 014, e não ao Ponto 05 analisado no presente estudo, mas, devido à sua proximidade com o Ponto 014 (poucos metros), pode-se realizar o comparativo.

Para os demais radionuclídeos analisados (²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb e ²³²Th), o comparativo com a Resolução CONAMA 357/2005 não foi aplicável devido à não existência de valores de

referência para os mesmos. A partir do comparativo dos dados com o Ofício CNEN N°50 (1997), os valores de concentração de atividade desses radionuclídeos na água, tanto isolados em cada campanha quanto em seu valor médio total, apresentaram-se abaixo dos valores limites preconizados pela comissão para a liberação dos efluentes.

As Tabelas 4 a 8 abordam os valores de concentração de atividade na água (em Bq L⁻¹) de cada radionuclídeo em todas as campanhas de amostragem, realizadas nas respectivas datas: 08/11/2010, 26/01/2011, 17/03/2011, 18/05/2011, 03/08/2011 e 05/10/2011, em comparação com os limites preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005, quando aplicável, e pelo Ofício N° 050/SLC - Ponto 014 (PORTAL CNEN, 1997).

Para a comparação dos valores obtidos no estudo com um limite de referência, foram utilizados os limites estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005 para água padrão Classe II, em conformidade com o Artigo 42, uma vez que não há enquadramento legal dos corpos de água avaliados.

Tabela 4 - Valores das concentrações de atividade de Urânio-238 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes

Amostras	Data das coletas	Concentração de atividade (Bq.L ⁻¹)	Limite CNEN Ofício N° 50 (1997) Ponto 14* (Bq.L ⁻¹)	Limite CONAMA 357/2005 Água Classe II (Bq.L ⁻¹)
Coleta 1	08/11/2010	0,30		
Coleta 2	26/01/2011	0,10		
Coleta 3	17/03/2011	0,15		
Coleta 4	18/05/2011	0,10	0,20	0,50
Coleta 5	03/08/2011	0,10		
Coleta 6	05/10/2011	0,20		
Média n=6		0,1583		

*Próximo ao Ponto 05 estudado

Fonte: Comissão das Águas (2012); CONAMA (2005); CNEN (1997).

Tabela 5 - Valores das concentrações de atividade de Tório-232 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes

Amostras	Data das coletas	Concentração de atividade (Bq.L ⁻¹)	Limite CNEN Ofício Nº 50 (1997) Ponto 14* (Bq L ⁻¹)
Coleta 1	08/11/2010	0,0125	
Coleta 2	26/01/2011	0,0125	
Coleta 3	17/03/2011	0,0200	
Coleta 4	18/05/2011	0,0200	0,30
Coleta 5	03/08/2011	0,0125	
Coleta 6	05/10/2011	0,0200	
Média n=6		0,0163	

*Próximo ao Ponto 05 estudado

Fonte: Comissão das Águas (2012); CNEN (1997).

Tabela 6 - Valores das concentrações de atividade de Rádio-226 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes

Amostras	Data das coletas	Concentração de atividade (Bq L ⁻¹)	Limite CNEN Ofício Nº 50 (1997) Ponto 14* (Bq L ⁻¹)
Coleta 1	08/11/2010	0,0200	
Coleta 2	26/01/2011	0,0150	
Coleta 3	17/03/2011	0,2000	
Coleta 4	18/05/2011	0,0150	2,00
Coleta 5	03/08/2011	0,0150	
Coleta 6	05/10/2011	0,0300	
Média n=6		0,0492	

*Próximo ao Ponto 05 estudado

Fonte: Comissão das Águas (2012); CNEN (1997).

Tabela 7 - Valores das concentrações de atividade de Rádio-228 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes

Amostras	Data das coletas	Concentração de atividade (Bq L ⁻¹)	Limite CNEN Ofício N° 50 (1997) Ponto 14* (Bq L ⁻¹)
Coleta 1	08/11/2010	0,0250	
Coleta 2	26/01/2011	0,0200	
Coleta 3	17/03/2011	0,0650	
Coleta 4	18/05/2011	0,0200	0,20
Coleta 5	03/08/2011	0,0375	
Coleta 6	05/10/2011	0,0700	
Média n=6		0,0396	

*Próximo ao Ponto 05 estudado

Fonte: Comissão das Águas (2012); CNEN (1997).

Tabela 8 - Valores das concentrações de atividade de Chumbo-210 presentes nas amostras coletadas durante as seis campanhas realizadas e suas respectivas datas, comparados aos valores limites das legislações vigentes

Amostras	Data das coletas	Concentração de atividade (Bq L ⁻¹)	Limite CNEN Ofício N° 50 (1997) Ponto 14* (Bq L ⁻¹)
Coleta 1	08/11/2010	0,03250	
Coleta 2	26/01/2011	0,02000	
Coleta 3	17/03/2011	0,06125	
Coleta 4	18/05/2011	0,02000	0,10
Coleta 5	03/08/2011	0,03250	
Coleta 6	05/10/2011	0,02000	
Média n=6		0,03100	

*Próximo ao Ponto 05 estudado

Fonte: Comissão das Águas (2012); CNEN (1997).

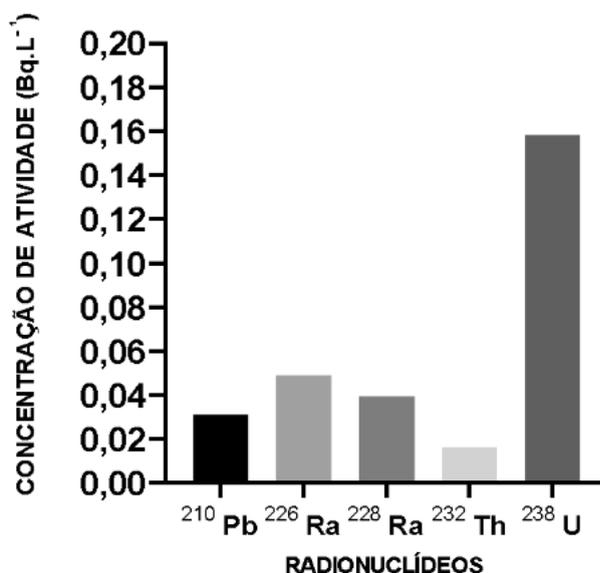
4.3 Resultados da Aplicação do Código ERICA Tool

A partir dos valores de concentrações de atividades extraídos do Relatório Técnico da Comissão das Águas (COMISSÃO DAS ÁGUAS, 2012), foram calculados os valores médios das concentrações de atividade (CA) na água para cada radionuclídeo em planilha eletrônica (Excel®). Os valores calculados foram inseridos no ERICA Tool para estimar o risco ambiental associado a cada radionuclídeo e ao compartimento biótico avaliado (biota de água doce) para o cálculo das taxas de dose absorvida (externa, interna e total), bem como os seus resultados e efeitos nos sistemas biológicos dos organismos de referência, obtendo-se os seguintes resultados.

Na Figura 9, pode-se perceber que o ^{238}U é o elemento de maior expressividade na concentração de atividade média na água em comparação aos outros radionuclídeos estudados, enquanto o ^{232}Th tem a menor contribuição.

Figura 9 - Ilustração gráfica dos valores médios das concentrações de atividade dos radionuclídeos na água. Os dados foram gerados pelo Código ERICA Tool (2021).

Concentração de atividade dos Radionuclídeos na Água



Fonte: Autora; ERICA Tool (2021).

A elevada concentração de atividade de urânio na água pode ser explicada pela alta

solubilidade desse elemento em águas contendo resíduos ácidos de processos de mineração, encontrando-se em solução na forma de cátion $[\text{UO}_2^{2+}]$, a qual condiciona a mobilidade do urânio no solo, por ser solúvel em diversas faixas do pH do solo (TEIXEIRA, 2017; POSTON; HANF JR.; SIMMONS, 1984), configurando alto potencial tóxico aos organismos da biota aquática.

Quanto ao ^{232}Th , sendo o radionuclídeo de menor concentração de atividade na água analisada, pode estar relacionado ao fato de que esse elemento, em condições ambientais, apresenta baixa mobilidade, pois a sua forma química $[\text{ThO}_2]$ é muito estável e pouco solúvel, além de ser rapidamente sorvido por minerais argilosos ou, então, hidrolisados sendo, portanto, praticamente insolúvel em águas de superfície e subterrâneas (DE VOS; TARVAINEN, 2006, TEIXEIRA, 2017). De acordo com TEIXEIRA (2017), formas mais solúveis do tório na natureza são formadas em condições em que o meio apresente pH menor do que 3, o que não foi encontrado no estudo de referência (COMISSÃO DAS ÁGUAS, 2012).

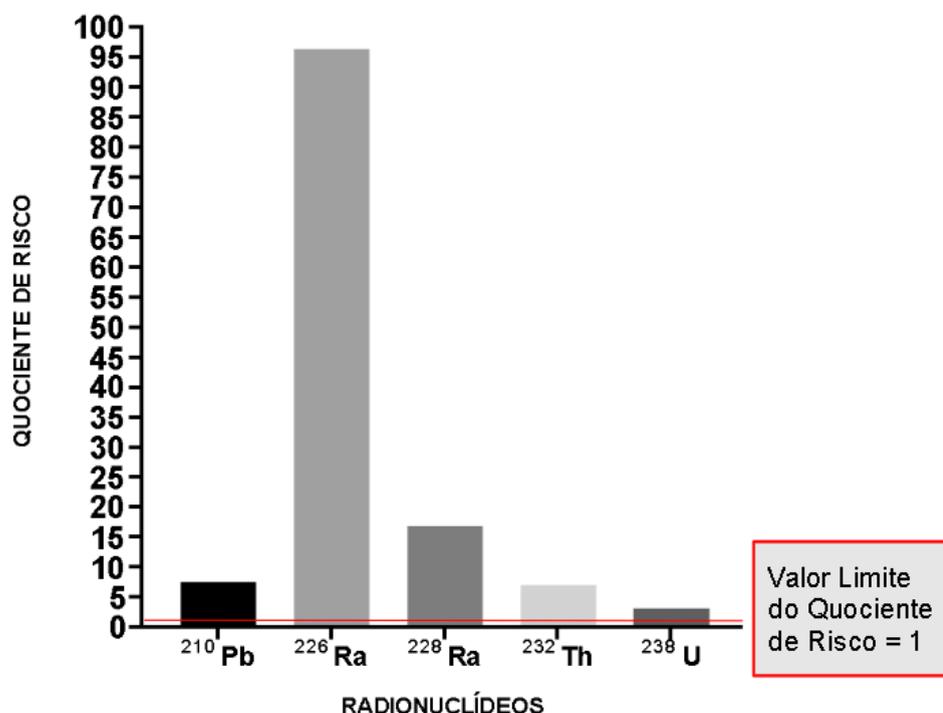
O Código Computacional ERICA Tool permite uma modelagem da dispersão aquática no meio ambiente, compreendendo parâmetros essenciais para a estimativa das concentrações de atividade na coluna de água e/ou no sedimento, tais como vazão, dimensão do corpo, entre outros.

Inserindo-se os valores das concentrações de atividade dos radionuclídeos presentes no ecossistema nas condições específicas no local, o Nível 1 do ERICA Tool realiza uma comparação dos valores correspondentes do limite de concentração do meio ambiente, produzindo um quociente de risco (QR) para cada radionuclídeo avaliado, além da estimativa do quociente de risco total (QR_{total}) (BROWN *et al.*, 2008).

A Figura 10 ilustra a contribuição dos radionuclídeos analisados em relação ao quociente de risco, o qual tem valor limite igual a 1, sendo, portanto, adimensional. A partir da interpretação do gráfico, é possível verificar que todos os radionuclídeos analisados ultrapassam o valor limite de quociente de risco, sendo o ^{226}Ra o que configura maior destaque.

Figura 10 - Ilustração gráfica dos valores do quociente de risco por radionuclídeo. Os dados foram gerados pelo Código ERICA Tool (2021).

Valores dos quocientes de risco por Radionuclídeo



Fonte: Autora; ERICA Tool (2021).

Embora o ^{238}U tenha apresentado maior contribuição na concentração de atividade na água, quando comparado aos outros radionuclídeos (Figura 9), nota-se, na Figura 10, que o ^{226}Ra contribui mais expressamente no quociente de risco ambiental. O urânio dissolvido na água pode associar-se fortemente com a matéria orgânica, com óxido de ferro e com os fosfatos dissolvidos no meio, além de poder sofrer co-precipitação junto do cálcio, do chumbo e de alguns óxidos secundários de ferro subterrâneas (DE VOS; TARVAINEN, 2006, TEIXEIRA, 2017). Logo, sua mobilidade é prejudicada devido à sua precipitação, assim como também pela sua adsorção na matéria orgânica presente no solo, diminuindo, então, sua contribuição em termos radiológicos e químicos na água.

O ^{226}Ra é um alfa emissor (α), da série de decaimento do ^{238}U , que apresenta grande mobilidade entre os compartimentos do ecossistema e gera exposições internas significativas, uma vez que apresenta uma meia vida longa ($T_{1/2} = 1600$ anos). O ^{226}Ra também forma

compostos solúveis com potencial de contaminar as águas, a depender das condições hidrogeológicas do local (TEIXEIRA, 2017, MAZZILLI; MÁDUAR; CAMPOS, 2013).

O fato de o ^{226}Ra ser o radionuclídeo crítico pode estar relacionado ao seu maior fator de concentração (FC) nos organismos críticos, parâmetro utilizado na estimativa da taxa de dose, o que pode estar associado às características radiológicas desse radionuclídeo, a exemplos, a energia da partícula alfa e o tempo da constante de decaimento, os quais contribuem para taxas de deposição de dose maiores que dos outros alfa emissores.

Uma vez que o quociente de risco (QR), associado aos radionuclídeos, ultrapassou o valor limite referenciado pelo ERICA Tool, aprofundou-se o estudo aplicando-se os dados no Nível 2 do mesmo, avaliando-se o nível de exposição das radiações ionizantes no meio ambiente (CARMO, 2019) (Figura 11). O quociente de risco para um organismo de referência pode ser maior, igual ou menor do que o valor limite do quociente de risco, o qual tem valor limite (QR = 1), sendo, portanto, adimensional.

Larvas de insetos e zooplânctons são os representantes da biota sob maior risco nas condições avaliadas. Embasados em uma classificação biológica, alguns autores os incluem em um mesmo grupo, denominado comunidade zooplanctônica de água doce (SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001). Porém, o Código ERICA Tool separa esses organismos em grupos distintos em sua análise. Sugere-se que a questão seja avaliada nas próximas versões do programa.

Para tal, aprofundou-se a análise dos parâmetros de transferência e exposição de radionuclídeos no ambiente, como fatores de concentração (FC), coeficientes de distribuição (K_d), uma vez que, com os coeficientes de distribuição, é possível prever o comportamento dos radionuclídeos lançados no meio ambiente (LIMA, 1992) e, com os fatores de concentração, embasa-se o entendimento quanto à via de dispersão dos radionuclídeos até atingirem a biota (HEILBRON FILHO *et al.*, 2004; CARVALHO, 2018).

Os valores dos fatores de concentração (FC) e dos coeficientes de distribuição (K_d) dos radionuclídeos foram comparados aos valores estipulados pela IAEA (2001) em ambientes de água doce, Tabelas 9 e 10, respectivamente. Essas tabelas mostram que todos os fatores de concentração e coeficientes de distribuição avaliados no estudo possuem valores superiores aos recomendados pela IAEA.

Tabela 9 - Valores dos fatores de concentração (FC) referentes a cada radionuclídeo para cada organismo referenciado, gerados pela aplicação do Nível 2 do ERICA Tool para o ponto estudado da UDC em comparação aos valores de concentração (FC) preconizados pela IAEA (2001) em ambientes de água doce

Organismos	Radionuclídeos	Fator de concentração (FC) [Bq.kg⁻¹ (massa úmida) / Bq.L⁻¹] UDC	Fator de concentração (FC) [Bq.kg⁻¹ (massa úmida) / Bq.L⁻¹] IAEA
Crustáceos	U	2,04 x 10 ²	10
	Th	1,74 x 10 ⁴	100
	Pb	7,92 x 10 ³	300
	Ra	2,76 x 10 ²	50
Larva de insetos	U	1,74 x 10 ³	10
	Th	1,74 x 10 ⁴	100
	Pb	3,80 x 10 ⁴	300
	Ra	5,23 x 10 ⁴	50
Zooplâncton	U	1,74 x 10 ³	10
	Th	1,74 x 10 ⁴	100
	Pb	3,80 x 10 ⁴	300
	Ra	5,23 x 10 ⁴	50
Fitoplâncton	U	6,52 x 10 ¹	10
	Th	1,19 x 10 ⁴	100
	Pb	1,59 x 10 ³	300
	Ra	5,17 x 10 ²	50
Peixes Bentônicos	U	1,49 x 10 ²	10
	Th	7,17 x 10 ²	100
	Pb	6,20 x 10 ²	300
	Ra	1,04 x 10 ³	50
Peixes Pelágicos	U	1,49 x 10 ²	10
	Th	7,17 x 10 ²	100
	Pb	6,20 x 10 ²	300
	Ra	1,04 x 10 ³	50

Fonte: ERICA (2021); IAEA (2001).

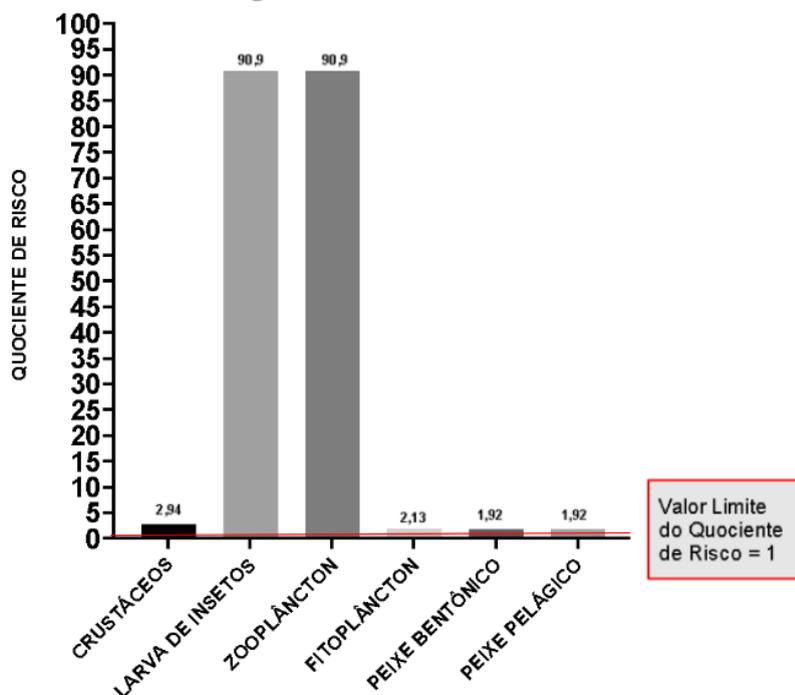
Tabela 10 - Valores dos coeficientes de distribuição (K_d) referentes a cada radionuclídeo para cada organismo referenciado, gerados pela aplicação do Nível 2 do ERICA Tool para o ponto estudado da UDC em comparação aos valores de coeficientes de distribuição (K_d) preconizados pela IAEA (2001) em ambientes de água doce

Coeficiente de distribuição (K_d) por radionuclídeo ($L.kg^{-1}$)	
UDC	IAEA
$K_d (U) = 5,30 \times 10^4$	$K_d (U) = 50$
$K_d (Th) = 2,68 \times 10^5$	$K_d (Th) = 1,00 \times 10^4$
$K_d (Pb) = 3,72 \times 10^5$	$K_d (Pb) = 1,00 \times 10^5$
$K_d (Ra) = 8,47 \times 10^3$	$K_d (Ra) = 500$

Fonte: ERICA (2021); IAEA (2001).

Figura 11 - Ilustração gráfica dos valores do quociente de risco por grupo de organismos. Os dados foram gerados pelo Código ERICA Tool (2021).

Valores dos Quocientes de Risco por Grupo de Organismos



Fonte: Autora; ERICA Tool (2021).

A partir do Nível 2 do Código ERICA Tool, também podem-se estimar os valores das taxas de dose absorvida (interna, externa e total) para cada organismo da biota, como apresentado na Tabela 11. A dose absorvida corresponde a quantidade de energia depositada pela radiação ionizante nos organismos em questão.

Tabela 11 - Valores das taxas de dose absorvida (externa, interna e total, em $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$) por cada organismo referente a cada radionuclídeo avaliado

Organismos	Taxa de dose absorvida ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)					
	Externa		Interna		Total	
Fitoplânctons	^{238}U	$6,25 \times 10^{-5}$	^{238}U	$5,08 \times 10^{-1}$	^{238}U	$5,08 \times 10^{-1}$
	^{232}Th	$7,66 \times 10^{-7}$	^{232}Th	$9,53 \times 10^0$	^{232}Th	$9,53 \times 10^0$
	^{210}Pb	$5,05 \times 10^{-6}$	^{210}Pb	$1,62 \times 10^0$	^{210}Pb	$1,62 \times 10^0$
	^{226}Ra	$6,83 \times 10^{-5}$	^{226}Ra	$7,08 \times 10^0$	^{226}Ra	$7,08 \times 10^0$
	^{228}Ra	$3,41 \times 10^{-5}$	^{228}Ra	$1,23 \times 10^0$	^{228}Ra	$1,23 \times 10^0$
Zooplânctons	^{238}U	$6,00 \times 10^{-5}$	^{238}U	$1,36 \times 10^1$	^{238}U	$1,36 \times 10^1$
	^{232}Th	$7,49 \times 10^{-7}$	^{232}Th	$1,40 \times 10^1$	^{232}Th	$1,40 \times 10^1$
	^{210}Pb	$4,56 \times 10^{-6}$	^{210}Pb	$3,87 \times 10^1$	^{210}Pb	$3,87 \times 10^1$
	^{226}Ra	$6,68 \times 10^{-5}$	^{226}Ra	$7,17 \times 10^2$	^{226}Ra	$7,17 \times 10^2$
	^{228}Ra	$3,34 \times 10^{-5}$	^{228}Ra	$1,24 \times 10^2$	^{228}Ra	$1,24 \times 10^2$
Crustáceos	^{238}U	$5,35 \times 10^{-5}$	^{238}U	$1,59 \times 10^0$	^{238}U	$1,59 \times 10^0$
	^{232}Th	$7,12 \times 10^{-7}$	^{232}Th	$1,40 \times 10^1$	^{232}Th	$1,40 \times 10^1$
	^{210}Pb	$3,44 \times 10^{-6}$	^{210}Pb	$8,07 \times 10^0$	^{210}Pb	$8,07 \times 10^0$
	^{226}Ra	$6,37 \times 10^{-5}$	^{226}Ra	$3,78 \times 10^0$	^{226}Ra	$3,78 \times 10^0$
	^{228}Ra	$3,18 \times 10^{-5}$	^{228}Ra	$6,56 \times 10^{-1}$	^{228}Ra	$6,56 \times 10^{-1}$
Peixes Bentônicos	^{238}U	$4,24 \times 10^{-6}$	^{238}U	$1,17 \times 10^0$	^{238}U	$1,17 \times 10^0$
	^{232}Th	$4,92 \times 10^{-7}$	^{232}Th	$5,76 \times 10^{-1}$	^{232}Th	$5,76 \times 10^{-1}$
	^{210}Pb	$1,17 \times 10^{-7}$	^{210}Pb	$6,34 \times 10^{-1}$	^{210}Pb	$6,34 \times 10^{-1}$
	^{226}Ra	$4,34 \times 10^{-5}$	^{226}Ra	$1,43 \times 10^1$	^{226}Ra	$1,43 \times 10^1$
	^{228}Ra	$2,21 \times 10^{-5}$	^{228}Ra	$2,48 \times 10^0$	^{228}Ra	$2,48 \times 10^0$
Peixes Pelágicos	^{238}U	$4,48 \times 10^{-6}$	^{238}U	$1,17 \times 10^0$	^{238}U	$1,17 \times 10^0$
	^{232}Th	$4,97 \times 10^{-7}$	^{232}Th	$5,76 \times 10^{-1}$	^{232}Th	$5,76 \times 10^{-1}$
	^{210}Pb	$1,23 \times 10^{-7}$	^{210}Pb	$6,34 \times 10^{-1}$	^{210}Pb	$6,34 \times 10^{-1}$

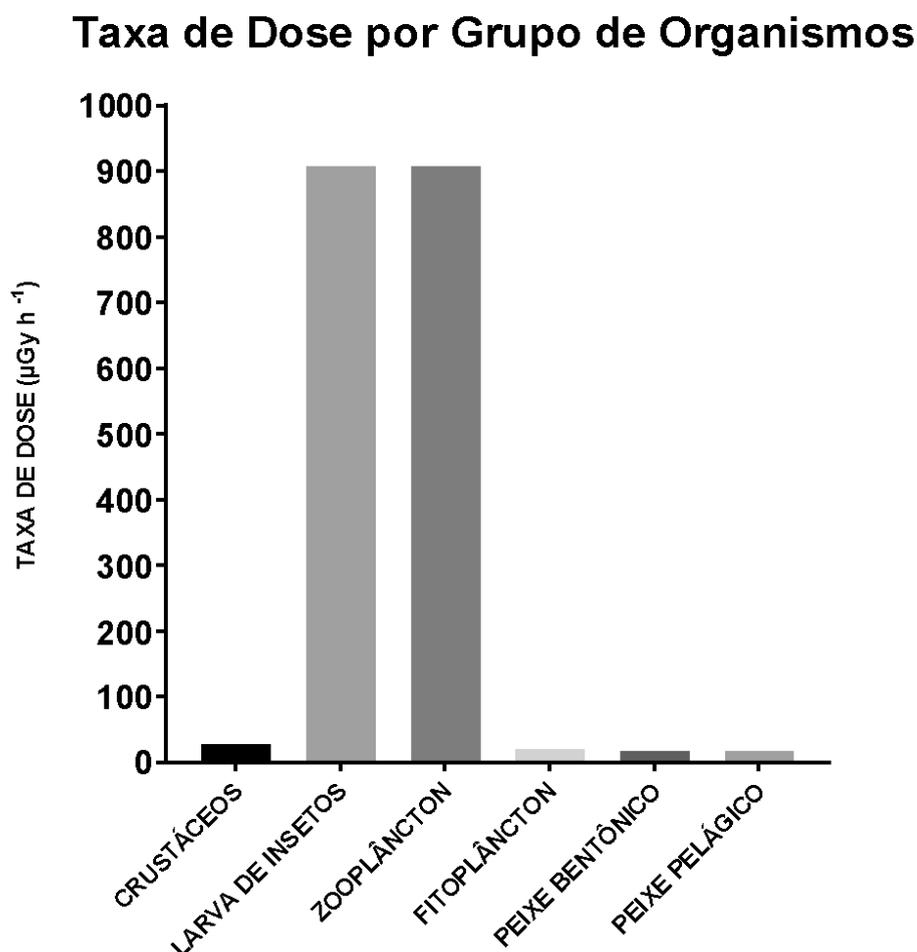
Larvas de Insetos	²²⁶ Ra	4,38 x 10 ⁻⁵	²²⁶ Ra	1,43 x 10 ¹	²²⁶ Ra	1,43 x 10 ¹
	²²⁸ Ra	2,24 x 10 ⁻⁵	²²⁸ Ra	2,48 x 10 ⁰	²²⁸ Ra	2,48 x 10 ⁰
	²³⁸ U	2,63 x 10 ⁻⁵	²³⁸ U	1,36 x 10 ¹	³⁸ U	1,36 x 10 ¹
	²³² Th	3,54 x 10 ⁻⁷	²³² Th	1,40 x 10 ¹	²³² Th	1,40 x 10 ¹
	²¹⁰ Pb	1,66 x 10 ⁻⁶	²¹⁰ Pb	3,88 x 10 ¹	²¹⁰ Pb	3,88 x 10 ¹
	²²⁶ Ra	3,17 x 10 ⁻⁵	²²⁶ Ra	7,17 x 10 ²	²²⁶ Ra	7,17 x 10 ²
	²²⁸ Ra	1,58 x 10 ⁻⁵	²²⁸ Ra	1,24 x 10 ²	²²⁸ Ra	1,24 x 10 ²

Fonte: ERICA (2021)

A ICRP recomenda níveis de referência de taxa de dose absorvida na faixa entre 0,1 mGy.d⁻¹ e 100 mGy.d⁻¹, a depender do organismo de referência avaliado (ICRP, 2008). O Comitê Científico das Nações Unidas sobre os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR) entende que essa faixa deve variar a 400 µGy.h⁻¹ (10 mGy.d⁻¹), para plantas terrestres e organismos aquáticos, e que seja inferior a 40 µGy.h⁻¹ (1 mGy.d⁻¹) para animais terrestres, considerando o organismo mais exposto de uma dada população (UNSCEAR, 2008).

Com o ERICA Tool, foram gerados dados referentes às estimativas de taxas de dose absorvida total e os possíveis efeitos que elas possam causar nos organismos devido à dispersão dos radionuclídeos no meio ambiente (Figura 12).

Figura 12 - Ilustração gráfica da taxa de dose total por grupo de organismos. Os dados foram gerados pelo Código ERICA Tool (2021).



Fonte: Autora; ERICA Tool (2021).

A avaliação dos efeitos biológicos da radiação sobre os ecossistemas depende de parâmetros importantes, tais como: a fonte de radiação e a exposição (magnitude, duração, taxa de exposição e a distribuição espacial da dose), a biologia do organismo irradiado (exemplo: número e volume de cromossomos, o estágio do ciclo celular, o tipo de célula ou tecido, o tamanho, a idade, o estágio do ciclo de crescimento do organismo) e os diversos fatores ambientais envolvidos (PEREIRA *et al.*, 2017).

O ERICA Tool também estima uma faixa de taxa de dose absorvida por cada organismo avaliado, fazendo relações com efeitos contidos no seu banco de dados na respectiva faixa de valores, estimando-se, então, resultados e efeitos biológicos que esses

valores possam causar [morbidade (MB), mortalidade (MT), capacidade reprodutiva (RC), mutação (MUT)] em nível de gênero e/ou espécie do organismo.

A Tabela 12 demonstra os resultados e os efeitos da taxa de dose absorvida para algumas espécies da biota selecionada a partir da aplicação do Nível 2 do Código Computacional ERICA Tool. Os efeitos observados em peixes bentônicos e pelágicos são os mesmos, sendo que os que resultaram na mortalidade (MT) da espécie *Tilapia mossambica* seriam causados pelo encurtamento moderado da vida útil em função da exposição dos radionuclídeos. Para a mesma espécie, os efeitos que resultaram na capacidade reprodutiva (RC) seriam causados pela diminuição na fertilidade, sem o efeito estatístico sobre a desova. Para larvas de insetos, ocorrem mutações com formações de aberrações quando a espécie *Chironomus tentans* é submetida a uma taxa de dose absorvida de 262,50 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$.

Para fitoplânctons, o efeito que resultaria em morbidade (MB) estaria relacionado com a menor estimulação no crescimento (1,2 vezes). Nos zooplânctons, os efeitos que resultariam na capacidade reprodutiva (RC) estariam relacionados com a diminuição moderada na taxa de fecundidade e pelo aumento no período de pubescência (1,1 vez). Por fim, quanto aos crustáceos, a faixa de taxa de dose absorvida resultaria no comprometimento da morbidade (MB), porém, sem que se observem os efeitos estatisticamente significativos na quebra da fita de DNA desses organismos.

Tabela 12 - Resultados e efeitos causados pelos radionuclídeos em função da taxa de dose absorvida (TDA) estimada para um dado grupo de organismos, gêneros ou espécies [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]

Biota	Faixa de TDA [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]	TDA [$\mu\text{Gy h}^{-1}$]	Espécies	Resultado
Peixes bentônicos e pelágicos	0-50	16,66	<i>T. mossambica</i>	MT**
		0,16	<i>T. mossambica</i>	RC**
Larva de insetos	600-1000*	262,50	<i>C. tentans</i>	MUT**
Zooplâncton	600-1000	833,00	<i>Daphnia</i>	RC**
Fitoplâncton	0-50	2,41	<i>S. lividus</i>	MB**
Crustáceos	0-50	0,58	Lagosta	MB**

*Os efeitos relatados dentro desta faixa de taxa de dose são os mesmos relatados em faixas de taxa de dose mais baixas

** (MB) – morbidade; (MT) – mortalidade; (RC) – capacidade reprodutiva; (MUT) – mutação.

Fonte: ERICA Tool (2021).

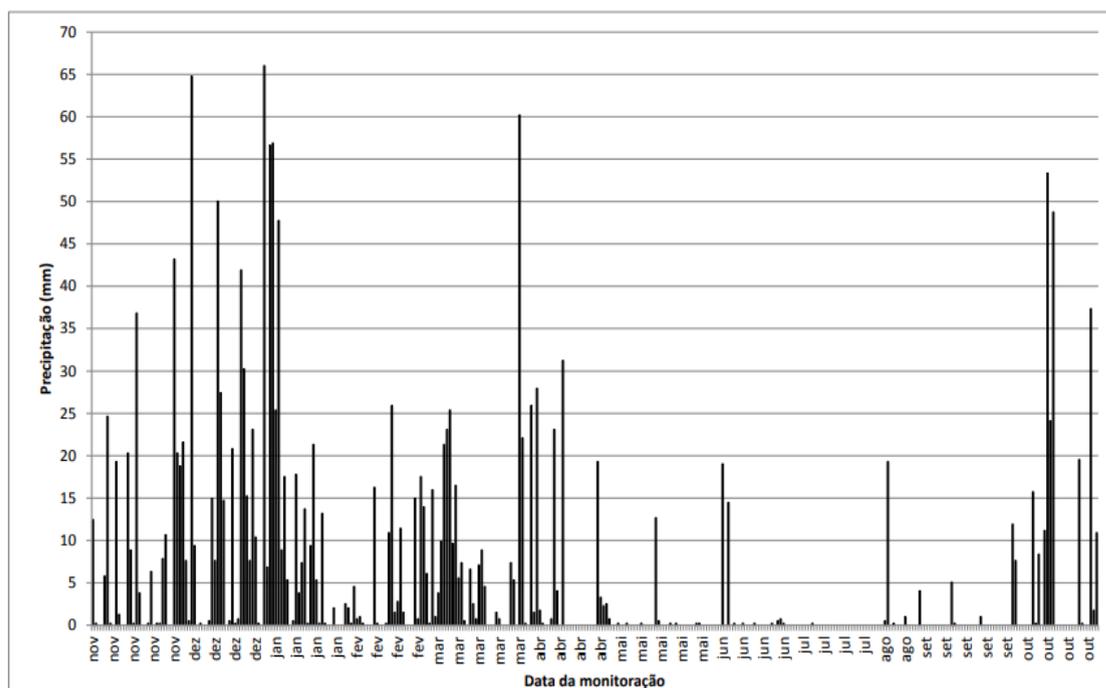
FERRARI (2010), motivada pela falta de estudos científicos sobre a comunidade zooplanctônica em regiões sob influência de efluentes de mineração de urânio, analisou a diversidade de zooplânctons na UDC/INB, caracterizando essa área como um ambiente extremo, onde as condições químicas da água desfavorecem o desenvolvimento das espécies desse grupo.

A ICRP 103 (2007) estabeleceu um arcabouço de proteção da biota baseada no conceito de taxa de dose absorvida pelo organismo de referência, o que é eficaz na compreensão quanto à deposição de energia pela radiação emitida na matéria, mas ineficaz na expressão de dois fatos relevantes e aplicados na radioproteção do homem:

“[...] os diferentes efeitos biológicos dos diferentes tipos de radiação e as diferenças de sensibilidade de diferentes órgãos, tecidos e organismos, fatos estes são levados em conta com a dose equivalente, no caso da radiação, e a dose efetiva, no caso da radiação e da sensibilidade. O estabelecimento de fatores de ponderação para a radiação e para os tecidos, órgãos e organismos parece ser o futuro, pois permite a convergência da radioproteção humana e ambiental de forma a harmonizar os conceitos, criando uma radioproteção única como apregoado pela ICRP” (PEREIRA *et al.*, 2017, p. 6).”

Outros parâmetros físico-químicos e biológicos analisados pelos elaboradores do documento-base podem estar relacionados aos resultados de cunho radiológico apresentados. Uma ampla gama de variáveis ambientais, ecológicas, físico-químicas e biológicas podem causar estresses aos organismos vivos, e, quando combinadas, não possuem um limite mensurável (WHICKER; SCHULTZ, 1982). A Figura 13 indica os valores referentes à precipitação pluviométrica durante o ano hidrológico estudado, a qual comprova a existência de duas estações bem definidas, uma seca (abril a julho) e uma estação chuvosa (outubro a março).

Figura 13 - Gráfico da precipitação no ano hidrológico das coletas analisadas.



Fonte: Comissão das Águas (2012).

Quanto aos índices pluviométricos, a figura acima demonstra o regime de chuvas que ocorreram durante todo o ano hidrológico em que foram realizadas as coletas. A primeira e a sexta coletas ocorreram em meses chuvosos, entre novembro de 2010 e outubro de 2011, meses nos quais as concentrações de urânio sobressaíram os limites estipulados pela legislação vigente (PORTAL CNEN, 1997).

No processo de tratamento dos efluentes ácidos, UDC/INB - Caldas, é adicionada cal hidratada para elevar o pH, para que os contaminantes sejam precipitados e agregados no resíduo resultante do tratamento. Sendo assim, os resíduos são ricos em sulfato de cálcio e os contaminantes, precipitados na forma de hidróxidos. Esse resíduo fica depositado em duas bacias de decantação, as quais fazem parte do sistema de tratamento de águas da INB e têm a finalidade de conter o material sedimentável que não foi precipitado no tanque de espessamento.

O referido sistema está em operação há mais de 20 anos e houve a passagem (translocação) desse resíduo das bacias de decantação para a Bacia de Águas Claras, onde está localizado o ponto estudado. Por este motivo, observam-se concentrações elevadas de

elementos como o íon fluoreto, manganês e urânio, por exemplo, os quais podem interferir nos sistemas biológicos de diversos modos.

De acordo com o banco de dados analisado, as amostras em questão apresentaram valores elevados de concentração de sólidos totais dissolvidos (da sigla em inglês para *Total Dissolved Solids* - TDS) de manganês, alumínio, ferro, íon fluoreto e íon sulfato na água no período chuvoso, em comparação aos valores estipulados pela Resolução CONAMA 357/2005, como demonstrado na Tabela 13. É válido ressaltar que a área em estudo se encontra inserida no Planalto de Poços de Caldas, um maciço naturalmente alcalino com grande abundância de metais. Portanto, a legislação em comparativo deveria ser revista para a região do Planalto de Poços de Caldas.

A referida legislação não estabelece limites de concentração para cálcio, magnésio, potássio, silício, sódio e terras raras na água. Porém, com relação ao cálcio, observam-se concentrações elevadas (acima de 25 mg L⁻¹) no ponto estudado.

Tabela 13 - Valores das concentrações de sólidos dissolvidos totais para alumínio, manganês, ferro, fluoreto e sulfato dissolvidos nas seis amostras coletadas em mg.L⁻¹ (C1, C2, C3, C4, C5 e C6), comparados aos valores limites estipulados pela Resolução CONAMA 357/2005, em mg.L⁻¹, quando aplicável

Amostras	Al	Limite *	Mn	Limite *	Fe	Limite *	F ⁻	Limite *	SO ²⁻ ₄	Limite *	TDS	Limite *
C1	0,10		0,85		0,12		1,90		130,00		155,00	
C2	2,40		0,70		1,10		0,90		30,00		55,00	
C3	0,00	0,10	0,80	0,10	0,00	0,30	0,70	1,40	40,00	250,00	60,00	-
C4	0,20		0,60		0,10		1,30		70,00		85,00	
C5	0,70		0,35		0,30		1,90		100,00		125,00	
C6	0,30		1,45		0,05		2,90		400,00		120,00	

*Limite CONAMA 357 (2005) para águas Classe II em mg.L⁻¹.

Fonte: Comissão das Águas (2012); CONAMA (2005).

Estudos anteriores realizados no local já haviam avaliado que os efluentes lançados no meio ambiente continham elevadas concentrações de alguns elementos químicos, indicando ineficiência do tratamento realizado pelo operador para a proteção da biota (RODGER *et al.* 2013; FERRARI *et al.* 2017). A exemplos, RONQUI (2008), Projeto ARCAL RLA 01/10

(2009) e FERRARI (2010) também apontaram elevadas concentrações de manganês total nos efluentes líquidos da UDC/INB. O metal manganês é considerado um elemento essencial para diversos seres vivos, mas exposições prolongadas a esse metal podem causar efeitos adversos, por exemplo, nos sistemas nervoso e respiratório. (NASCIMENTO, 2003).

Metais como manganês, cobre, ferro e iodo apresentam funções biológicas conhecidas, sendo requeridos obrigatoriamente em pequenas quantidades nos processos fisiológicos de animais, como os peixes, por exemplo. Porém, ainda que sejam considerados elementos obrigatórios no metabolismo destes animais, quando presentes em concentrações elevadas, podem causar toxicidade nos mesmos (FARRELL *et al.*, 2011). Os elementos químicos manganês e alumínio, dissolvidos nas águas, podem acarretar efeitos deletérios nos organismos aquáticos, como alterações fisiológicas, metabólicas, respiratórias, além de aumentar a produção de espécies reativas de oxigênio (ABDALLA, 2015).

De acordo com a legislação (CONAMA, 2005), o limite estabelecido para ferro dissolvido em águas de enquadramento Classe II é $0,30 \text{ mg.L}^{-1}$ e, na segunda campanha realizada, o valor obtido de concentração de ferro na água ultrapassou o valor estipulado em quase quatro vezes. A referida coleta ocorreu no mês de janeiro de 2011, na estação de chuvas, o que pode ser explicado devido à maior presença do sulfeto metálico pirita no local, que passa pelo processo de oxidação natural em contato com a água e o oxigênio, promovendo a liberação de íons férricos (Fe^{3+}) e ferrosos (Fe^{2+}) no ambiente. É problemática a presença de íons de ferro e manganês em águas destinadas ao tratamento visando abastecimento público e industrial (MORUZZI; REALI, 2012).

Os sólidos dissolvidos elevam os índices de turbidez do corpo hídrico, reduzindo a passagem de luz solar no sistema, e, por conseguinte, o processo de fotossíntese realizado por organismos produtores é comprometida, podendo afetar toda a cadeia trófica aquática. A depender do tamanho e quantidade, esses elementos também provocam outros efeitos, como o colapso das brânquias de peixes, levando-os à morte por asfixia (BRASIL, 2015).

Os demais parâmetros de qualidade da água abordados no documento e que se apresentam em valores condizentes aos estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005 são: os valores de turbidez, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), concentrações de nitrato, zinco, bário, cobre e óleos e graxas na água. Os resultados obtidos quanto ao cádmio, cromo, fósforo, molibdênio, níquel, ítrio, titânio e vanádio em água foram

abaixo dos respectivos limites de detecção dos métodos de análise. Logo, não foram apresentados no documento (COMISSÃO DAS ÁGUAS, 2012).

De modo geral, os resultados obtidos pela aplicação dos Níveis 1 e 2 do Código ERICA Tool apontam a necessidade de estudos mais aprofundados no Nível 3, uma vez que foram obtidos valores de taxa de dose absorvida superiores ao limite estipulado, ou seja, de 10 $\mu\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$. Essa terceira camada de avaliação é baseada em dados probabilísticos, que fornece dados relacionados a dose nos organismos da biota a partir de funções de distribuição probabilística, por meio das simulações de Monte Carlo (CARMO, 2019). O Nível 3 do ERICA Tool ainda não foi aplicado em trabalhos publicados no Brasil, e pretende-se aplicá-lo em estudos futuros.

O banco de dados do Código Computacional ERICA Tool foi elaborado a partir de trabalhos realizados no hemisfério norte, em clima temperado. Porém, com devidas cautelas, podem ser utilizados em triagens iniciais em países do hemisfério sul como o Brasil, considerando-se que os fatores de transferência podem mudar de acordo com as condições ambientais, ecológicas e de temperatura, por exemplo (PEREIRA, 2010).

Através do Código Computacional ERICA Tool, foram obtidos dados referentes a espécies que, embora não sejam nativas, foram introduzidas no Brasil e são organismos analisados em estudos publicados com amostras dos efluentes da UDC/INB. A exemplo, os gêneros *Tilápia* e *Daphnia*, já foram analisados por Pereira *et al.*, (2010); Pereira *et al.* (2017) e Ferrari *et al.* (2017), respectivamente.

Iniciativas de aplicação do Código Computacional ERICA Tool em países de clima tropical podem servir de incentivo para expansão do banco de dados do programa para além dos países do hemisfério norte, além de encorajar o desenvolvimento de tecnologias locais no ramo da Radioproteção Ambiental e da Biotecnologia.

5 CONCLUSÕES

O radionuclídeo ^{226}Ra é o que representa maior risco para a biota analisada. Larvas de insetos e os zooplânctons são os representantes da biota aquática sob maior risco nas condições avaliadas no ponto de interface de lançamento dos efluentes de mineração com o meio ambiente.

Com base nos resultados obtidos, será sugerida a revisão do tratamento dos efluentes por parte do operador, visando a proteção da biota. Ainda que tenha sido analisado apenas um ponto da área, o estudo atesta ser possível e vantajosa a aplicação do Modelo Matemático ERICA Tool em estudos ambientais, uma vez que este é um *software* acessível, de rápido processamento e tem boa usabilidade, além de ser validado pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA). Estudos de avaliação mais aprofundados quanto à taxa de dose absorvida pelos organismos da biota serão realizados futuramente, aplicando-se o Nível 3 da ferramenta. Embora o banco de dados do Código Computacional ERICA Tool corresponda a parâmetros desenvolvidos no hemisfério norte, em clima diverso do Brasil, com devidas cautelas, esse programa pode ser aplicado no país, principalmente em triagens iniciais.

Trabalhos brasileiros que utilizam o Código Computacional ERICA Tool podem servir como um incentivo para expansão do banco de dados da ferramenta, contemplando também o clima tropical, além de encorajar o desenvolvimento de tecnologias locais no âmbito da radioproteção ambiental. Como o Brasil ainda não dispõe de metodologia oficial para o cálculo de dose na biota, propõe-se a inclusão desse programa no escopo normativo brasileiro. Os resultados estimados também podem ser comparados aos níveis de referência recomendados por normas internacionais e contribuir para a elaboração de normativas e nas recomendações dos órgãos brasileiros, sendo úteis em ações de licenciamento, monitoração e fiscalização ambiental, bem como no avanço de estudos científicos.

REFERÊNCIAS*

- ABDALLA, R. P. **Efeito do alumínio e manganês, em pH ácido, nos parâmetros de estresse oxidativo em machos de *Astyanax altiparanae***. 2015. 60p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Instituto de Ciências, Fisiologia Geral, São Paulo, 2015.
- ALBERTI, H. L. C. **Estudo hidroquímico e isotópico das águas subterrâneas impactadas pela drenagem ácida da mina de urânio - Osamu Utsumi, planalto de Poços de Caldas (MG)**. 2017. 198p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, Campinas, São Paulo, Brasil, 2017.
- ALBERTI, H.L.C. **Caracterização fisiográfica e avaliação hidrológica na bacia do Ribeirão das Antas, Planalto de Poços de Caldas, MG**. 2008. 134f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, São Paulo, Brasil, 2008.
- AMARAL, E. C. S. **Modification of exposure to natural radiation due to agricultural and industrial activities in a high natural radioactivity area in Brazil**. 1982. Ph.D thesis [(Institute of Biophysics)] - Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1982.
- BELYAEVA, M.; DENEKE, R. Colonization of acidic mining lakes: *Cydorus sphaericus* and other Cladocera within a dynamic horizontal pH gradient (pH 3-7) in Lake Senftenberger See (Germany). **Hydrobiologia**, v. 594, p. 97-108, 2007.
- BONIOLO, M.R. **Remoção de urânio em águas de drenagem ácida de minas por técnicas de biossorção**. 2016. 126p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, São Paulo, Brasil, 2016.
- BRASIL. Criada a Autoridade Nacional de Segurança Nuclear. 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/pt-br/noticias/energia-minerais-e-combustiveis/2021/05/criada-a-autoridade-nacional-de-seguranca-nuclear>> Acesso em dez. 2022.
- BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Resolução IBAMA 1163, de 26 de setembro de 2016**. Brasil, 2016.
- BRASIL. Laudo Técnico Preliminar: **Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. In: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Minas Gerais, 2015.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em:

<https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf> Acesso em 14 fev. 2021.

BRASIL. Resolução CONAMA 393, de 8 de agosto de 2007 - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em:

<https://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2018/08/CONAMA_RES_CONS_2007_393.pdf> Acesso em 15 fev. 2022.

BRASIL. Resolução CONAMA 397, de 3 de abril de 2008 - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em:

<<https://agencia.baciaspcj.org.br/docs/resolucoes/resolucao-conama-397.pdf>> Acesso em 17 fev. 2022.

BRASIL. Resolução CONAMA 410, de 4 de maio de 2009 - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em:

<<https://agencia.baciaspcj.org.br/docs/resolucoes/resolucao-conama-410.pdf>> Acesso em 17 fev. 2022.

BRASIL. Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011 - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>> Acesso em 18 fev. 2022.

BROWN, J. E. et al., The ERICA tool. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 99, n. 9, p. 1371-1383, 2008.

BROWN, J. E., A. HOSSEINI; H. THORRING. 2006. Development of a methodology for assessing the environmental impact of radioactivity in northern marine environments. **Marine pollution Bulletin**. 52: 1127-1137, 2006.

CAMPOS et al. Environmental assessment of water from a uranium mine (Caldas, Minas Gerais State, Brazil) in a decommissioning operation. **Environmental Earth Science**, 2010.

CAMPOS, M. B. **Ocorrência e Flutuação de Acidithiobacillus spp. Em Efluentes de Mina de Urânio, Caldas – MG**. 2006. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia) - Centro Universitário Fundação de Ensino Octávio Bastos, São João da Boa Vista, São Paulo, 2006.

CARMO, A. S. **Descarga de efluentes líquidos contendo radionuclídeos em uma instalação de medicina nuclear e seus impactos no meio ambiente**. 2019. Tese (Doutorado) -. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil, 2019.

CARVALHO, F. P. Radionuclide concentration process in marine organisms: A comprehensive review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 186, pp. 124- 130, June, 2018.

CIPRIANI, M. **Mitigação dos impactos sociais e ambientais decorrentes do fechamento definitivo de minas de urânio**. 2002. 332p. Tese (Doutorado em Geociências) - Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, 2002.

COMISSÃO DAS ÁGUAS. 2012. Avaliação da qualidade das águas e sedimentos das microbacias do Ribeirão das Antas e do Ribeirão de Caldas no Planalto de Poços de Caldas - Relatório Técnico da Comissão das Águas. 52 pg. Disponível em: <https://www.pocosdecaldas.mg.leg.br/legislacao/gt_relatorio_tecnico_versao_cnen-inb_19-03-12.pdf>. Acesso em abril 2021.

COPPLESTONE, D., HINGSTON, J., REAL, A. The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 99, pp. 1456-1463, September, 2008.

ĆUJIC, M; DRAGOVIĆ, S. Assessment of dose rate to terrestrial biota in the area around coal fired power plant applying ERICA tool and RESRAD BIOTA code. **Journal of Environmental Radioactivity** 188, p. 108-114, 2018.

DE VOS, W.; TARVAINEN, T. Geochemical Atlas of Europe. Part 2 - Interpretation of Geochemical Maps, Additional Tables, Figures, Maps, and Related Publications. **Esppo: Geological Survey of Finland**, 2006.

DENEKE, R. Review of rotifers and crustacean in highly acidic environments of pH values \leq 3. **Hydrobiologia**, v. 433, p. 167-172, 2000.

PORTAL G1. Entenda por que duas barragens das Indústrias Nucleares do Brasil foram classificadas em nível 1 de emergência em MG. **Portal G1**, 15 jun. 2023. Disponível em: <https://g1.globo.com/mg/sul-de-minas/noticia/2023/06/15/entenda-por-que-barragens-das-industrias-nucleares-do-brasil-foram-classificadas-em-nivel-1-de-emergencia-em-mg.ghtml> . Acesso em: 25 jul. 2023.

ERICA. A ferramenta de avaliação ERICA: risco ambiental de contaminantes ionizantes: avaliação e gerenciamento. Versão 2.0 - Atualizado em julho de 2021. Disponível em: <<https://erica-tool.com/>> Acesso em fev. 2022.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência Ltda, 1998.

FARRELL, A. P., et al. Encyclopedia of Fish Physiology from genome to environment. Elsevier, 3, 2061-2083, 2011.

FERRARI, C.R., et al. Effects of the discharge of uranium mining effluents on the water quality of the reservoir: an integrative chemical and ecotoxicological assessment. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-10, 2017.

FERRARI, R.C. **Caracterização Sazonal e Espacial da Comunidade Zooplancônica (Copepoda, Rotifera e Cladocera) na Sub-Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas e na UTM-INB, MG**. 2010. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

FINKLER, R. **Avaliação do efeito tóxico de líquidos percolados sobre o sistema reprodutivo de *Daphnia magna*. 2002.** 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 2002.

FONSECA, I. F.; BURSZTYN, M.; MOURA, A. M. M. Conhecimentos técnicos, políticas públicas e participação: o caso do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Revista de Sociologia e Política**, v. 20, p. 183-198, 2012.

GARCIA JR., O. **Estudos da Biolixiviação de Minérios de Urânio por *Thiobacillus ferrooxidans*.** 1989. 261 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 1989.

GARNIER-LAPLACE, J., GILBIN, R. Derivation of Predicted-No-Effect-DoseRate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances. Report D5 to the ERICA project (EC Contract number F16R-CT-2003-508847). **Swedish Radiation Protection Authority**, p. 88, 2006.

GARNIER-LAPLACE, J. et al. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated Approach. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 99, pp. 1474-1483, September 2008.

HEILBRON FILHO, et al. VI – Gerência de Rejeitos Radioativos, VI.2 – Modelos de Caminhos de Radionuclídeos até o Homem. Rio de Janeiro, RJ, **E Papers Serviços Editoriais Ltda.**, 2004.

HOSSEINI, A.; THORRING, H.; BROWN, J.E.; SAXÉN, R; ILUS, E. 2008. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems – default concentrations ratios for aquatic biota in the ERICA tool. **Journal of Environmental Radioactivity**, 99: 1408-29.

(IAEA 2001) – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment.** Safety Report Series, Viena, Áustria, ISSN1020-6450, N 19, ISBN 92-0-100501-6, 229pp. 2001. Disponível em:
<<https://www.iaea.org/publications/6024/generic-models-for-use-in-assessing-the-impact-of-discharges-of-radioactive-substances-to-the-environment>> Acesso em jun. 2022.

(IAEA 2018a) – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment** – IAEA General Safety Guide No. GSG-9, Vienna, 2018a. Disponível em:
<<https://www.iaea.org/publications/5930/regulatory-control-of-radioactive-discharges-to-the-environment>> Acesso em jun. 2022.

(IAEA 2018b) – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Prospective Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities** – IAEA General Safety Guide No. GSG-10, Vienna, 2018b. Disponível em:
<<https://www.iaea.org/publications/5930/regulatory-control-of-radioactive-discharges-to-the-environment>> Acesso em jun. 2022.

(IAEA 2018c) – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Radiation Protection of the Public and the Environment** – IAEA General Safety Guide No. GSG-8, Vienna,

2018c. Disponível em:

<<https://www.iaea.org/publications/11183/radiation-protection-of-the-public-and-the-environment>> Acesso em jun. 2022.

ICRP – International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26 – Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, 1 st Edition, Pergamon Press, 1977.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60 – 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, v. 21, n. 1-3, **Pergamon Press**, 1991.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 91 – A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species, Pergamon Press, 2003.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103 – The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. **Elsevier**, 2007.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 108 – Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants. **Elsevier**, 2008.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 114 – Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. **Elsevier**, 2009.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 136 – Dose Coefficients for Non-human Biota Environmentally Exposed to Radiation. Annals of the ICRP 46 (2). **SAGE**, 2017.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 142 – Radiological protection from naturally occurring radioactive material (NORM) in industrial processes. Annals of the ICRP 48(4). **SAGE**, 2019.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 148 – Radiation weighting for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP 50(2). **SAGE**, 2021.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 150 – Cancer risk from exposure to plutonium and uranium. Annals of the ICRP 50(4). **SAGE**, 2021.

ICRP – International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 152 – Radiation detriment calculation methodology. Annals of the ICRP 51(3). **SAGE**, 2022.

KALIN, M.; CAO, Y.; SMITH, M.; OLAVESON, M. M. Development of the phytoplankton community in a pit-lake in relation to water quality changes. **Water Research**, v. 35, n. 13, p. 3215-3225, 2001.

LESSMANN, D. et al. Lake Plessa 107 (Lusatia, Germany) - an extremely acidic shallow mining lake. **Hydrobiologia**, v. 408/409, p. 293- 299, 1999.

LIMA, J. C. S. **Caracterização da fauna de macroinvertebrados bentônicos da represa Águas Claras, Caldas, Minas Gerais**. 2014. 65 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, MG, 2014.

LIMA, M. F., **Determinação dos Coeficientes de Distribuição para os Radionuclídeos ^{134}Cs , ^{60}Co e ^{234}Th no Sedimento do Rio Pinheiros**. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisa Energética e Nuclear – IPEN/CNEN/MCT, São Paulo, SP, Brasil, 1992.

LYEW, D.; SHEPPARD, J. Use of conductivity to monitor the treatment of acid mine drainage by sulphate-reducing Bacteria. **Water Research**, v. 35, n. 8, p. 2081-2086, 2001.

MACULAN, G. G.; ALBERTI, H. L. C. Avaliação temporal das descargas de sólidos em suspensão nas águas ácidas tratadas da mina Osamu Utsumi, 2011. In: International Nuclear Atlantic Conference - INAC 2011. Belo Horizonte, MG, Brasil, 2011.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 215-222, 2003.

MAZZILLI, B.P.; MÁDUAR, M.F.; CAMPOS, M.P. **Radioatividade no meio ambiente e avaliação de impacto radiológico ambiental**. Documento TNA-5754, IPEN-Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

MAZZILLI, B.P.; MÁDUAR, M.F.; CAMPOS, M.P. **Radioatividade no meio ambiente e avaliação de impacto radiológico ambiental**. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN). Universidade de São Paulo, 2013.

MORUZZI, R. B.; REALE, M. A. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial: uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, p. 29-43, 2012.

NAÇÕES UNIDAS. **Relatório da World Commission on Environment and Development, United Nations General Assembly, 96th plenary meeting**. Document A/RES/42/187, 2000. Disponível em: <www.un.org/documents/ga/res/42/ares42-187.htm>. Acesso: 01 de fev. de 2022.

NASCIMENTO, M. R. L. **Proposição de Valores de Referência para Concentração de Metais e Metalóides em Sedimentos Limnóticos e Fluviais na Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, SP**. 2003. 111 f. Tese (Doutorado) - Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Departamento de Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

NIXDORF, B.; WOLLMANN, K.; DENEKE, R. Ecological Potentials for Planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatian (Eastern Germany). In: GELLER, W.; KLAPPER, H.; SALOMONS, W. (Ed.). **Acidic Mining Lakes**. p. 147-167, 1998.

ODUM, E. P. 1985. **Ecologia**. 1. Rio de Janeiro: Koogan. 434 pp., 1985.

ODUM, E. P., e G. W. Barret. 2007. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo, São Paulo: Thompson, 2007.

PEREIRA, W. S. et al. Application of radiological assessment as water quality criterion for effluent release in a Brazilian uranium mine. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 1, p. 1, 2023.

PEREIRA, W. S. et al. Comparação entre a norma brasileira de radioproteção e a recomendação da International Commission on Radiological Publication publicada em 2007. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, n. 1, p. 01-10, março 2015.

PEREIRA, W. S. et al. Radioecologia de Reservatórios aplicada a Radioproteção Ambiental: estudo de caso no Brasil. 2011. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 697-708, 2011.

PEREIRA, W. S. et al. Sediment Distribution Coefficients (KD) and Concentration Factors (CF) in fish for natural radionuclides in a pond of a tropical region and their contributions to estimations of internal absorbed dose rate in fish, 2010. In: IRPA12: 12. Congress of the International Radiation Protection Association: Strengthening Radiation Protection Worldwide - Highlights, Global Perspective and Future Trends. Buenos Aires, Argentina, 2010.

PEREIRA, W. S. et al. The calculation of absorbed dose rate in freshwater fish from high background natural radioactivity areas. 2017.

PEREIRA, W.S. et al. Evaluation of the radiological quality of water released by uranium mining in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 29, p. 36704-36717, 2020.

PORTAL CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. **Limites derivados para os pontos de lançamento de efluentes líquidos do Complexo Industrial de Poços de Caldas da Unidade de Tratamento de Minérios das Indústrias Nucleares do Brasil (UTM INB)**. Rio de Janeiro, Ofício no 050/SLC, 1997.

PORTAL CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. **Posição Regulatória-3.01/001:2011 - Critérios de Exclusão, Isenção e Dispensa de Requisitos de Proteção Radiológica**. Brasília, DF, 2011.

PORTAL CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. Resolução **CNEN-NN-3.01-Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica**. Resolução CNEN 164/14. Brasília, DF, 2014.

PORTAL CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. Resolução CNEN 231/18. **CNEN NE 3.02 – Serviços de Radioproteção**. Brasília, DF, 2018.

PORTAL CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. Missão CNEN. 2022. Disponível em: <<http://antigo.cnen.gov.br/quem-somos>> Acesso em dez. 2022.

PORTAL CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. Projeto de Norma CNEN NN 3.01 entra em consulta pública .2023. Disponível em:
<<https://www.gov.br/cnen/pt-br/assunto/ultimas-noticias/projeto-de-norma-cnen-nn-3-01-entra-em-consulta-publica>> Acesso em mai. 2023.

POSTON, T. M. HANF JR., R. W.; SIMMONS, M. A. **Toxicity of uranium to Daphnia magna. Water, Air, and Soil Pollution**, v. 22, p. 289-298, 1984.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas Doces do Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 3. ed. São Paulo: Editora Escrituras, 2006. 748 p.

RELATÓRIO PROJETO ARCAL RLA01/10. **Qualidade das Águas do Ribeirão das Antas**. 2009. 27 p.

RODGER, S. et al. Evaluation of surface water quality in aquatic bodies under the influence of uranium mining. **Environmental Monitoring and Assessment**, Minas Gerais, Brazil, v. 185. p. 2395-2406, 2013.

RODRIGUES, L. Barragem com rejeitos nucleares em MG terá novo sistema em 14 meses. **Agência Brasil**, 2019. Disponível em:
<<https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2019-11/barragem-com-rejeitos-nucleares-em-mg-tera-novo-sistema-em-14-meses>> Acesso em dez. 2022.

RONQUI, L. B. **Caracterização limnológica e avaliação de efeitos ambientais causados por efluente de mina de urânio sobre populações microbianas planctônicas da represa das Antas, Caldas (M.G.)**. 2008. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 2008.

SANTOS, M. R. **Ecologia de invertebrados aquáticos em riachos de altitude do planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil**. 2018. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil, 2018.

SCHENBERG, A. C. G.. **Biotecnologia e desenvolvimento sustentável**. Estudos Avançados/Universidade de São Paulo, Instituto de Estudos Avançados 24(70): 07-17, 2010.

SILVA, C. M. et al. ²¹⁰Pb em sal mineral consumido por bovinos leiteiros da região do agreste semi-árido de Pernambuco. **Scientia Plena**. 7(1):1-11 (2011).

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O. **Produção de plâncton (Fitoplâncton e Zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos**. São Carlos: RiMa, 2001. 106 p.

SOUZA, V.L.B. et al. Sedimentation Rate and ²¹⁰Pb Sediment Dating at Apipucos Reservoir, Recife, Brasil. **Sustainability**.4:2419-2429 (2012).

TEIXEIRA, L. F. L. **Determinação dos radionuclídeos naturais urânio e tório nos sedimentos superficiais do sistema Cananéia-Iguape**. 2017. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 2017.

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation, Sources and Effects of Ionizing Radiation. New York, United Nations, 2000.

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation, Sources and Effects of Ionizing Radiation – UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, Volume II Scientific Annexes E: Effects of ionizing radiation on non-human biota. New York, United Nations, 2011.

WHICKER, F. W., SCHULTZ, V. **Radioecology: Nuclear Energy and the Environment.** Vol. 2, Boca Raton, 1982.

WOLLMANN, K. et al. Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). *Hydrobiologia*, v. 433, p. 3-14, 2000.

ANEXO A - APRESENTADO NO RELATÓRIO TÉCNICO DA COMISSÃO DAS ÁGUAS CONTENDO OS 21 PONTOS DE AMOSTRAGEM REALIZADA NO ESTUDO (2012)

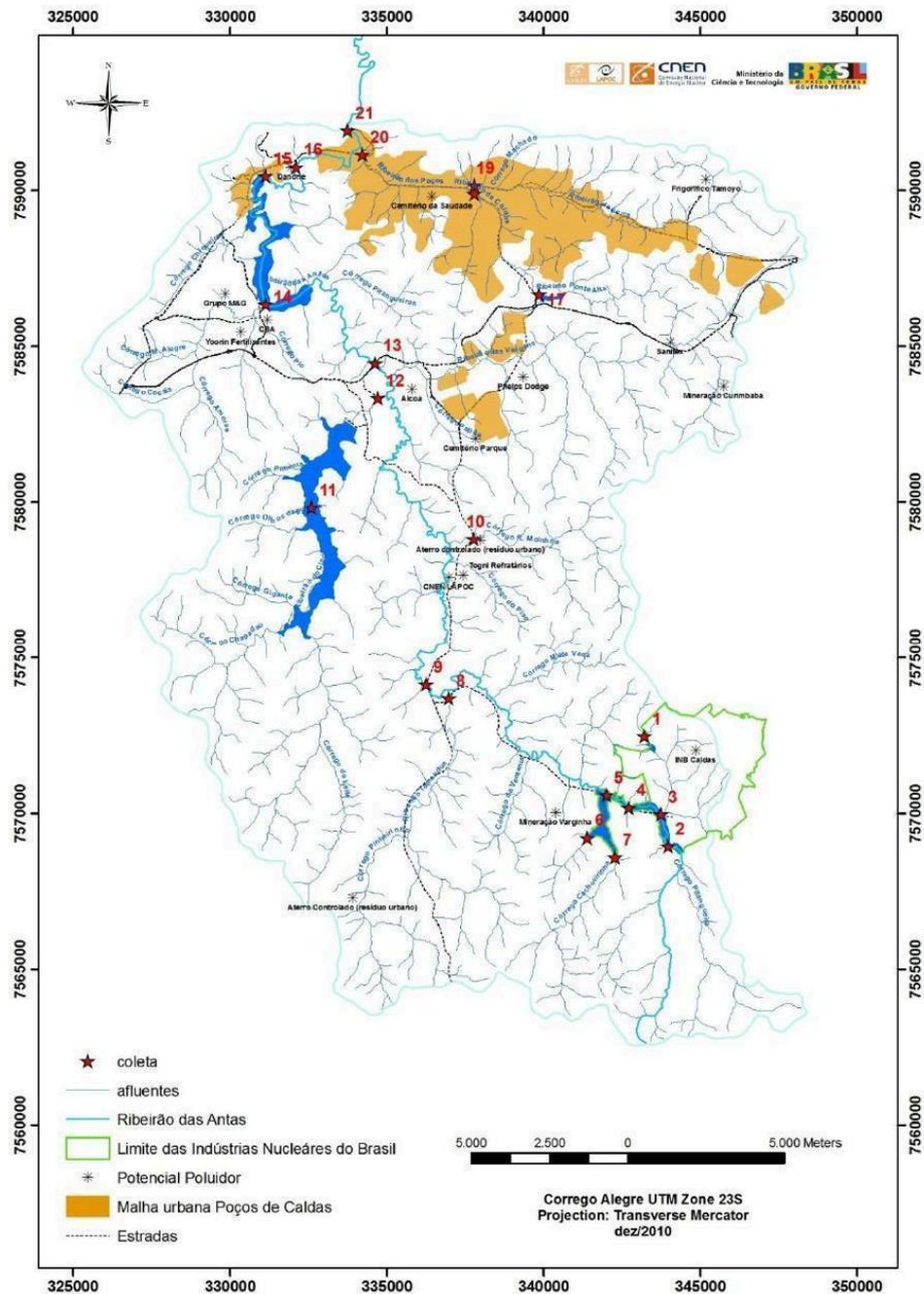


Figura 2.1 – Mapa com os 21 pontos de amostragem.