UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM DINÂMICAS DOS OCEANOS E DA TERRA

IRIS BOMFIM MARTINS FERREIRA

DETERMINAÇÃO DE POLÔNIO-210 EM MEXILHÕES *Perna perna* (Linnaeus, 1758) DA BAÍA DE GUANABARA: DA ABORDAGEM RADIOMÉTRICA AO RISCO À SAÚDE

Niterói
2026

IRIS BOMFIM MARTINS FERREIRA

DETERMINAÇÃO DE POLÔNIO-210 EM MEXILHÕES *Perna perna* (Linnaeus, 1758) DA BAÍA DE GUANABARA: DA ABORDAGEM RADIOMÉTRICA AO RISCO À SAÚDE

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Dinâmica dos Oceanos e da Terra

Orientadores:

Prof. Jardel Thalhofer Lemos

Prof. Abilio Soares-Gomes

Niterói

2026

DETERMINAÇÃO DE POLÔNIO-210 EM MEXILHÕES *Perna perna* (Linnaeus, 1758) DA BAÍA DE GUANABARA: DA ABORDAGEM RADIOMÉTRICA AO RISCO À SAÚDE

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Dinâmica dos Oceanos e da Terra

Área de Concentração: Ecologia Marinha

BANCA EXAMINADORA

Prof. Jardel Lemos Thalhofer (Orientador)
Universidade Federal Fluminense

Prof. Abilio Soares Gomes (Orientador)
Universidade Federal Fluminense

Prof. Alphonse Germaine Albert Charles Kelecom
Universidade Federal Fluminense

Prof. José Marques Lopes
Instituto Militar de Engenharia

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG
Gerada com informações fornecidas pelo autor

F383d Ferreira, Iris Bomfim Martins
DETERMINAÇÃO DE POLÔNIO-210 EM MEXILHÕES Perna perna (Linnaeus, 1758) DA BAÍA DE GUANABARA : DA ABORDAGEM RADIOMÉTRICA AO RISCO À SAÚDE / Iris Bomfim Martins Ferreira. - 2026.
129 f.

Orientador: Jardel Lemos Thalhofer.
Coorientador: Abilio Soares Gomes.
Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Niterói, 2026.

1. Polônio-210. 2. Radioecologia. 3. Perna perna. 4. Biomonitoramento. 5. Produção intelectual. I. Thalhofer, Jardel Lemos, orientador. II. Gomes, Abilio Soares, coorientador. III. Universidade Federal Fluminense. Instituto de Geociências. IV. Título.

CDD - XXX

Bibliotecário responsável: Debora do Nascimento - CRB7/6368

Às escolhas irreversíveis que nos fazem avançar.

Não havia retorno. Apenas avanço.

— Atribuição a Hernán Cortés, sec.XVI

Agradecimentos

Em primeiro lugar quero agradecer a minha mãe, Sabina, por sempre estar ao meu lado, me incentivando e me apoiando. Fazendo o possível e o impossível para que eu possa realizar meus sonhos e alcançar meus objetivos. E aos meus pais Marcelo e Niajar.

Aos meus irmãos, Iago, Thiago e Leonardo por fazerem parte dessa jornada comigo e me animando nos momentos mais tortuosos e difíceis.

Aos meus tios e tias, Lenival, Sandoval, Elizangela e Milena, por serem pessoas que sempre pude contar em todos os momentos e também por me acolherem e incentivar nesse caminho que resolvi percorrer.

À minha Madrinha, Gina por estar ao meu lado, me dando forças e me incentivando a ser melhor todos os dias.

Aos amigos que estão comigo desde o início dessa jornada e aqueles que fui encontrando por esse caminho Ana Elisa, Tatiana Ponce, Guilherme Virgilio, Luiz Gabriel, Paulo Ricardo e Lucas Siqueira. E todos os outros que não citei por falta de tempo e espaço.

Aos professores que fizeram parte da minha jornada desde o início.

Ao meu professor Willer Paulo, que vem me mostrando um mundo novo a cada aula.

A toda equipe do LARARA, pelo apoio institucional, pelas discussões científicas e pelo ambiente colaborativo e pela troca de conhecimento e momentos inesquecíveis ao longo deste percurso.

Aos meus orientadores, Jardel e Abilio, pelo acompanhamento, pela orientação e pela confiança depositada ao longo de todo o desenvolvimento dessa pesquisa.

Um agradecimento profundamente especial ao Professor Alphonse Kelecom, pelo apoio constante, pela generosidade em compartilhar conhecimentos e sanar minhas dúvidas (que não foram poucas) e pela presença cuidadosa e atenta em cada etapa deste percurso. Agradeço de coração por todos os momentos de aprendizado proporcionados, bem como sua disponibilidade e incentivo contínuos. Sua presença e contribuição foram determinantes para minha formação e para a concretização deste trabalho de pesquisa, sem os quais sua realização não teria sido possível.

Ao Doutor Wagner de Souza Pereira das Indústrias Nucleares Brasileiras por ter cedido os discos de prata e pela contribuição na determinação das doses e risco de câncer que ajudaram a enriquecer esse trabalho.

Ao professor José e à equipe do IME pela colaboração nas análises das amostras.

Por fim, agradeço a UFF e toda equipe de apoio por ter propiciado a mim uma experiência inesquecível como estudante, cientista, professora e agora mestre. E também ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense, pela minha formação e pelas oportunidades concedidas.

RESUMO

O presente estudo aborda a presença, distribuição e bioacumulação de Polônio-210 em ecossistemas marinhos, com foco no biomonitoramento por meio do bivalve *Perna perna* na Baía de Guanabara. O ^{210}Po é um alfa emissor de alta radiotoxicidade, originário principalmente da série de decaimentos do ^{238}U, cuja via principal de exposição humana ocorre por meio da ingestão de alimentos, especialmente de frutos do mar. Pequenas quantidades de ^{210}Po podem gerar doses internas significativas, destacando a relevância da avaliação de sua presença em organismos filtradores. Este trabalho, teve como objetivo avaliar a bioacumulação de ^{210}Po em mexilhões *Perna perna*, determinar sua atividade na porção comestível e estimar o risco radiológico associado à ingestão humana. Para isso, realizou-se seis coletas quinzenais entre outubro e dezembro de 2025, selecionando indivíduos saudáveis para as análises posteriores. As amostras passaram pelo processo radioquímico seguido por eletrodeposição de ^{210}Po em discos de prata. A determinação de ^{210}Po foi feita por contagem alfa total e espectrometria alfa, utilizando padrão de ^{241}Am para avaliar a eficiência do detector e ^{209}Po para avaliação do rendimento químico. Os organismos apresentaram acúmulo significativo de ^{210}Po nos tecidos moles, evidenciando a bioacumulação e correlação com a biodisponibilidade ambiental. Os cálculos de atividade, fator de concentração, dose, e risco radiológico mostraram que o consumo desses organismos pode contribuir de forma significativa para a exposição interna à radiação, dependendo da idade do consumidor e do consumo, reforçando seu papel como bioindicador da dinâmica de ^{210}Po em ecossistemas marinhos.

Palavras chaves: *polônio-210, radiobiologia, bivalves*

ABSTRACT

This study addresses the presence, distribution, and bioaccumulation of Polonium-210 in marine ecosystems, focusing on biomonitoring using the bivalve *Perna perna* in Guanabara Bay. ^{210}Po is a highly radiotoxic alpha emitter, originating mainly from the decay series of Uranium-238. The primary route of human exposure occurs through the ingestion of food, especially seafood. Small amounts of Po can generate significant internal doses, highlighting the relevance of assessing its presence in filter-feeding organisms. This work aimed to evaluate the bioaccumulation of Po in *Perna perna* mussels, determine its activity in edible tissues, and estimate the radiological risk associated with human ingestion. Six collections every two weeks were carried out between October and December 2025, selecting healthy individuals for subsequent analyses. The sample underwent a radiochemical process followed by electrodeposition of polonium on silver discs. The determination of ^{210}Po was performed by total alpha counting and alpha spectrometry, using a ^{241}Am standard to evaluate detector efficiency and ^{209}Po to assess chemical yield. The organisms showed significant accumulation of ^{210}Po in soft tissues, evidencing bioaccumulation and correlation with environmental bioavailability. Calculations of activity, concentration factor, dose, and radiological risk showed that the consumption of these organisms may contribute significantly to internal radiation exposure, depending on the age of the consumer and consumption, reinforcing their role as a bioindicator of ^{210}Po dynamics in marine ecosystems.

Keywords: *polonium-210, radiobiology, bivalves*

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Séries de decaimento radioativo ^{238}U, ^{235}U e ^{232}Th respectivamente..... 18
Figura 2: Seleção de substâncias medidas por Marie Curie.....23
Figura 3: Balança Piezoelétrica.....24
Figura 4: Primeira menção sobre o polônio no manuscrito de laboratório de Pierre e Marie Curie, 13 de julho de 1898.....26
Figura 5: Repartição territorial da Polônia ao longo dos anos de 1772 e 1795..... 28
Figura 6: Transmutação do núcleo de ^{210}Po em núcleo de ^{206}Pb por meio de emissão alfa.....31
Figura 7: Decaimento do ^{222}Rn até ^{210}Po.....45
Figura 8: Contribuições para a dose anual ingerida proveniente de radionuclídeos.....55
Figura 9: Dose efetiva anual estimada pela UNSCEAR.....56
Figura 10 : Espectro do ^{241}Am após 15 min de contagem.....61
Figura 11 : Mexilhões recém coletados.....66
Figura 12: Identificação e separação dos mexilhões - Fêmeas (laranja) Machos (amarelado/branco)..... 67
Figura 13: Mineralização das 3 alíquotas com 1g de amostra..... 69
Figura 14: Resíduo após a etapa de mineralização..... 70
Figura 15: Etapa de Eletrodeposição..... 71
Figura 16: Espectroscopia Alfa demonstrando deposição exclusiva do ^{210}Po identificado pela energia da sua partícula alfa (5,308 MeV).....72
Figura 17: Discos de prata antes (superior) e depois (inferior) da descontaminação..... 76
Figura 18: Espectrometria alfa do disco de prata contaminado (superior) e descontaminado (inferior).....78
Figura 19: Comparação entre deposição do traçador, amostra contaminada e não contaminada. 85
Figura 20: Espectrometria alfa da amostra contaminada: faixas de energia de 5,3 MeV (^{210}Po) e 4,5 MeV (^{209}Po)..... 86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Isótopos naturais e artificiais do Polônio..... 33
Tabela 2: Uso de moluscos para monitoramento ambiental.....50
Tabela 3: Calendário de coletas.....65
Tabela 4: Rendimento químico do traçador de ^{209}Po.....80
Tabela 5: Valores obtidos a partir da secagem da amostra.....83
Tabela 6: Contagem de alfa total das amostras..... 84
Tabela 7: Correlação entre peso médio e a atividade média das amostras.....89
Tabela 8: Fator de concentração aparente..... 91
Tabela 9: Cenário hipotético de ingestão para diferentes grupos populacionais..... 94
Tabela 10: Dose ingerida por ano para diferentes grupos populacionais.....95
Tabela 11: Determinação do IMD.....98

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Contagem média de partículas por quantidade (μL) de padrão..... 74
Gráfico 2: Variação das médias das atividade do ^{210}Po (mBq/g)..... 88
Gráfico 3: Dose ingerida por ano comparada ao limite permitida..... 95
Gráfico 4: Risco associado ao consumo de mexilhões e limite de intervenção..... 100

LISTA DE ABREVIAÇÕES E SIGLAS

^{137}Cs…….....Césio 137

^{201}Bi ……..……Bismuto 210

^{206}Pb…….……Chumbo 206

^{208}Pb …….……..……..Chumbo 208

^{209}Bi……..……..……Bismuto 209

^{209}Po……..…….Polônio 209

^{210}Pb……..Chumbo 210

^{210}Po…….……..….Polônio 210

^{214}Bi……..…….Bismuto 214

^{214}Pb……....……..Chumbo 214

^{214}Po……...…Polônio 214

^{218}Po…….……..……Polônio 218

^{222}Rn……...……...Radônio 222

^{226}Ra……..Rádio 226

^{228}Ra……..Rádio 228

^{232}Th……..…….....Tório 232

^{235}U…….……...…Urânio 235 ou Actínio

^{238}U…….……..…Urânio 238

^{241}Am……..……..…Amerício 241

BAWE……... Centro de Armas atômicas da Grã Bretanha

BG…….……*background*

Be…….……...…Berílio

$BqKg^{-1}$……..…....Bequerel por Kilo

Bq……....Bequerel

Ci…….……Curie

CNEN……..……...Comissão Nacional de Energia Nuclear

CPM ……..……...…….Contagens por minuto

cpm……....…Contagem por minuto

DNA……...……....…Ácido Desoxirribonucleico

dpm…….……desintegrações por minuto

EDTA……..……..Ácido Etilenodiaminotetracético

eV…….……..……Elétron-volt

FC……..…Fator de Concentração Aparente

FWHM……..…...…*Full Width at half maximum* (largura e meia altura)

GHS……...*Globally harmonized system of classification and labelling of chemicals*

g……gramas

$HClO_4$……...Ácido Perclórico

HCl……..……..….Ácido Clorídrico

HNO_3…….Ácido Nítrico

IAEA……....*International Atomic Energy Agency*

ICRP…….……..*International Commission on Radiological Protection*

INB…….……..Indústrias Nucleares do Brasil

IRD……..……..…Instituto de Radioproteção e Dosimetria

KeV…….…….Quilo-elétron-volt

KGB…….……..…*Komitet Gosudarstvennoy Bezopasnosti*

mBq……..…….Mili Becquerel

MCA……..……....Analisador Multicanal

MeV……Mega elétron volt

mg/Kg…….……..…Miligrama por Quilo

mg/L……..…….……Miligrama por litro

mg……..……..……..Miligrama

min……..Minutos

ml…….……..……Mililitros

mm^2…….…….….Milímetro quadrado

mm……..…….….Milímetro

mSv…….…….miliSievert

M…….Molar

NORM……..……...*Naturally Occurring Radioactive Materials*

N……..……..Normal

O_2……...…….Oxigênio

OLP……..…….Organização para a Libertação Palestina

Pb……..……..….Chumbo

PIPS……..……..Detector de silício por implantação iônica

Po^{2+}.....Íon Polônio II

Po_2……..……..Molécula de Polônio

ROI……..……...Região de interesse

SFS……...…….……Serviço Federal de Segurança

SRA…….……..Síndrome da Radiação Aguda

SSB……...…..Detector de barreira de superfície

TENORM..……..*Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials*

Tl……..……...……..Tálio

t½……..……...Meia vida física

UNSCEAR……...*United Nations Scientific Committee on the effects of atomic Radiation*

v/v…….……..…volume por volume

V…….……....Volt

ZnS(Ag).....Sulfeto de zinco ativado com prata

°C…….……..……..Graus celsius

± …….……...Desvio padrão

µL……..……..Microlitros

γ……...…….……..……Gama

µg……..……micrograma s

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....17
1.1 RADIOATIVIDADE - ORIGEM DO NORM E TENORM..... 17
1.2 POLÔNIO 210.....22
1.2.1 Breve contexto histórico..... 22
1.2.2 Propriedades físico-químicas.....30
1.2.3 210Po como agente radiotóxico.....34
1.2.4 Origem do 210Po utilizado em envenenamentos.....39
1.2.5 Exposição humana ao 210Po..... 40
1.3 DISTRIBUIÇÃO DO 210Po NO AMBIENTE.....45
2. JUSTIFICATIVA..... 54
3. OBJETIVOS.....57
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....58
4.1 ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM.....58
4.2 CONTAGEM DE ALFA TOTAL..... 59
4.3 ESPECTROMETRIA ALFA..... 60
4.4 DESCONTAMINAÇÃO DOS DISCOS DE PRATA.....63
4.5 ANÁLISE DE 210Po EM MEXILHÕES.....65
4.5.1 Coleta e preparo das amostras.....65
4.5.2 Procedimento Radioquímico.....70
4.5.3 Determinação instrumental..... 75
4.5.4 Tratamento dos dados..... 75
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....76
5.1 VALIDAÇÃO DO MÉTODO.....76
5.1.1 Descontaminação dos discos de prata.....76
5.1.2 Rendimento químico.....79
5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS..... 81
5.2.1 Biometria.....81
5.2.2 Secagem da amostra e Taxa de Evaporação (Teor de água)..... 83
5.3 ATIVIDADE DE 210Po EM MEXILHÕES..... 84
5.3.1 Contagens.....84
5.3.2 Fator de concentração aparente de 210Po em Mexilhões.....90
5.4 AVALIAÇÃO RADIOLÓGICA..... 93
5.4.1 Cálculo de Coeficiente de Dose (DoCo).....93
5.4.2 Risco de câncer..... 97
6. CONCLUSÃO..... 101
7. REFERÊNCIAS.....104

1. INTRODUÇÃO

1.1 RADIOATIVIDADE - ORIGEM DO NORM E TENORM

A radioatividade é uma propriedade física que consiste no decaimento radioativo ou transformação nuclear que é um processo espontâneo, no qual um núcleo instável elimina espontaneamente seu excesso de energia nuclear através da eliminação de partículas e/ou ondas eletromagnéticas, no caso de partículas, transmutando-se em um núcleo de outro elemento que pode ser estável ou não. Se o núcleo gerado não for estável esse decairá por sua vez até que o átomo gerado se torne estável. Esse processo origina as séries radioativas naturais do Urânio-238 (^{238}U), Actínio (Urânio-235 (^{235}U)) e Tório-232 (^{232}Th) (Figura 1) (PORDGORSAK, 2009; SANTOS, 2018).

A radiação pode ser definida como uma forma de transporte de energia, que se desloca através do espaço ou de meios materiais. Essa energia é classificada conforme sua capacidade de ionizar a matéria, ou seja, de remover elétrons de átomos ou moléculas. Quando a radiação possui energia suficiente para causar ionização é denominada de radiação ionizante; por outro lado, quando não é capaz de causar a ionização ela é denominada de radiação não ionizante (OKUNO & YOSHIMURA, 2010; COSTA, 2017; WAKASUGI, 2018).

No campo da Radiobiologia, considera-se ionizante toda radiação que possua a energia mínima para ionizar a molécula de água, principal componente de qualquer forma de vida, isto é, cuja energia é superior ou igual ao potencial da primeira ionização, 12,6 elétron-volt (eV). Já a do oxigênio livre é de 13,6 eV (NIST, 2020; PERRY, 2020).

As radiações ionizantes podem ser de origem natural ou artificial. As radiações ionizantes de origem natural são aquelas provenientes de processos físicos e nucleares que ocorrem espontaneamente no ambiente, às quais os seres vivos estão continuamente expostos desde a formação da Terra. Entre elas, a radiação cosmogênica e a radiação proveniente de processos geológicos. Os radionuclídeos que mais contribuem para a radiação natural são aqueles advindos das séries de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th (EISENBUD, 1963; KEMENT, 1982; WAKASUGI, 2018).

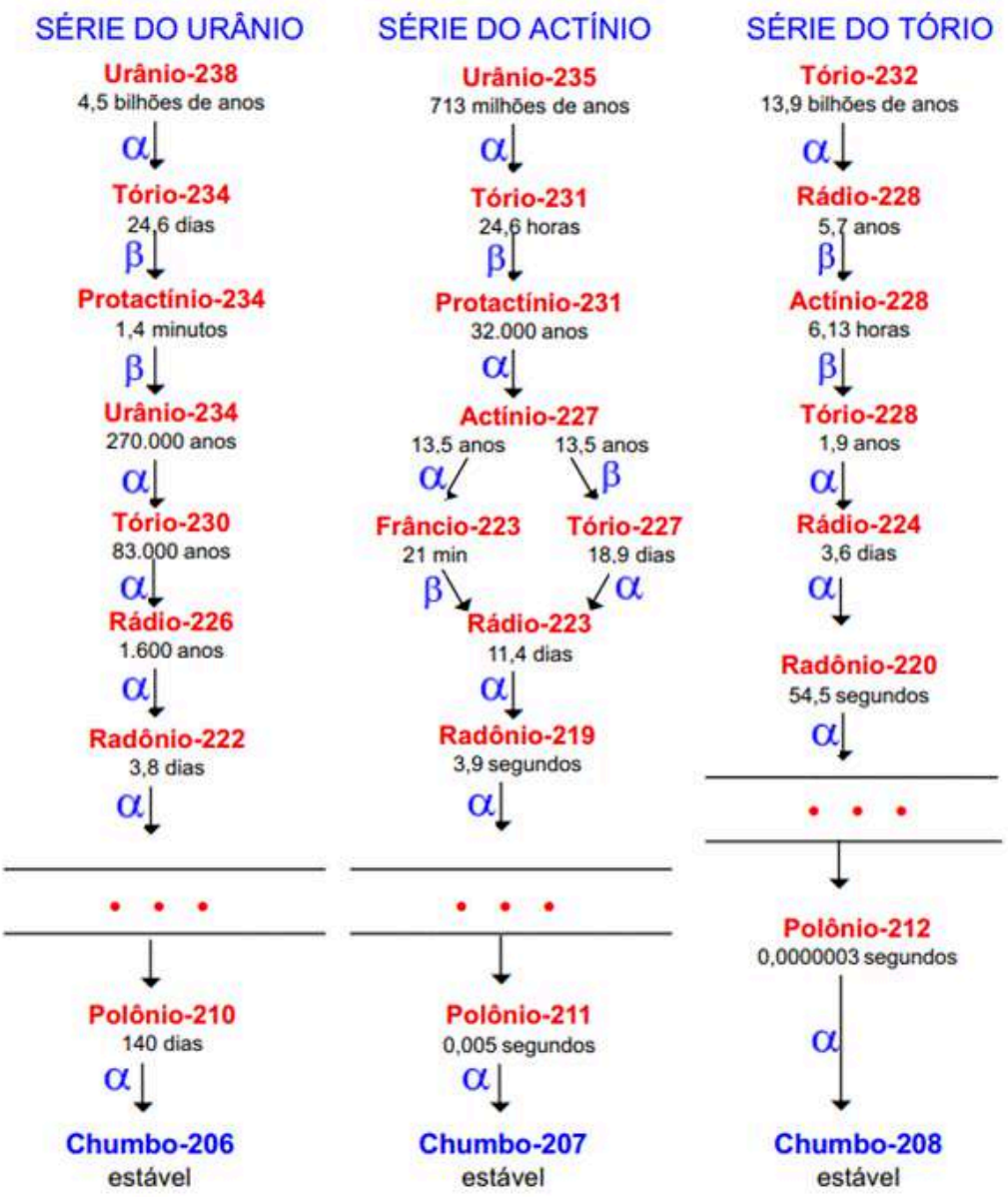


Figura 1 - Séries de decaimento radioativo ^{238}U, ^{235}U e ^{232}Th respectivamente.

Fonte: SILVA *et al*. 2021

Desta forma é possível afirmar que, a radiação natural está em todos os compartimentos do meio ambiente sendo estes compartimentos bióticos como os animais, plantas e microrganismos ou em compartimentos abióticos como as rochas e o solo (litosfera), a água (hidrosfera) e o ar (atmosfera) (SANTOS, 2018; UNSCEAR, 2000). A radioatividade natural na água e no solo é um fenômeno amplamente reconhecido. No Brasil, diversos locais apresentam níveis de radioatividade natural acima do background padrão, devido à presença de minerais ricos em radionuclídeos.

Um dos exemplos mais conhecidos são as praias de areias monazíticas de Guarapari, no Espírito Santo, no qual as areias escuras contêm altas concentrações de ^{232}Th. Além disso, outras áreas do litoral do Espírito Santo, como Meaípe e Setiba, também apresentam níveis de radioatividade naturalmente aumentados (ORLANDO *et al.* 2023). Em Minas Gerais, o Morro do Ferro, localizado no Maciço Alcalino de Poços de Caldas, destaca-se pela abundância natural de urânio, tório e rádio (FERREIRA *et al. 2021)*. Na Bahia, a região de Lagoa Real/ Caetité abriga uma importante anomalia de urânio constituindo um dos principais depósitos do país (GOMIERO, n.d ; ROCHA *et al. 1993*). Em Itataia /Santa Quitéria, no Ceará, ocorrem formações fosfáticas naturalmente enriquecidas em urânio (MARANHÃO, 2018), contribuindo para o conjunto de áreas brasileiras com radioatividade natural elevada, principalmente devido à presença de uma variedade de radionuclídeos das séries de decaimento do urânio e do tório.

Em geral, quando dispostos no ambiente de forma natural esses elementos não possuem um risco radiológico relevante. Porém, a partir de processos industriais, que envolvem o manuseio e processamento de grandes quantidades destes materiais, ocorre a possibilidade de concentrá-los, o que pode, neste caso, se tornar um problema do ponto de vista radiológico e ambiental (TESTA *et al.* 1994).

Embora radioisótopos naturais estejam continuamente presentes no ambiente e os organismos tenham evoluído sob exposição constante à radiação natural, essa radiação interage com as células do corpo, podendo afetar órgãos e tecidos, principalmente mas não unicamente quando a dose é elevada.

A exposição à radiação pode resultar na morte celular que em grande número pode ocasionar danos biológicos que, em alguns casos, tornam-se irreversíveis ou até letais para o indivíduo (UNSCEAR, 2000; SANTOS, 2018; CARMO, 2020). Por outro lado, essa

exposição contínua à radiação ao longo da história evolutiva poder ter atuado e ainda atuar como uma das forças motrizes para a diversificação das espécies, ao promover alterações genéticas que, quando não letais, podem ser incorporadas geneticamente nas populações (BELLI & INDOVINA, 2020).

Os radionuclídeos naturais ou *Naturally Occurring Radioactive Materials* (NORM) estão amplamente presentes em toda a crosta terrestre. Elementos como rádio, radônio, urânio, tório e outros radionuclídeos podem ser encontrados distribuídos em diversas formações geológicas. Logo, devido a atividades humanas, traços desses elementos radioativos são trazidos para a superfície acumulados ou bioacumulados no meio ambiente ou em organismos no qual originalmente não estariam (GRAY, 1993). Atividades antrópicas como mineração, indústria do petróleo e gás, carvão, uso de fertilizantes fosfatados geram resíduos ricos em material NORM que passam a ser chamado de *Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials* TENORM). Os mais comuns advém da série de decaimentos do ^{238}U isso inclui seus filhos alfa emissores Rádio-226 (^{226}Ra) e Radônio-222 (^{222}Rn) e o beta emissor Rádio-228 (^{228}Ra) que advém da série de decaimento do ^{232}Th (TESTA *et al.* 1994; ARAÚJO, 2005; GAZINEU, 2005).

Nesse contexto, destaca-se o Polônio-210 (^{210}Po), o último membro radioativo da série de decaimento do ^{238}U (CANADIAN NUCLEAR SAFETY COMMISSION, 2012). Assim como os demais descendentes do ^{238}U, o ^{210}Po ocorre naturalmente em locais onde há presença de ^{238}U, ^{226}Ra e ^{222}Rn, estabelecendo uma relação direta entre a distribuição ambiental desses precursores e a presença do ^{210}Po. Desse modo, a ocorrência de TENORM em ambientes impactados por atividades antrópicas como, mineração, extração e refinamento de petróleo implica também no aumento da quantidade e disponibilidade do ^{210}Po em ambientes que ele não estaria presente naturalmente.

1.2 POLÔNIO 210

1.2.1 Breve contexto histórico

Marie Curie nasceu em Varsóvia, na Polônia, em 1867, posteriormente concluiu seus estudos na Universidade de Sorbonne, em Paris, sendo uma das raras alunas daquela universidade (QUINN, 1997) . Naquela época, importantes descobertas científicas estavam em evidência, entre elas a descoberta e identificação dos raios X por Wilhelm Conrad Röntgen, em 1895, e a observação dos chamados “raios urânicos” por Henri Becquerel, em 1896. Foi observado que compostos minerais contendo urânio apresentavam a capacidade de escurecer placas fotográficas, mesmo sem exposição à luz. Esse fenômeno despertou grande interesse em Marie Curie, motivando-a a aprofundar suas investigações sobre a natureza dessas emissões (ADLOFF, 2011; FRÖMAN, 1996; SKWARZEC *et al.* 2023).

Em 1898, Marie Curie realizou diversos testes em um grande número de rochas e minerais, feito realizado devido à cortesia de Henri Becquerel, Marie teve acesso à rica coleção de minerais reunidas pelo professor Lacroix no Museu de História Nacional (ADLOFF, 1999). Utilizando como referência a atividade do urânio metálico, a partir desses inúmeros testes, ela observou que todos os minerais que continham urânio eram ativos, ou seja, capazes de escurecer placas fotográficas. Entre os materiais analisados, um mineral específico de natureza maciça, denominado pechblenda, revelou-se mais ativo que o próprio urânio metálico, como demonstrado na Figura 2 (ADLOFF, 2011; SKWARZEC *et al.* 2023).

Diante disso, ela decidiu quantificar sistematicamente os raios emitidos pela pechblenda, para isso, empregou a balança piezoelétrica de quartzo (Figura 3) desenvolvida anteriormente por Pierre Curie, capaz de medir correntes elétricas extremamente baixas decorrente da ionização do ar promovida pelas emissões advindas do mineral (PAÉZ, 2013; ADLOFF, 1999).

Amostras	Intensidade (pA)
Urânio Metálico	24
Óxido de Tório	53
Fluoxitantalato de Potássio	2
Pechbleda de Joachimsthal*	83
Pechbleda de Johanngeorgenstadt**	67
Calcolita Natural	52
Obs* Joachimsthal (Jáchymov), cidade localizada no distrito de Karlovy Vary, na República Tcheca.	
Obs** Johanngeorgenstadt é uma cidade mineira alemã na Saxônia, localizada diretamente na fronteira com a República Tcheca, a cerca de 100 km de Karlovy Vary.	

Figura 2: Seleção de substâncias medidas por Marie Curie

Fonte: Figura elaborada pela autora, adaptada de ADLOFF, 1999

A balança piezoelétrica é formada por dois eletrodos metálicos entre os quais aplica-se um campo elétrico que é isolado pelo ar em torno deles, uma das placas recebe a amostra a ser analisada (pechblenda), essa amostra emite os raios urânicos. A passagem dos raios entre os eletrodos causa a ionização das moléculas do ar e essas cargas passam a se movimentar devido ao campo elétrico aplicado, gerando uma corrente entre os eletrodos. Para medir essa corrente, as cargas são compensadas, isso é feito utilizando uma lâmina de quartzo piezoelétrico que ao aplicar peso sobre essa placa ocorre o efeito piezoelétrico (gera carga). As cargas geradas têm sinal oposto às cargas produzidas pela ionização do ar o que faz com que ocorra uma compensação elétrica que é monitorada por um eletrodo de quadrante que é um instrumento extremamente sensível capaz de detectar pequenas quantidades de cargas elétricas. Com isso é possível calcular a quantidade de carga elétrica produzida a partir do peso aplicado e do tempo durante o qual o peso aplicado é mantido. Deste modo a corrente elétrica causada pelos raios urânicos pode ser quantificada indiretamente (ADLOFF, 1999).

A partir desse método, verificou que a pechblenda devia conter determinado mineral que apresentava atividade significativamente superior à do urânio metálico, até então

considerado o elemento essencial para a emissão dos raios observados (PAÉZ, 2013; ADLOFF, 1999; SKWARZEC et al. 2023).

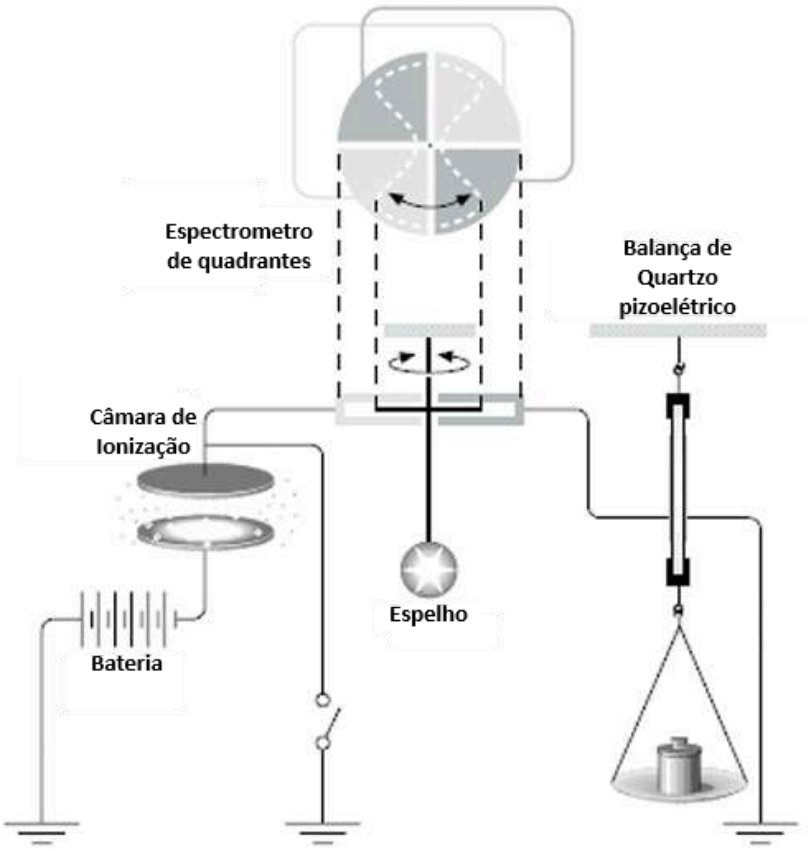


Figura 3: Balança Piezoelétrica

Fonte: Figura elaborada pela autora, adaptada de PÁEZ,2013.

Como essas emissões saiam do minério tornou-se necessário separar e identificar essa substância presente na pechblenda. Diversas técnicas químicas em etapas distintas foram utilizadas para obtenção do material puro (ADLOFF, 2011; PAÉZ, 2013; FRÖMAN, 1996).

O principal desafio estava no fato de que a quantidade deste elemento, desconhecido até então, era extremamente pequena, deste modo era necessário fazer o processamento de toneladas de pechblenda para se obter quantidade mensurável do material de interesse (PAÉZ, 2013; FRÖMAN, 1996; ADLOFF, 1999). Além disso, outro desafio era que não se sabia as propriedades físico-químicas do elemento, o que dificultava sua separação e identificação, em determinados momentos parecia que o material de interesse estava “ desaparecendo” de

alguma forma. Posteriormente foi descoberto que o elemento de interesse sofria desintegração a uma taxa muito elevada, reduzindo sua atividade ao longo do tempo (PAÉZ, 2013; ZHOU *et al.*2023).

Marie Curie faz a primeira menção do Polônio em seu caderno de anotações, e caso o novo elemento for confirmado, ele deveria se chamar Polônio, em homenagem à sua terra natal (Figura 4), (ADLOFF, 2011; FRÖMAN, 1996).

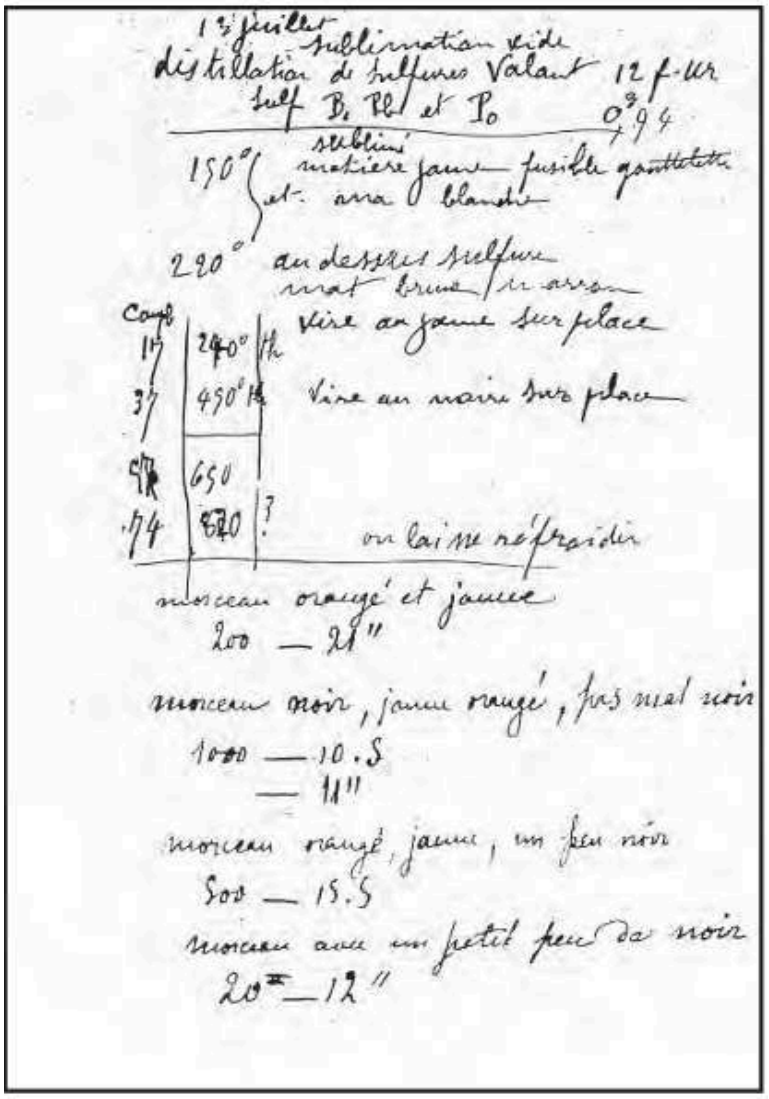


Figura 4: Primeira menção sobre o polônio no manuscrito de laboratório de Pierre e Marie Curie, 13 de julho de 1898

Fonte: ADLOFF, 2011

> “Acreditamos que a substância que recuperamos da pechblenda contém um elemento até então desconhecido, semelhante ao bismuto em suas propriedades analíticas. Se a existência deste novo metal for confirmada, propomos que ele seja chamado de polônio em homenagem à terra natal de um de nós”
>
> (P. Curie e M. Curie 1898, Apud ADLOFF, 2011; FRÖMAN, 1996)

Uma curiosidade histórica interessante sobre a nomenclatura deste elemento é que, o nome “polônio” continha um significado provocativo (ADLOFF, 2011; PAÉZ, 2013; KEOWN, 2007). No final do século XVI, a Polônia e a Lituânia, se uniram formando uma grande e poderosa comunidade, no entanto, no final do século XVIII a Polônia havia sido enfraquecida devido à uma sequência de guerras com territórios vizinhos (ADLOFF, 2011). Em 1795, foi conquistada e passou por um período de repartição territorial, sendo dividida entre três potências Européias: a Prússia, a Rússia e o Império Austríaco (Figura 5) (BRITANNICA, 2025).

Essa divisão fez com que a Polônia deixasse de existir como país por 123 anos, o que marcou profundamente sua história política e cultural (BRITANNICA, 2025; AFONSO, 2010). Durante esses anos a feroz repressão Russa, impedia as crianças e principalmente mulheres de estudar o que despertou em Marie uma consciência nacionalista e aversão à governos tirânicos (PÁEZ, 2013; SERNA, 2011).

Durante esse período, Marie foi impedida de assistir aulas da Universidade em seu país natal, com isso, ela ingressou em uma universidade clandestina não oficial até conseguir continuar seus estudos em uma universidade estrangeira, a Sorbonne em Paris (SERNA, 2011). Em 1918, após a primeira guerra mundial, a Polônia foi restaurada e em pouco tempo depois a Alemanha e a União Soviética a atacaram no intuito de dividi-lá novamente entre si, ação marcou o início da segunda Guerra Mundial (NATIONAL GEOGRAPHIC n.d).

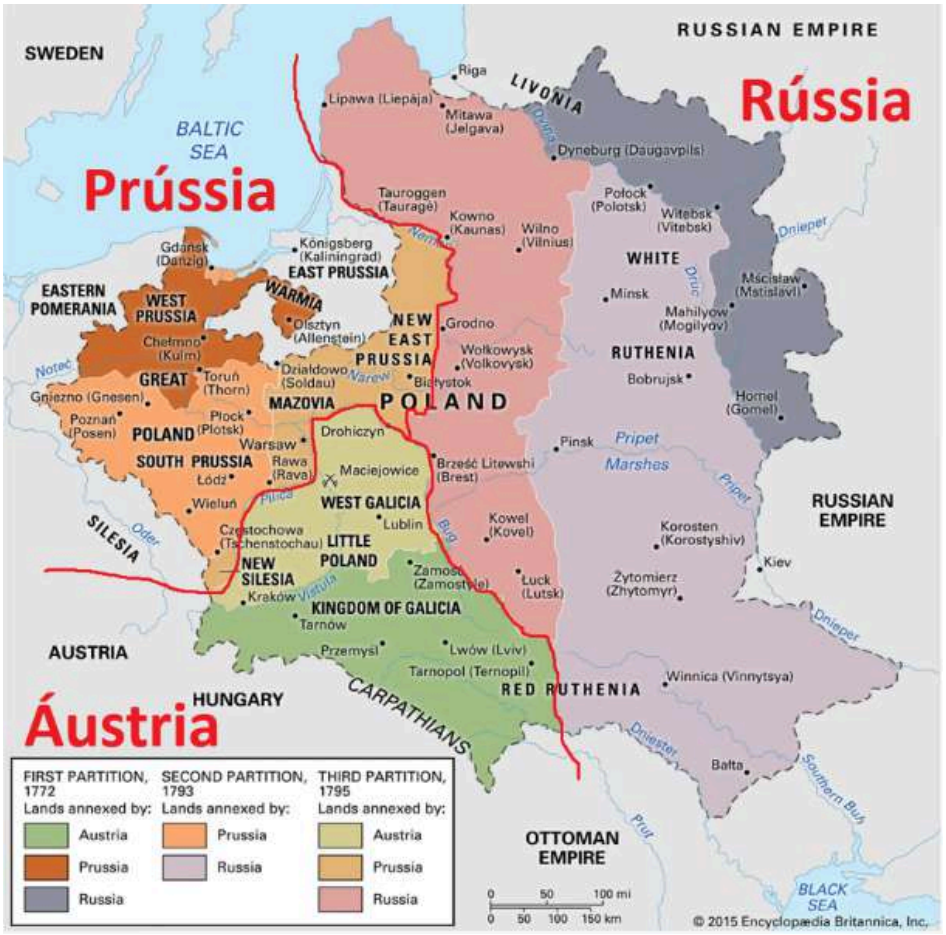


Figura 5: Repartição territorial da Polônia ao longo dos anos de 1772 e 1795

Fonte: Figura elaborada pela autora, adaptada de BRITANNICA, 2025.

O fenômeno da radioatividade ganhou grande destaque em 1903, ano em que Marie Curie, Pierre Curie e Henri Becquerel foram agraciados com o Prêmio Nobel de Física, marco que representou o primeiro Nobel atribuído a uma mulher. O segundo prêmio da carreira de Marie Curie veio em 1911, desta vez em Química (PÁEZ, 2013; SERNA, 2011; AFONSO, 2010) sendo assim uma das raras pessoas a ganhar dois prêmios Nobéis em diferentes áreas de conhecimento. Devido ao seu extenso trabalho, a saúde de Marie Curie já vinha sofrendo com os efeitos da exposição à radiação, o que fez com que ela se afastasse do laboratório por mais de 1 ano (PÁEZ, 2013).

Após se recuperar, Marie iniciou a criação do Instituto do Rádio no início da primeira guerra mundial. Durante a Iª Guerra, Marie criou vans intituladas de “ *petites curies*” que continham um sistema portátil de raios-x, precursores das atuais UTIs móveis neste período a

cientista viajava com sua filha Irene pelas linhas de frente, tratando soldados feridos e treinando equipes para utilizar seu equipamento (CARADISIAC, 2024; SERNA, 2011; PÁEZ, 2013).

Ao final da guerra, Marie viajou para os Estados Unidos de onde trouxe um grama de Rádio, este foi seu último grande feito em apoio às pesquisas sobre a radioatividade (PÁEZ, 2013; SERNA, 2011). A sua saúde e seu corpo se deterioraram devido à exposição à radiação, com isso, sofreu com uma anemia severa. Até sua morte de leucemia em 4 de julho de 1934 (PÁEZ, 2013).

Não há dúvidas que Marie Curie deixou um grande legado na ciência que acompanha até os dias atuais. Devido aos seus grandes feitos, seu corpo, até então sepultado em Sceaux, nos arredores de Paris, foi transferido em um funeral de Estado, presidido pelo então presidente François Mitterrand em 1995, para a imponente cúpula do Panteão, que abriga restos mortais de grandes franceses (PÁEZ, 2013; FRÖMAN, 1996).

1.2.2 Propriedades físico-químicas

O polônio apresenta características singulares que se destacam no âmbito analítico e de interesse médico, ambiental e industrial, como por exemplo; o polônio elementar possui brilho metálico semelhante ao chumbo (Pb), e a condutividade elétrica se assemelha à diversos metais. A característica que possibilitou sua descoberta foi a facilidade com que ocorre a sublimação, quando colocado sob aquecimento e no vácuo forma vapores compostos por moléculas de Po_2 similares ao Oxigênio O_2.

Além disso, o polônio se dissolve facilmente em meio ácido produzindo íons Po^{2+}, característica extremamente importante para a técnica de eletrodeposição (AFONSO, 2010; ZHOU *et al.*2023; SKWARZEC *et al.* 2023). Uma das propriedades que mais se destaca quando é necessário fazer a determinação deste radioisótopo é sua capacidade de deposição espontânea em superfícies metálicas (NIERI NETO, 1996).

O ^{210}Po é um radionuclídeo emissor de partículas alfa que devido ao seu tamanho e massa, apresentam baixo poder de penetração na matéria, sendo assim seus efeitos são mais preocupantes quando o radionuclídeo emissor é ingerido ou inalado (NOUAILHETAS, n.d; CANADIAN NUCLEAR SAFETY COMMISSION, 2012; SKWARZEC *et al.* 2023). Todos os isótopos radioativos do polônio decaem predominantemente por emissão alfa, partícula que possui alcance extremamente limitado na matéria.

Devido a essa propriedade física, barreiras simples são suficientes para atenuá-la, de modo que, na presença de pele íntegra, a radiação é facilmente barrada pela primeira camada celular constituída por células mortas, logo, a radiação alfa não apresenta risco significativo quando ocorre exposição externa (McFEE & LEIKIN, 2009; AFONSO, 2010). Devido à particularidade da energia das emissões de partículas alfa, esse valor atua como assinatura energética do radionuclídeo. Dessa forma, embora a partícula alfa seja igual para todos os alfa emissores a energia cinética associada é diferente e exclusiva, tornando possível distinguir e identificar de qual alfa emissor a partícula se originou. Por exemplo a partícula alfa do ^{210}Po possui energia de 5,304 MeV, enquanto que o ^{209}Po possui energia de 4,979 MeV (KEOWN, 2007; AMATO, 2006; KAERI, *n.d;* ZHOU *et al.*2023; SKWARZEC *et al.* 2023). O ^{210}Po libera uma partícula alfa transmutando-se em Chumbo-206 (^{206}Pb), não radioativo. (Figura 6).

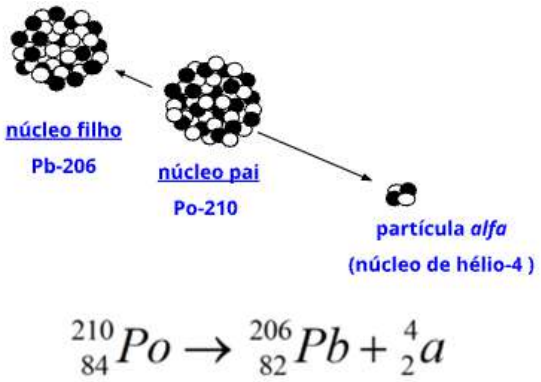


Figura 6: Transmutação do núcleo de ^{210}Po em núcleo de ^{206}Pb por meio de emissão alfa

Fonte: Kelecom, 2005

Este radionuclídeo possui alta atividade específica (286,500 Ci/g) ou seja pequena quantidade de massa corresponde à alta atividade, por exemplo 1g, emite mais de 10^{17} Bq.kg^{-1} (cem quatrilhões) partículas por segundo (ICRP, 2008). Como comparação, 1 mg de ^{210}Po emite o mesmo número de partículas que 5g de ^{226}Ra o que gera aproximadamente 140 watts ou seja para atingir temperaturas superiores à 500 °C seria necessário apenas 500mg (0,5g) de ^{210}Po (AFONSO, 2010; KELECOM *et al.* 2005). Assim, o ^{210}Po não pode ser estocado em frasco de vidro, pois o calor que emite seria suficiente para derretê-lo.

No ramo da radioatividade, a atividade de um elemento é definida como o número de desintegrações nucleares que ocorrem por segundo (ICRP, 2008; HARRISON *et al.* 2017). Essa elevada energia emitida pelo ^{210}Po quando ocorre a emissão da partícula alfa de seu núcleo é o que permite identificar pequenas amostras do elemento utilizando a técnica de espectrometria alfa (AFONSO, 2010).

O ^{210}Po é encontrado em pequenas quantidades na crosta terrestre, estima-se que sua abundância é da ordem de 10^{-10} mg/kg, com valores reportados variando de 2.10^{-10} a 3.10^{-10}, ou seja 0,0002 ou 0,0003 microgramas em uma tonelada de solo, respectivamente (BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ, 2023; PARFENOV, 1974; ZHOU *et al.* 2023), enquanto que na água do mar a quantidade está em torno de $1{,}5.10^{-14}$ mg/L, também é encontrado no ar, em partículas de aerossóis, sua disponibilidade no ar se dá por meio da desintegração do ^{222}Rn após a calcinação de rochas que possuem ^{238}U e ^{232}Th em sua composição (AFONSO, 2010; PARFENOV, 1974).

O ^{210}Po é utilizado para diversas finalidades, como por exemplo, detonador em armas nucleares em que o ^{210}Po irradia Berílio (Be) que absorve a partícula alfa emitida do ^{210}Po liberando um nêutron, e assim, iniciando a reação em cadeia característica da fissão nuclear (KEOWN,2007; AMATO, 2006; SKWARZEC *et al.* 2023). Além disso, o ^{210}Po tem inúmeras aplicações na indústria, como por exemplo para a eliminação de eletricidade estática em equipamentos industriais utilizados na fabricação de papel, filmes plásticos e fibras sintéticas (AFONSO, 2010; BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ, 2023; SKWARZEC *et al.* 2023). Outra aplicação bem conhecida, é seu uso em pincéis para remoção de poeira em filmes fotográficos e lentes de câmeras. Na indústria aeroespacial o ^{210}Po é utilizado como de fonte de calor para dispositivos termoelétricos e em componentes de satélites artificiais, assim como também pode ser usado para remover partículas de poeira em ambientes que precisam ser "limpos", como a fabricação de chips de computador e o processamento de filmes fotográficos (AFONSO, 2010; HEALTH PHYSICS SOCIETY, 2010; SKWARZEC *et al.* 2023)

Na natureza é possível encontrar oito isótopos de polônio como demonstrado na Tabela 1, no entanto, apenas o ^{210}Po possui meia vida relativamente longa de 138,4 dias quando comparada à dos demais isótopos naturais (AFONSO, 2010; SANTOS, 2018; PARFENOV, 1974, ZHOU *et al.* 2023). Além disso, uma variedade de isótopos radioativos de polônio podem ser produzidos artificialmente, totalizando aproximadamente 25 radioisótopos artificiais (Apêndice A). Dentre eles, destacam-se o ^{209}Po e o ^{208}Po que são geralmente utilizados como padrão para diversos procedimentos radioquímicos devido ao longo tempo de meia vida, 122 e 3 anos respectivamente (AFONSO, 2010; SILVA *et al.* 2021; KAERI, *n.d*; BROOKHAVEN NATIONAL LABORATORY, 2022).

Tabela 1: Isótopos naturais e artificiais do Polônio

n°	Série de Decaimento	Isótopos de Polônio	Meia vida física (T/2)	Origem	Energia (MeV)	Emissão (predominante)	Radionuclídeo Filho	Referências
23	N/A	Po-208	2,898 anos	Antrópico	5,215	Alfa	Pb-204	[1;4]
24	N/A	Po-209	122 anos	Antrópico	4,979	Alfa	Pb-205	[1;3;4]
25	U-238	Po-210	138 dias	Natural	5,304	Alfa	Pb-206	[1;2;3;4;5]
26	U-235	Po-211	0,51 s	Natural	7,594	Alfa	Pb-207	[1;2;4]
27	Th- 232	Po-212	299 ns	Natural	8,954	Alfa	Pb-208	[1;2;4]
28	U-235	Po-213	3,72 µs	Natural	8,536	Alfa	Pb-209	[4]
29	U-238	Po-214	163 µs	Natural	7,833	Alfa	Pb-210	[1;4]
30	U-235	Po-215	1,78 ms	Natural	7,526	Alfa	Pb-211	[1;4]
31	Th- 232	Po-216	144 ms	Natural	6,906	Alfa	Pb-212	[1;4]
33	U-238	Po-218	3,05 min	Natural	6,114	Alfa	Pb-214	[1;4]

Referências: [1] AFONSO, 2010; [2] SILVA et al, 2021; [3] KAERI, n.d; [4] BROOKHAVEN NATIONAL LABORATORY, 2022; [5] PARFENOV, 1974

Fonte: Este trabalho

1.2.3 ^{210}Po como agente radiotóxico

Pertencente à coluna do oxigênio na Tabela Periódica (calcogênios), o polônio possui propriedades físico-químicas que o tornam de fácil bioacumulação. Combinadas às suas propriedades radioativas (alfa emissor de alta energia e de alta atividade) esse elemento é ao mesmo tempo altamente tóxico e radiotóxico.

Dois casos emblemáticos que o associam a envenenamentos políticos.

Caso Alexander Litvinenko

Alexander Litvinenko foi um oficial, chegando ao posto de tenente coronel do Serviço Federal de Segurança (SFS), órgão que sucedeu à KGB, atuando em atividades especializadas no combate ao crime organizado (KEOWN, 2007; AMATO, 2006; SKWARZEC *et al.* 2023). Em 1998, Litvinenko, juntamente com outros oficiais apresentou publicamente denúncias contra seus superiores alegando a emissão de ordens para o assassinato do oligarca russo Boris Berezovsky. Como consequência direta dessas declarações, ele foi detido e posteriormente acusado de exceder a autoridade de sua posição (KEOWN, 2007).

Em novembro de 1999, Litvinenko foi absolvido e no ano seguinte preso novamente antes que suas acusações fossem julgadas. Diante disso, ele deixou a Rússia com sua família e foi para Londres, onde recebeu asilo político (McFEE & LEIKIN, 2009). No Reino Unido, passou a atuar como jornalista, consultor informal dos serviços de inteligência britânicos e escritor. Seu trabalho como escritor obteve grande reconhecimento principalmente pelas críticas tecidas contra o governo russo (KEOWN, 2007).

Ainda em Londres escreveu dois livros , "*Blowing Up Rússia: Terror from Within"* e *"Lubyanka Criminal Group"* nos quais apresentou acusações contra os serviços de inteligência russos. Segundo Alexander, o serviço de inteligência participou da organização e execução dos atendados terroristas contra edifícios governamentais e o próprio parlamento (KEOWN, 2007), bem como eventos de grande repercussão internacional como a morte de 334 reféns da escola de Beslan (RAINSFORD, 2004) e o sequestro de aproximadamente 900 reféns no teatro de Dubrovka, em Moscou (KAN, 2012).

Litvinenko argumenta que essas ações teriam sido realizadas com o objetivo de consolidar o poder político do então primeiro-ministro e atual presidente Vladimir Putin. Nesses livros Alexander também atribui a Putin a responsabilidade direta por ordenar o assassinato da jornalista Russa Anna Politkovskana, conhecida por suas investigações críticas ao governo russo.

Em 1° de Novembro de 2006, Alexander adoeceu de forma súbita, apresentando uma piora rápida do seu estado de saúde, esse quadro levou à sua hospitalização em Londres, apresentando uma série de sintomas, inicialmente, sintomas gastrointestinais agudos, graves e progressivos, seguido da perda de cabelo, pancitopenia (deficiência de todas as células sanguíneas), garganta inchada, danos na medula óssea e no sistema nervoso (McFEE & LEIKIN, 2009; SKWARZEC *et al.* 2023).

Como seus sintomas eram compatíveis com envenenamento por Tálio (Tl), os médicos coletaram amostras de sangue e urina, que inicialmente foram submetidas à espectrometria gama. No entanto, não registraram nada incomum; diante disso, outras possíveis causas passaram a ser investigadas, incluindo doenças raras, toxinas, agentes biológicos e diferentes tipos de venenos (McFEE & LEIKIN, 2009).

À medida que o quadro clínico de Litvinenko piorava progressivamente, análises laboratoriais mais avançadas foram realizadas no Centro de Armas Atômicas da Grã-Bretanha (BAWE) as quais revelaram a presença de elevada dose de radiação na amostra de urina, constatando o envenenamento por ^{210}Po (McFEE & LEIKIN, 2009; AFONSO, 2010), mesmo após esforços médicos do hospital University College Hospital de Londres Litvinenko morreu de insuficiência cardíaca após 22 dias de exposição ao ^{210}Po (KEOWN, 2007; AMATO, 2006; McFEE & LEIKIN, 2009; SKWARZEC *et al.* 2023).

Em seu leito de morte, Litvinenko afirmou estar convencido de que sua morte não foi um ato isolado, e que se tratava de uma ordem direta do próprio presidente Vladimir Putin (KEOWN, 2007). Mesmo que o corpo de Litvinenko começasse a liberar o veneno por meio da excreção, a radiação emitida pelos átomos de ^{210}Po já teria interagido com as estruturas celulares causando uma cascata de danos bioquímicos (AMATO, 2006). As partículas alfas emitidas pelo ^{210}Po podem ter destruído as células tronco na medula óssea de Litvinenko, mas a autópsia foi feita de forma tardia pois o corpo foi considerado perigoso para ser manuseado com segurança (KEOWN,2007).

Caso Yasser Arafat

Yasser Arafat desempenhou um importante papel na história da Palestina, sendo presidente da autoridade palestiniana e da Organização para a Libertação Palestina (OLP) entre 1969 até 2004. Em 1993, levou a OLP a assinar um acordo de paz com o governo Israelense. Ele juntamente com Yitzhak Rabin e Shimon Peres, de Israel receberam o Prêmio Nobel da Paz em 1994 (BRITANNICA, 2025 (2); OTTERMAN, 2005). Arafat lutou a favor da Palestina defendendo a autodeterminação do povo palestino e esteve em conflito político, diplomático e militar com Israel durante grande parte de sua vida (BRITANNICA, 2025 (2)).

Após sucessivos eventos políticos e diplomáticos, Yasser Arafat passou a enfrentar um enfraquecimento de sua credibilidade no cenário internacional, particularmente após a eleição do presidente norte americano George W. Bush, em novembro de 2000 (KHAN, 2004; BRITANNICA, 2025 (2); SKWARZEC *et al.* 2023). No contexto subsequente aos atentados de 11 de setembro de 2001, Arafat foi politicamente responsabilizado por setores tanto da comunidade internacional quanto do governo de Israel, sendo acusado de não conter as ações consideradas terroristas. Como consequência, o governo israelense impôs seu confinamento no quartel general da Autoridade Palestina, o Ramallah (BRITANNICA, 2025 (2)).

Em outubro de 2004, Arafat apresentou um súbito agravamento no seu estado de saúde e foi transferido para Paris para um tratamento médico especializado. Apesar da intervenção hospitalar, seu quadro clínico piorou rapidamente, ocasionando em seu falecimento no mês seguinte (BRITANNICA, 2025 (2); SWISSINFO, 2013).

A morte de Yasser Arafat durante anos permaneceu rodeada de controvérsias devido à dois importantes fatores: ausência de causa clínica conclusiva para sua enfermidade e ausência do procedimento de autópsia. Em 2012 uma equipe na Suíça identificou níveis "surpreendentemente altos" de ^{210}Po em roupas e objetos pessoais de Arafat, entregues à sua esposa pelo hospital militar de Paris onde ele morreu (SWISSINFO, 2013). Este achado motivou a abertura de investigação judicial na França e a exumação de seus restos mortais (BRITANNICA, 2025 (2)).

Exames realizados de forma independente por equipes da Suíça, França e Rússia, divulgados em 2013, obtiveram resultados divergentes. O estudo suíço considerou que a hipótese de envenenamento por ^{210}Po não poderia ser descartada, no documento emitido é relatado que nos ossos e tecidos moles os níveis de ^{210}Po encontrados foram cerca de 20 vezes

maiores do que os dados encontrados na literatura (HÜRRİYET DAILY NEWS, 2013; SKWARZEC *et al.* 2023). Enquanto que o relatório emitido pela França atribuiu os níveis de ^{210}Po encontrados no corpo à fontes ambientais. A Rússia por outro lado, não identificou quaisquer vestígios do radionuclídeo (BRITANNICA, 2025 (2); SKWARZEC *et al.* 2023).

Devido às diversas controvérsias e ausência de conclusão acerca de questões relacionadas à causa da morte, falta de autópsia, incongruências do quadro clínico e investigações póstumas de Yasser Arafat, apontam o falecimento do líder palestino como assassinato politico (SWISSINFO, 2013; (HÜRRİYET DAILY NEWS, 2013; SKWARZEC *et al.* 2023).

1.2.4 Origem do ^{210}Po utilizado em envenenamentos

O ^{210}Po é um radionuclídeo que pode ser produzido em laboratório por meio da ativação neutrônica do Bismuto-209 (^{209}Bi). Nesse processo, o ^{209}Bi captura um nêutron, originando o ^{210}Bi, um radionuclídeo instável que decai através de uma beta emissão transmutando-se em ^{210}Po conforme Equação 1, (KEOWN, 2007; BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ, 2023; PARFENOV, 1974, ZHOU *et al.* 2023).

$$^{209}_{83}Bi + ^{1}_{0}n \rightarrow ^{210}_{83}Bi \rightarrow ^{210}_{84}Po + ^{0}_{-1}\beta$$

Equação 1: Processo de decaimento formação do ^{210}Po a partir de ^{209}Bi

Fonte: PARFENOV, 1974

No decaimento beta, ocorre no núcleo atômico a transformação de um nêutron em um próton com emissão de uma partícula beta energética. Assim, após o decaimento o número de prótons do núcleo aumenta de 83 para 84 (alterando e elemento) mas o número de massa (soma do número de prótons e nêutrons) permanece constante (processo isobárico) (KEOWN, 2007).

Ao ser produzido o ^{210}Po, é separado do bismuto pela técnica de sublimação fracionada (AFONSO, 2010). Embora o processo de produção esteja amplamente descrito na literatura científica, sua produção, manuseio e distribuição são submetidos à controles rigorosos. Países como Grã-Bretanha ou Estados Unidos não têm produtores de ^{210}Po, dependendo majoritariamente de fornecedores externos. A produção mundial de polônio é quase que completamente monopolizada pela Rússia. E grande parte da produção é posteriormente exportada, sendo os Estados Unidos um dos principais importadores (KEOWN, 2007; AFONSO, 2010).

1.2.5 Exposição humana ao ^{210}Po

As radiações ionizantes atuam biologicamente por meio de mecanismos de ação direta ou indireta. A ação direta consiste na ionização de moléculas biologicamente importantes como o DNA; enquanto que a ação indireta ocorre quando há a ionização de moléculas do meio celular, como por exemplo a molécula de água, que quando ionizada produz radicais livres, os quais reagem com outros componentes celulares, causando alterações ou desordens do ciclo biológico (WAKASUGI, 2018).

Se a origem da ionização for o radionuclídeo ^{210}Po, que emite partícula alfa com energia de 5,304 MeV, a distância percorrida no tecido humano é aproximadamente de 0,021mm, devido à sua baixa capacidade de penetração (McFEE & LEIKIN, 2009; AFONSO, 2010). Quando comparada às radiações beta e gama, a radiação alfa possui capacidade de penetração significativamente inferior, portanto ela apresenta risco desprezível quando a fonte permanece externa ao organismo; porém se o alfa-emissor for ingerido ou inalado, a radiação alfa se torna extremamente perigosa (KEOWN, 2007; AMATO, 2006).

No caso do ^{210}Po em quantidades extremamente pequenas, cerca de 10 a 30 microgramas, quando ingeridas ou inaladas são suficientes para causar doses internas letais devido à interação da radiação com as células do corpo causando a ionização e fazendo com que ocorra danos extremos às proteínas e ao DNA (MY STAR IDEA, 2021). Consequentemente causando mau funcionamento interno à medida que o ^{210}Po dispara partículas alfa (KEOWN, 2007).

No caso de emissores alfa utilizados como tóxicos, especialmente no caso de contaminação interna, torna-se necessário a investigação clínica e laboratorial mais aprofundada para determinação da fonte alfa-emissora. Isso ocorre porque, estando o contaminante restrito ao interior do corpo do paciente, métodos de detecção externos apresentam baixa ou nenhuma eficiência, devido ao alcance reduzido das partículas alfa (McFEE & LEIKIN, 2009). Embora os sintomas apresentados por Litvinenko fossem compatíveis com a Síndrome da Radiação Aguda (SRA), condição causada por exposição à radiação ionizante, as investigações iniciais se concentraram na detecção de radiação gama. Como não havia nada que indicasse fontes de radiação gama, essa hipótese inicial foi descartada, levando à busca de outros diagnósticos (McFEE & LEIKIN, 2009).

A radiação gama, devido à sua natureza eletromagnética e ao elevado poder de penetração, é capaz de atravessar o meio material com facilidade. Dessa forma, se o caso de envenenamento de Litvinenko tivesse ocorrido por meio de um radionuclídeo emissor de radiação gama, sua presença poderia ser detectada por métodos de monitoramento externos.

Embora existam poucos dados relacionados aos efeitos do ^{210}Po na saúde humana, os danos observados na mucosa intestinal no caso do envenenamento de Litvinenko são compatíveis com administração oral do tóxico, poucos minutos após a ingestão, as células muito radiossensíveis que revestem o trato gastrointestinal da vítima começaram a se deteriorar e morrer causando sangramento intestinal (McFEE & LEIKIN, 2009).

Um dos métodos utilizados para tratar pacientes com intoxicação por radionuclídeos é a quelação ou também chamada de terapia de quelação, que consiste em uma prática química/biológica na qual determinadas moléculas se ligam a átomos de metais. Os medicamentos quelantes como o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA), se ligam aos metais de modo que eles possam ser excretados pelo corpo (MANUAL MSD, 2005). É possível encontrar estudos que abordam o uso de substâncias como o Dimercaprol utilizadas especificamente para casos de intoxicação por ^{210}Po e também, já testado em modelo animal a eficácia de outras substâncias como, ácido 2,3,-dimercapto-1-propanosulfônico, ácido meso-dimercaptosuccínico, ou N,N -dihidroxietilenodiamina-N,N -bis-ditiocarbamato (MY STAR IDEA, 2021).

Assim como qualquer caso de intoxicação por agentes exógenos, quanto mais cedo for identificado maior a probabilidade de tratar casos graves (McFEE & LEIKIN, 2009). Vale ressaltar, que o método ou conjunto de métodos escolhidos depende de cada caso; sendo assim cabe ao profissional responsável estabelecer qual protocolo de tratamento o paciente irá receber.

O ^{210}Po possui três características chaves que contribuem para sua eficácia quando utilizado como agente tóxico, essas características incluem: alta atividade específica, absorção pelas membranas biológicas e absorção e retenção em órgãos do corpo (HARRISON *et al.* 2017).

Embora casos de envenenamento por ^{210}Po sejam eventos extremos e pouco frequentes, eles evidenciam o elevado potencial radiotóxico desse radionuclídeo, reforçando a necessidade de compreender as diferentes vias pelas quais ele pode entrar e se incorporar ao organismo.

A exposição interna ao ^{210}Po pode ocorrer por diferentes vias, incluindo a inalação acidental de aerossóis, como observado em um caso ocorrido em 2001 na Rússia no qual um trabalhador veio a falecer 13 dias após inalar acidentalmente aerossol de ^{210}Po com cerca de 100 mBq^{-1}. Os sintomas apresentados incluíram, vômito intenso, febre alta e diminuição significativa da contagem de plaquetas no período de dois dias (150.10^9/L e 80.10^9/L) (SCOTT, 2007; McFEE & LEIKIN, 2009; SKWARZEC *et al.* 2023), sintomas característicos da fase hematopoiética da SRA.

Além da inalação acidental, outra via relevante de exposição interna ao ^{210}Po está associada ao fumo (SANTOS *et al.* 1998), uma vez que produtos intermediários das séries radioativas podem se depositar nas folhas do tabaco ou serem absorvidas pelas raízes das plantas, permitindo sua transferência direta para o sistema respiratório por meio da fumaça inalada durante o consumo de cigarros. Estima-se que um cigarro contenha cerca de 9 a 15 mBq de ^{210}Po (SANTOS *et al.* 1998), sendo esta exposição reconhecida como fator importante no aumento do risco de carcinoma pulmonar (BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ, 2023; AFONSO, 2010; DELFINO, 2000, CANADIAN NUCLEAR SAFETY COMMISSION, 2012; SKWARZEC *et al.* 2023).

Embora a inalação acidental de aerossóis e a inalação através do fumo representam vias importantes que resultam na exposição ao ^{210}Po, a ingestão se destaca pois é a principal rota de exposição interna da população em geral (KELECOM *et al.* 2005; AARKROG *et al.* 1997).

Em um estudo conduzido pelo Laboratório de Radiobiologia e Radiometria (LARARA) da Universidade Federal Fluminense, em 2005, foi demonstrado que uma única ingestão de alimento de origem marinha foi suficiente para provocar aumento detectável da contaminação interna por ^{210}Po. No estudo em questão, voluntários que ingeriram numa refeição única 200 g de mexilhão (*Perna perna*), correspondendo para aquela coleta de mexilhão cerca de 6,6 Bq de ^{210}Po, apresentaram aumento de 900% da concentração do radionuclídeo nas fezes no primeiro dia após a ingestão, esses valores se normalizaram após 3 dias. Embora a maior parte do ^{210}Po seja excretado, uma fração fica retida no organismo, logo para indivíduos que mantêm uma dieta rica em mexilhões, a quantidade de ^{210}Po incorporada tende a se manter elevada ao longo do tempo (KELECOM *et al.* 2005).

A porção retida é absorvida pela corrente sanguínea e consequentemente distribuída pelo organismo através do sistema circulatório no qual ele é alocado de forma desigual nos

músculos e nos órgãos. Após a absorção, o ^{210}Po se aloja preferencialmente nos rins, seguido do fígado, baço e medula óssea. (AFONSO, 2010; KELECOM *et al.* 2005; KELECOM *et al.* 2011; PARFENOV, 1974, ZHOU *et al.* 2023, SKWARZEC *et al.* 2023).

A meia vida biológica, isto é, o tempo necessário para a eliminação por vias fisiológicas de metade da quantidade incorporada no organismo é de aproximadamente 50 dias. Mas, simultaneamente o ^{210}Po sofre decaimento radioativo, tendo meia vida física de 138,4 dias; logo após esse período, a quantidade de ^{210}Po ingerida ou inalada reduz à menos da metade do valor inicial (BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ, 2023; AFONSO, 2010; KELECOM *et al.* 2005, ZHOU *et al.* 2023).

O ^{210}Po vem sendo estudado no Brasil há mais de 30 anos, em diferentes contextos ambientais e ocupacionais, incluindo a contaminação radioativa em trabalhadores de minas de urânio (SANTOS *et al.* 1994), agricultores que utilizam fertilizantes fosfatados (SANTOS *et al.* 1995), trabalhadores da construção civil (SANTOS *et al.* 1999; SANTOS *et al.* 2000), bem como em cigarros brasileiros (SANTOS *et al.* 1998) e charutos (KELECOM *et al.* 2002). Adicionalmente, estudos têm avaliado a ocorrência de ^{210}Po em alimentos (SANTOS *et al.* 1990), plantas aquáticas (KELECOM *et al.* 1999), organismos marinhos (GOUVEA *et al.* 1988; GOUVEA *et al.* 1989; SANTOS *et al.* 1992; PEREIRA *et al.* 2000), frutos do mar e pescado (GOUVEA *et al.* 1987, GOUVEA *et al.* 1992; MÁRSICO *et al.* 2005), uma vez que a presença desse radionuclídeo desperta grande interesse científico devido ao seu potencial de bioacumulação em espécies tanto vegetais quanto animais.

Além disso, estudos demonstram que microrganismos podem metilar o polônio, resultando na síntese de compostos organometálicos, que podem alterar sua mobilidade e disponibilidade no meio ambiente (AFONSO, 2010).

1.3 DISTRIBUIÇÃO DO ^{210}Po NO AMBIENTE

A principal fonte de ^{210}Po no ambiente tem origem no solo, começando pela exalação do gás radônio (^{222}Rn) que sai das camadas mais superficiais da crosta terrestre por meio da difusão. O radônio é um gás nobre, com tempo de meia vida de 3,8 dias. Esse radionuclídeo é formado, assim como o ^{210}Po, naturalmente pela série do ^{238}U (PARFENOV, 1974, ZHOU *et al.* 2023).

Uma vez que o ^{222}Rn exala para a atmosfera ele sofre o processo de decaimento gerando seus filhos de curta meia vida (^{218}Po, ^{214}Pb, ^{214}Bi e ^{214} Po) até o ^{210}Pb que diferente dos demais, possui um longo tempo de meia vida de 22,3 anos. O ^{210}Pb ao contrário do ^{222}Rn não é um elemento gasoso, devido a isso ele permanece associado à aerossóis atmosféricos, conhecidos como partículas de Aitken, podendo permanecer na troposfera tempo suficiente para ser transportado por longas distâncias. Devido à processos climáticos (ventos, neve e precipitação) o ^{210}Pb retorna à superfície terrestre, decai para ^{210}Bi o qual, com tempo de meia vida física de aproximadamente 5 dias, decai por sua vez a ^{210}Po (Figura 7) (PARFENOV, 1974, ZHOU *et al.* 2023).

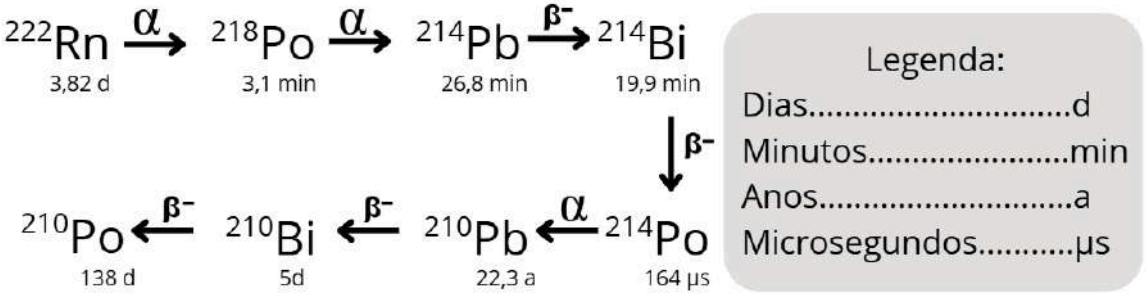


Figura 7: Decaimento do ^{222}Rn até ^{210}Po

Fonte: Figura elaborada pela autora, adaptada de Parfenov, 1974

A radioatividade natural das águas resulta da presença de radionuclídeos dissolvidos oriundos do depósito seco ou úmido do ^{222}Rn atmosférico e da liberação de gases provenientes de elementos radioativos presentes em rochas além da liberação de radionuclídeos a partir do sedimento. Então, estes são transportados pelas correntes marinhas, contribuindo para sua distribuição e disponibilidade na coluna d'água até por fim serem filtrados por organismos marinhos (MOURÃO, 1992; CARMO, 2020; PARFENOV, 1974; ZHOU *et al.* 2023). Os

teores de ^{238}U e ^{232}Th presentes no solo ou em depósitos minerais são altos em algumas localidades, como demonstrado por FERREIRA *et al.* 2021, GOMIERO, n.d, ROCHA *et al.* 1993 e MARANHÃO, 2018. Através de mecanismos físicos, químicos e geológicos como por exemplo a dissolução e a lixiviação, esses radionuclídeos, assim como seus filhos, podem ser carreados para o ambiente marinho (CARMO, 2020; WAKASUGI, 2018) .

Embora o ^{210}Po seja um radionuclídeo de ocorrência natural que vem da cadeia de decaimento do ^{238}U, sua maior disponibilidade na água e no solo aumentou quando iniciou-se as atividades de mineração após a segunda Guerra Mundial ou seja, de forma artificial por meio das atividades humanas (LENNTECH, 2018; WAKASUGI, 2018; PARFENOV, 1974). Além das atividades humanas industriais outra forma do ^{210}Po estar disponível no meio ambiente de forma artificial é através dos testes atômicos que necessitam da reação em cadeia ^{208}Pb (2n, γ) ^{210}Po e também como mencionado anteriormente através da ativação neutrônica do ^{209}Bi (KEOWN, 2007; BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ, 2023 PARFENOV, 1974).

Os isótopos de polônio são encontrados na natureza como intermediários das séries de decaimento do ^{238}U, ^{235}U e do ^{232}Th, todos os isótopos de polônio são predominantemente alfa emissores como já mencionado na Tabela 1 Embora exista essa grande diversidade eles possuem, em sua maioria, o tempo de meia vida física muito curto, o que resulta em baixa concentração desses isótopos na natureza. Porém ambientes com a presença de ^{226}Ra, ^{222}Rn e o ^{214}Pb a ocorrência e a concentração de isótopos de polônio pode aumentar, uma vez que eles advém da série de decaimento do ^{238}U. (FIGGINS, 1961). A concentração de ^{210}Po na água do mar varia dependendo da localidade e das condições ambientais associadas. Essa variação pode ser observada em diferentes regiões oceânicas, conforme descrito na literatura: no Atlântico Norte, as concentrações reportadas são de 1,7 mBq/L (CARVALHO, 2011), no noroeste do mar Mediterrâneo, encontram-se valores de 3 a 5 mBq/L (STRADY *et al.*2015), no norte do Mar Adriático, 0,56 a 3,75 mBq/L (FAGANELI *et al.* 2016), na região central do Mar Adriático, 0,33 mBq/L (MELI *et al*.2013), para a região sul do Mar Báltico, 0,49 mBq/L (SKWARZEC & BOJANOWSKI, 1988), para a região sudoeste do oceano Pacífico os valores relatados são de 0,47 a 1,58 mBq/L (JEFFREY *et al.*2004), em águas da costa coreana foi relatado o valor de 0,75 mBq/L (CHO & KIM, 2016; KIM *et al.* 2016) e por fim, para o Mar Mediterrâneo próximo à Costa da Síria os valores ficaram entre 1,1 e 1,8 mBq/L (AL-MASRI *et al.* 2019).

Nos últimos anos, a exploração e conservação de recursos hídricos têm ganhado atenção crescente, enfatizando a redução de poluentes e a prevenção da exploração excessiva. As técnicas nucleares, empregando radioisótopos de ocorrência natural e traçadores artificiais têm se mostrado eficazes para caracterização de processos hidrológicos, compreensão da dinâmica, biomonitoramento e transporte dessas substâncias em sistemas aquáticos (BONOTO & MANCINI, 1992; IAEA, 1991).

Neste cenário, o biomonitoramento ambiental é uma ferramenta importante capaz de incorporar organismos aquáticos capazes de refletir, por meio da bioacumulação, a dinâmica e a biodisponibilidade de radionuclídeos nos ecossistemas aquáticos.

1.4 BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL E BIOACUMULAÇÃO EM BIVALVES

Diversos estudos sobre a radioatividade em organismos marinhos em conjunto com bioensaios laboratoriais utilizando radioisótopos permitiram identificar organismos que demonstram elevada capacidade de bioacumulação de radionuclídeos; que são principalmente os organismos filtradores. Tais organismos podem ser utilizados como ferramentas complementares no monitoramento ambiental (organismos sentinela) a partir da análise radiométrica de seus tecidos, contribuindo para a avaliação da contaminação e a dinâmica dos radionuclídeos nos ecossistemas marinhos (SANTOS *et al.* 1983; GOUVEA 1981; GOUVEA 1982; GOUVEA & SANTOS, 1987; MELI *et al.* 2013). Tal papel foi atribuído ao mexilhão *Mytilus galloprovincialis* no mar Mediterrâneo para monitoramento da evolução da concentração de Césio-137 (^{137}Cs) liberado no ambiente logo após do acidente da usina de Chernobyl (THÉBAULT *et al.* 2008).

Os biomonitores são ferramentas indispensáveis para o monitoramento ambiental, utilizados de forma sistemática para avaliar respostas biológicas devido a mudanças locais e auxiliar na realização de programas de controle de qualidade ambiental (LIMA *et al.* 2022; JORGE *et al.* 2002).

Estes organismos permitem reconhecer e avaliar compostos químicos, metais pesados e radionuclídeos eventualmente presentes em pequenas quantidades, que podem ser identificados diretamente ou indiretamente no organismo graças à biomagnificação, superando desse modo métodos químicos de detecção (JORGE *et al.* 2002). Desta forma, biomonitores oferecerem informações relevantes sobre os níveis de exposição e permitem compreender as consequências desses agentes no equilíbrio ecológico e na saúde dos organismos envolvidos, colaborando de maneira significativa para a gestão e proteção ambiental (PÁEZ-OSUNA & OSUNA-MARTÍNEZ, 2011; CARVALHO & FOWLER, 1993; JORGE *et al.* 2002).

O uso de biomonitores é evidenciado como uma ferramenta eficaz e acessível no monitoramento e controle da poluição ambiental, oferecendo uma diversidade de vantagens. Entre elas, inclui-se o baixo custo de aplicação, a capacidade de medir simultaneamente uma variedade de impurezas em baixíssima concentração e a viabilidade de realizar o monitoramento em diferentes locais de forma simultânea. Essas propriedades tornam os biomonitores uma alternativa promissora e viável no que se refere aos instrumentos

convencionais, expandindo seu uso em estudos ambientais e programas de controle de qualidade, sobretudo em contextos que exigem soluções econômicas (FIGUEREDO *et al.* 2000).

Além disso, por sua capacidade de responder simultaneamente a diferentes agentes estressores, os biomonitores desempenham um papel crucial na avaliação da manipulação dos ecossistemas. Eles refletem o nível de contaminação ao longo de um gradiente, permitindo identificar alterações na composição química e biológica do ambiente. Nesse contexto, grupos de organismos mais resistentes tendem a se tornar dominantes, enquanto os mais sensíveis podem sofrer uma redução drástica em suas populações ou até mesmo desaparecimento, evidenciando o impacto ambiental (EÇA *et al.* 2012)

Neste cenário de mudanças ecológicas, os bivalves são amplamente reconhecidos como organismos sentinelas e utilizados em programas de biomonitoramento ambiental há mais de 50 anos. Esses organismos desempenham um papel fundamental na avaliação de uma grande variedade de condições presentes nos ecossistemas aquáticos. Dentre os elementos monitorados, destacam-se metais e semimetais, substâncias orgânicas, componentes farmacêuticos, microplásticos e radionuclídeos evidenciando sua capacidade de detectar diferentes tipos de contaminação. Além disso, os bivalves são empregados no monitoramento de alterações ambientais em larga escala, como as mudanças nas concentrações de elementos químicos que ocorrem após desastres naturais, fornecendo informações importantes para a avaliação do impacto ambiental. Outra aplicação importante desses organismos está relacionada ao estudo dos efeitos da acidificação oceânica, um aspecto crescente associado às mudanças climáticas que tem implicações diretas sobre a saúde dos ecossistemas marinhos (LIMA *et al.* 2022).

Nesse sentido, uma ampla diversidade de organismos se destaca como ferramentas valiosas em programas e em estudo de monitoramento ambiental (Tabela 2), especialmente por sua capacidade de permitir a medição direta da biodisponibilidade de contaminantes no ambiente (RODRIGUES, 2012).

Tabela 2: Uso de moluscos para monitoramento ambiental

Família	Espécie	Contaminante	Local	Programa de monitoramento/ Estudo	Referências
Mytilidae	*Mytilus galloprovincialis*	Cs-137	Mediterrâneo	Mediterranean Mussel Watch - Monitoramento de radioatividade	[1]
Mytilidae	*Mytilus galloprovincialis*	Cs-137, Be-7, K-40, U-238, Th-232 e Ra-226	Croácia	Mediterranean Mussel Watch - Monitoramento de radioatividade	[2]
Mytilidae	*Mytilus galloprovincialis*	Po-210 e Pb-210	Croácia	Croatian Mussel Watch Project	[3]
Mytilidae	*Mytilus edulis*	Po-210, Pb-210, U-238, Th-232 e Ra-226	Mediterrâneo	Estudo de radionuclídeos naturais e exposição por ingestão	[4]
Mytilidae	*Mytilus galloprovincialis*	Cs-137 e Ru-106	França	Monitoramento de radionuclídeos a longo prazo	[5]
Mytilidae	*Perna perna*	U-238	Brasil	Transporte anial e analise de U-238 por ENAA	[6]
Mytilidae	*Perna perna*	Metais Pesados	Brasil	Estudos de metais pesados	[7]
Mytilidae	*Perna perna*	Po-210	Brasil	Estudo de monitoramento ambiental de eadionuclídeos naturais em organismos marinhos	[8]
Mytilidae	*Perna perna*	Po-210 e Pb-210	Brasil	Estudo comparativo de radionuclideos naturais em moluscos marinhos	[9]
Referência: [1] THÉBAULT *et al,* 2008; [2] KRMPOTIC *et al*, 2015; [3] ROZMARIC *et al*, 2012; [4] JIA *et al*, 2020; [5] CHARMASSON *et al,* 1999; [6] SEO *et al*, 2008; [7] LINO *et al*, 2016; [8] BARESCUT *et al*, 2012; [9] GOUVEA *et al*, 1992					

Fonte: Tabela elaborada pela autora a adaptada a partir de fontes diversas

Entre esses organismos, os bivalves se mostram adequados para avaliar a contaminação em ecossistemas aquáticos, devido às suas características específicas. Fatores como facilidade de coleta, sazonalidade, aspectos fisiológicos e hábitos naturais tornam esses organismos ideais para estudos de biomonitoramento. Além disso, os bivalves apresentam uma resposta rápida às variações de contaminantes biodisponíveis no meio, permitindo a identificação de alterações ambientais em tempo hábil e contribuindo para uma melhor compreensão dos impactos da poluição sobre os ecossistemas aquáticos (RODRIGUES, 2012).

A bioacumulação, se refere ao acúmulo de um ou mais elementos nos tecidos de um organismo ao longo do tempo, é uma característica associada à biodisponibilidade dos contaminantes. Esse acúmulo pode causar impactos adversos à saúde dos organismos e, afetar a dinâmica ecológica e a qualidade dos recursos hídricos, reforçando a importância do controle e da avaliação (EÇA *et al.* 2012).

Neste processo os organismos aquáticos podem absorver contaminantes presentes no ambiente por meio de diversos mecanismos, refletindo a complexidade das interações entre os organismos e o meio. Entre os principais processos de incorporação destacam-se a filtração da água. De acordo com o estudo de Møhlenberg & Riisgård (1979), o mexilhão *Mytilus edulis* é capaz de filtrar aproximadamente 80 a 125 litros por dia.

Essa capacidade de filtração depende de diversos fatores, como por exemplo, temperatura, salinidade, disponibilidade de alimento e condições ambientais que influenciam o grau de abertura das valvas, assim como também, outros fatores relacionados com a idade, tamanho e estágio reprodutivo do indivíduo. A filtração permite a captura de partículas suspensas contaminadas; a alimentação, que é a principal via de incorporação nos mexilhões principalmente pela ingestão de zooplankton (AL-MASRI *et al.* 2019; MELI *et al.* 2013); o contato direto com o sedimento, que ocorre principalmente em organismos bentônicos; e a adsorção, que envolve a fixação de contaminantes na superfície dos organismos, por meio da atração e ligação dos radionuclídeos por cargas iônicas nas superfícies corporais externas (CARVALHO, 2017). Esses diferentes caminhos de incorporação ressaltam a necessidade de compreender os fatores ambientais e biológicos que influenciam a biodisponibilidade e o impacto dos contaminantes nos ecossistemas (GOUVEA, 1982; CARVALHO, 2017).

Diversas variações podem influenciar os padrões de bioacumulação de contaminantes em organismos aquáticos, refletindo a complexidade desses processos. Entre esses fatores, destacam-se as condições ambientais, as propriedades físico-químicas do meio aquático e os tipos de alimentação disponíveis para os organismos. Além disso, características intrínsecas aos próprios organismos, como o estágio de vida, hábitos alimentares e aspectos fisiológicos, desempenham um papel fundamental na aquisição e acúmulo de contaminantes (EÇA *et al.* 2012).

Outros elementos cruciais são as propriedades específicas dos contaminantes, incluindo a fonte de contaminação, a especificação química dos poluentes e sua concentração no ambiente, que determinam sua disponibilidade e a capacidade dos organismos de acumular esses elementos de forma eficiente. Esses fatores interagem de maneira complexa, influenciando os níveis de bioacumulação e os potenciais riscos ambientais e à saúde (EÇA *et al.* 2012).

Em especial, destaca-se no Brasil o molusco bivalve *Perna perna*, no qual a acumulação de radioisótopos ocorre de forma significativa nas vísceras, com ênfase para o ^{210}Po, que apresenta a maior concentração no hepatopâncreas (GOUVEA & SANTOS, 1987).

Uma vez que a principal forma de absorção da radioatividade natural no ser humano se dá por meio da dieta (DESIDERI *et al.* 2007; SANTOS 2018, CARMO 2020; OLIVEIRA 2001, AARKROG, 1997; KELECOM, 2005; ZHOU *et al.* 2023), o consumo desse mexilhão

pode resultar no aumento da dose de radiação interna que o indivíduo vem a receber (FEROZ KAHN & GODWIN WESLEY, 2011).

A comercialização de mexilhões ocorre predominantemente in natura, atendendo ao mercado interno e à exportação, principalmente para Europa. No Brasil, o consumo concentra-se nas regiões litorâneas, com aumento de demanda durante o período de maior fluxo turístico (FURLAN *et al.* 2007).

A acumulação de ^{210}Po em organismos marinhos pode variar de acordo com as condições ambientais e dinâmica nos sistemas aquáticos, sendo influenciados por fatores continentais, circulação das massas d'água e disponibilidade de radionuclídeos tanto na coluna d'água quanto no sedimento. Ambientes costeiros semi-fechados, como a Baía de Guanabara, apresentam condições que podem afetar a biodisponibilidade e os processos de bioacumulação desses radionuclídeos.

Estudos conduzidos por GOUVEA & SANTOS (1987) demonstram que organismos coletados em Ponta Negra (Rio de Janeiro) apresentam níveis altos de ^{210}Po quando comparados com organismos coletados na praia de Boa Viagem (Rio de Janeiro), indicando maior acumulação de ^{210}Po em ambientes de mar aberto, onde a concentração de ^{226}Ra tende a ser mais elevada (BEASLEY, 1975). A presença do ^{210}Po está associada principalmente a fontes naturais derivadas da cadeia de decaimento do ^{238}U e seus filhos, como o ^{226}Ra; logo sua ocorrência não configura uma contaminação de origem antrópica. No entanto, atividades humanas podem influenciar de maneira indireta a distribuição e concentração ao alterar as condições físico-químicas do ambiente (AHMED *et al.* 2018).

2. JUSTIFICATIVA

Diante disso, o ^{210}Po destaca-se como um radionuclídeo de elevada importância radioecológica, não apenas por sua origem natural associada às séries de decaimento do urânio, mas principalmente por seu comportamento no ambiente e dentro dos compartimentos bióticos. A emissão de partículas alfa juntamente com a sua elevada radiotoxicidade quando incorporado ao organismo, fazem com que pequenas quantidades sejam suficientes para resultar em doses internas significativas, potencialmente prejudiciais à saúde humana.

Entretanto, vale ressaltar que a quantidade de ^{210}Po ingerida depende principalmente da dieta, no qual estima-se que a média de ingestão diária está em torno de 0,6 μg, embora outros alfa emissores estejam em maior quantidade no organismo, o ^{210}Po é o que mais contribui para a dose de radiação interna por ter tempo de meia vida física muito menor que os demais alfa emissores (KELECOM *et al.* 2005; AARKROG *et al.* 1997; INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2023).

No relatório *Exposure due to Radionuclides in Food other than during a Nuclear or Radiological Emergency Part 1: Technical Material* publicado pela *International Atomic Energy Agency* (IAEA) em 2023 mostrou a revisão de literatura de 217 artigos e relatórios científicos entre os períodos de 1957 a 2019 sobre a dose de ingestão de radionuclídeos na dieta, nesse relatório é possível observar diversas informações relevantes, porém para este trabalho destacam-se as seguintes:

- A contribuição de radionuclídeos na dieta provém exclusivamente de radionuclídeos naturais sendo 90% da dose por ingestão atribuídos a radionuclídeos das séries de ^{238}U e ^{232}Th
- A UNSCEAR estimou uma dose moderada de ingestão ponderada por idade mundial de 0,144mSv/ano. A média geométrica das doses na dieta total incluída neste relatório, IAEA (2023) é de 0,19 mSv/ano.

- O principal contribuinte para a dose interna a partir da ingestão é o ^{210}Po, sendo que sua contribuição está em 52% (IAEA, 2023) e 59% (UNSCEAR, 2000) (Figura 8), (Figura 9).

- A alta dose de ^{210}Po resulta das altas concentrações de atividade de ^{210}Po em frutos do mar

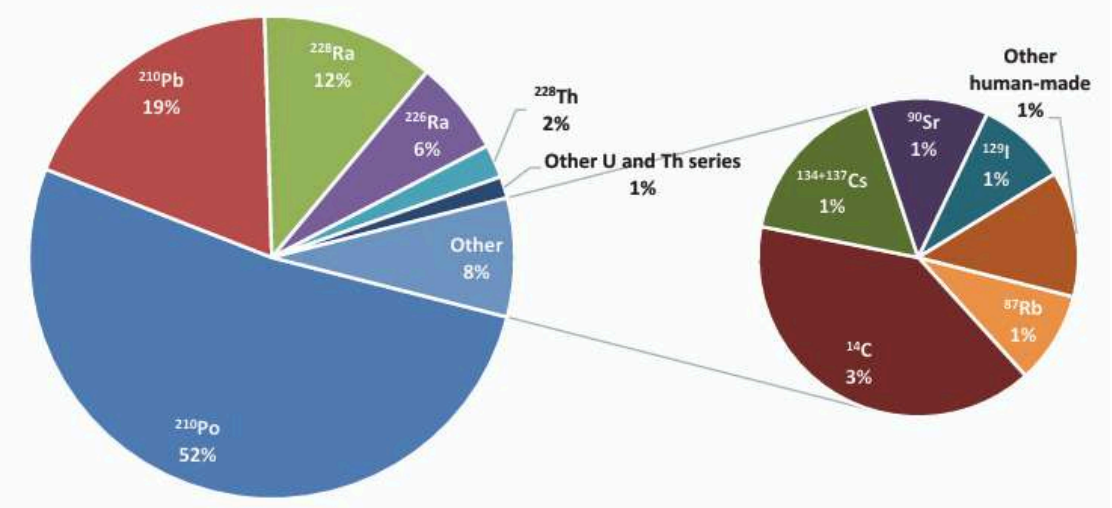


Figura 8: Contribuições para a dose anual ingerida proveniente de radionuclídeos.

Fonte: IAEA, 2023

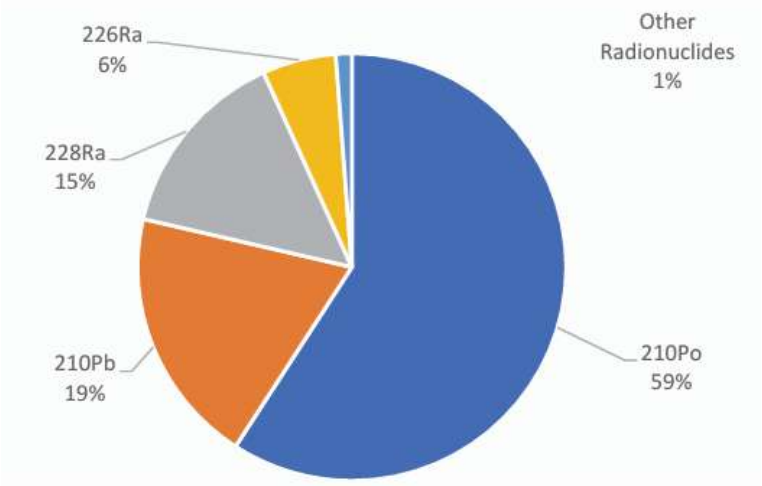


Figura 9: Dose efetiva anual estimada pela UNSCEAR

Fonte: UNSCEAR, 2000 (Apud: IAEA, 2023)

Considerando que a principal via de exposição humana ao ^{210}Po ocorre por meio da ingestão de água e alimentos, torna-se essencial compreender como ocorre a distribuição, transferência e incorporação ao longo da cadeia trófica. Neste cenário, organismos filtradores, como moluscos bivalves, assumem papel fundamental, uma vez que eles refletem de forma integrada a biodisponibilidade ambiental do ^{210}Po. Além disso, o monitoramento de sua presença na cadeia alimentar é uma questão de segurança radiológica e de saúde pública.

A escolha da Baía de Guanabara como área de estudo justifica-se por ser um ecossistema costeiro complexo, sob constante pressão de atividades antrópicas que podem influenciar a dinâmica de materiais NORM e TENORM. Neste cenário, o mexilhão *Perna perna* destaca-se como um biomonitor ideal, por ser um organismo filtrador e séssil, ele reflete a biodisponibilidade local de radionuclídeos, acumulando eles em seus tecidos em concentrações significativamente maiores que as encontradas na coluna d'água.

3. OBJETIVOS

●Objetivos Gerais

- Avaliar a presença e a concentração de ^{210}Po em mexilhões *Perna perna* coletados na Baía de Guanabara, utilizando a técnica de eletrodeposição (deposição espontânea) seguida de análises radiométricas por contagem alfa total e espectrometria alfa.

●Objetivos Específicos

- Quantificar a radioatividade no tecido mole (porção comestível) do espécime escolhido
- Registrar a biometria dos mexilhões
- Montar metodologia de descontaminação de discos de prata uso na técnica de eletrodeposição
- Avaliar o fator de concentração aparente do ^{210}Po no mexilhão a partir da água do mar.
- Calcular a dose no consumidor resultante da concentração de atividade encontrada
- Estimar a variação de concentração de atividade do ^{210}Po ao longo de um curto período de tempo
- Avaliar o risco de câncer resultante das atividades do ^{210}Po encontrado

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM

A Baía de Guanabara, sistema estuarino mais relevante do estado do Rio de Janeiro, abrangendo uma área aproximada de 380 km² e profundidade média de 5,7 m. Este ambiente desempenha papel fundamental sob os pontos de vista ecológico, econômico e social, abrigando elevada biodiversidade e sustentando diversas atividades humanas, como pesca, transporte e turismo.

Entretanto, o crescimento populacional em torno dessa área ocorreu de forma desordenada e acelerada sem a devida expansão dos serviços de saneamento básico. Como consequência, este local atualmente se encontra extremamente poluído, sendo a principal fonte de poluição o lançamento contínuo de esgoto doméstico in natura, além de efluentes industriais e resíduos sólidos, que são despejados diretamente em suas águas (COPPE, 2017). Esse aporte de matéria orgânica e contaminantes causam alterações físico-químicas como variações na concentração de oxigênio dissolvido, no pH e na salinidade.

Essas mudanças influenciam diretamente no comportamento de radionuclídeos, interferindo em processos como adsorção e sedimentação, modificando sua mobilidade e biodisponibilidade, causando aumento aos riscos ecológicos e à saúde humana.

As amostras analisadas neste estudo foram coletadas na região da orla da Baía de Guanabara, na Universidade Federal Fluminense, nas coordenadas geográficas 22°53'58"S e 43°08'07"W. Essa área foi selecionada por sua relevância estratégica e por estar inserida em uma zona sujeita a influência direta de aportes antrópicos, sendo, portanto, representativa das condições ambientais do sistema estuarino em questão.

4.2 CONTAGEM DE ALFA TOTAL

As medições para determinação de alfa total foram realizadas através de um detector alfa-beta total modelo *Ludlum*^{R} *3030-2*, de janela de medição única, que possui um cintilador de ZnS(Ag) em filme plástico. O detector fornece leituras independentes, com subtração do ruído de fundo, correção de diafonia, modos operacionais cpm/dpm (contagem por minuto/ desintegrações por minuto) e a função QC pré-programada com temporizador. A aquisição das contagens é realizada através do software LMI Model Versão 1.0.7, fornecido pela fabricante.

Os discos foram introduzidos no porta amostras do detector *Ludlum*^{R} *3030-2*, para a determinação da contagem alfa total; sendo realizadas 3 aferições repetidas e sucessivas por amostra, pelo período de 1 hora, para obtenção das médias. A medida de radiação de fundo (*background* (BG) demonstradas no Apêndice B foi realizada previamente com o porta amostras vazio, ficando dentro da faixa estabelecida pelo fabricante que corresponde a valores iguais ou inferiores a 50 cpm (LUDLUM, 2019). Assim, o valor do BG foi subtraído da leitura realizada com os discos de prata, para a determinação da contagem de alfa total e tratamento dos dados, através do software.

O detector foi operado na tensão de 635 V. A eficiência da contagem foi de 63,3%, medida obtida usando padrão de ^{241}Am (Amerício 241) certificado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (Apêndice C). As contagens foram realizadas em condições controladas, como estabelecido pelo fabricante (LUDLUM, 2019).

4.3 ESPECTROMETRIA ALFA

A espectrometria alfa é uma técnica que consiste na interação das emissões alfa de uma amostra com um meio detector, permitindo a determinação qualitativa e quantitativa dos radioisótopos presentes na amostra (HOLM, 1984).

Todas as análises por espectrometria alfa foram realizadas com espectrômetro modelo 7401 (Canberra Nuclear Inc.), previamente calibrado seguindo as instruções do fabricante e utilizando um padrão de ^{241}Am certificado pelo IRD-CNEN, Brasil. O BG foi determinado por meio da contagem da câmara de amostras vazia, durante o período de 1h, na janela de energia de 5308 ± 150 keV.

O sistema é composto pelo espectrômetro alfa de câmara única projetado para operar com detectores de barreira de superfície (SSB) ou detectores de silício por implantação iônica (PIPS), cuja a câmara de vácuo, construída em alumínio de alta pureza, minimiza o BG. O compartimento de amostra ajustável permite variar a distância entre a amostra e o detector, possibilitando o equilíbrio entre eficiência de contagem e resolução energética, sendo compatível com detectores com áreas ativas de até 1200 mm².

O equipamento integra em um único chassi os principais componentes eletrônicos, incluindo pré-amplificador de baixo ruído, amplificador de pulso com ganho ajustável e conformação de sinal, fonte de polarização do detector e gerador interno de pulsos para calibração e monitoramento da estabilidade do sistema. Sob condições adequadas de vácuo, normalmente inferiores a 100 mTorr, o sistema é capaz de atingir resoluções inferiores a 20 keV (FWHM) para a energia do ^{241}Am (5,486 MeV), sendo o sinal analógico encaminhado a um analisador multicanal (MCA) para aquisição dos espectros alfa.

A eficiência do sistema de espectrometria alfa foi determinada utilizando uma fonte padrão de ^{241}Am, a região de interesse (ROI) foi definida entre 5,16 e 5,54 MeV, e as medições foram realizadas em diferentes tempos de aquisição (1, 3, 5, 10 e 15 minutos) (Figura 10), com o objetivo de avaliar a estabilidade da resposta do sistema. A partir das áreas líquidas do pico, foram calculadas as taxas de contagem por minuto (cpm), cujo valor médio encontrado foi de 3734 cpm.

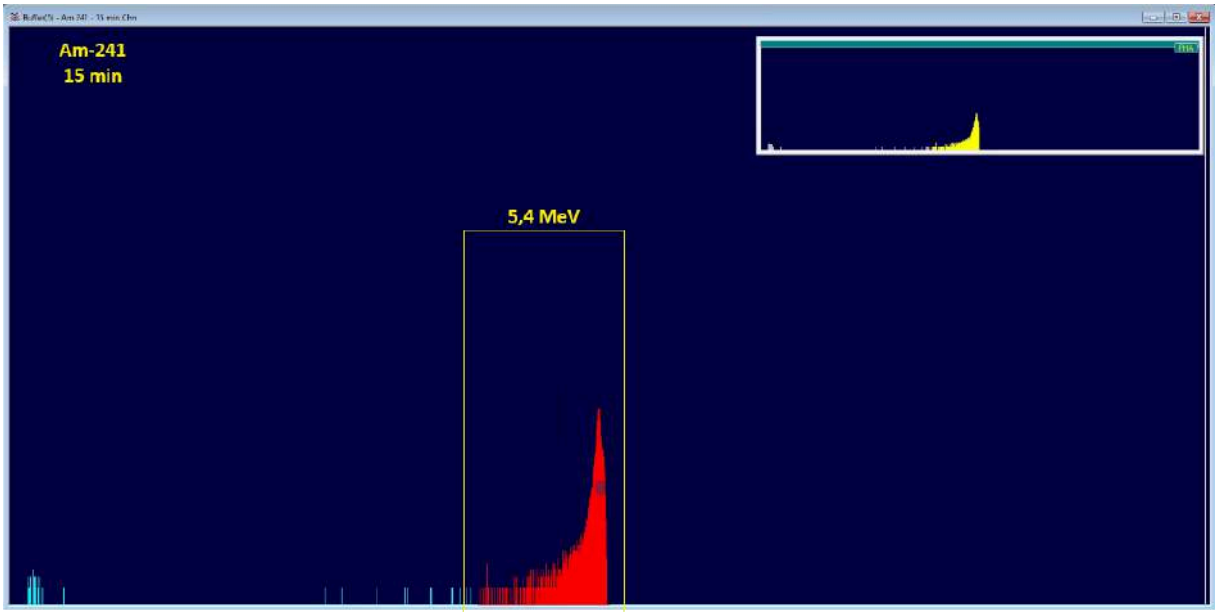


Figura 10 : Espectro do Am-241 após 15 min de contagem

Fonte: Figura elaborada pela autora

Esse valor do CPM foi comparado à taxa de desintegração esperada para a fonte padrão, correspondente à 8460 desintegrações por minuto, considerando uma atividade de 141 Bq, permitindo a determinação de uma eficiência média do sistema de 44,1%, considerada adequada e consistente para as condições experimentais adotadas (Apêndice D).

Vale ressaltar que, a eficiência determinada é válida exclusivamente para as condições experimentais adotadas no momento das medições, estando associadas ao estado operacional do sistema de detecção, e à geometria da medição utilizada. Fatores como a condição e manutenção do equipamento, a estabilidade da eletrônica, o tempo de aquecimento prévio do sistema, o posicionamento e a distância entre a amostra e o detector, bem como eventuais variações na configuração instrumental, podem influenciar os valores de eficiência obtidos.

Dessa forma, qualquer alteração nessas condições requer nova verificação da eficiência do sistema conforme recomendado pela *International Atomic Energy Agency*, principalmente no que se refere ao controle e às condições de medição e à equivalência geométrica entre padrões e amostras (IAEA TECDOC-1401, Capítulo 4, Seção 4.2.1 p.110)

4.4 DESCONTAMINAÇÃO DOS DISCOS DE PRATA

Discos de prata previamente utilizados em processos de eletrodeposição e gentilmente cedidos pela Indústrias Nucleares do Brasil (INB), pelo intermediário do Dr. Wagner de Souza Pereira foram devidamente identificados, acondicionados individualmente em placas de Petri, posteriormente submetidos a pesagens para controle e monitoramento da variação de massa decorrentes dos procedimentos experimentais subsequentes. Após o procedimento de aferição de massa, os discos foram submetidos à três contagens sucessivas de atividade alfa total no detector *Ludlum*^{R} *3030-2*, realizadas sob condições controladas de temperatura e umidade. Os valores obtidos foram tratados estatisticamente para o cálculo da média aritmética e desvio padrão, visando a minimização das incertezas.

Após as medições anteriores à descontaminação, os discos foram submetidos ao processo de descontaminação da superfície utilizando uma pasta de polimento automotivo conforme mencionado, sem detalhamento metodológico, por Flynn (1968). A pasta é composta majoritariamente por hidrocarbonetos e um componente abrasivo, o material é classificado como não perigoso de acordo com os critérios da *Globally harmonized system of classification and labelling of chemicals* (GHS), todo o manuseio foi realizado como recomendado pelo fabricante (TRADING CARE, 2025). Em seguida, os discos passaram por segunda limpeza, utilizando detergente laboratorial neutro, com a finalidade de remover completamente os resíduos da pasta de polimento.

Ao término da limpeza os discos ficaram imersos em solução hidroalcoólica a 70% (v/v) pelo período de 1 hora, visando a eliminação de quaisquer contaminantes residuais tanto do polimento quanto do processo de lavagem com detergente laboratorial.

Ao término da descontaminação, os discos foram retirados da imersão em álcool 70% (v/v) e colocados para secar em temperatura ambiente. Depois de secos os discos passaram novamente pela aferição de massa e contagem de atividade alfa total, com a finalidade de avaliar a eficácia do procedimento de descontaminação. As contagens foram feitas em triplicata, tanto na pré quanto na pós descontaminação. Após a contagem, os discos selecionados tiveram uma das faces identificadas e posteriormente cobertas com resina para que durante o processo de eletrodeposição o material de interesse se depositasse apenas na face exposta do disco.

4.5 ANÁLISE DE ^{210}Po EM MEXILHÕES

4.5.1 Coleta e preparo das amostras

Coleta e amostragem

O programa de amostragem consistiu no total de 6 coletas que foram realizadas entre datas 06 de outubro de 2025 e 22 de dezembro de 2025, com periodicidade aproximada de 15 dias, abrangendo um período total de 3 meses, como demonstrado na Tabela 3 abaixo:

Tabela 3: Calendário de coletas

Calendário de Coletas		
Semana	Previsão	Efetuada
1	06/10/2025	06/10/2025
2	20/10/2025	20/10/2025
3	03/11/2025	03/11/2025
4	17/11/2025	18/11/2025
5	01/12/2025	04/12/2025
6	15/12/2025	22/12/2025
Coletas realizadas fora da data prevista ocorreram devido à fatores ambientais como chuva, maré, condições de ondas etc, sempre considerando a segurança de todos os envolvidos.		

Fonte: Este Trabalho

A coleta foi realizada na orla do Gragoatá na Baía de Guanabara próximo ao Instituto de Biologia 22°53'58.4"S 43°08'07.1"W, todas as coletas se seguiram da mesma forma, os mexilhões foram removidos das superfícies rochosas às quais estavam aderidos, utilizando ferramentas previamente destinadas às coletas (espátulas e recipientes plásticos).

Posteriormente, foram levados para o laboratório (Figura 11), onde foram submetidos a triagem, sendo selecionados exemplares saudáveis para as próximas etapas. O estado de saúde dos mexilhões foi avaliado por meio do teste de resistência das valvas, indivíduos cujas

conchas abriam facilmente sob aplicação de leve pressão foram considerados não viáveis e descartados, enquanto aqueles que mantiveram resistência significativa ao fechamento foram classificados como saudáveis e selecionados para a etapa seguinte.



Figura 11 : Mexilhões recém coletados

Fonte: Este Trabalho.

A etapa seguinte consistiu em fazer a limpeza para remoção de microrganismos, organismos incrustantes como cracas, resíduos de biofilme e algas que frequentemente ficam aderidos à concha. Depois, foram selecionados 10 indivíduos, sendo 5 machos e 5 fêmeas (a cor amarelo claro/ quase branco do mexilhão é do indivíduo macho e cor mais intensamente laranja da fêmea), indivíduos que não era possível identificar visualmente a cor foram descartados (Figura 12).

Para esses indivíduos selecionados foi empregado o procedimento de biometria o qual consiste em: pesar o indivíduo inteiro, medir com o paquímetro seu comprimento, dissecar, pesar novamente apenas a concha em conjunto com o bisso e o tecido mole separadamente (parte não comestível e parte comestível respectivamente). Após a determinação de massa, todo o tecido mole obtido dos 10 exemplares foi combinado em um único conjunto, para a etapa seguinte.



Figura 12: Identificação e separação dos mexilhões - Fêmeas (laranja) Machos (amarelado/branco)
Fonte: Este Trabalho

Secagem da amostra e Teor de água

O teor de água foi determinado apenas para a fração comestível (tecido mole) dos mexilhões, obtida a partir do agrupamento dos 5 indivíduos machos e 5 indivíduos fêmea, totalizando 6 amostras independentes, uma para cada coleta realizada.

Inicialmente, foi determinada a massa úmida do tecido mole, que foi disposto em uma peneira de aço inoxidável, posicionado num becker de 600ml e alocado dentro da estufa em temperatura constante de 80°C, foi realizado processo de secagem de forma contínua pelo período de 8 a 10 horas. Após essa etapa foram realizadas dez pesagens sucessivas a cada 30 min, com o objetivo de monitorar a perda da massa associada à evaporação até que a massa se tornasse constante. Ao final do procedimento, obteve-se a massa seca que foi triturada em um pilão e posteriormente 3 alíquotas de 1g de amostra foram separadas para a etapa seguinte; a mineralização.

Mineralização ácida

Em erlenmeyers de 125mL foi colocado 1g (peso seco) da amostra triturada. As amostras foram tratadas com 10 mL de Ácido Nítrico 65% (HNO_3) e 1 mL de Ácido Perclórico 72% ($HClO_4$) para destruição completa da matéria orgânica (Figura 13). Em seguida os recipientes foram levados para a chapa aquecedora sob temperatura de 80°C, em capela de exaustão até evaporação quase total da solução formada. Na etapa seguinte, adicionou-se ao resíduo, 2 mL de Ácido Clorídrico (HCl) (12N), aquecendo até a formação de resíduo úmido para produção de cloretos de polônio.



Figura 13: Mineralização das 3 alíquotas com 1g de amostra

Fonte: Este Trabalho

4.5.2 Procedimento Radioquímico

O procedimento radioquímico aplicado foi o de eletrodeposição, que consiste na deposição do radionuclídeo diretamente sobre uma superfície metálica a partir de uma solução ácida. No caso do ^{210}Po, o processo ocorre por troca eletroquímica, uma vez que devido ao seu potencial de redução, o ^{210}Po é reduzido e se deposita formando uma fina camada sob o disco metálico (ZHOU *et al.* 2023).

Eletrodeposição das amostras

No mesmo erlenmeyer utilizado na etapa anterior (Figura 14), foi adicionado junto ao resíduo úmido formado 80 mL de HCl 0,5N, obtendo-se uma solução clorídrica à qual foram adicionados 250 mg de ácido L-ascórbico. O ácido L-ascórbico é utilizado para evitar a interferência de íons de ferro no momento da eletrodeposição (BUNDNITZ, 1983; MELI *et al.* 2013, ZHOU *et al.* 2023).



Figura 14: Resíduo após a etapa de mineralização

Fonte: Este Trabalho

Posteriormente, o disco de prata preparado previamente foi posicionado no interior do erlenmeyer, de modo que a face recoberta permanecesse voltada para baixo ao longo de todo o procedimento. A solução foi mantida em banho maria sob agitação constante e temperatura controlada de 80 °C durante um período de 4 horas para que ocorra a eletrodeposição espontânea do ^{210}Po no disco (Figura 15).



Figura 15: Etapa de Eletrodeposição

Fonte: Figura elaborada pela autora

Após o período de 4 horas o disco foi cuidadosamente retirado do recipiente, lavado com água destilada e seco em temperatura ambiente. As amostras foram feitas em triplicatas. Os procedimentos de eletrodeposição foram realizados conforme descrito nos seguintes trabalhos: KELECOM *et al.* 1999; KELECOM *et al.* 2001; KELECOM *et al.* 2005; SANTOS *et al.* 2000; PEREIRA *et al.* 1997; GOUVEA, 1987. Esse procedimento garante a eletrodeposição exclusiva do polônio da amostra como apresentado no trabalho de Mársico (2005) que apresenta a análise em um espectrômetro alfa (Alpha Analyst da Canberra) dos alfa-emissores de uma amostra de peixe depositados em disco de aço inoxidável e que apresenta apenas o pico a 5,308 MeV correspondendo à energia da alfa do ^{210}Po (MÁRSICO, 2005) (Figura 16).

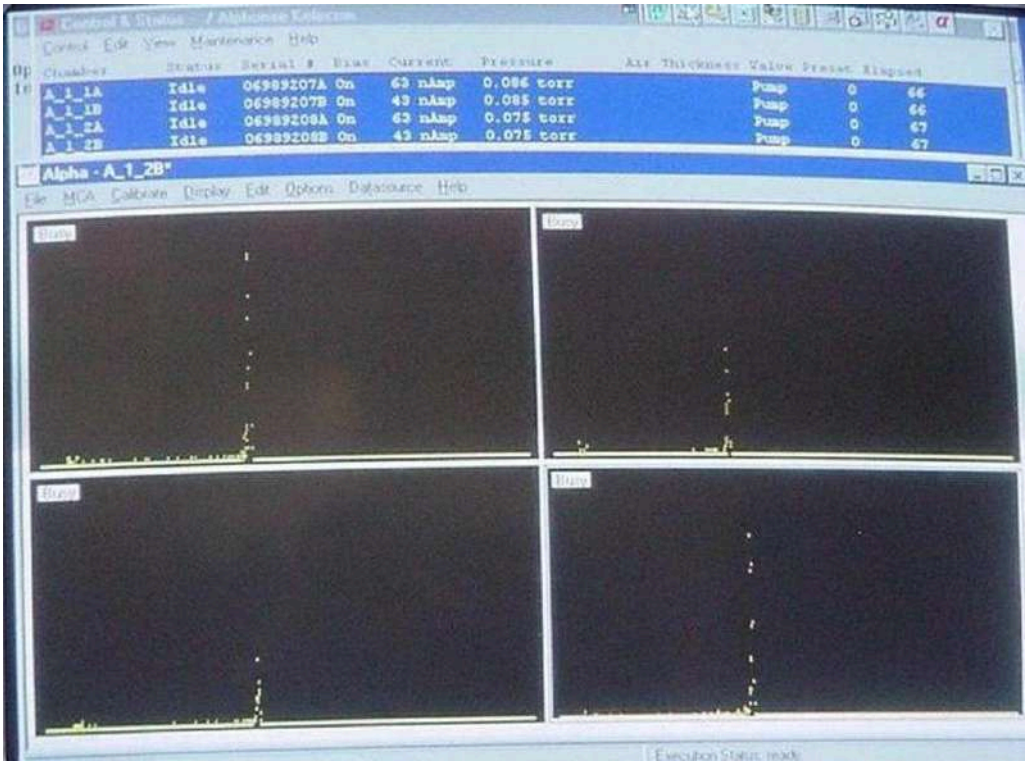


Figura 16: Espectroscopia Alfa demonstrando deposição exclusiva do ^{210}Po identificado pela energia da sua partícula alfa (5,308 MeV)

Fonte: MÁRSICO, 2005

Por fim, o sobrenadante dessa eletrodeposição é mantido por até 5 meses para efetuar nova eletrodeposição de ^{210}Po com o intuito de determinar de forma indireta o teor de ^{210}Pb presente na amostra. Os resultados do ^{210}Pb não serão apresentados neste trabalho.

Eletrodeposição do padrão

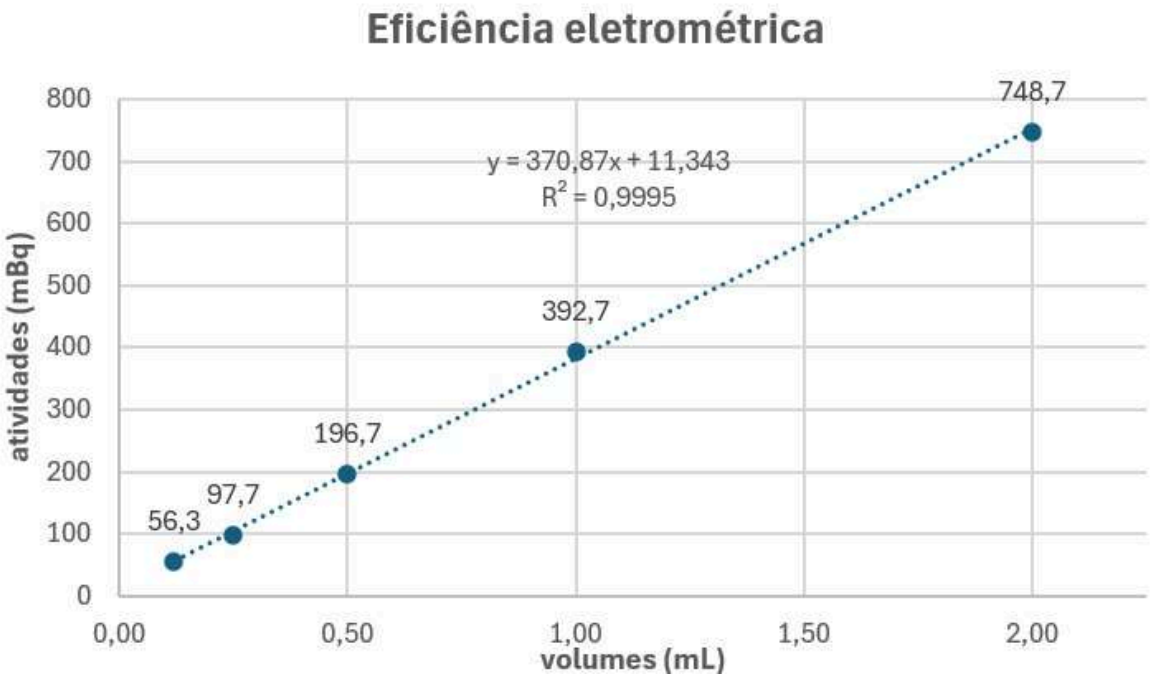
Para diluição do padrão de polônio-209 (^{209}Po) foi preparada uma solução de HNO_3 1 M através da diluição de ácido nítrico (HNO_3) a 65% em água destilada. Em seguida, 1 mL do padrão de ^{209}Po foi diluído em 1 L dessa solução ácida, em frasco de vidro âmbar, com homogeneização para obtenção da solução estoque do traçador na concentração desejada.

Para a determinação do rendimento químico/eficiência eletrométrica do processo de deposição, foi utilizado como traçador de ^{209}Po, conforme os dados do padrão certificado ($t_{½}$ = 102 anos; atividade inicial A_0 = 4,011 kBq em 10 mL de HNO_3 1 M; densidade de 1,0318 g mL^{-1}). A partir desse padrão, 1 mL da solução correspondente a 401,1 Bq foi diluído em 1 L de HNO_3 1 M, resultando em uma solução estoque com atividade de 0,4011 Bq mL^{-1} (401,1 mBq mL^{-1}). Documento oficial do padrão disponível no Apêndice E.

Com a solução pronta, realizou-se a curva de atividade, depositando diferentes volumes de solução padrão (120µL - 250µL - 500µL - 1000µL e 2000µL) para determinar a eficiência da eletrodeposição.

O gráfico 1, construído a partir dos volumes de padrão adicionados em função das médias de contagens correspondentes (56,33 - 97,67 - 196,97 - 392,67 e 748,67) evidência a relação linear entre as variáveis. É possível observar que o aumento na quantidade de padrão adicionado resulta no aumento proporcional nas contagens registradas, indicando comportamento linear do sistema dentro dessa faixa analisada, sugerindo uma resposta adequada do detector e consistência na proporcionalidade entre a atividade adicionada e sinal detectado.

Gráfico 1: Contagem média de partículas por quantidade (µL) de padrão



Fonte: Este trabalho

4.5.3 Determinação instrumental

Contagem alfa total e Espectrometria Alfa

A contagem foi realizada como descrito no item 4.1, cada alíquota foi submetida a três contagens independentes, com posterior cálculo da média aritmética e desvio padrão dos valores obtidos, a fim de assegurar precisão e reprodutibilidade dos resultados.

A espectrometria alfa para determinadas amostras foi realizada como descrito no item 4.2.

4.5.4 Tratamento dos dados

As amostras analisadas passaram por tratamento estatísticos e cálculos complementares, detalhados na seção seguinte.

Na descontaminação dos discos de prata, valores obtidos da massa e contagem de alfa total foram utilizados para calcular a eficiência do procedimento.

Na eletrodeposição do padrão, as contagens de alfa total permitiram determinar o rendimento químico.

Para a caracterização das amostras biológicas, dados biométricos e teor de água foram submetidos a média, desvio padrão e cálculo de variação, padronizando os resultados com base na massa seca.

Para as análises radioecológicas e de risco radiológico, todos os valores das amostras passaram pelo cálculo de determinação de atividade, fator de concentração, coeficiente de dose e risco de câncer, utilizando as equações das transformações descritas nos itens 5.1.1, 5.1.2, 5.3.1, 5.3.2, 5.4.1 e 5.4.2.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 VALIDAÇÃO DO MÉTODO

5.1.1 Descontaminação dos discos de prata

De acordo com os resultados observados no Apêndice F. A massa média dos discos antes da descontaminação foi de 1,625g, enquanto que após o procedimento foi de 1,623g, correspondendo a perda média de massa 0,10 ± 0,54%, indicando que as variações observadas são pequenas e compatíveis com flutuações experimentais do processo de pesagem. Esses resultados evidenciam que a integridade física dos discos foi preservada, confirmando que os métodos empregados para a remoção do contaminante presente, não comprometeram a massa original dos discos. Após a etapa de descontaminação, o disco apresentou superfície prateada, metálica e homogênea, contrastando com o aspecto observado dos discos usados doados pela INB, no qual apresentava resíduos da eletrodeposição anterior Figura 17.

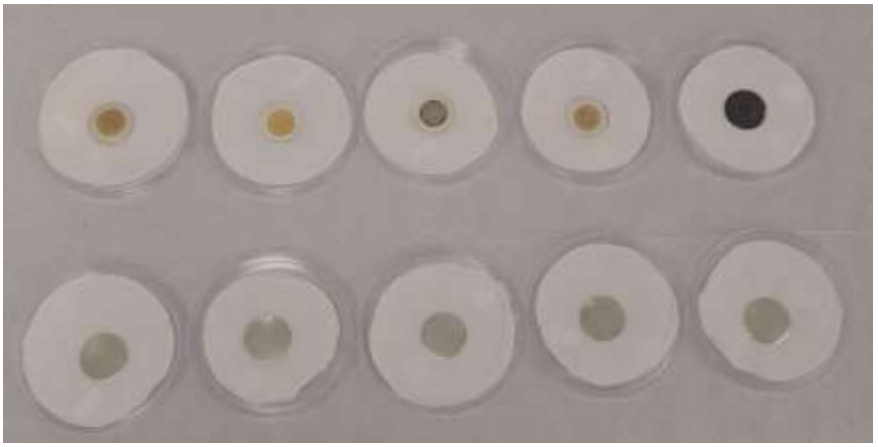


Figura 17: Discos de prata antes (superior) e depois (inferior) da descontaminação

Fonte: Este Trabalho

Cada disco de prata foi submetido a três contagens independentes, tanto na condição de contaminado quanto após o processo de descontaminação. A partir dessas três medições, foi calculada a média aritmética da atividade de cada disco, a fim de reduzir flutuações estatísticas e aumentar a confiabilidade dos resultados. Os valores médios obtidos estão apresentados no Apêndice G. As contagens são expressas em *Scaler*, unidade correspondente

ao número total de partículas detectadas durante o tempo de contagem de 1 hora (cph), sendo a unidade mantida tanto para valores médios quanto para o desvio padrão.

Em seguida, os valores médios foram utilizados para o cálculo da eficiência de descontaminação, expressa em (%), com o objetivo de quantificar a redução da atividade registrada após o procedimento de descontaminação. A eficiência foi determinada de acordo com a equação representada na Equação 2:

$$Eficiência(\%) = \left(\frac{\text{Valor Final}}{\text{Valor Inicial}} \right) \times 100$$

Equação 2: Equação de Eficiência

Fonte: Cogan, 2011

Onde:
Valor inicial = Contagem média dos discos contaminados (cph)
Valor final = Contagem média dos discos descontaminados (cph)

A análise estatística dos dados indicou que as contagens dos discos na condição contaminada apresentaram maior dispersão, como o esperado (Desvio padrão = 385,17) quando comparadas às contagens após a descontaminação (Desvio padrão = 8,57), evidenciando a redução e homogeneização das contagens após o procedimento. A eficiência apresentou desvio padrão de 3,66%, indicando baixa variabilidade entre os discos analisados. Com base nesses resultados, o procedimento de descontaminação aplicado aos 20 discos de prata apresentou eficiência média de 95,66%. Os discos também passaram pela espectrometria alfa, onde os espectros seguem o mesmo padrão para contaminados no qual diversos picos ficam evidenciados e descontaminados no qual apenas o background é detectado conforme demonstrado na Figura 18.

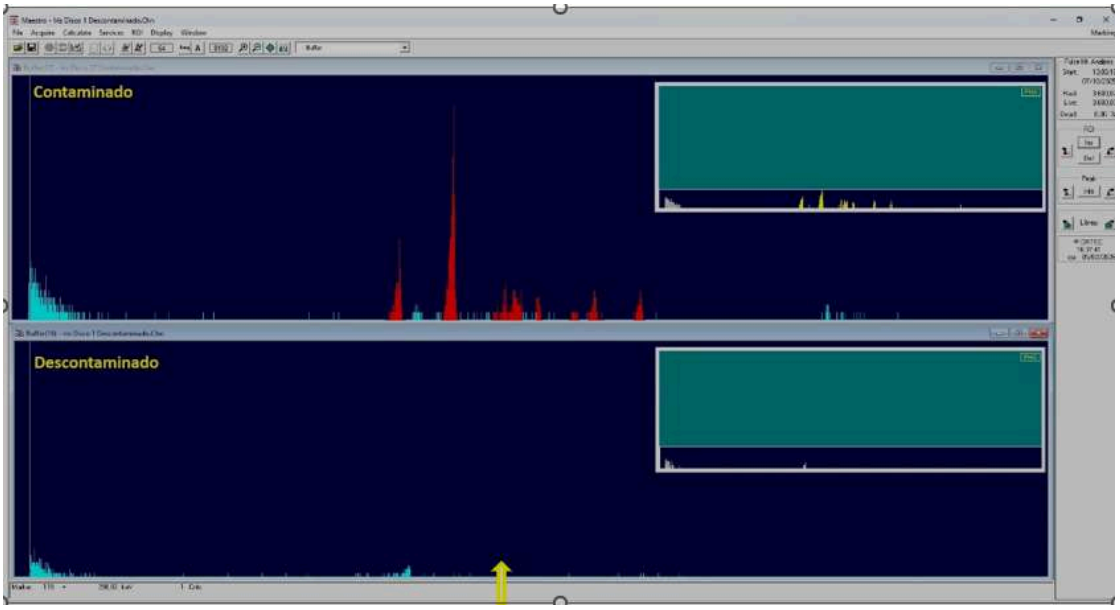


Figura 18: Espectrometria alfa do disco de prata contaminado (superior) e descontaminado (inferior).

Fonte: Este Trabalho

A seta amarela destaca o local onde está o valor de 5,308 MeV, que corresponde à energia emitida pela partícula alfa do ^{210}Po. Após a descontaminação do disco nenhuma contagem significativa é adquirida, logo, para eletrodeposição de novas amostra o disco descontaminado se mostra adequado, visto que não há interferência de contaminantes e nem de procedimentos de eletrodeposição anteriores.

5.1.2 Rendimento químico

O rendimento químico foi obtido a partir da eletrodeposição do traçador de ^{209}Po nos volumes de 120µL - 250µL - 500µL - 1000µL e 2000µL. As contagens obtidas para cada volume, após 1 hora de aquisição, foram respectivamente 56,33 - 97,67 - 196,97 - 392,67 e 748,67 contagens por hora.

A conversão das contagens para taxa de contagem (cps) foi realizada dividindo os valores obtidos pelo de tempo de aquisição. O rendimento químico (RQ) foi então calculado conforme a Equação 3 apresentada abaixo:

$$RQ = \frac{C - Rb}{A \,.\, Ef}$$

Equação 3: Equação para determinação do rendimento radioquímico

Fonte: GROPPO, 2014

Onde:

RQ = Rendimento químico

C = Taxa de contagem da amostra (cps)

Rb = Taxa de contagem do branco do processo (cps)

A = Atividade do traçador ^{209}Po (Bq)

Ef = Eficiência do detector

A eficiência do detector utilizado foi 0,633 (previamente calculado) e o branco do processo (Background/Ruído de fundo) apresentou taxa de contagem de 0,00194 cps (7 contagens por hora). Os rendimentos individuais obtidos variaram entre 39,68% e 43,47%, resultando em um rendimento químico médio de 42,19% (Tabela 4). A baixa dispersão entre os valores obtidos demonstra que o processo de eletrodeposição apresentou comportamento consistente independente do volume do traçador de ^{209}Po adicionado, indicando que as etapas de preparação, deposição e contagem mantiveram-se em condições experimentais controladas.

Tabela 4: Rendimento químico do traçador de ^{209}Po

Volume	Cont/hora	Cont/seg	Bq	Valores Fixos		Rendimento Químico		
µL	cph	cps (C)	Atividade (A)	Rb	Ef	RQ	RQ (%)	RQ (médio)
120	56,33	0,01565	0,05014	-	-	0,4319	43,19	-
250	97,67	0,02713	0,10028	-	-	0,3968	39,68	-
500	196,67	0,05463	0,20055	0,00194	0,633	0,4150	41,50	42,19%
1000	392,67	0,10907	0,39267	-	-	0,4310	43,10	-
2000	748,67	0,20796	0,74867	-	-	0,4347	43,47	-

Fonte: Este Trabalho

5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS

5.2.1 Biometria

As variáveis biométricas foram obtidas individualmente para cada mexilhão, permitindo a separação por sexo e posterior análise conjunta da população utilizada em todo o experimento. A distinção entre as medidas morfológicas e de massa contribui para caracterizar os indivíduos analisados. Os resultados brutos da biometria encontram-se no Apêndice H.

Os mexilhões analisados apresentaram comprimentos médios semelhantes entre machos e fêmeas, com valores de 6,34 ± 0,83 cm e 6,57 ± 0,69 cm, respectivamente. Considerando o conjunto global de indivíduos, o comprimento médio foi de 6,45±0,77 cm. A proximidade entre as medidas indica ausência expressiva de diferença no comprimento entre os sexos, enquanto que o desvio padrão observado reflete a variabilidade individual compatível com as populações naturais dos mexilhões *Perna perna.*

As variáveis de peso foram determinadas separadamente para o indivíduo inteiro, para a concha com o bisso (fração não comestível) e para o tecido mole (fração comestível), permitindo avaliar detalhadamente a distribuição de massa dos indivíduos analisados. As medições foram realizadas de forma individual e posteriormente, o tecido mole foi agrupado para obtenção da massa úmida e massa seca.

O peso total (concha + bisso + tecido mole) dos indivíduos também foi avaliado separadamente por sexo. Os machos apresentaram peso total médio de 22,22 g ± 8,28, enquanto que as fêmeas apresentaram média ligeiramente superior, de 23,73 g ± 7,98. Considerando o conjunto total de indivíduos, o peso médio foi de 23,70 ± 8,10 g, indicando variabilidade entre os indivíduos amostrados, característica comum nas populações naturais.

A fração não comestível composta pela concha e pelo bisso, apresentou valores médios de 12,73 ± 5,02 g para machos e 13,99g ± 5,24 g para fêmeas. Considerando o conjunto total, a massa média dessa fração foi de 13,19 g ± 5,10g. Observa-se que as fêmeas tendem a apresentar valores maiores que os machos, acompanhando o padrão observado anteriormente.

A fração comestível (tecido mole) para macho e fêmea apresentou valores médios de 6,50 ± 2,00 g e 7,43 ± 2,44 g respectivamente, enquanto que os dois juntos apresentaram 6,69 ± 2,34 g, reforçando a tendência de maior massa corporal observadas nas fêmeas.

De modo geral, os resultados biométricos indicam valores médios ligeiramente superiores para as fêmeas em relação aos machos, tanto para o peso total quanto para o peso do tecido mole. Esse padrão é consistente com o dimorfismo sexual descrito para algumas espécies de bivalves, nas quais as fêmeas tendem a apresentar maior comprimento e peso em comparação aos machos, principalmente em períodos próximos da fase reprodutiva. Essa tendência pode estar relacionada ao maior investimento energético associado à etapa de gametogênese, refletindo-se em maior massa corporal, conforme descrito na literatura (MARINA *et al.* 2020; SOWER *et al.* 2022).

5.2.2 Secagem da amostra e Taxa de Evaporação (Teor de água)

Os dados brutos da Secagem da amostra e teor de água encontram-se no Apêndice I. Após a secagem das amostras foram obtidos os valores descritos na Tabela 5 abaixo:

Tabela 5: Valores obtidos a partir da secagem da amostra

Semana	Tec. Úmido (g)	Tec. Seco (g)	Perda de água(%)	Massa restante (%)
1	72,16	9,404	86,97	13,03
2	52,50	6,831	86,99	13,01
3	66,36	8,997	86,44	13,56
4	83,27	14,181	82,97	17,03
5	60,87	11,581	80,97	19,03
6	82,71	16,093	80,54	19,46
Média	69,645	11,181	84,15	15,85
Desvio Padrão	12,204	3,468	2,76	3,02
Valores totais				
Quant.	Peso úmido (g)	Peso úmido por Mex (g)		Perda de água (%)
-	417,87	6,96		84,15
60	Peso seco (g)	Peso seco por Mex (g)		Massa restante (%)
-	67,087	1,12		15,85

Fonte: Tabela elaborada pela autora

O somatório da massa de tecido úmido obtido ao longo de 6 semanas foi de 417,87g, enquanto que o peso seco foi de 67,087g. A massa de tecido úmido variou de 83,27 a 52,50g, enquanto a massa seca variou entre 16,093 a 6,831 g. Essa variação de massa encontra-se dentro do esperado para populações naturais de mexilhões, conforme discutido anteriormente.

Com base nos valores obtidos, observou-se que o tecido úmido apresentou uma redução de 84,15% de massa original, associada principalmente à perda de água durante o processo de secagem. Consequentemente, a massa seca correspondeu a 15,85% da massa úmida total.

5.3 ATIVIDADE DE ^{210}Po EM MEXILHÕES

5.3.1 Contagens

As contagens obtidas a partir de aproximadamente 1g de tecido seco do mexilhão *Perna perna* refletem a incorporação de ^{210}Po no tecido biológico ao longo das semanas de coleta. A análise dos dados foi realizada com base na média e no desvio padrão, permitindo avaliar tanto a amostra quanto a variabilidade entre elas. Os valores brutos, assim como a média e desvio padrão são demonstrados na Tabela 6:

Tabela 6: Contagem de alfa total das amostras

Semana 1			Contagem		
Alíquotas	1	2	3	Média	Desv.Padrão
1	190	151	176	-	-
2	170	188	167	170,22	15,28
3	183	157	150	-	-
Semana 2			Contagem		
Alíquotas	1	2	3	Média	Desv.Padrão
1	241	256	303	-	-
2	280	241	256	246,44	32,13
3	227	197	217	-	-
Semana 3			Contagem		
Alíquotas	1	2	3	Média	Desv.Padrão
1	2148	2021	2106	-	-
2	388	384	417	906,00	892,81
3	239	235	216	-	-
Semana 4			Contagem		
Alíquotas	1	2	3	Média	Desv.Padrão
1	207	215	197	-	-
2	191	190	178	189,67	16,52
3	188	158	183	-	-
Semana 5			Contagem		
Alíquotas	1	2	3	Média	Desv.Padrão
1	239	215	218	-	-
2	224	201	211	202,78	27,45
3	148	176	193	-	-
Semana 6			Contagem		
Alíquotas	1	2	3	Média	Desv.Padrão
1	159	144	132	-	-
2	152	159	158	137,56	22,51
3	126	99	109	-	-

Fonte: Este Trabalho

Na primeira semana, foi observada a média de 170,22 cph com desvio padrão de 15,28. Na semana 2, a média aumentou para 246,44 ± 32,13.

Em contraste com as semanas anteriores, a semana 3 apresentou a média de 906,00 ± 892,81, evidenciando uma heterogeneidade entre as alíquotas e com contagens bem superiores às observadas nas semanas anteriores, como demonstrado na Tabela 6.

Esses valores de alfa total não são compatíveis com um padrão biológico esperado para bioacumulação ou variação ambiental natural, sendo atribuído à contaminação por ^{209}Po (alfa emissor) utilizado como traçador analítico, fato confirmado a partir do espectrometria alfa como demonstrado na Figura 19 e na Figura 20 , o que resultou na elevação de forma artificial da média e dos valores a serem calculados posteriormente como: fator de concentração, coeficiente de dose e risco de câncer. Devido a essa contaminação, os valores da semana 3 não estarão presentes nestes cálculos citados.

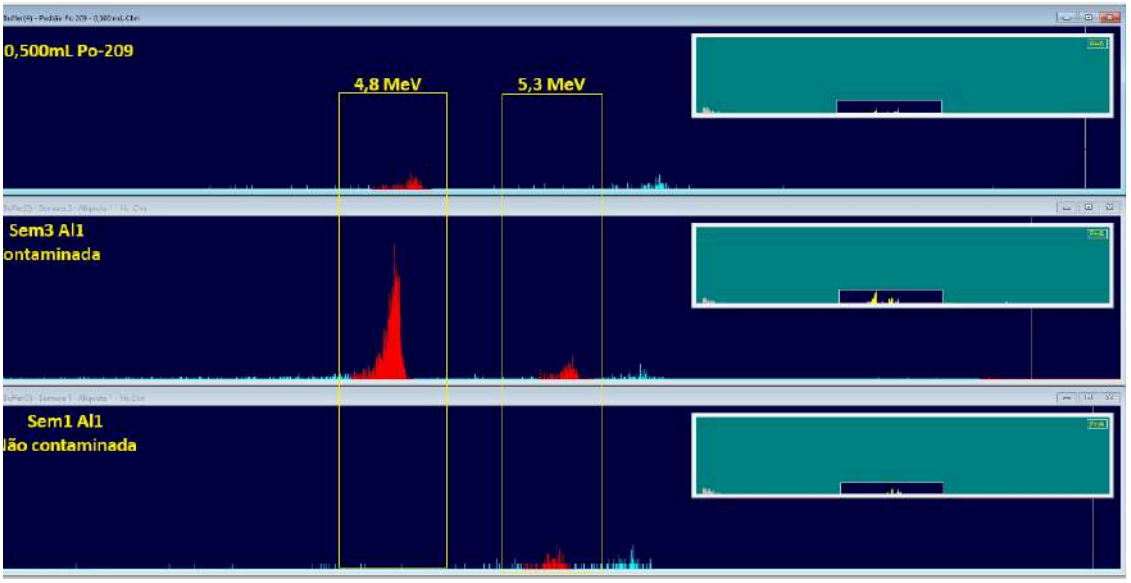


Figura 19: Comparação entre deposição do traçador, amostra contaminada e não contaminada

Fonte: Figura elaborada pela autora

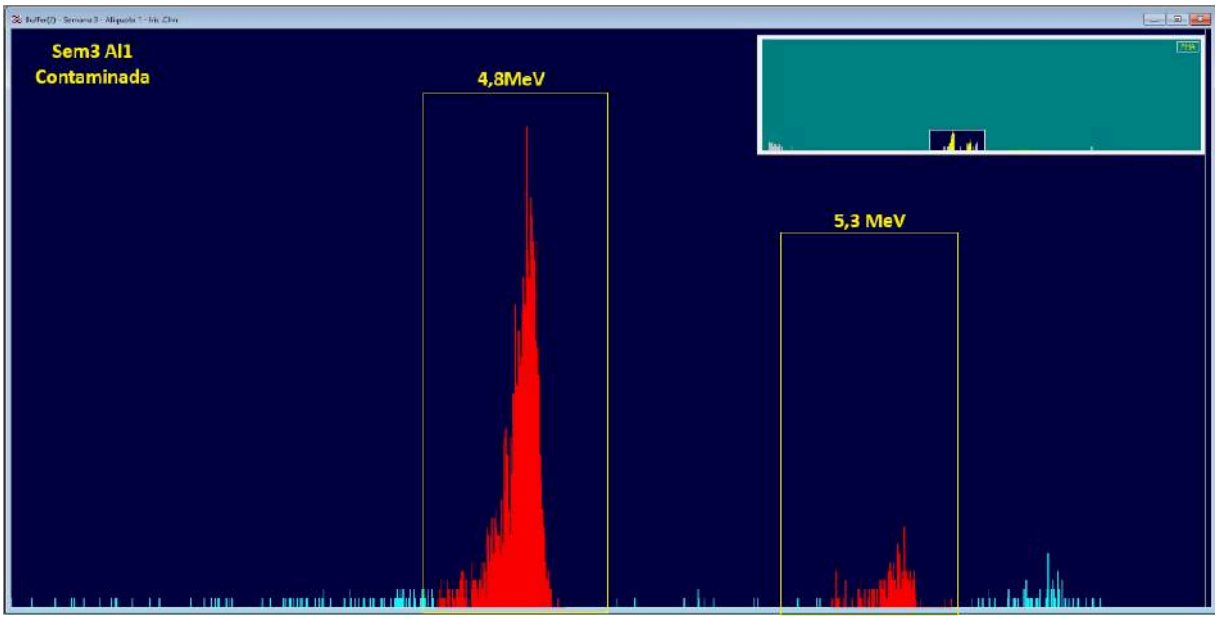


Figura 20: Espectrometria alfa da amostra contaminada: faixas de energia de 5,3 MeV (Po-210) e 4,8 MeV (Po-209)

Fonte: Este Trabalho

A partir da semana 4, observou-se o restabelecimento do valor das contagens com média de 189,67 ± 16,52, padrão semelhante ao das semanas 1 e 2. Na semana 5, a média foi de 202,78 ± 27,45, indicando leve variação na intensidade da incorporação, ainda dentro dos limites coerentes com flutuações biológicas naturais. Por fim, na semana 6, a média reduziu para 137,56 ± 22,51.

Em resumo, os valores observados nas semanas 1,2,4,5 e 6 apresentam dispersão compatível com o comportamento estatístico esperado para medições nucleares. Em contagens nucleares, as flutuações seguem a distribuição de Poisson, onde o desvio padrão é proporcional à raiz quadrada do número de eventos registrados, refletindo a natureza estocástica do decaimento radioativo. Assim, a variabilidade observada encontra-se dentro do padrão esperado conforme descrito pela *International Atomic Energy Agency* (IAEA - TECDOC- 1401, 2004).

Além disso, as pequenas variações observadas entre a média de contagem das amostras também podem estar associadas a fatores biológicos como por exemplo, o tamanho, a idade, o sexo e o estágio do ciclo reprodutivo do mexilhão, que pode influenciar na taxa de bioacumulação (MARINA *et al.* 2020; SOWER *et al.* 2022). Do ponto de vista ambiental, a

disponibilidade dos radionuclídeos na coluna d'água pode ser modulada por parâmetros físico-químicos como temperatura, pH e salinidade do meio (GOUVEA, 1982; EÇA *et al.* 2012).

A partir dessas contagens obtidas (Tabela 6), foram determinadas as atividades das amostras. Para isso, as contagens registradas foram convertidas em atividade considerando uma série de fatores como, o tempo de aquisição, a massa de amostra, a eficiência radioquímica, a eficiência do detector e a correção do decaimento radioativo entre a data da coleta e a data de medição da amostra, conforme expresso na Equação 4:

$$A_0 = \{\frac{C / T_c}{M_a} / e^{-\frac{0,693}{138,4} * T_d}\} / E_{eq} * E_{\det}$$

Equação 4: Cálculo de Atividade

Fonte: Planilha de cálculo do LARARA

Onde:

A_0 = Atividade da amostra no dia da coleta (Bq^{-1})

C = Contagem no detector (adimensional)

T_c = Tempo de contagem (s)

M_a= Massa da amostra (g)

$e^{-\lambda t}$= Fator de decaimento exponencial para o ^{210}Po: $e^{-\frac{0,693}{138,4} * T_d}$

- Onde:

  0,693 = ln2

  138,4 = Tempo de meia vida do ^{210}Po

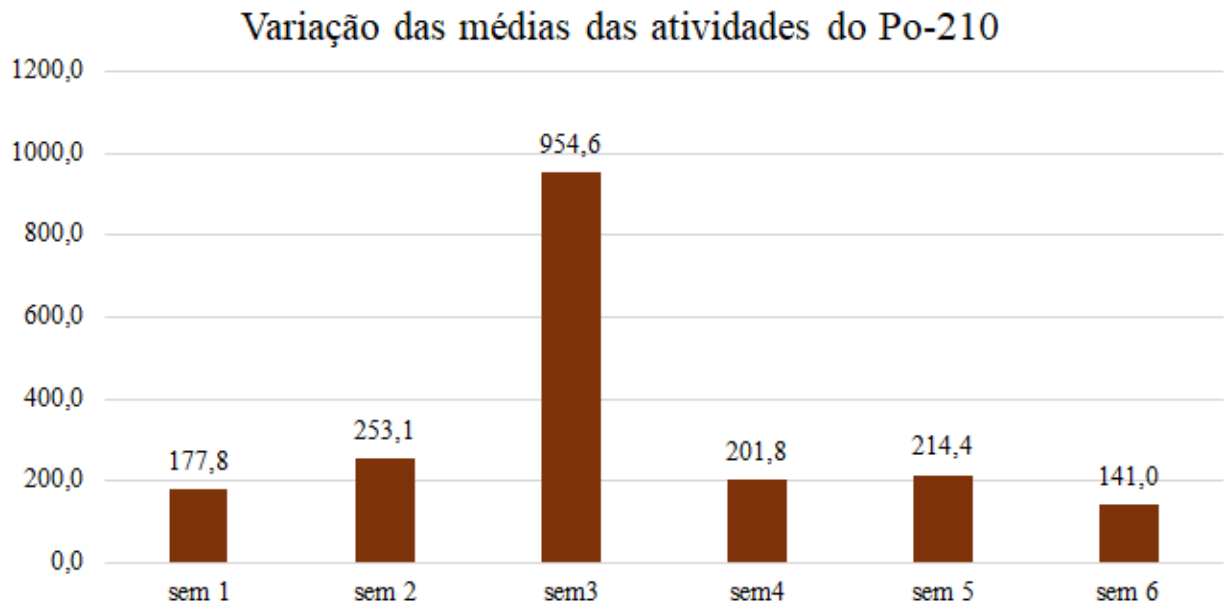
  T_d = Tempo decorrido entre a coleta e a contagem (d)

E_{eq}= Eficiência eletroquímica

E_{det} = Eficiência do detector

A partir da aplicação da Equação 4, os valores médios da atividade do ^{210}Po foram determinados nas amostras analisadas. Esses valores, já corrigidos conforme os parâmetros descritos anteriormente, são apresentados no Gráfico 2:

Gráfico 2: Variação das médias das atividade do ^{210}Po (mBq/g)



Fonte: Este trabalho

As atividades de ^{210}Po determinadas ao longo das 6 semanas de coleta apresentaram variações que refletem o mesmo comportamento observado nas contagens. Observando-se um padrão relativamente constante entre as atividades obtidas das semanas 1,2,4,5 e 6, com valor discrepante na terceira semana, previamente associado à contaminação por ^{209}Po. De modo geral, os resultados das atividades se mantêm consistentes com as contagens registradas, conforme esperado. De modo geral, excluindo a terceira semana, a atividade média dos mexilhões analisados foi de 197,6 ±41,8 mBq/g.

Ao relacionar os valores de atividade com o peso médio dos mexilhões, observa-se um padrão diferente do esperado pela lógica metabólica (Tabela 7). De maneira geral, os indivíduos com menor massa corporal apresentaram atividades mais elevadas, enquanto aqueles com maior massa apresentaram valores menores. Os resultados encontrados relacionando o tamanho dos mexilhões com a concentração de radionuclídeos é condizente com a literatura, como visto por TAN, et al (2023).

Esse padrão pode indicar uma possível tendência inversa entre o peso e a atividade de ^{210}Po. Essa tendência de bioacumulação pode estar relacionada a fatores biológicos, como

maior taxa metabólica em organismos menores (isto é mais jovens) ou a um efeito de diluição da atividade em indivíduos com maior massa corporal.

Tabela 7: Correlação entre peso médio e a atividade média das amostras

Semana	Peso Médio(g)	Atv. Média (mBq)
1	7,216	177,8
2	5,250	253,1
~~3~~	~~6,636~~	~~954,6~~
4	8,327	201,8
5	6,087	214,4
6	8,271	141,0

Fonte: Este trabalho

5.3.2 Fator de concentração aparente de ^{210}Po em Mexilhões

O fator de concentração aparente (FC) é um parâmetro utilizado na área da radioecologia para descrever a relação entre a atividade de um radionuclídeo presente em um organismo e sua atividade no meio onde este indivíduo se encontra (CARVALHO, 2017).

Ele é definido com a razão entre a atividade encontrada no organismos e a atividade no meio, permitindo avaliar a capacidade relativa de bioacumulação, como demonstrado na Equação 5. Esse fator é utilizado para estimar a transferência de radionuclídeos na cadeia trófica e, além disso, servir de base para avaliações de impacto ambiental e de risco radiológico (CARVALHO, 2017).

$$F_c = \frac{C_{mexilhão}^{Po-210}}{C_{mar}^{Po-210}}$$

Equação 5: Fator de concentração aparente

Fonte: Carvalho, 2017

Onde:

F_C = Fator de concentração aparente

$C^{Po\text{-}210}_{Mexilhão}$ = Concentração radioativa média de ^{210}Po no Mexilhão

$C^{Po\text{-}210}_{Mar}$ = Concentração radioativa média de ^{210}Po na água do mar

Para as estimativas de concentração de ^{210}Po na água do mar, foram adotados os valores reportados para a região sudoeste do Oceano Pacífico (0,47-1,58 mBq.L^{-1}), conforme descrito por Jeffrey et al. (2004) por se tratar de um estudo citado referente ao hemisfério sul. A maioria dos dados anteriormente citados concentram-se no hemisfério norte, onde os valores mais elevados podem estar associados à influência de deposições atmosféricas ocorridas após o acidente na Usina de Chernobyl em 1986. Os valores obtidos são reportados na Tabela 8:

Tabela 8: Fator de concentração aparente

Concentração de Po-210 na água do mar Pacífico Sudoeste			Mexilhão		
(Jeffrey et al. 2004)			Seco	Fresco	Fator de concentração aparente
	mBq/L	mBq/kg	mBq/kg	mBq/kg	adimensional
Min	0,47	0,46	197608,70	32825,40	71587
Max	1,58	1,54			21295
1g de Mexilhão seco					
6,02 de Mexilhão fresco					
Densidade da água: 1,025 kg/L					
Observação: O fator de concentração aparente foi calculado utilizando os valores de atividade para o mexilhão fresco, visto que esta é a forma ingerida pela população					

Fonte: Este trabalho

Os valores relatados foram inicialmente convertidos para massa utilizando a densidade da água do mar (1,025 kg.L^{-1}), resultando em 0,46 e 1,54 mBq.kg^{-1}, respectivamente. A atividade média determinada no mexilhão *Perna perna* foi de 197,6 mBq.g^{-1} (peso seco), equivalente a 197.608,7 mBq.kg^{-1} na amostra seca e, considerando que 1g de peso seco corresponde a 6,02g de massa fresca, a atividade calculada foi de 32.825,4 mBq.kg^{-1}, para a massa fresca.

A partir desses valores, o fator de concentração variou entre 21.295 e 71.587, correspondendo, respectivamente, aos cenários de maior e menor concentração de ^{210}Po na água. Como já relatado por, GOUVEA & SANTOS (1987) e BEASLEY (1975), em ambientes costeiros e estuarinos como a Baía de Guanabara, as concentrações de ^{210}Po tendem a ser inferiores em relação às concentrações de mar aberto. Diante disto, os valores considerados para a área estudada serão os menores encontrados, cerca de aproximadamente 20.000 mBq.kg^{-1}. De acordo com os resultados apresentados, a atividade de ^{210}Po nos mexilhões analisados neste trabalho é aproximadamente 20 a 70 mil vezes maior que a concentração encontrada na água do mar, evidenciando a grande capacidade de bioacumulação de ^{210}Po nestes organismos.

Vale ressaltar que, os mexilhões não bioacumulam o ^{210}Po exclusivamente pela filtração da água do mar, sendo a principal via de incorporação do ^{210}Po nos mexilhões, a ingestão de zooplankton conforme relatado por AL-MASRI *et al.* (2019) por isso é destacado que o fator de concentração é aparente.

No entanto se ele absorve ^{210}Po através da ingestão de zooplankton, isso significa que o radionuclídeo está disponível na coluna d'água para ser captado por esses organismos, fazendo com que o ^{210}Po alcance níveis tróficos superiores através do processo de biomagnificação.

5.4 AVALIAÇÃO RADIOLÓGICA

5.4.1 Cálculo de Coeficiente de Dose (DoCo)

Para avaliar o possível detrimento à saúde decorrente da ingestão de mexilhão, é preciso converter as concentrações de atividade do ^{210}Po em dose para o consumidor, conforme expresso pela equação 6.

$$D_{ing} = CA_{Po-210} * DoCo_{Po-210} * Consumo$$

Equação 6 : Equação de conversão de concentração radioativa em dose

Fonte: ICRP, 2013

Onde:

D_{ing} = Taxa de dose efetiva anual rate devida à ingestão (Sv.a^{-1})

$CA_{waPo-210}$ = Concentração de atividade média do ^{210}Po (Bq.kg^{-1})

$DoCo_{Po-210}$ = Coeficiente de conversão de dose do ^{210}Po orgânico (Sv.Bq^{-1})

Consumo = quantidade ingerida anualmente (kg.a^{-1})

Os coeficientes de dose (DoCo) utilizados neste estudo foram obtidos a partir do *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP publication 60*, publicado pela *International Commission on Radiological Protection*, 2012, fundamentado nas recomendações da ICRP 60 (ICRP, 2012).

Para o ^{210}Po, foram adotado os seguintes coeficientes de dose por ingestão 8,8.10^{-6} Sv·Bq^{-1} para crianças de até 1 ano, 1,6. 10^{-6} Sv·Bq^{-1} para adolescentes de 15 anos e 1,2 .10^{-6} Sv·Bq^{-1} para adultos. É possível observar que o coeficiente de dose é mais elevado para crianças, o que reflete sua maior radiossensibilidade (ICRP, 2012). Para os cálculos, esses valores foram convertidos de Sv.Bq^{-1} para mSv.Bq^{-1}. Sendo estes então 8,8.10^{-3}- 1,6.10^{-3} - 1,2.10^{-3} , para crianças de 1 ano, adolescentes de 15 anos e adultos respectivamente. Esses valores foram empregados nas estimativas das doses efetivas anuais decorrentes da ingestão deste radionuclídeo devido ao consumo do mexilhão *Perna perna* e a taxa anual de consumo.

Como não foram identificados dados específicos sobre o consumo anual na população, foi adotado um cenário hipotético de ingestão, demonstrado na Tabela 9.

Tabela 9: Cenário hipotético de ingestão para diferentes grupos populacionais

Grupo populacional	Quantidade por refeição (g)		Refeições por ano	n° de mexilhões consumidos/ano	Consumo de Mexilhões por ano (kg)
	Peso fresco	Peso seco			
Crianças (1 ano)	50	8,3	6	45	0,3
Adolescentes (15 anos)	100	16,6	12	180	1,2
Adulto - Ocasional	100	16,6	12	180	1,2
Adulto - Normal	200	33,2	12	360	2,4
Consumidores Assíduos	200	33,2	150	4.500	30

Fonte: Este trabalho

A Tabela 9 apresenta o cenário hipotético de consumo de mexilhão adotado para cada grupo populacional, incluindo a quantidade ingerida por refeição (peso fresco e peso seco), o número de refeições anuais, o total estimado de mexilhões consumidos por ano e o consumo anual em quilogramas. Observa-se que os valores aumentam progressivamente conforme o padrão de consumo, variando de 0,3 kg/ano^{-1} para crianças de 1 ano até 30 kg/ano^{-1} para consumidores assíduos, refletindo um cenário de ingestão significativamente mais elevado para esse último grupo.

Em seguida, a Tabela 10 apresenta os valores do coeficiente de dose calculados para cada um dos grupos populacionais levando em consideração o cenário hipotético de ingestão demonstrado na Tabela 9.

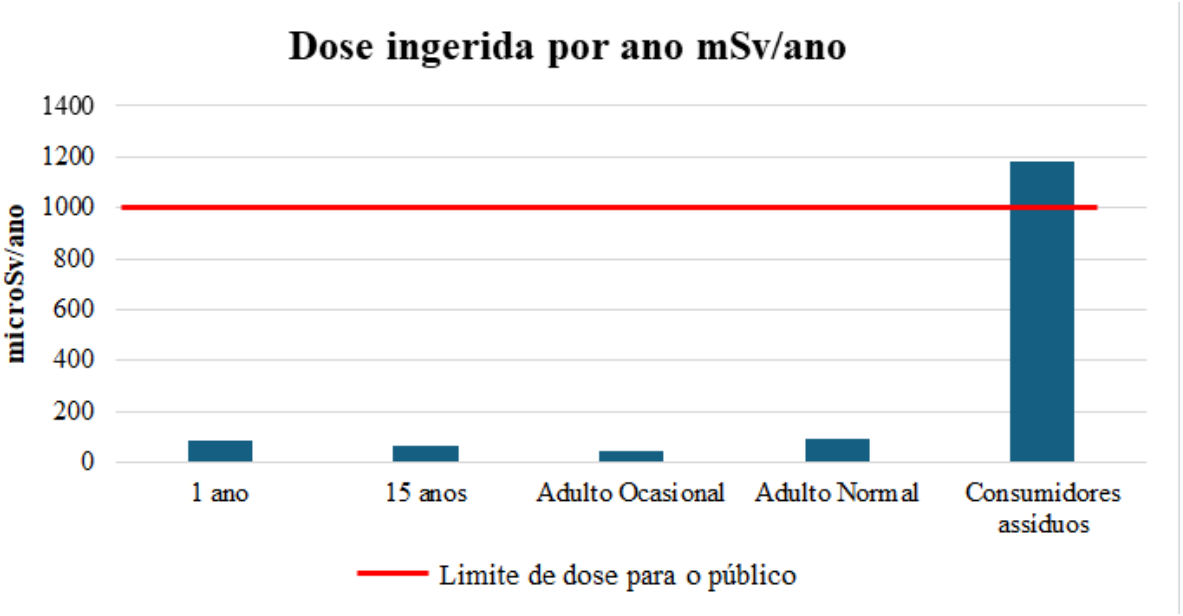
Tabela 10: Dose ingerida por ano para diferentes grupos populacionais

Grupo populacional	DoCo	1g seco	Quant. de dose por refeição (peso fresco)	Dose ingerida por ano
	microSv/mBq	microSv/mBq	microSv/refeição	microSv/ano
Crianças (1 ano)	0,0088	1,739	14,433	86,6
Adolescentes (15 anos)	0,0016	0,316	5,248	63,0
Adulto - Ocasional	0,0012	0,237	3,936	47,2
Adulto - Normal	0,0012	0,237	7,873	94,5
Consumidores Assíduos	0,0012	0,237	7,873	1180,9

Fonte: Este trabalho

O Gráfico 3 demonstra que as doses efetivas anuais estimadas variaram entre 47,2 e 1180,9 µSv/ano entre os grupos avaliados. Os consumidores assíduos apresentaram o maior valor (1180,9 µSv/ano), ultrapassando a dose máxima permitida de 1000 µSv/ano (ICRP, 2012) estabelecida para o conjunto das exposições provenientes de alimentos e de outras fontes, como por exemplo o fumo.

Gráfico 3: Dose ingerida por ano comparada ao limite permitida



Fonte: Este trabalho

Entre os demais grupos, adultos com frequência de consumo normal (94,5 µSv/ano), crianças de 1 ano (86,6 µSv/ano), adolescentes de 15 (63,0 µSv/ano) e adultos consumidores ocasionais (47,2 µSv/ano) apresentaram valores significantemente inferiores a esse limite. Esses valores indicam que, no cenário hipotético adotado, apenas o grupo dos consumidores assíduos poderia atingir a exposição anual superior ao de referência, enquanto os demais grupos permaneceram dentro dos níveis considerados aceitáveis do ponto de vista radiológico.

Considerando os resultados obtidos, observa-se que, para um adulto atingir o limite de dose máxima permitida de 1000 µSv/ano, seria necessário o consumo diário de aproximadamente 150g de mexilhões ao longo de todo ano (um padrão alimentar pouco provável). De modo geral, a dose anual proveniente da alimentação em adultos e crianças varia entre 0,2 e 0,3 µSv/ano, sendo que a contribuição específica do ^{210}Po corresponde a cerca de 0,1µSv/ano (IAEA,2023). Essa contribuição pode ser alcançada com aproximadamente 35 refeições anuais de 200g.

É importante destacar que o ^{210}Po não está presente apenas no mexilhão, mas também em outros alimentos altamente consumidos pela população, como peixes, pães e bebidas, o que também contribui para a ingestão total anual desse radionuclídeo.

Esse cenário torna-se relevante para as populações com consumo mais elevado, como os consumidores assíduos da região de Jurujuba ou outros grupos populacionais cujos hábitos alimentares incluem grandes quantidades de peixes e frutos do mar principalmente nas regiões nordestinas e norte do Brasil, que provavelmente ultrapassam esse patamar e podem estar suscetíveis a efeitos adversos à saúde.

5.4.2 Risco de câncer

O risco de câncer ao longo da vida corresponde à probabilidade estimada de um indivíduo desenvolver câncer (morbidade) ou morrer por câncer (mortalidade) em decorrência da exposição à radiação ionizante, considerando todo o período de vida desse indivíduo. Esse risco é derivado de modelos epidemiológicos que relacionam dose absorvida ou atividade incorporada à indução de neoplasias, incorporando fatores como idade, sexo, radiossensibilidade dos tecidos, sobrevivência populacional e modelos dose-resposta (USEPA, 1999).

A exposição através da ingestão do radionuclídeo é estimada a partir da concentração da atividade do alimento ($Bq.kg^{-1}$) multiplicada pela taxa média de consumo ($kg.dia^{-1}$), permitindo a determinação da ingestão média diária do radionuclídeo (IMD) (ECKERMAN *et al.* 1999).

De acordo com o *Federal Guidance Report N° 13,* publicado pela *United States Environmental Protection Agency* (1999), os coeficientes de risco para ingestão de ^{210}Po em sua forma orgânica são expressos por meio dos *slopes factors* de morbidade (S_{fmb}) $6{,}09.10^{-8}$ Bq^{-1} e mortalidade (S_{fmt}) $44{,}4.10^{-8}$ Bq^{-1}. Esses coeficientes representam o risco por unidade de atividade ingerida e são aplicados no cálculo do risco ao longo da vida por meio da multiplicação da IMD, do respectivo *slope factor* e da duração média da vida, como demonstrado na Equação 7:

$$(RC_{mb}\ or\ RC_{mt}) = IMD \cdot (S_{fmb}\ or\ S_{fmt}) \cdot 27.488$$

Equação 7: Equação para determinar o Risco de Câncer

Fonte: USEPA, 1999

Onde:

RC_{mb} ou RC_{mt} = Risco de Câncer: morbidade (RC_{mb}) ou mortalidade (RC_{mt})

IMD = Ingestão média diária do radionuclídeo ($Bq.d^{-1}$)

S_{fmb} ou S_{fmt} = *Slope factor* para morbidade (S_{fmb}) ou mortalidade (S_{fmt}) em Bq^{-1}

27.488 = Duração média de vida (d) ≈ 75,2 anos

Inicialmente, os valores de ingestão média diária (IMD) foram determinados com base na frequência anual de consumo, na quantidade de mexilhão ingerida por refeição e na atividade de ^{210}Po presente em 1g de tecido (197,6 mBq). As variáveis relacionadas ao padrão de consumo foram definidas de acordo com cada cenário avaliado, considerando apenas os perfis de consumo adulto (ocasional, normal e consumidores assíduos)

A partir desses parâmetros, foi possível estimar a quantidade média de atividade do radionuclídeo supostamente ingerida, permitindo a determinação do IMD para cada grupo analisado, como mostra a Tabela 11.

Tabela 11: Determinação do IMD

Grupo populacional	Quant. de refeições anuais	Peso fresco (g)		IMD (Bq/dia)
		Quant. de mex (g)	mBq/g	
Adulto - Ocasional	6	50	-	0,027
Adulto - Normal	12	200	32,83	0,216
Consumidores Assíduos	150	200	-	2,698

Fonte: Este trabalho

Após identificar o IMD para cada um dos grupos, foi realizado o cálculo de morbidade e mortalidade, conforme descrito pela USEPA, 1999. Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12 - Cálculo de morbidade e mortalidade para diferentes grupos populacionais

Grupo populacional	Idade média do ser humano	IMD (Bq/dia)	RC morbidade *slope* 6,09.10^-8 Bq	RC mortalidade *slope* 44,4.10^-8 Bq	Risco
Adulto - Ocasional	-	0,027	4,52.10^-5	3,29.10^-8	Insignificante
Adulto - Normal	74,2 anos = 27488 dias	0,216	3,61.10^-4	2,63.10^-4	Mínimo
Consumidores Assíduos	-	2,698	4,52.10^-3	3,29.10^-3	Significativo

Fonte: Este trabalho

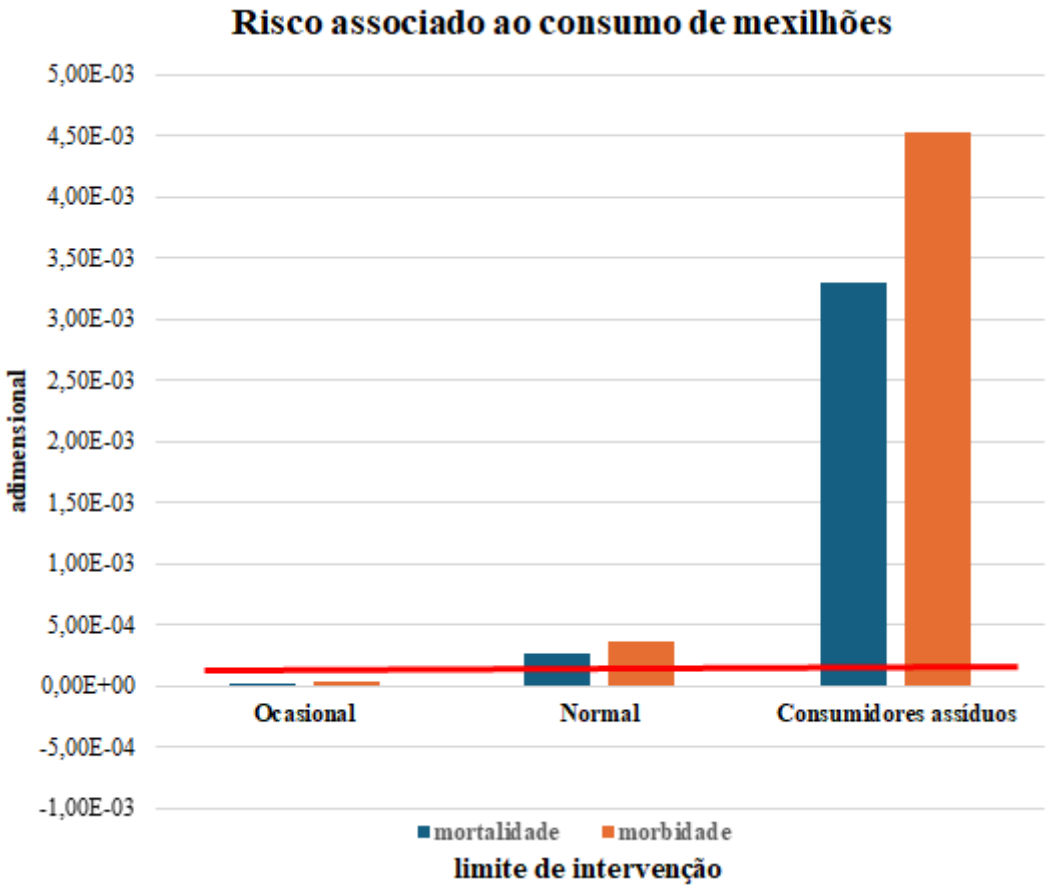
Os valores estimados para o risco de câncer ao longo da vida variaram de acordo com o perfil de consumo como demonstrado na Tabela 12. Para o cenário de consumo ocasional, os riscos calculados de morbidade e mortalidade foram de $4,52.10^{-5}$ e $3,29.10^{-8}$ respectivamente, sendo classificados como insignificantes.

No caso de adultos com o consumo normal, os valores aumentaram para $3{,}61.10^{-4}$ (morbidade) e $2{,}63.10^{-4}$ (mortalidade), indicando um risco mínimo associado à ingestão de mexilhões nessa frequência.

No entanto, no cenário representativo de consumidores assíduos, caracterizados por maior frequência de consumo e maior consumo, os valores estimados foram superiores, sendo estes, $4{,}52.10^{-3}$ para morbidade e $3{,}29.10^{-3}$ para mortalidade, sendo classificados como risco significativo.

No Gráfico 4, observa-se que os valores estimados de risco para os cenários de consumo ocasional e consumo normal permanecem abaixo do limite de intervenção de 10^{-4}, valor utilizado como referência para níveis aceitáveis de risco ao longo da vida. No entanto, no cenário representativo dos consumidores assíduos, os valores estimados ultrapassam esse limite, indicando que os padrões de consumo elevados podem resultar em níveis superiores aos considerados aceitáveis em avaliações de exposição crônica. De acordo com os critérios utilizados pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), estimativas de risco carcinogênico ao longo da vida inferiores a 10^{-6} são considerados negligenciáveis, enquanto que valores superiores a 10^{-4} podem indicar necessidade de medidas de gerenciamento ou intervenções.

Gráfico 4: Risco associado ao consumo de mexilhões e limite de intervenção



Fonte: Este trabalho

De acordo com os resultados obtidos, observa-se que o aumento da frequência e na quantidade de consumo de mexilhões está relacionado ao aumento do risco estimado, evidenciando que os padrões de consumo influenciam no aumento da estimativa de risco relacionado à ingestão de ^{210}Po através do consumo de mexilhões.

6. CONCLUSÃO

O presente estudo permitiu avaliar de forma integrada a presença, concentração e implicações radiológicas do ^{210}Po em mexilhões *Perna perna* da Baía de Guanabara. Essa pesquisa, reuniu diferentes aspectos que contribuíram, para o desenvolvimento metodológico, caracterização biológica das amostras e análises radiométricas, assim, proporcionando uma visão abrangente sobre a bioacumulação deste radionuclídeo, suas variações ao longo do tempo e os potenciais efeitos à saúde humana decorrentes do consumo desses organismos.

❖ O procedimento experimental desenvolvido para a análise de ^{210}Po demonstrou-se confiável. A descontaminação dos discos de prata apresentou alta eficiência (95,66 ± 3,66%) e perda de massa mínima, garantindo superfícies adequadas para nova eletrodeposição. Além de possibilitar o retorno da técnica ao laboratório, o procedimento de descontaminação não apresenta riscos à integridade dos alunos que o fazem, ao contrário de outras técnicas de descontaminação, esta excluí totalmente o uso de ácidos concentrados, assim garantindo a segurança e diminuindo custos operacionais.

❖ O rendimento químico (42,19%), mostrou-se consistente entre os diversos volumes do traçador ^{209}Po, evidenciando a reprodutibilidade e controle das etapas experimentais, fundamentais para a confiabilidade das análises radiométricas. O preparo e eletrodeposição do padrão de ^{209}Po, também é um produto proveniente deste trabalho que irá possibilitar a continuidade das pesquisas nesta temática, auxiliando para o restabelecimento da técnica no Laboratório de Radiobiologia e Radiometria.

❖ As análises biométricas permitiram caracterizar os mexilhões quanto ao comprimento, peso total, tecido mole e fração não comestível, evidenciando o ligeiro dimorfismo sexual, com fêmeas apresentando maior massa corporal que os machos, resultados coerentes com a literatura. O acompanhamento da secagem das amostras resultou na determinação do percentual de água no organismo analisando, permitindo a padronização em base seca e garantindo também maior precisão na determinação de atividade de ^{210}Po.

❖ A contagem de alfa total e espectrometria alfa permitiram determinar a atividade média de ^{210}Po no tecido (197,6 mBq/g). O fator de concentração aparente indicou que a atividade do radionuclídeo no *Perna perna* é de aproximadamente 20 a 70 mil vezes superior à encontrada na água do mar, evidenciando sua elevada capacidade de bioacumulação e transferência trófica. Esses resultados demonstram que o mexilhão *Perna perna* tem capacidade de atuar como bioindicador eficaz para ^{210}Po em ecossistemas costeiros.

❖ E por fim, a avaliação radiológica mostrou que, para a maioria da população, a ingestão de mexilhões representa uma exposição radiológica abaixo do limite máximo proposto. Esse dado sugere que para a maioria da população os mexilhões com perfis próximos aos deste estudo é um alimento seguro. No entanto, para uma população específica como os consumidores assíduos, os valores podem ultrapassar esse limite devido a dois fatores importantes, o consumo elevado e a frequência com que ele é feito. As estimativas de risco de câncer ao longo da vida reforçam que para os consumidores ocasionais e de padrão de consumo normal o risco é insignificante, mas para os consumidores assíduos o risco pode ser significativo. Mesmo que os cenários criados sejam hipotéticos, os resultados demonstraram que os padrões de consumo influenciam diretamente a exposição e o risco radiológico associado ao ^{210}Po.

Apesar das contribuições do presente estudo, é importante reconhecer suas limitações. O período de coleta foi relativamente curto, abrangendo apenas 3 meses, o que pode ter limitado a observação de variações na atividade do ^{210}Po nos mexilhões associados a fatores sazonais, como mudanças climáticas e variações no ciclo reprodutivo. Além disso, com coleta realizada em único ponto, os valores podem não coincidir com a realidade para toda a Baía de Guanabara.

Ensaios bioquímicos complementares poderiam fornecer informações mais detalhadas sobre a incorporação e distribuição do radionuclídeo nos tecidos, ajudando a compreender melhor os mecanismos de bioacumulação. Além disso, a análise direta da água na área de coleta, em vez de utilizar dados da literatura, permitiriam correlacionar de forma mais precisa o fator de concentração com a quantidade real do ^{210}Po presente no ambiente de coleta.

A obtenção de informações sobre os hábitos alimentares da população de consumidores assíduos permitiria substituir cenários hipotéticos por dados reais, tornando a avaliação da dose e risco mais concreta. Por fim, considerando que os consumidores assíduos representem

o grupo de maior consumo de mexilhão, estudo de biomonitoramento, com a determinação de ^{210}Po em amostras de cabelo ao longo do ano, poderiam complementar os resultados, possibilitando um acompanhamento temporal e enriquecendo a compreensão da exposição radiológica nessa população. Por fim, os valores obtidos neste estudo devem ser interpretados como representativos das condições ambientais específicas do local e período avaliados, não necessariamente refletindo a exposição média da população consumidora.

7. REFERÊNCIAS

AARKROG, A., BAXTER, M.S., BETTENCOURT, A.O., BOJANOWSKI,R., BOLOGA,A., CHARMASSON,S., CUNHA, I., DELFANTI, R., DURAN, E., HOLM, E., JEFFREE, J., LIVINGSTON, H.D., MAHPANYAWONG, S., NIES,H., OSVATH, I., PINGYU, LI, POVINEC, P.P., SANCHEZ, A., SMITH,J.N.,SWIFT,D.,1997. A comparison of doses from ^{137}Cs and ^{210}Po in marine food: a major international study. Journal Environmental Radioactivity 34 (1), 69-90.

ADLOFF, J. P. (1999). *The Laboratory Notebooks of Pierre and Marie Curie and the Discovery of Polonium and Radium*.

AFONSO, C. J. Polônio. Química nova na escola. V. 33, n.2, p.129-130, 2010. Disponível em: . http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc33_2/09-EQ0910.pdf acesso em 04/11/2025

AHMED, M. F.; ALAM, L.; MOHAMED, C. A. R.; MOKHTAR, M. B.; TA, G. C. 2018. *Health risk of Polonium-210 ingestion via drinking water: an experience of Malaysia.* International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 15, n. 10, p. 2056, 20 set. 2018. DOI: 10.3390/ijerph15102056.

AL-MASRI, M. S.; MAMISH, S.; ABDEL-HALEEM; M.; HANI DURGHAM, H. 2019. ^{210}Po and ^{210}Pb concentration in zooplankton of the Syrian coastal waters (Eastern Mediterranean Sea). Mediterranean Marine Science, 20(2), 320–325. https://doi.org/10.12681/mms.19072

AMATO, I.. 2006. *How polonium poisons*. Chemical & Engineering News, Washington, DC: American Chemical Society, v. 84, n. 49, 4 dez. Disponível em: https://cen.acs.org/articles/84/i49/Polonium-Poisons.html. Acesso em: 28 dez. 2025.

BARESCUT, J.; LARIVIÈRE, D.; STOCKI, T.; MOREIRA, I.; CARVALHO, Z.; GODOY, J. M. 2011. *^{210}Po in mussels and shrimp from Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil.* Radioprotection, v. 46, n. 6, p. S97–S100. DOI: 10.1051/radiopro/20116798s

BEASLEY, T., 1975. Studies of the natural alpha-emitting Radioisotopes in marine organisms — Annual Progress Report 1973–1974. Washington Univ., Seattle.

BELLI, M.; INDOVINA, L. 2020. The Response of Living Organisms to Low Radiation Environment and Its Implications in Radiation Protection. *Frontiers in Public Health*, v. 8, p. 601711. DOI: 10.3389/fpubh.2020.601711. Disponível em: https://www.frontiersin.org/journals/public-health/articles/10.3389/fpubh.2020.601711/full. Acesso em: 28/01/2016

BONOTTO, D. M.; MANCINI, L. H. 1992. Estudo hidroquímico e isotópico dos aquíferos de Rio Claro (SP). *Geochim. Brasil*, *2*, 153–167.

BRITANNICA. 2025 (2). *Yasser Arafat*. Encyclopaedia Britannica. Disponível em: https://www.britannica.com/biography/Yasser-Arafat. Acesso em: 18 dez. 2025.

BRITANNICA. 2025. *Partitions of Poland*. Britannica. 2025. Disponível em: https://www.britannica.com/event/Partitions-of-Poland. Acesso em: 09 dez. 2025.

BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ – BfS. 2023. *Polonium-210*. Federal Office for Radiation Protection. Disponível em: https://www.bfs.de/EN/topics/ion/effect/radioactive-materials/polonium/polonium_node.html. Acesso em: 13/01/2026

CANADIAN NUCLEAR SAFETY COMMISSION. 2012. *Polonium-210*. Disponível em: https://www.cnsc-ccsn.gc.ca/eng/resources/fact-sheets/polonium-210/. Acesso em: 18 fev. 2026.

CARADISIAC, 2024. *L'acte solidaire des "petites Curie" au chevet des poilus de la guerre 14-18*. Disponível em: https://www.caradisiac.com/l-acte-solidaire-des-petites-curie-au-chevet-des-poilus-de-la-guerre-14-18-210341.htm. Acesso em: 09 dez. 2025

CARMO, A. P. 2020. Assessment of ^{226}Ra,^{228}Ra, ^{210}Pb and ^{210}Po activity concentrations and inorganic chemistry composition of the mineral waters of Amparo, SP.

CARVALHO, F. P.; FOWLER, S. W. 1993. An experimental study on the bioaccumulation and turnover of Po-210 and Pb-210 in marine shrimp. Marine Ecology Progress series, 102, 125-133.

CARVALHO, F.P., 2011. Polonium (^{210}Po) and lead (^{210}Pb) in marine organisms and their transfer in marine food chains. Journal of Environmental Radioactivity, 102, 462-472.

CARVALHO, F.P., 2017. *Processos de concentração de radionuclídeos em organismos marinhos: uma revisão abrangente.* Journal of Environmental Radioactivity, (), S0265931X17304319–. doi:10.1016/j.jenvrad.2017.11.002

CHARMASSON, S.; BARKER, E.; CALMET, D.; PRUCHON, A.-S.; THEBAULT, H. 1999. *Long-term variations of man-made radionuclide concentrations in a bio-indicator Mytilus galloprovincialis from the French Mediterranean coast.* Science of the Total Environment, v. 237–238, p. 93–103. DOI: 10.1016/S0048-9697(99) 127-128

CHO, B.; KIM S.H., 2016. Bioaccumulation of ^{210}Pb and ^{210}Po within the Trophic Level of Phytoplankton-Zooplankton-Anchovy-Mackerel in the Coastal Water of the Jeju Island. Korea - Ocean and Polar Research, 38 (2), 139-148.

COGAN, S. 2011. *Contabilidade Enxuta – A contabilidade para a empresa lean*. Lean Institute Brasil. Disponível em: https://www.lean.org.br/artigos/151/contabilidade-enxuta-a-contabilidade-para-a-empresa-lean. Acesso em: 22 de fevereiro de 2026

COPPE-UFRJ. 2017. BAÍA DE GUANABARA: Relatório de Monitoramento e análise. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2024. disponível em : https://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br/assets/relatorios/rel_baia_guanabara.html. acesso em: 28 ago. 2024.

COSTA, P. R. 2017a. Aula 1 – Radiações. *Net*. [S.l.]: IFUSP,. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/2837037/mod_resource/content/1/AULA_201_06_03_17_FÍSICA DAS RADIACÕES%201_Radia%C3%A7%C3%A3o.pdf

CRUZ, S. C. G. 2015. Riesgos a la Salud Por la Contaminación Radioactiva del Agua Potable de la Ciudad de Riobamba. *Tesis de Grado, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo*, Riobamba – Ecuador.

DELFINO, L. 2000. Responsabilidade Civil e tabagismo no código de defesa do consumidor. Minas Gerais: Del Rey.

DESIDERI, D.; MELI, M. A.; FEDUZI, L.; ROSELLI, C.; RONGONI, A.; SAETTA, D. 2007. ^{238}U, ^{234}U, ^{226}Ra, ^{210}Po concentrations of bottled mineral waters in Italy and their dose contribution. Journal of Environmental Radioactivity, 94, 86-97.

DIAS, M. A. F. S.; SILVA, M. G. A. J. 2009. Tempo e clima no Brasil. Iracema Fonseca de Albuquerque Cavalcanti, Nelson Jesus Ferreira, Maria Gertrudes Alvarez Justi da Silva, Maria Assunção Faus da Silva Dias (Org.). São Paulo: Oficina de Textos. Cap. 1, para entender tempo e clima. p. 15-21.

ECKERMAN, K. F.; LEGGETT, R. W.; NELSON, C. B.; PUSKIN, J. S.; RICHARDSON, A. C. B. 1999. *Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides: Federal Guidance Report No. 13*. EPA 402-R-99-001. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Indoor Air.

EISENBUD, M. 1963. Environmental radioactivity. New York: Mc Graw-Hill Book Company, INC.

FAGANELI, J.; FALNOGA, I.; BENEDIK, L.; JERAN, Z.; KLUN, K. 2016. Accumulation of ^{210}Po in coastal waters (Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea). Journal of Environmental Radioactivity 144, 1-7.

FEROZ KHAN, M.; GODWIN WESLEY, S. 2011. Bioaccumulation of ^{210}Pb and ^{210}Po in cephalopods collected from Kudankulam (Southeastern coast of gulf of Mannar, India) and assessment of dose in human beings. Radiation Protection Dosimetry, 147, 457-466.

FERREIRA, A. M.; FUKUMA, H. T.; DE MOURA, R. B.; SILVEIRA, A.; TIEZZI, R. O.; VILLEGAS, R. A. S. 2022. Naturally Occurring Radioactive Materials at water treatment plant on the Poços de Caldas Plateau Region, Brazil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, *27*(1), 103–111. https://doi.org/10.1590/S1413-415220200044

FRÖMAN, N. 1996. *The Nobel Prize in Physics 1903 – Summary*. NobelPrize.org. Disponível em: https://www.nobelprize.org/prizes/physics/1903/summary/. Acesso em: 18 dez. 2025.

FURLAN, E. F.; GALVÃO, J A.; SALÁN, E. O.; YOKOYAMA, V. A.; OETTERER, M. 2007. Estabilidade físico-química e mercado do mexilhão (*Perna perna*) cultivado em Ubatuba - SP. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v. 27, n. 3, p. 516-523.

GOMIERO, L. A.; MATOS, E. C.; RODRIGUEZ, P. C. (n.d.). *PRODUÇÃO DE CONCENTRADO DE URÂNIO EM CAETITÉ-BA*.

GOUVEA, R. C.; SANTOS, P. L. (1987*). Contribuition to the study of radioactivity in marine organisms; dosage of ^{210}Po in Perna perna*, L. Science of the Total Environment, *61*, 117–120.

GOUVEA, R. C.; SANTOS, P. L.; DUTRA, I. R. 1992. *Lead-210 and polonium-210 concentrations in some species of marine molluscs.* Science of the Total Environment, v. 112, n. 2-3, p. 263–267. DOI: 10.1016/0048-9697(92)90192-U.

GOUVEA, R.C. 1982. Cinética de bioconcentração e perda de radionuclídeos artificiais em algumas espécies de fauna marinha. Inst. de Biofísica, UERJ, Tese de Mestrado, 123 pp.

GOUVEA, R.C.S.; BRANCO, M.E.C.; SANTOS,P.L.; GOUVEA,V.A.,1988.Accumulation of ^{210}Po by benthic marine algae. Environmental Technology Letters,891-897

GOUVEA, R.C.S.; SANTOS, P.L.; DUTRA, I.R.; GOUVEA, V.A.,1989.Uptake of ^{210}Pb and ^{210}Po by Brazilian Bunodosoma caissarum Corrêa, 1964 (Cnidaria, Actiniidae). The Science of the Total Environment 83,181-183.

GOUVEA, R.C.S.; SANTOS, P.L.; GOUVEA, V.A.,1987. Contribution to the study of radioactivity in marine organisms, dosage of ^{210}Po in Perna perna L. ThenScience of the Total Environment 61,117-120.

GOUVEA, V.A., 1981. Estudo radiocinético em algas marinhas bentônicas. Inst. de Biofísica, UFRJ, Tese de Mestrado, 100 pp.

GOUVEA, R.C.S.; SANTOS, P.L.; DUTRA, I.R.,1992. Lead-210 and Polonium-210 concentration in some species of marine molluscs. The Science of the Total Environment112,263e267.

HARRISON, J.; FELL, T.; LEGGETT, R.; LLOYD, D.; PUNCHER, M.; YOUNGMAN, M. 2017. The polonium-210 poisoning of Mr Alexander Litvinenko. *Journal of Radiological Protection*, *37*(1), 266–278. https://doi.org/10.1088/1361-6498/aa58a7

HARRISON, J.; LEGGETT, R.; LLOYD, D.; PHIPPS, A.; SCOTT, B., 2007. Polonium-210 as a poison. Journal of Radiological Protection27,17-40.

HEALTH PHYSICS SOCIETY. 2010. *Polonium-210: fact sheet*. McLean, VA.

HOLM, E. 1984. Review of alpha-particle spectrometric measurements of actinides. J. Appl. Radiat. Isto., 35 (4): 285-290.

HÜRRİYET DAILY NEWS. 2013. *Tests point to polonium poisoning in Arafat death: Al-Jazeera*. Hürriyet Daily News, 7 nov. 2013. Disponível em: https://www.hurriyetdailynews.com/tests-point-to-polonium-poisoning-in-arafat-death-al-jazeera-57509. Acesso em: 20 dez. 2025.

IAEA (International Atomic Energy Agency). 1991. *International Symposium on the Application of Isotope Techniques in Water Resources Development*, Vienna. 251 p.

IAEA (INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY). 2004. Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA-TECDOC-1401).

IAEA (INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY). 2023. *Exposure due to radionuclides in food other than during a nuclear or radiological emergency. Part 1: Technical material*. Vienna: IAEA. (IAEA Safety Reports Series, n. 114).

ICRP (International Commission on Radiological Protection). 2012. CLEMENT, C. H. (Ed.). Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. *Annals of the ICRP*, v. 41, supl.

ICRP. 2008. Nuclear decay data for dosimetric calculations. ICRP Publication 107 Ann. ICRP 38 86 Ilyin L A 2001 Radiation medicine Guidance for Medical Researchers and Health Management ed A Y Bushmanov et al..... vol 2 (AT, Moscow: Radiation Damage of Humans)

JEFFREE, R.A.; SZYMCZAKB R.; PECKC G.A. 2004. Po-210 and Pb-210 concentration factors for zooplankton and fecal pellets in the oligotrophic South-West Pacific. Isotopes in Environmental Studies Aquatic Forum 2004, IAEA CN-118/112, 325-326.

JIA, G.; TORRI, G.; MAGRO, L. 2020. *The fate of the main naturally occurring radionuclides in mussels (Mytilus edulis) and their radiological impact on human beings*. Environmental Monitoring and Assessment, v. 192, n. 4, p. 217. DOI: 10.1007/s10661-020-8137-1.

JORGE, L. C.; GARCIA, L. de Moraes; MARTINS, V. B.; KOSAWA, A.; PAULS, E. 2002. Interações dos processos sócio-ambientais nas bacias das Enseadas de Icaraí e São Francisco, Niterói (RJ). 2. Organismos aquáticos como bioindicadores da qualidade ambiental com enfoque no mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1798), em Niterói-RJ. *Mundo & Vida*, v. 3, n. 2.

KAERI (KOREAN ATOMIC ENERGY RESEARCH INSTITUTE). 2026 . *84-Po-209 basic*. Disponível em: https://atom.kaeri.re.kr/cgi-bin/nuclide?nuc=Po209. Acesso em: 14 jan.

KAN, Dmitri. 2012. *Tragédia no Dubrovka completa 10 anos*. Russia Beyond BR, 24 out. . Disponível em: https://br.rbth.com/articles/2012/10/23/tragedia_no_dubrovka _completa_10_anos_16117. Acesso em: 28 dez. 2025.

KELECOM, A.; GOUVEA, R. C. S.; KELECOM, P. M. 2005. Contaminação radioativa humana por polônio-210 contido em alimento de origem marinha. In: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE – INAC. 2005, Santos, SP, Brazil, 28 agosto–2 setembro 2005. Niterói: Associação Brasileira de Energia Nuclear – ABEN. ISBN: 85-99141-01-5.

KELECOM, A.; GOUVEA, R.C.S.; KELECOM, P.M., 2005. Contaminação radioativa humana por polônio-210 contido em alimento de origem marinha. International North Atlantic Conference, INAC 2005, Annals, Rio de Janeiro-RJ, CD-ROM. Paper#426.

KELECOM, A.; GOUVEA, R.C.S.; SANTOS, P.L., 2000. Teores de ^{210}Po no cabelo da população brasileira, V Encontro Nacional de Aplicações Nucleares, V ENAN, Annals, Rio de Janeiro-RJ, CD-ROM.

KELECOM, A.; GOUVEA, R.C.S.; SANTOS, P.L., 2002. Levels of ^{210}Po and ^{210}Pb in cigars. Journal Radioanalytical and Nuclear Chemistry 253, 129-133

KELECOM, A.; REIS, G. L. FEVEREIRO, P. C. A.; SILVA, J. G.; SANTOS, M. G. MELLO NETO, C. B.; GONZALEZ, M. S.; GOUVEA, R. C. S.; ALMEIDA, G. S. S. 2001. A multidisciplinary approach to the study of the fluminense vegetation. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 74, n. 1, p. 171–181, 2002.

KELECOM, A.; SANTOS, P. L.; GOUVEA, R. C. S.; DUTRA, I.; AYRES, P. C. A. 1999. High levels of Polonium-210 in aquatic plants of the Carapebus restinga (RJ). *Química Nova*, v. 22, n. 5, p. 666–668. DOI: 10.1590/S0100-40421999000500007

KELECOM, A.; SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.S.; DUTRA, I.R.; FEVEREIRO, P.C.A., 1999. Teores elevados de Polônio-210 em plantas aquáticas da restinga de Carapebus e RJ. Química Nova 22, 666-668.

KEOWN, A. 2007. Death Of Alexander Litvinenko. *ChemMatters*, 18–19.

KHAN, 2004. *After Arafat: Prospects for Peace*. Brookings Institution, 14 nov. 2004. Disponível em: https://www.brookings.edu/articles/after-arafat-prospects-for-peace/. Acesso em: 20 dez. 2025.

KIM, S.H.; HONG, G.H.; LEE, H.M.; CHO, B.E., 2016. ^{210}Po in the marine biota of Korean coastal waters and the effective dose from seafood consumption. Journal of Environmental Radioactivity, 1-8.

KLEMENT, A .W. 1982. Handbook on environmental radiation. Allen Brodsky (Ed.). Florida: CRC Press, INC .Cap., Natural sources of environmental radiation,5-22.

KRMPOTIĆ, M.; ROŽMARIĆ, M.; BARIŠIĆ, D. 2015. *Mussels (Mytilus galloprovincialis) as a bio‐indicator species in radioactivity monitoring of Eastern Adriatic coastal waters.* Journal of Environmental Radioactivity, 144: 47–51. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2015.02.027

LINO, A. S.; GALVÃO, P. M. A.; LONGO, R. T. L.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; DORNELES, P. R.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. 2016. *Metal bioaccumulation in consumed marine bivalves in Southeast Brazilian coast.* Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 34, 50–55. DOI: 10.1016/j.jtemb.2015.12.004.

Ludlum Measurements, Inc. 2019. *Technical Manual: Alpha-Beta Sample Counter Ludlum Model 3030 and 3030E Series*. Sweetwater, Texas: Ludlum Measurements, Inc. Available at https://ludlums.com

MANUAL MSD. 2025. *Terapia de quelação*. Manual MSD – Versão Saúde para a Família. Disponível em: https://www.msdmanuals.com. Acesso em: 03 jan. 2026.

MARANHÃO, R. M. R. 2018. *Plano de monitoramento ambiental para a área da jazida fósforo-uranifera de Itataia, Santa Quitéria CE*.

MARINA, P.; URRA, J.; de DIOS BUENO, J.; RUEDA, J. L.; GOFAS, S.; SALAS, C. 2020. *Spermcast mating with release of zygotes in the small dioecious bivalve Digitaria digitaria*. Scientific Reports, 10, 1–11. DOI: 10.1038/s41598-020-69457-2.

MÁRSICO, E.T., KELECOM, A., SÃO CLEMENTE, S.C., DUTRA, I.R., GOUVEA, R.C.S., 2005. Distribuição de Polônio-210 em duas espécies de peixes marinhos comercializados num Mercado de peixes em Niterói, RJ. International North Atlantic Conference, INAC 2005, Annals, Rio de Janeiro-RJ, CD-ROM. Paper #425.

McFEE, R. B.; LEIKIN, J. B. 2009. Death by Polonium-210: lessons learned from the murder of former Soviet spy Alexander Litvinenko. *Seminars in Diagnostic Pathology*, *26*(1), 61–67. https://doi.org/10.1053/j.semdp.2008.12.003

MELI, M. A.; DESIDERI, D.; PENNA, A.; RICCI, F.; PENNA, N.; ROSELLI, C. 2013. ^{210}Po and ^{210}Pb concentration in environmental samples of the Adriatic Sea. *International Journal of Environmental Research*, v. 7, n. 1, p. 51–60, Winter 2013. ISSN 1735-6865.

MØHLENBERG, F.; RIISGÅRD, H.U. 1979. *Taxa de filtração, utilizando uma nova técnica indireta, em treze espécies de bivalves suspensívoros. , 54(2), 143–147.* doi:10.1007/bf00386593

MOURÃO, B. M. 1992. Medicina Hidrológica. Moderna Terapêutica das águas Minerais e Estâncias de Cura. Editora Prima e E. R. Ind. Gráficas. 1 ed., São Paulo.

MY STAR IDEA. 24 nov. 2021. *Diagnóstico e tratamento do envenenamento por polónio*. Disponível em: https://mystaridea.com/pt/diagn%C3%B3stico-e-tratamento-do-envenenamento-por-pol%C3%B3nio/. Acesso em: 18 fev. 2026.

NATIONAL GEOGRAPHIC KIDS. *Poland*. National Geographic Kids, [s.d.]. Disponível em: https://kids.nationalgeographic.com/geography/countries/article/poland. Acesso em: 07 dez. 2025.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY (NIST). 2020. *CCCBDB — Computational Chemistry Comparison and Benchmark Database*. Calculated Ionization Energy for H_2O (Water). Disponível em: https://cccbdb.nist.gov/ie2x.asp?casno=7732185. Acesso em: 02 dez. 2025.

NIERI NETO, A. Determinação de ^{210}Pb e ^{210}Po em águas minerais radioativas. 1996. 94p. Dissertação (mestrado em tecnologia Nuclear). Instituto de Pesquisas Energéticas –IPEN, São Paulo

NNDC; Brookhaven National Laboratory; 2026. *Evaluated Nuclear Structure Data File (ENSDF)*. 2022 Upton, NY, USA: National Nuclear Data Center — Brookhaven National Laboratory, 2022. DOI: 10.18139/nndc.ensdf/1845010. Disponível em: https://www.nndc.bnl.gov/ensdf/. Acesso em: 14/01/2026

OKUNO. E ; YOSHIMURA,E. 2010 Física das radiações. São Paulo: Oficina de textos. Ordem alfabética

ORLANDO, M. T. D.; CARNEIRO, J. V. N.; SOUZA, A. L. G.; MARTINEZ, G. O. G.; GONORING, T. B.; ROCHA, J. R.; ORLANDO, C. G. P.; PASSAMAI, J. L. J. 2023. *A dinâmica da radiação natural emitida pela areia monazítica na Praia de Meaípe-ES-Brasil*. https://doi.org/10.5151/phypro

OTTERMAN, S. 2005. *Middle East: After Arafat*. Council on Foreign Relations. Disponível em: https://www.cfr.org/backgrounder/middle-east-after-arafat. Acesso em: 20 dez. 2025.

PARFENOV, Yu.D., 1974. Polonium-210 in the environment and in the human organism. Atomic Energy Review 12, 75e143.

PEREIRA, W. S.; KELECOM, A.; GOUVEA, R. C. S. dos S.; SANTOS, P. L. dos. 1997. Radioecologia do Polônio-210 em peixes da Baía de Sepetiba, RJ. In: XIX Reunião Anual sobre a Evolução, Sistemática e Ecologia Micromoleculares; VI Jornada de Iniciação Científica em Biodiversidade, 1997.

PEREIRA, W.S.; KELECOM, A.; GOUVEA, R.C.S.; SANTOS, P.L., 2000. Alguns aspectos da bioacumulação de polônio-210 e chumbo-210 na guelra do peixe Macrodon ancylodon (Block & Schneider, 1801). V Encontro Nacional de Aplicações Nucleares, V ENAN, Rio de Janeiro, Brazil, CR-ROM.

PERRY, C. F.; ZHANG, P.; NUNES, F. B.; JORDAN, I.; von CONTA, A.; WÖRNER, H. J. 2020. *Ionization Energy of Liquid Water Revisited. The Journal of Physical Chemistry Letters*, v. 11, p. 1789-1794. Disponível em: https://ethz.ch/content/dam/ethz/special-interest/chab/physical-chemistry/ultrafast-spectroscopy-dam/documents/publications/2020/Perry20a.pdf. Acesso em: 2 dez. 2025

RAINSFORD, S. 2024. *O histórico massacre em escola russa que deixou 334 mortos e expôs ponto fraco de Putin*. BBC News Brasil, 8 set. 2024. Disponível em: https://www.bbc.com/portuguese/articles/cx2g3lzx109o. Acesso em: 28 dez. 2025.

ROCHA, E. B., SCHMITT, J. M.; MELFI, A. J. 1993. Anomalias Radiométricas de Superfície em Jazidas Cobertas por Mantos Lateríticos de Intemperismo. Exemplo da

Jazida de Urânio Laranjeiras, Lagoa Real, BA. *Brazilian Journal of Geophysics*, *11*(2). https://doi.org/10.22564/rbgf.v11i2.1146

ROŽMARIĆ, M.; ROGIĆ, M.; BENEDIK, L.; ŠTROK, M.; BARIŠIĆ, D.; GOJMERAC IVŠIĆ, A. 2012. *^{210}Po and ^{210}Pb activity concentrations in Mytilus galloprovincialis from Croatian Adriatic coast with the related dose assessment to the coastal population.* Chemosphere, v. 87, n. 11, p. 1295–1300. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.01.039.

QUINN, Susan. *Marie Curie: uma vida*. São Paulo: Scipione, 1997

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.S ; BELÉM L.J.; GOUVEA, V.A. 1983. Determination of ^{210}Po in Mytilidae. ATOMINDEX, Vol. 14, No. 17.

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.S.; DUTRA, I.R., 1992. Lead-210 and Polonium-210 concentrations in some species of marine mollusks. The Science of the Total Environment 112, 363-367.

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.S.; DUTRA, I.R., 1995. Human occupational radioactive contamination from the use of phosphated fertilizers. The Science of the Total Environment 162, 19-23.

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.S.; DUTRA, I.R.; GOUVEA, V.A., 1990. Accumulation of ^{210}Po in foodstuffs cultivated in farms around the Brazilian mining and milling facilities on Poços de Caldas Plateau. Journal of Environmental Radioactivity 11,141-149.

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.S.; KELECOM, A.; DUTRA, I.R., 1999. Occupational radioactive contamination of cement handlers of the civil construction. Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento 2, 41e43.

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.S.; KELECOM, A.; DUTRA, I.R., 2000. Contaminação radioativa de empregados construção civil que manipulam cimento. Mundo & Vida v. 2, n. 1,61-64.

SANTOS, P.L.; GOUVEA, R.C.S.; KELECOM, A.; DUTRA, I.R.,1998. Levels of ^{210}Pb and ^{210}Po in Brazilian cigarettes. Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento 2, 99-102.

SCOTT, B. R. 2007. “Health Risk Evaluations for Ingestion Exposure of Humans to Polonium-210.” Dose-Response 5, no. 2. https://doi.org/10.2203/dose-response.06-013.scott.

SEO, D.; CATHARINO, M. G. M.; MOREIRA, E. G.; SAIKI, M.; VASCONCELLOS, M. B. A.; PEREIRA, C. D. S.; SOUSA, E. C. P. M. 2008. *Determination of Uranium in Samples of Perna perna Mussel Transplanted Along the São Paulo Seashore, by*

Epithermal Neutron Activation Analysis (ENAA). Ecotoxicology and Environmental Contamination, São Paulo, v. 3, n. 1, p. 85–90. DOI: 10.5132/jbse.2008.01.013.

SERNA M. 2011. “Marie Curie”. Lámpsakos, ISSN: 2145-4086, No. 5, pp. 70-75. Ene-Jun. 2011.

SILVA, A. Coelho da; CARVALHO, R. A de; KLETTINGER, L. 2021 Componentes da Matéria. Cursinho Popular IFSP Itapetininga, Itapetininga. Disponível em: https://cursinhopopular.itp.ifsp.edu.br/site/cursinho/home/materias/componentes-materia.html. Acesso em: 04/01/2026.

SKWARZEC, B.; BOJANOWSKI, R., 1988. ^{210}Po content in seawater and its accumulation in southern Baltic plankton. Marine Biology, 97, 301-307.

SKWARZEC, B.; BORYŁO, A.; WIECZOREK, J.; LANCZEWSKA, K. 2023. Polonium on the 125th anniversary of its discovery: its chemistry, radiotoxicity and application. *Journal of Environmental Radioactivity*, *268–269*, 107259. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107259

SOWER, J.; ROBILLARD, E.; POWELL, E.;HEMEON, K.; MANN, Roger. 2022. Defining Patterns in Ocean Quahog (Arctica islandica) Sexual Dimorphism along the Mid-Atlantic Bight. Journal of Shellfish Research. 41. 10.2983/035.041.0304.

STRADY, E.; HARMELIN-VIVIEN, M.; CHIFFOLEAU, J. F.; VERON, A.; TRONCZYNSKI, J., et al. 2015. ^{210}Po and ^{210}Pb trophic transfer within the phytoplankton-zooplankton-anchovy/sardine food web: a case study from the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). Journal of Environmental Radioactivity, 143, 141-151.

SWISSINFO, 2013. *Al-Jazeera reports evidence of Arafat poisoning*. swissinfo.ch. Disponível em: https://www.swissinfo.ch/eng/swiss-politics/al-jazeera-reports-evidence-of-arafat-poisoning/37273122. Acesso em: 20 dez. 2025.

TAN, K. et al. A review of natural and anthropogenic radionuclide pollution in marine bivalves. Science of the Total Environment, v. 896, p. 165030, 2023.

THÉBAULT, H.; RODRIGUEZ Y BAENA, A. M.; ANDRAL, B.; et al..2008 ^{137}Cs baseline levels in the Mediterranean and Black Sea: a cross-basin survey of the CIESM Mediterranean Mussel Watch programme. *Marine Pollution Bulletin*, v. 57, n. 6–12, p. 801-806. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.11.010.

TOSAKA. Wikimedia Commons. 2014. Decay chain (4n+2, Uranium series).svg. Disponível em: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Decay_chain(4n%2B2,_Uranium_series).svg

TRADING CARE INDÚSTRIA E COMÉRCIO DE PRODUTOS AUTOMOTIVOS E PRODUTOS PARA ANIMAIS LTDA. 2025. *Ficha de Dados de Segurança (FDS) – Cera Pasta Proauto Tradicional*. Valinhos, SP. Disponível em: https://digital.tradingcare.com.br/wp-content/uploads/2025/10/CERA-PASTA-PROAUTO-TRADICIONAL-FDS.pdf. Acesso em: 12/01/2026

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 1999. Federal Guidance Report No. 13: Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides. Washington, DC: EPA, 1999. (EPA 402-R-99-001). Disponível em: http://www.epa.gov/radiation/federal. Acesso em: 18 fev. 2026.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Vol. I: Sources, UNSCEAR 2000 Report, UN, New York.

WAKASUGI, D. S. M. 2018. Avaliação da concentração de ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{210}Pb e ^{210}Po e caracterização química inorgânica das águas minerais dos Parques das Águas de Águas de Contendas e Lambari – MG. 2018. 251 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP. São Paulo.

ZHOU, L.; WANG, R.; REN, H.; WANG, P.; CAO, Y. 2023. Detection of Polonium-210 in Environmental, Biological and Food Samples: A Review. Molecules 28, 6268. https://doi.org/10.3390/ molecules28176268

APÊNDICE

Seção A - Lista Completa de Isótopos de Polônio.....119
Seção B - Medições de Background no Detector alfa-beta total modelo LudlumR 3030-2.....121
Seção C - Eficiência do Detector alfa-beta total modelo LudlumR 3030-2..... 122
Seção D - Eficiência do Espectrômetro modelo 7401 Canberra Nuclear Inc.....123
Seção E - Documento Oficial do Padrão de 209Po..... 124
Seção F - Pesagem dos discos de Prata.....125
Seção G - Contagens de Alfa total dos discos de prata.....126
Seção H - Biometria dos Mexilhões..... 127
Seção I - Taxa de Evaporação.....134

Seção A - Lista Completa de Isótopos de Polônio

Relação de Isótopos radioativos do Polônio - Tabela Completa								
n°	Série de Decaimento	Isótopos de Polônio	Meia vida física (T/2)	Origem	Energia (MeV)	Emissão (predominante)	Radionuclídeo Filho	Referência
1	N/A	Po-186	28 µs	Antrópico	8,500	Alfa	Pb-182	[4]
2	N/A	Po-187	1,4 ms	Antrópico	7,979	Alfa	Pb-183	[4]
3	N/A	Po-188	0,28 ms	Antrópico	8,082	Alfa	Pb-184	[4]
4	N/A	Po-189	3,5 ms	Antrópico	7,701	Alfa	Pb-185	[4]
5	N/A	Po-190	2,45 ms	Antrópico	7,693	Alfa	Pb-186	[4]
6	N/A	Po-191	22 ms	Antrópico	7,501	Alfa	Pb-187	[4]
7	N/A	Po-192	32 ms	Antrópico	7,320	Alfa	Pb-188	[4]
8	N/A	Po-193	245 ms	Antrópico	7,094	Alfa	Pb-189	[4]
9	N/A	Po-194	0,39s	Antrópico	6,987	Alfa	Pb-190	[4]
10	N/A	Po-195	1,92s	Antrópico	6,749	Alfa	Pb-191	[4]
11	N/A	Po-196	5,6s	Antrópico	6,658	Alfa	Pb-192	[4]
12	N/A	Po-197	53s	Antrópico	6,412	Alfa	Pb-193	[4]
13	N/A	Po-198	1,77 min	Antrópico	6,309	Alfa	Pb-194	[4]
14	N/A	Po-199	4,17 min	Antrópico	6,074	Alfa	Pb-195	[4]
15	N/A	Po-200	11,5 min	Antrópico	5,981	Alfa	Pb-196	[4]

16	N/A	Po-201	8,9 min	Antrópico	5,798	Alfa	Pb-197	[4]
17	N/A	Po-202	44 min	Antrópico	5,700	Alfa	Pb-198	[4]
18	N/A	Po-203	36 min	Antrópico	5,496	Alfa	Pb-199	[4]
19	N/A	Po-204	3,53 h	Antrópico	5,484	Alfa	Pb-200	[4]
20	N/A	Po-205	1,74 h	Antrópico	5,325	Alfa	Pb-201	[4]
21	N/A	Po-206	8,8 d	Antrópico	5,330	Alfa	Pb-202	[4]
22	N/A	Po-207	5,8h	Antrópico	5,215	Alfa	Pb-203	[4]
23	N/A	Po-208	2,898 anos	Antrópico	5,215	Alfa	Pb-204	[1;4]
24	N/A	Po-209	122 anos	Antrópico	4,979	Alfa	Pb-205	[1;3;4]
25	U-238	Po-210	138 dias	Natural	5,304	Alfa	Pb-206	[1;2;3;4;5]
26	U-235	Po-211	0,51 s	Natural	7,594	Alfa	Pb-207	[1;2;4]
27	Th- 232	Po-212	299 ns	Natural	8,954	Alfa	Pb-208	[1;2;4]
28	U-235	Po-213	3,72 µs	Natural	8,536	Alfa	Pb-209	[4]
29	U-238	Po-214	163 µs	Natural	7,833	Alfa	Pb-210	[1;4]
30	U-235	Po-215	1,78 ms	Natural	7,526	Alfa	Pb-211	[1;4]
31	Th- 232	Po-216	144ms	Natural	6,906	Alfa	Pb-212	[1;4]
32	N/A	Po-217	1,53s	Antrópico	6,662	Alfa	Pb-213	[4]
33	U-238	Po-218	3,05 min	Natural	6,114	Alfa	Pb-214	[1;4]

Referências: [1] AFONSO, 2010; [2] SILVA et al. 2021; [3] KAERI, n.d; [4] BROOKHAVEN NATIONAL LABORATORY, 2022; [5] PARFENOV, 1974

Seção B - Medições de Background no Detector alfa-beta total modelo *Ludlum^{R} 3030-2*

Contagem	1°		2°	3°	Média
BG	Data de contagem: 08/01/2026				
	Scaler	7	9	7	7
	CPM	0	0	0	0
	Bq	0,00	0,00	0,00	0,00
	CPS	0,00	0,00	0,00	0,00

Seção C - Eficiência do Detector alfa-beta total modelo *Ludlum^{R} 3030-2*

Contagem do Padrão de Am-241 para verificação da eficiência do detector						
Tempo (Min)	1°	2°	3°	Média	Média/min	Desvio padrão
1	5349	5457	5375	5393,7	5393,67	56,37
3	16176	16042	16172	16130,0	5376,67	76,24
5	26608	26570	26841	26673,0	5334,60	146,73
10	53712	53616	53559	53629,0	5362,90	77,32
15	80478	79804	80055	80112,3	5340,82	340,64
30	160777	160306	160674	160585,7	5352,86	247,61
45	241202	240950	241697	241283,0	5361,84	380,03
60	321515	321462	321467	321481,3	5358,02	29,26

Média Geral	5360,17	Observação: O valor esperado está indicado no padrão de Amerício 241 certificado fornecido pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria da CNEN.
Valor Esperado	8460	
Eficiência do Detector	63,36 %	

Seção D - Eficiência do Espectrômetro modelo 7401 Canberra Nuclear Inc

Contagem do Padrão de Am-241 para verificação da eficiência do detector				
Tempo (min)	Área Bruta	Área Líquida	Incerteza	CPM
1	3710	3710	60	3710
3	11166	11053	123	3684
5	18596	18373	162	3675
10	38206	38206	195	3821
15	56714	56714	230	3781

Média Geral	3734	ROI
Valor Esperado	8460	5,16 até 5,54 KeV
Eficiência do Detector	44,10%	

Observação: O valor esperado está indicado no padrão de Amerício 241 certificado fornecido pelo Instituto de Radioproteção e Radiometria da CNEN.

Seção E - Documento Oficial do Padrão de ^{209}Po

Eckert & Ziegler
Isotope Products

24937 Avenue Tibbitts
Valencia, California 91355

Tel 661•309•1010
Fax 661•257•8303

CERTIFICATE OF CALIBRATION
ALPHA STANDARD SOLUTION

Radionuclide: Po-209
Half-life: 102 ± 5 years
Catalog No.: 7209
Source No.: 2562-19

Customer: ECKERT & ZIEGLER BRASIL ISOTOPE SOLUTIONS
P.O. No.: BIS-PO-126711
Reference Date: 1-Sep-25 12:00 PST
Contained Radioactivity: 108.4 nCi 4.011 kBq

Physical Description:

A. Mass of solution:	10.32338 g in 10 mL flame-sealed ampoule
B. Chemical form:	$Po(NO_3)_4$ in 1M HNO_3
C. Carrier content:	None
D. Density:	1.0318 g/mL @ 20°C

Radioimpurities:

None detected

Radionuclide Concentration: 10.50 nCi/g, 0.3885 kBq/g

Method of Calibration:

This source was prepared from a weighed aliquot of solution whose activity in µCi/g was determined using a liquid scintillation counter.

Uncertainty of Measurement:

A. Type A (random) uncertainty:	± 0.9 %
B. Type B (systematic) uncertainty:	± 3.0 %
C. Uncertainty in aliquot weighing:	± 0.0 %
D. Total uncertainty at the 99% confidence level:	± 3.1 %

Notes:

- See reverse side for leak test(s) performed on this source.
- EZIP participates in a NIST measurement assurance program to establish and maintain implicit traceability for a number of nuclides, based on the blind assay (and later NIST certification) of Standard Reference Materials (as in NRC Regulatory Guide 4.15).
- Nuclear data was taken from "Table of Radioactive Isotopes", edited by Virginia Shirley, 1986.
- This solution has a recommended working life of 5 years.
- Customer part number: ECK-7209.

Daniel James VanDalsem
Quality Control

31-JUL-25
Date

EZIP Ref. No.: 2562-19

ISO 9001 CERTIFIED

Medical Imaging Laboratory
24937 Avenue Tibbitts Valencia, California 91355

Industrial Gauging Laboratory
1800 North Keystone Street Burbank, California 91504

Seção F - Pesagem dos discos de Prata

Discos	Antes (g)	Depois (g)	Perda de massa (%)
21	1,426	1,422	0,28
2	1,674	1,671	0,18
3	1,395	1,403	-0,57
4	1,672	1,655	1,02
5	1,523	1,550	-1,77
6	1,679	1,677	0,12
22	1,558	1,555	0,19
8	1,733	1,732	0,06
9	1,708	1,709	-0,06
10	1,446	1,444	0,14
11	1,516	1,511	0,33
12	1,773	1,769	0,23
13	1,473	1,475	-0,14
14	1,330	1,333	-0,23
15	1,650	1,648	0,12
16	1,748	1,739	0,51
23	1,879	1,876	0,16
18	1,812	1,802	0,55
19	1,744	1,736	0,46
20	1,753	1,751	0,11
Média	1,625	1,623	0,105
Desvio Padrão	0,155	0,151	0,543

Seção G - Contagens de Alfa total dos discos de prata

Discos	Contaminados	Descontaminados	Eficiência (%)
	cph	cph	
21	95,30	9,00	90,56
2	290,70	15,00	94,34
3	280,30	12,00	95,72
4	1082,00	7,67	99,29
5	436,00	4,00	99,08
6	121,00	12,67	89,53
22	270,30	29,33	89,15
8	131,00	11,00	91,60
9	153,00	12,33	91,94
10	166,33	26,67	83,97
11	133,67	9,33	93,02
12	151,33	10,67	92,95
13	1664,33	34,33	97,94
14	360,00	26,67	92,59
15	155,00	4,67	96,99
16	114,00	9,67	91,52
23	259,30	13,67	94,73
18	140,67	8,00	94,31
19	68,00	5,67	91,67
20	280,33	13,67	95,12
Média:	317,63	13,80	95,66
Desvio Padrão:	385,17	8,57	3,66

Seção H - Biometria dos Mexilhões

1° Semana: 06/10/2025				
Data:	06/10/2025	Peso Total Tecido Mole Úmido:		68,856
Local:	Orla Gragoatá	Peso Total Tecido Mole Seco:		9,404
Amostra	Comprimento (cm)	Peso(g)		
		Total	Concha e Bisso	Tecido Mole
Macho	6,8	26,547	8,108	7,969
	6,2	21,988	6,652	5,554
	6,2	23,700	10,896	4,410
	5,4	21,544	13,237	6,612
	5,8	17,591	14,685	6,673
Fêmea	7,6	39,862	21,580	12,927
	6,4	18,332	12,952	5,708
	6,5	17,327	9,789	6,797
	6,6	27,614	14,105	8,000
	6,2	21,420	8,301	7,507

2° Semana: 20/10/2025				
Data:	20/10/2025	Peso Total Tecido Mole Úmido:		54,049
Local:	Orla Gragoatá	Peso Total Tecido Mole Seco:		6,831
Amostra	Comprimento (cm)	Peso(g)		
		Total	Concha e Bisso	Tecido Mole
Macho	6,4	22,480	12,994	6,230
	5,1	14,262	7,148	2,788
	5,2	11,996	6,549	4,301
	6,0	20,957	10,530	6,176
	5,2	11,752	6,492	3,601
Fêmea	7,4	33,379	16,041	7,678
	6,9	26,366	11,471	6,086
	6,3	22,500	9,648	5,337
	5,8	21,362	9,946	5,188
	6,5	20,557	15,757	5,110

3° Semana: 03/11/2025				
Data:	03/11/2025	Peso Total Tecido Mole Úmido:		59,320
Local:	Orla Gragoatá	Peso Total Tecido Mole Seco:		8,997
Amostra	Comprimento (cm)	Peso(g)		
		Total	Concha e Bisso	Tecido Mole
Macho	7,2	29,315	18,963	10,100
	8,4	34,670	26,347	8,520
	6,5	18,075	12,652	5,430
	7,5	22,800	16,564	5,133
	6,7	20,670	14,970	5,730
Fêmea	8,4	39,866	29,571	10,512
	6,6	18,925	12,281	6,211
	6	13,300	9,121	4,356
	5,6	13,820	9,503	4,215
	6	17,455	11,614	6,153

4° Semana: 17/11/2025				
Data:	17/11/2025	Peso Total Tecido Mole Úmido:		83,118
Local:	Orla Gragoatá	Peso Total Tecido Mole Seco:		14,181
Amostra	Comprimento (cm)	Peso(g)		
		Total	Concha e Bisso	Tecido Mole
Macho	7,1	30,003	17,933	7,680
	7,2	30,991	17,209	9,062
	6	19,557	9,531	5,555
	6,3	18,971	9,268	4,091
	8,2	55,858	26,248	12,383
Fêmea	8,7	48,884	30,839	14,984
	6,1	20,828	10,969	6,907
	6,6	26,077	13,402	6,673
	7	30,798	14,678	9,131
	6,4	16,905	10,374	6,808

5° Semana: 01/12/2025				
Data:	01/12/2025	Peso Total Tecido Mole Úmido:		58,694
Local:	Orla Gragoatá	Peso Total Tecido Mole Seco:		11,581
Amostra	Comprimento (cm)	Peso(g)		
		Total	Concha e Bisso	Tecido Mole
Macho	5,9	16,087	10,434	4,632
	5,9	20,089	12,125	6,200
	5,9	16,998	9,662	5,602
	5,6	18,824	11,348	6,227
	5,4	19,974	12,013	6,384
Fêmea	6,3	19,118	11,132	6,035
	6,1	21,829	12,971	6,496
	6,4	20,049	11,901	5,375
	6	22,149	13,673	7,789
	6,1	18,808	11,866	6,132

6° Semana: 15/12/2025				
Data:	15/12/2025	Peso Total Tecido Mole Úmido:		80,188
Local:	Orla Gragoatá	Peso Total Tecido Mole Seco:		16,093
Amostra	Comprimento (cm)	Peso(g)		
		Total	Concha e Bisso	Tecido Mole
Macho	7	26,090	16,823	8,145
	6,6	20,004	11,275	7,978
	6,5	19,243	10,231	7,533
	6,1	18,306	11,679	6,864
	5,8	17,362	9,460	7,414
Fêmea	6,6	22,472	13,979	7,416
	7	28,070	16,238	11,204
	6,2	21,060	12,236	8,103
	6,4	22,850	12,759	9,414
	6,4	19,994	10,670	8,643

Média da Biometria				
Mexilhões: *Perna perna*		Peso Total Tecido Mole Úmido:		69,65
Local:	Orla Gragoatá	Peso Total Tecido Mole Seco:		11,18
Amostra	Comprimento (cm)	Peso(g)		
		Total	Concha e Bisso	Tecido Mole
Macho	6,34	22,22	12,73	6,50
Fêmea	6,57	23,73	13,99	7,43
Total	6,45	23,70	13,19	6,96
Desvio Padrão da Biometria				
Mexilhões: *Perna perna*		Peso Total Tecido Mole Úmido:		12,10
Local:	Orla Gragoatá	Peso Total Tecido Mole Seco:		3,47
Amostra	Comprimento (cm)	Peso(g)		
		Total	Concha e Bisso	Tecido Mole
Macho	0,83	8,28	5,02	2,00
Fêmea	0,69	7,98	5,24	2,44
Total	0,77	8,10	5,10	2,34

Seção I - Taxa de Evaporação

1° Semana: 06/10/2025		
Tecido Mole Úmido(g)		68,856
Tecido Mole Seco (g)		9,404
Taxa de Evaporação		
n°	massa(g)	Tempo (min)
1	9,508	30
2	9,463	30
3	9,435	30
4	9,422	30
5	9,403	30
6	9,382	30
7	9,370	30
8	9,347	30
9	9,333	30
10	9,324	30
Peso das Alíquotas (g)		
1	1,087	
2	1,006	
3	1,014	
Observações: Taxa de evaporação feita dia 07/11/2025		

2° Semana: 20/10/2025		
Tecido Mole Úmido(g)		54,049
Tecido Mole Seco (g)		6,831
Taxa de Evaporação		
n°	massa(g)	Tempo (min)
1	7,917	30
2	7,657	30
3	7,469	30
4	7,309	30
5	7,199	30
6	7,117	30
7	6,983	30
8	6,917	30
9	6,899	30
10	6,867	30
Peso das Alíquotas (g)		
1	1,091	
2	1,061	
3	1,059	
Observações: Taxa de evaporação feita dia 21/10/2025		

3° Semana: 03/11/2025		
Tecido Mole Úmido(g)		59,320
Tecido Mole Seco (g)		8,887
Taxa de Evaporação		
n°	massa(g)	Tempo (min)
1	11,281	30
2	11,515	30
3	10,936	30
4	10,720	30
5	10,218	30
6	9,987	30
7	9,267	30
8	9,129	30
9	9,098	30
10	9,068	30
Peso das Alíquotas (g)		
1	1,037	
2	1,004	
3	1,004	
Observações: Taxa de evaporação feita dia 04/11/2025		

4° Semana: 17/11/2025		
Tecido Mole Úmido(g)		83,118
Tecido Mole Seco (g)		14,181
Taxa de Evaporação		
n°	massa(g)	Tempo (min)
1	14,281	30
2	14,270	30
3	14,257	30
4	14,253	30
5	14,246	30
6	14,236	30
7	14,227	30
8	14,212	30
9	14,201	30
10	14,181	30
Peso das Alíquotas (g)		
1	1,101	
2	1,060	
3	1,029	
Observações: Coleta feita dia 18/11/2025 Taxa de evaporação feita dia 19/11/2025		

5° Semana: 01/12/2025		
Tecido Mole Úmido(g)		58,694
Tecido Mole Seco (g)		11,581
Taxa de Evaporação		
n°	massa(g)	Tempo (min)
1	18,407	30
2	17,350	30
3	15,708	30
4	14,230	30
5	13,882	30
6	13,323	30
7	12,985	30
8	12,602	30
9	12,201	30
10	11,805	30
Peso das Alíquotas (g)		
1	1,009	
2	1,005	
3	1,025	
Observações: Coleta feita dia 04/12/2025 Taxa de evaporação feita dia 05/12/2025		

6° Semana: 15/12/2025		
Tecido Mole Úmido(g)		80,188
Tecido Mole Seco (g)		16,093
Taxa de Evaporação		
n°	massa(g)	Tempo (min)
1	42,707	30
2	40,410	30
3	37,600	30
4	33,991	30
5	31,195	30
6	26,260	30
7	24,053	30
8	22,448	30
9	19,448	30
10	15,950	30
Peso das Alíquotas (g)		
1	1,082	
2	1,075	
3	1,101	
Observações: Coleta feita dia 22/12/2025 Taxa de evaporação feita dia 23/12/2025		

Valores Totais		
Amostra	Média	Desv. Padrão
Tecido Mole Úmido(g)	67,371	12,10
Tecido Mole Seco (g)	11,163	3,48

Massa da amostra		
n°	Média	Desvio Padrão
1	17,350	12,97
2	16,778	12,08
3	15,901	11,06
4	14,988	9,70
5	14,357	8,68
6	13,384	6,83
7	12,814	6,11
8	12,443	5,56
9	11,863	4,51
10	11,199	3,43
Total	14,108	8,24
% de perda de água		84,15
% de massa após secar		15,85

Peso das alíquotas		
N°	Média	Desv. Padrão
1	1,068	0,036
2	1,035	0,033
3	1,039	0,036
Total	1,047	0,036

In Memoriam

À memória dos professores Pedro Lopes dos Santos e Rita de Cássia dos Santos Gouvea, pioneiros nas pesquisas sobre polônio no Brasil e fundadores do Laboratório de Radiobiologia e Radiometria da Universidade Federal Fluminense.

O trabalho desenvolvido por eles teve um papel fundamental na consolidação das pesquisas envolvendo radionuclídeos naturais, contribuindo significativamente para a construção do conhecimento científico.

Que possamos seguir abraçando os avanços da ciência e a construção de novos conhecimentos, sem jamais esquecer a história, o esforço e a dedicação daqueles que tornaram esses avanços possíveis.

A todos que seguem trabalhando em busca do conhecimento científico, que o legado deixado pelo Pedro e pela Rita, possa servir de inspiração

- assim como foi para mim ao longo deste trabalho.



Pedro Lopes dos Santos

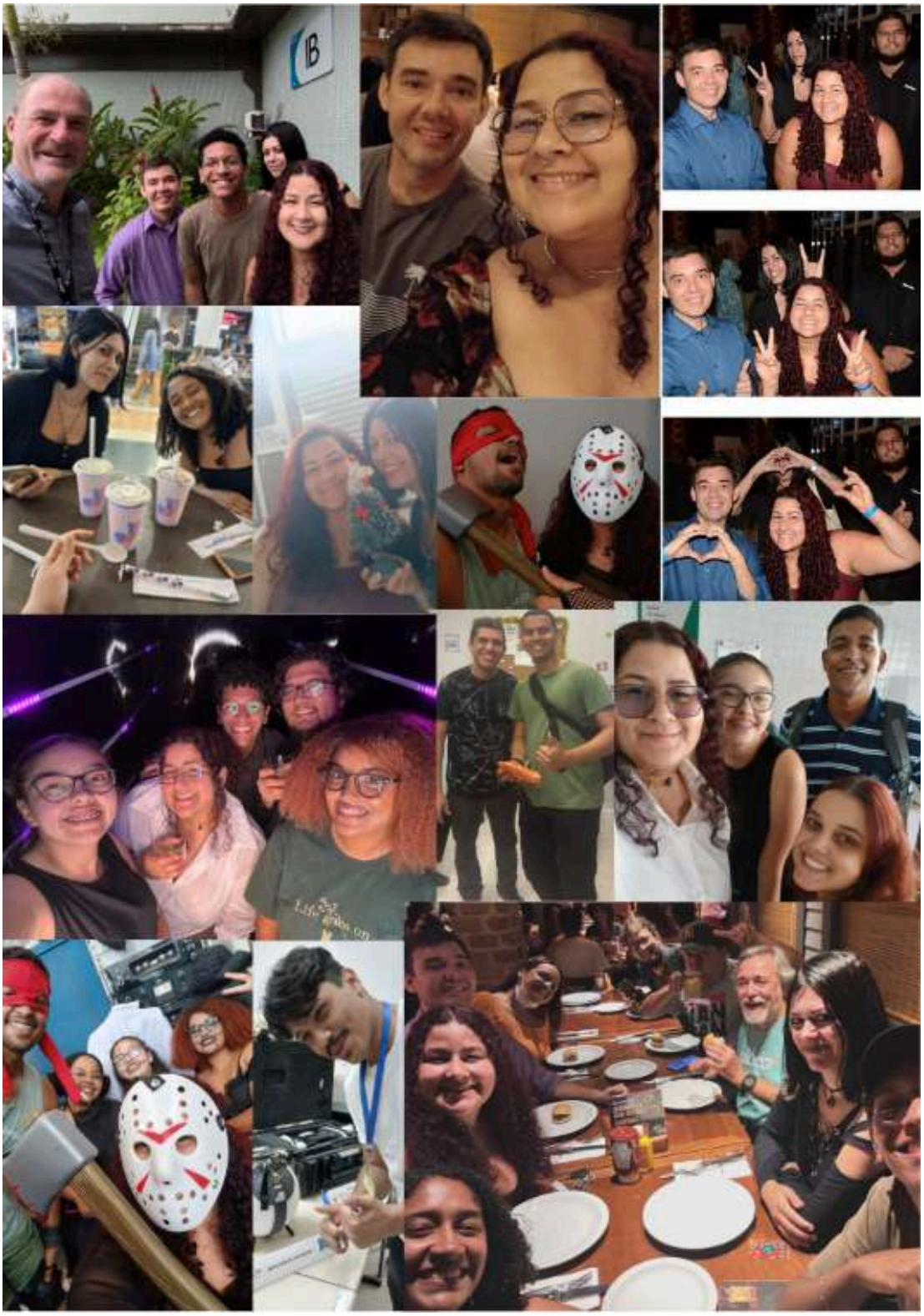


Rita de Cássia dos Santos Gouvea

Equipe atual- 2026



Equipe atual- 2026



Agradeço às instituições de fomento e aos laboratórios parceiros pelo apoio e colaboração ao longo desta pesquisa. A contribuição de cada um, seja por meio de financiamento, infraestrutura ou troca de conhecimentos, foi fundamental para a realização deste trabalho.









