



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO CENTRO DE TECNOLOGIA E
GEOCIÊNCIAS
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

EDSON FRANCISCO DO CARMO NETO

**RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO, BAHIA: RADIONUCLÍDEOS NATURAIS NA
MONITORAÇÃO DAS TAXAS DE SEDIMENTAÇÃO E DE EROÇÃO DE SOLOS
ADJACENTES**

Recife

2024

EDSON FRANCISCO DO CARMO NETO

**RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO, BAHIA: RADIONUCLÍDEOS NATURAIS NA
MONITORAÇÃO DAS TAXAS DE SEDIMENTAÇÃO E DE EROÇÃO DE SOLOS
ADJACENTES**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de concentração: Aplicação de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir De França

Coorientadora: Profa. Dra. Ana Maria Mendonça de Albuquerque Melo

Recife

2024

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Carmo Neto, Edson Francisco do.

Reservatório de Sobradinho, Bahia: radionuclídeos naturais na monitoração das taxas de sedimentação e de erosão de solos adjacentes / Edson Francisco do Carmo Neto. - Recife, 2024.
87 f.: il.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2024.

Orientação: Elvis Joacir De França.

Coorientação: Ana Maria Mendonça de Albuquerque Melo.

Inclui referências.

1. Conservação de solos; 2. Antropização; 3. Semiárido; 4. Represa; 5. Fingerprint. I. França, Elvis Joacir De. II. Melo, Ana Maria Mendonça de Albuquerque. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

EDSON FRANCISCO DO CARMO NETO

**RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO, BAHIA: RADIONUCLÍDEOS NATURAIS NA
MONITORAÇÃO DAS TAXAS DE SEDIMENTAÇÃO E DE EROÇÃO DE SOLOS
ADJACENTES**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de concentração: Aplicação de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente.

Aprovada em: 09/09/2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Elvis Joacir De França (Orientador)
Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – CRCN/CNEN-NE

Dra. Amanda Katielly Jordão Pessoa Félix da Silva (Examinador Externo)
Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – CRCN/CNEN-NE

Dra. Lindomar Maria de Souza (Examinador Externo)
Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – CRCN/CNEN-NE

Profa. Dra. Claudia Rohde (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco – Centro Acadêmico da Vitória de Santo Antão –
UFPE/CAV

Dr. Gilberto Nascimento de Arruda (Examinador Externo)
Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN

Dedico esta conquista primeiramente a Deus como citado em seu I mandamento, segundo ao meu pai (*in memoriam*) e minha mãe pela minha educação, ao meu irmão, minha amada esposa e a todos aqueles que me incentivaram nesta etapa.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por ter me proporcionado a capacidade e força para superar dificuldades e continuar de pé.

Ao meu pai Raimundo Edson (*in memoriam*) por tudo que me ensinou e que mesmo com seu pouco estudo sempre nos incentivou a estudar, à minha mãe Helena Pereira pelo incentivo e apoio imensuráveis durante toda minha caminhada, ao meu irmão Eduardo Pereira o qual a sua maneira também me proporcionou seu incentivo.

A Rayany Araújo minha amada esposa, agradeço por acreditar comigo que tudo vai dar certo, que tudo acontece na hora certa, por me incentivar nos momentos difíceis, por entender as ausências e alguns momentos de tensão que irremediavelmente acontecem, pelo apoio em todas as fases, por toda força e por todo amor.

Aos estimados Dr. Elvis França, bem como a Professora Dra. Ana Mendonça, meus orientadores e guias na execução deste trabalho, agradeço imensamente a oportunidade que me deram ao abrir as portas do laboratório e me permitir seguir essa trilha. Foi e ainda é uma grande honra e orgulho tê-los como mestres, com inegável apoio de orientação e logística na execução de todo trabalho.

A todos os membros do Laboratório de Radiobiologia, em nome de: Dewson Rocha, Maíra Vasconcelos, Vinícius Moraes e Williams Siqueira, pelo apoio recíproco nos experimentos.

Aos amigos conquistados durante a graduação e que persistem até hoje nos apoiando em todas as ocasiões André Deyvson, Ricardo Sérgio e Samuel Lima, que nossa amizade permaneça sempre nessa forte parceria.

À Universidade Federal de Pernambuco — Departamento de Energia Nuclear, corpo docente e funcionários da Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, ao CRCN/NE (Centro Regional de Energia Nuclear) e ao imprescindível apoio da CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear) juntamente com a equipe de coordenação de ensino do CRCN/NE, pela oportunidade de concretizar o doutorado.

“Ninguém caminha sem aprender a caminhar, sem aprender a fazer o caminho caminhado, sem aprender a refazer, a retocar o sonho, por causa do qual a gente se pôs a caminhar.”

(FREIRE, 2000. P. 155)

RESUMO

A monitoração da sedimentação de grandes reservatórios hidroelétricos é imprescindível para garantir a produção sustentável de energia elétrica, visto que este fenômeno pode encurtar a vida útil dos reservatórios, os quais provem água com qualidade adequada para consumo humano e atividades agropecuárias. Deste modo, este estudo tem o objetivo de monitorar as taxas de sedimentação no reservatório de Sobradinho, Estado da Bahia, de erosão de solos localizados às margens do reservatório a partir da utilização de radionuclídeos naturais presentes na matriz geológica e radioisótopos naturais atmosféricos (*Fallout Radionuclides* - FRN). Pb-210 em excesso foi determinado pela técnica do Contador Proporcional de Fluxo Gasoso - CPFPG em colunas sedimentares para a estimativa da taxa de sedimentação e de erosão de solos, a partir da quantificação desse radionuclídeo nas camadas de solos amostradas em diferentes usos da terra. Radionuclídeos da série de urânio-238, tório-232 e potássio-40 foram quantificados por Espectrometria Gama de Alta Resolução - EGAR em amostras de solo distribuídas ao longo da área amostral para avaliar as respectivas contribuições dos diferentes usos do solo para o sedimento encontrado nas margens do reservatório (*fingerprint*). Os resultados para a taxa de sedimentação variaram de $0,75 \pm 0,15$ a $1,10 \pm 0,12$ cm ano⁻¹, sendo a menor taxa localizada na área de Caatinga preservada. As áreas 2 e 3 devem ser monitorados devido aos valores mais elevados ($1,48 \pm 0,42$ e $4,57 \pm 0,42$, respectivamente) com relação ao local de referência – ilha situada no reservatório. Quanto maior a intervenção humana (agricultura e criação de animais), maior também foi a erosão, pois as áreas 1, 2 e 3 demonstraram alterações na distribuição de Pb-210 ao decorrer das camadas. Assim, medidas de mitigação dos efeitos erosivos precisam ser realizadas, principalmente em áreas de solos expostos, visto os prejuízos econômicos, sociais e ambientais para o Semiárido.

Palavras-chave: Conservação de solos; Antropização; Semiárido; Represa; *Fingerprint*.

ABSTRACT

The monitoring of sedimentation of huge hydroelectric reservoirs is indispensable for guaranteeing the sustainable production of electricity, since this phenomenon can shorten the useful life of the reservoir, which provide water with suitable quality for human consumption and agriculture activities. Therefore, this study has the objective of monitoring the sedimentation in the Sobradinho reservoir, Bahia State, and soil erosion rates nearby the reservoir using natural radionuclides from geological matrix and fallout natural radionuclides (FRN). Pb-210 in excess was determined by the Gas Flow Proportional Counter technique – CPGF in sedimentary profiles for estimating of sedimentation rate and soil erosion, by the quantification of this radionuclide in soil profiles sampled in different land uses. Radionuclides of uranium-238, thorium-232 and potassium-40 series were quantified by High Resolution Gamma-Ray Spectrometry – HRGRS in soil samples distributed through the sample area for fingerprinting the respective contributions of the different land uses for the sediment found in the margins of the reservoir. The results for the sedimentation rate varied from $0,75 \pm 0,15$ to $1,10 \pm 0,12$ cm year⁻¹, being the minor rate localized close to the preserved Caatinga area. Areas 2 and 3 should be monitored due to the highest values for sedimentation rates ($1,48 \pm 0,42$ and $4,57 \pm 0,42$, respectively) compared to the reference local – island situated in the reservoir. The higher the human intervention (agriculture and animal husbandry), the higher was also the erosion, since the areas 1, 2 and 3 demonstrated the alterations in the distribution of Pb-210 within the layers. Therefore, mitigation to erosive effects should be conducted, mainly in the exposed soil areas, since the economic, social and environmental for the Semiarid.

Keywords: Soil conservation; Anthropization; Semiarid; Reservoir; Fingerprint.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa da delimitação do Semiárido Brasileiro.....	20
Figura 2. Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.	23
Figura 3. Localização e fotografia do reservatório de Sobradinho – BA.....	25
Figura 4. Ilustração de um sistema de espectrometria Gama.....	38
Figura 5. Esquema de um contador proporcional de fluxo gasoso.....	40
Figura 6. Visualização ortogonal de uma avalanche provocada por um elétron simples simulada por Monte Carlo. A densidade do sombreamento indica a concentração de elétrons formada na avalanche.....	41
Figura 7. Fluxograma para a realização dos ensaios experimentais.....	42
Figura 8. Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco em comparação com o mapa do Brasil (canto direito inferior). Locais de amostragem no reservatório de Sobradinho, Estado da Bahia.....	43
Figura 9. Pontos de amostragem referentes à área 4 (Local de Referência). TS = Taxa de sedimentação (amarelo). FPS = Fingerprint (Branco). FRN = Radionuclídeos Atmosféricos (Azul).....	44
Figura 10. Pontos de amostragem referentes às áreas do Perfil 1. TS = Taxa de sedimentação (amarelo). FPS = Fingerprint (Branco). FRN = Radionuclídeos Atmosféricos (Azul).....	45
Figura 11. Pontos de amostragem referentes às áreas do Perfil 2. TS = Taxa de sedimentação (amarelo). FPS = Fingerprint (Branco). FRN = Radionuclídeos Atmosféricos (Azul).....	46
Figura 12. Pontos de amostragem referentes às áreas do Perfil 3. TS = Taxa de sedimentação (amarelo). FPS = Fingerprint (Branco). FRN = Radionuclídeos Atmosféricos (Azul).....	47
Figura 13. Precipitação do Pb-210 com o reagente cromato de sódio. (a) Adição do reagente; (b) Precipitação do material contendo Pb.....	49
Figura 14. Contador Proporcional de Fluxo de Gás Canberra, modelo Tennelec Série 5 XLB.....	50
Figura 15. Cilindro de aço inoxidável utilizado na amostragem.....	51

Figura 16. Inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solo da área de referência. T4FRN01 = Solo exposto. T4FRN02 = Caatinga (sítio de referência).....	57
Figura 17. Inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solo da área 1. T01FRN01 = Vegetação ribeirinha. T01FRN02 = Solo cultivado abandonado exposto (cebola). T01FRN03 = Vegetação de Caatinga. T01FRN04 = Pasto para cabras.....	58
Figura 18. Inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solo da área 2. T02FRN01 = Vegetação ribeirinha. T02FRN02, T02FRN03 = Caatinga em regeneração. T02FRN04 = Solo exposto.....	59
Figura 19. Inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solo da área 3. T03FRN01 = Vegetação ribeirinha. T03FRN02, T03FRN03 = Caatinga em regeneração. T03FRN04 = Caatinga.....	60
Figura 20. Perdas/Ganhos de sedimentos utilizando os modelos de Balanço de Massa (1) e Difusão e Migração (2).....	62
Figura 21 Representação gráfica das fontes e suas contribuições nas mesclas.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Dados do Reservatório de Sobradinho.....	26
Tabela 2. Perfis e amostras coletadas para este estudo.....	47
Tabela 3. Características dos detectores HPGe e linhas gama, utilizados para a análise radiométrica.....	52
Tabela 4. Estimativa das taxas de sedimentação em cm ano^{-1} para alguns pontos do Reservatório de Sobradinho.....	55
Tabela 5. Contribuição (%) dos usos dos solos para a constituição dos pontos de mescla.....	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico;
BHSF	Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco;
CBHSF	Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco;
CEMIG	Companhia Energética de Minas Gerais;
CHESF	Companhia Hidroelétrica do São Francisco;
CPFG	Contador Proporcional de Fluxo Gasoso;
EDXRF	Espectrometria de Fluorescência de Raios – X por Dispersão de Energia;
EUPS	Equação Universal da Perda de Solo;
EUPSM	Equação Universal da Perda de Solo Modificada;
EUPSR	Equação Universal da Perda de Solo Revisada;
FRN	Fallout Radionuclides / Radionuclídeos Atmosféricos;
Hm ³	Hectômetro ao cubo;
HPGe	Germânio de Alta Pureza;
ERGAR	Espectrometria Gama de Alta Resolução;
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística;
INSA	Instituto Nacional do Semiárido;
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change;
keV	Quilo elétron-Volt;
km	Quilômetro;
kW	Quilowatt;
m ³	Metros cúbicos;
MAS	Modelo de Aporte de Sedimentos;
MEHPS	Modelo de Erosão Hídrica e de Preparo de Sedimentos
MMA	Ministério do Meio Ambiente;
MW	Megawatt;
Pbex	Chumbo em excesso;
PVC	Policloreto de Vinila;
SEDEM	<i>Sediment Delivery Model</i> ;
SUDENE	Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste,
WaTEM	<i>Water and Tillage Erosion Model</i> .

LISTA DE SÍMBOLOS

Ac	Actínio
Ag	Prata
Al	Alumínio
As	Arsênio
Be	Berílio
Bi	Bismuto
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
Cr	Cromo
Cs	Césio
Cu	Cobre
Fe	Ferro
Hg	Mercúrio
K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
Na	Sódio
Ni	Níquel
P	Fósforo
Pb	Chumbo
Ra	Rádio
Sb	Antimônio
Sn	Estanho
Sr	Estrôncio
Th	Tório
Ti	Titânio
U	Urânio
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	16
2.	REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1	SEMIÁRIDO BRASILEIRO.....	20
2.1.1	Bacia hidrográfica do São Francisco	22
2.1.2	Reservatório de Sobradinho, aproveitamento energético e importância para a população	24
2.1.3	Fatores adversos da implementação do reservatório de Sobradinho	27
2.2	EROSÃO.....	28
2.3	MÉTODOS DE DETERMINAÇÃO DE EROSIÃO E TAXA DE SEDIMENTAÇÃO.....	30
2.3.1	Métodos convencionais	30
2.3.2	Radionuclídeos atmosféricos	32
2.4	RADIONUCLÍDEOS NATURAIS TRAÇADORES DE SOLO.....	34
2.5	<i>FINGERPRINT</i> E RADIONUCLÍDEOS NATURAIS NA MONITORAÇÃO DA EROSIÃO.....	35
2.6	TÉCNICAS ANALÍTICAS NUCLEARES.....	37
2.6.1	Espectrometria de Raios Gama de Alta Resolução – ERGAR	37
2.6.2	Contador Proporcional de Fluxo Gasoso – CPFGR	40
2.7	HIPÓTESE.....	41
3.	MATERIAL E MÉTODOS	42
3.1	ÁREAS DE ESTUDO E AMOSTRAGEM.....	43
3.1.1	Área de referência 4	43
3.1.2	Área 1	44
3.1.3	Área 2	45
3.1.4	Área 3	46
3.2	PREPARAÇÃO DA AMOSTRA.....	48
3.2.1	Taxa de Sedimentação	48

3.2.2	Taxa de erosão (FRN)	50
3.2.3	<i>Fingerprint</i> a partir de radionuclídeos naturais	51
3.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	52
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	54
4.1	TAXA DE SEDIMENTAÇÃO.....	54
4.2	TAXAS DE EROÇÃO.....	56
4.3	<i>FINGERPRINT</i>	63
5.	CONCLUSÕES	67
	REFERENCIAS	68

1 INTRODUÇÃO

A região semiárida brasileira apresenta uma extensão territorial de 1.128.697,4 km², correspondendo a aproximadamente 72% da área total do Nordeste (SILVA et al., 2020), englobando 1.477 municípios (IBGE, 2023). Apesar da grande extensão territorial, apresenta clima pouco diversificado, que influencia diretamente nas atividades agropecuárias e extrativistas, sendo a região constituída por um conjunto de características climáticas singulares com elevadas temperaturas, altas taxas de evapotranspiração e os baixos índices de precipitação, caracterizando o fenômeno da seca (MOURA; SOBRINHO; SILVA, 2019).

Tal região apresenta uma realidade preocupante, que sofre não só com escassez hídrica acentuada dos últimos anos, mas também com processos de urbanização, industrialização e produção agrícola que alteram as paisagens naturais e poluem o ambiente e fontes hídricas (CARMO NETO, 2019). Apesar dessas características gerais, a área de domínio climático do semiárido no Brasil é uma realidade complexa, tanto no que se refere aos aspectos geofísicos quanto à ocupação humana e exploração dos seus recursos naturais, muitas vezes provocando ou agravando desequilíbrios ambientais (SILVA et al., 2020).

As atividades agropecuárias variam da exploração de caprinos, ovinos e bovinos até cultivos altamente tecnológicos de hortifrutícolas com alto valor agregado, como a produção de uva e manga, concentrados na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHSF), mais precisamente no Vale do Submédio São Francisco (SANTOS, 2015; CBHSF, 2017). A BHSF é uma das bacias hidrográficas mais importantes para o Brasil, por seu potencial hídrico de grande relevância para a geração de energia elétrica, volume de água transportado por dentro da região semiárida e sua contribuição histórica e econômica para fixação das populações ribeirinhas e criação das cidades hoje plantadas ao longo do vale (CBHSF, 2013).

O Rio São Francisco, principal rio da região nordestina, com uma área de drenagem de 498.968 km² e bacia hidrográfica de 630.000 km², com extensão de 3.200 km, de sua nascente na Serra da Canastra/MG até sua foz em Piaçabuçu/AL e Brejo Grande/SE. A Usina Hidroelétrica de Sobradinho, abastecida por este, localiza-se no estado da Bahia, distando cerca de 40 km a montante das cidades de Juazeiro/BA e Petrolina/PE (CHESF, 2022). Agra (2011) considera o reservatório de Sobradinho a maior obra executada no São Francisco em todos os tempos.

Tal reservatório tem cerca de 320 km de extensão, espelho d'água de 4.214 km² e capacidade de armazenamento de 34,1 bilhões m³ em sua cota nominal de 392,50 m, constituindo-se um dos maiores lagos artificiais do mundo em espelho d'água. Por meio da depleção de até 12 m e com a contribuição do reservatório de Três Marias/CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais), o reservatório garante uma vazão regularizada de 2.060 m³/s nos períodos de estiagem, permitindo a operação de todas as usinas da CHESF (Companhia Hidrelétrica do São Francisco) situadas ao longo do Rio São Francisco (CHESF, 2022).

Para Martins et al. (2011), a construção desses tipos de reservatórios na região é importante, pois além de permitirem a regularização da vazão para a geração de energia elétrica, beneficiam o fornecimento regular de água para o consumo nas cidades e irrigação. Esta prática é fundamental para a hortifruticultura, devido aos baixos índices pluviométricos, alta irregularidade das chuvas e da alta evapotranspiração (BRASIL, 2011). Entretanto, a implantação de grandes barragens, como tal, que entrou em operação no mês de julho de 1979, inundando uma área de 4.250 km², contribuiu com o processo de degradação ambiental (SILVA, 2010).

A erosão é caracterizada pelo desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causado pela água e pelo vento e compreende um processo complexo e multifatorial de degradação ambiental a partir da ação direta ou indireta de diversos fatores como a chuva, a infiltração, a topografia do terreno, a cobertura vegetal, a natureza do solo, o clima e a interferência humana, além de apresentar, ainda, forma e magnitude variável conforme o local de ocorrência (MARENKA, 2023; ROCHA et al., 2020; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; CARVALHO, 2009).

Quando ocorre em reservatórios, a degradação ambiental causada pelo processo erosivo afeta a disponibilidade e o fornecimento de água e a geração de energia elétrica, constituindo consequências hidráulicas e econômicas severas, pondo em risco o desempenho da geração de energia elétrica, de abastecimento de água, de navegação (MORRIS; FAN, 1997; CARVALHO, 2000; MAIA, 2006) e eutrofização das águas (MARTINS et al., 2003).

Logo, percebe-se que além dos pontos positivos, a implementação de projetos hidrelétricos na BHSF, ocasionou alterações no regime hídrico provocando processos erosivos, por meio do solapamento da base do talude marginal, devido ao abaixamento do nível d'água e do desmatamento da vegetação nativa (RAMOS et al., 2012). Sendo assim, acentuada é a relevância do desenvolvimento de

atividades de monitoramento da erosão de solos às margens de reservatórios como o de Sobradinho, visto que por tratar-se de um cenário caracterizado por sua fragilidade, evidente é a necessidade imediata de iniciativas para a redução das múltiplas vulnerabilidades da região.

Pois a permanência de graves problemáticas ambientais e socioeconômicas no semiárido remete a preocupação demonstrada por Silva (2008), ao indagar sobre as estratégias de desenvolvimento que, considerando as especificidades e características socioeconômicas e ambientais do semiárido, possibilita uma nova dinâmica para a superação das problemáticas presentes nesses territórios. Para tanto, os principais métodos utilizados para a monitoração da erosão em reservatórios de hidrelétricas são o escaneamento a LASER terrestre móvel (MORAES, 2016), o método dos pinos, método das estacas, método das perfilagens sucessivas e metodologia de monitoramento direto a campo (DEWES, 2019).

Contudo, o presente trabalho utilizou-se das técnicas de Radionuclídeos Atmosféricos (FRN) e *Fingerprinting* por meio da quantificação de radionuclídeos naturais em solos, as quais permitem a análise dos processos que envolvem o movimento das partículas do solo em curtas escalas de tempo ou até um período de um século, variando de acordo com a meia-vida do radionuclídeo. As taxas de erosão e sedimentação são retrospectivas, podendo ser obtidas com apenas uma única amostragem, eliminando os custos com amostragens exigidas por métodos tradicionais de monitoramento e provocando o mínimo de perturbação na área estudada (COLLINS; WALLING, 2004; GUZMÁN et al., 2013).

Deste modo, este trabalho teve como objetivo geral monitorar a sedimentação no reservatório de grande porte de Sobradinho — BA e a erosão de solos próximos às margens do reservatório a partir da utilização de Radionuclídeos Atmosféricos (FRN) e *fingerprint* aplicado aos radionuclídeos naturais determinados nesses solos. Como objetivos específicos, a presente pesquisa se propôs a:

- Testar a aplicabilidade do Pb-210 para estimar a taxa de sedimentação do solo em um reservatório de grande extensão;
- Implementar o uso de radionuclídeos atmosféricos para a monitoração da erosão em reservatório de grande proporção;
- Investigar as principais fontes que contribuem para deposição de sedimentos no reservatório de Sobradinho por meio da técnica de *fingerprint*.

2 REVISÃO DE LITERATURA

As fontes de água doce do Brasil são extremamente propícias para diversos usos, porém, as características deste recurso natural renovável têm sido drasticamente atingidas pela poluição ambiental (BRASIL, 2006). É uma constatação a crescente demanda da população e de setores da economia nacional por água e energia nas últimas décadas. Este fato, associado à abundância de recurso hídricos com potencial para aproveitamento hidráulico, tem intensificado a instalação de novos empreendimentos hidrelétricos em todo o país (DEWES, 2019), sendo, ainda mais crescentes, as expectativas para expansão e crescimento continuado deste setor (ROCHA; PASE, 2015).

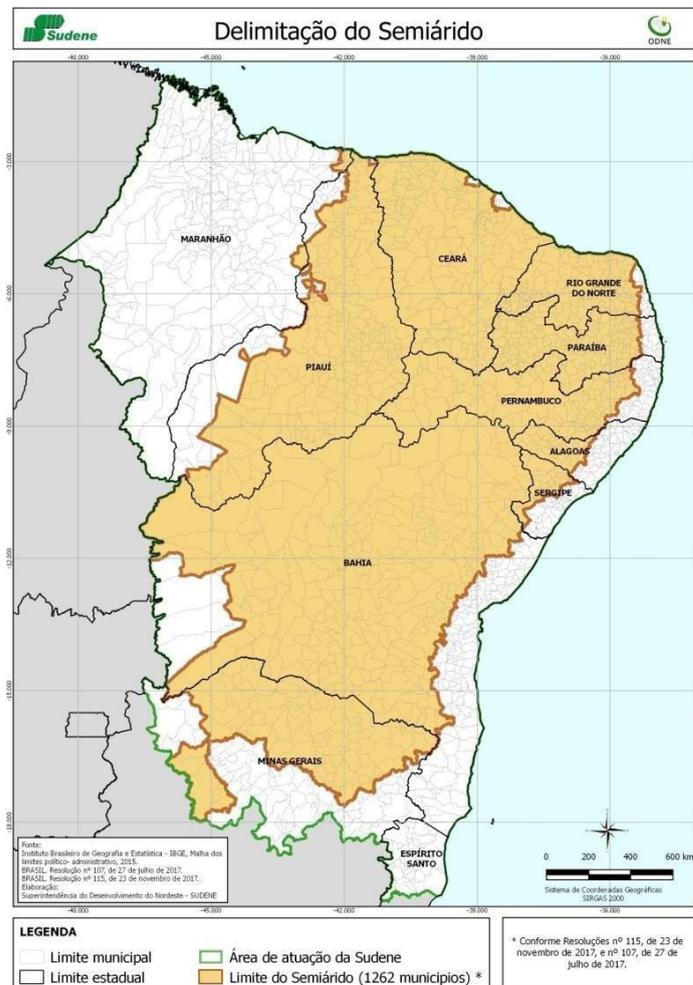
Contudo, a implementação de projetos hidrelétricos em bacias hidrográficas, pode causar alteração no regime hídrico, provocando processos erosivos, por meio do solapamento da base do talude marginal, devido ao abaixamento do nível d'água e do desmatamento da vegetação nativa, por exemplo (RAMOS et al., 2012). Além disso, tal processo erosivo influencia consideravelmente na fertilidade e qualidade dos solos, qualidade da água e deposição de sedimentos em leitos dos rios, que tende a provocar redução da profundidade do rio, transbordamento de canais durante eventos de alta precipitação (ANEES et al., 2018), aumento do risco de inundações e redução da vida útil de reservatórios artificiais (COLMAN et al., 2018).

Deste modo, a monitoração de reservatórios de hidrelétricas por técnicas que permitam apontar a origem do sedimento que vai se alojar no reservatório são importantes para demonstrar alternativas que levem a mitigação da erosão e, conseqüentemente, reduzam os prejuízos a tais empreendimentos, visto que essas tecnologias permitem identificar os pontos que contribuem para o acúmulo de sedimento. Além disso, ao falarmos da BHSF, tal monitoração é imprescindível para a população, visto que se trata de uma das bacias hidrográficas mais importantes do país por diversos fatores, desde o seu potencial hídrico para a geração de energia até sua contribuição para a produção agropecuária (CBHSF, 2013; SANTOS, 2015; CBHSF, 2017).

2.1 SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Com extensão territorial de 1.128.697,4 km², o que corresponde a aproximadamente 72% da área total do Nordeste (SILVA et al., 2020), a região do Semiárido Brasileiro estende-se por todos os nove estados da região Nordeste e por parte do norte de Minas Gerais (Figura 1). Ocupa em média 12% do território nacional, abrigando cerca de 28 milhões de habitantes distribuídos nos 1.477 municípios, englobando as zonas urbanas (62%) e rurais (38%), configurando assim uma das regiões semiáridas mais povoadas do mundo (IBGE, 2023; INSA, 2023).

Figura 1. Mapa da delimitação do Semiárido Brasileiro.



Fonte: SUDENE (2017).

Apresenta como especificidade os quadros climáticos extremos como o conhecido binômio chuva-seca, os efeitos das secas, um dos principais passivos sociais do país (TRAVASSOS et al., 2013), levando o semiárido a ser caracterizado pela ausência de períodos chuvosos e carência de políticas públicas voltadas ao provimento de ações capazes de enfrentar as adversidades oriundas da estiagem. Esse fenômeno aponta para a inviabilidade do desenvolvimento das áreas afetadas pela ausência e irregularidades de chuvas, impondo inúmeras dificuldades à população (SILVA et al., 2016).

Essas áreas são caracterizadas ainda por elevadas temperaturas e altas taxas de evapotranspiração da água na superfície e nos corpos hídricos, o que implica em uma evaporação potencial cerca de cinco vezes maior que a precipitação, influenciando assim a paisagem predominante e caracterizando o déficit hídrico (BRAGA et al., 2014; SILVA et al., 2020). Além disto, esta região poderá se tornar uma das regiões mais acometidas pelas mudanças climáticas e se tornar ainda mais árida, podendo ocasionar um aumento na frequência e na intensidade das secas e, conseqüentemente, reduções na disponibilidade de recursos hídricos (IPCC, 2007). Estas mudanças climáticas podem acelerar a desertificação (TAVARES; ARRUDA; SILVA, 2019), que corresponde a degradação das terras em áreas áridas, semiáridas e subúmidas secas resultantes de vários fatores, incluindo variações climáticas e atividades humanas (UNCCD, 2006).

Outro fator característico é o solo dessa região, que apresenta uma imensa diversidade de composições e morfologias que variam de solos rasos e pouco profundos (50cm a 100cm), geralmente pedregosos, contrastam com solos mais profundos e desenvolvidos, geralmente argilosos e com elevada reserva de nutrientes; ainda, solos arenosos e com baixa fertilidade. São comuns ainda a presença de solos endurecidos em profundidades maiores e com baixa capacidade de drenagem (INSA, 2023).

Por estas características, quando se fala em clima semiárido, a primeira imagem que costumeiramente vem à cabeça é a de uma paisagem hostil e duramente castigada. Contudo, o fenômeno das monções torrenciais, que caem eventualmente em períodos curtos e provocam cheias, reavivam os rios e lagos intermitentes, devolvendo vigor da vegetação e ajudando a recuperar os reservatórios (INSA, 2023). Porém, é verdade que os rios dessa região são os que possuem os mais baixos índices de continuidade, devido à interrupção da

conectividade entre montante e jusante, entre o curso do rio e a planície de inundação e/ou áreas ribeirinhas adjacentes, a descontinuidade vertical às águas subterrâneas e a descontinuidade temporal pela influência da sazonalidade. Logo, os trechos intermitentes e temporários podem ser denominados como descontínuos (GRILL et al., 2019).

Em aspectos gerais, no Brasil, as fontes de água doce são extremamente propícias para as mais diversas formas e finalidades de uso, contudo, vêm sendo bastante alteradas, sobretudo em decorrência da poluição ambiental (BRASIL, 2006). Quando se trata especificamente da região semiárida, este recurso natural é especialmente acometido, pois associados à escassez hídrica acentuada dos últimos anos, sofrem também com os processos de urbanização, industrialização e produção agrícola. Como reflexo das condições climáticas dominantes do semiárido e uma hidrografia pobre, em seus amplos aspectos, as condições hídricas são insuficientes para sustentar rios que se mantenham perenes nos longos períodos de ausência de precipitações (IBGE, 2023).

Deste modo, os rios aqui são naturalmente intermitentes e temporários, porém geralmente são perenizados por obras hidráulicas (FREIRE, 2020). Como o famoso caso do Rio São Francisco, este que constitui a terceira maior bacia hidrográfica em extensão do Brasil, com aproximadamente 640.000 km² (SANTOS et al. 2014; FONSECA et al., 2020).

Assim, a combinação das características dos solos, à vegetação menos densa, chuvas irregulares e intensas, desmatamentos, práticas agrícolas sem manejo adequado dos solos, sobrepastoreio pela pecuária extensiva e manejo inadequado dos sistemas de irrigação por vezes pode acarretar a salinização da terra, tornam esse recurso natural mais vulnerável à degradação e favorecer o processos erosivo (INSA, 2023; SILVA et al., 2024).

2.1.1 Bacia hidrográfica do São Francisco

Compreendida por aproximadamente 640.000 km² de área de drenagem, cerca de 8% da área total do país, e com vazão média de 2.850 m³/s (FONSECA et al., 2020), a Bacia Hidrográfica do São Francisco (BHSF) está inserida em seis estados (Alagoas, Sergipe, Pernambuco, Bahia, Minas Gerais e Goiás) mais o Distrito Federal, percorrendo 507 municípios (aproximadamente 9% dos municípios

do país), cerca de 54% do território da referida bacia está contido na região do Semiárido brasileiro (CBHSF, 2013; CBHSF, 2016), abrangendo ainda 34 sub-bacias e 12.821 microbacias (CBHSF, 2015).

A BHSF é considerada uma das Bacias Hidrográficas mais importantes do Brasil (Figura 2) por seu potencial hídrico de grande relevância para geração de energia elétrica, apresentando 10.000 MW de potência instalados à jusante de Barra - BA (ROCHA et al., 2022). Tal importância também está associada ao volume de água transportado pelo rio semiárido adentro, sua contribuição histórica e econômica para fixação das populações ribeirinhas e criação de cidades instaladas ao longo de seu vale (CBHSF, 2013).

Importante ainda é destacar que a região semiárida é um dos bons exemplos nacionais relacionados aos múltiplos usos da água (CARNEIRO; ARAÚJO; ALCOFORADO, 2017), citando-se a agricultura irrigada, a indústria, a geração de energia, a pesca, o turismo, o fornecimento de água para a população, a recreação e a navegação, como exemplos (SANTOS; GONÇALVES, ROCHA, 2020).

Figura 2. Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.



Fonte: ANA (2023).

Contando com uma população estimada de 20.330.051 habitantes (CODEVASF, 2023) e constituindo uma das doze regiões hidrográficas brasileiras, a BHSF, para fins de planejamento, foi dividida em quatro zonas (ou regiões fisiográficas): Alto (40%), Médio (39%), Submédio (17%) e Baixo São Francisco (5%); destas, a maior concentração demográfica está na região do Alto São Francisco, com aproximadamente 46% dos habitantes (ROSA, 2019).

Devido à sua vasta extensão territorial, o perfil populacional da BHSF apresenta acentuados contrastes socioeconômicos, ao integrar áreas de elevados níveis de riqueza e elevada densidade demográfica e áreas de pobreza crítica e população dispersa (ROSA, 2019; FONSECA et al., 2020). Vale ressaltar que, em praticamente todos os estados da BHSF encontram-se diversos povos e comunidades tradicionais, como os povos indígenas, comunidades remanescentes de quilombos, pescadores artesanais, comunidades de fundo de pasto e as comunidades de terreiro (MMA, 2017).

Não apenas por seu volume de água transportado em uma região semiárida, a BHSF é detentora de uma imensa importância para o país também pelo potencial hídrico passível de aproveitamento e por sua contribuição histórica e econômica para a região (MENEZES, 2021). Considerando a sua importância como impulsionador de atividades econômicas, o presente estudo esclarece sobre o lago e a barragem de Sobradinho — BA.

2.1.2 Reservatório de Sobradinho, aproveitamento energético e importância para a população

O reservatório de Sobradinho (Figura 3) está localizado na calha do médio Rio São Francisco, no estado da Bahia, coordenadas 09°25'37''S; 040°49'11''O e 10°59'30''S; 043°04'00''O. Dista cerca de 40 km à montante das cidades de Juazeiro-BA e Petrolina-PE, e sua barragem tem capacidade de formar um lago de 4.214 km² com 320 km de extensão, que pode armazenar mais de 34 bilhões m³ de água (SANTOS et al., 2014; CHESF, 2022).

Figura 3. Localização e fotografia do reservatório de Sobradinho – BA.



Fonte: CHESF, 2022.

A região do lago destaca-se pelo intenso uso agrícola, principalmente com o cultivo de olerícolas (cebola, melancia e melão) e de frutas como a manga e uva (TAFAKGI, 1994; ARCOVERDE, 2013). A ampliação das áreas cultivadas no semiárido se deve especialmente à prática da irrigação (MMA, 2011; CORRÊA et al., 2010) que dentre outros fatores causa intensificação do uso do solo e, geralmente, resulta em degradação deste recurso natural (FRAGA; SALCEDO, 2004; SANTOS et al., 2008; MARTINS et al., 2011).

No que diz respeito à barragem, sua construção teve início em 1973, mas a contenção propriamente dita da água começou em 1976, atingindo capacidade máxima em 1979. Empregando cerca de 25 mil operários, a construção da imensa muralha com 13 km de extensão represou 37 bilhões m³ de água, formando o lago de Sobradinho. Esse processo inundou quatro cidades (Casa Nova, Pilão Arcado, Sento Sé e Remanso), dezenas de povoados e por consequência, milhares de famílias tiveram de realocar-se para outras localidades (PAVESE, 1984; MENEZES, 2021; BACALHAU, 2022).

O objetivo inicial da construção de Sobradinho foi à regularização plurianual do curso do rio São Francisco, elevando em torno de 294% a vazão mínima e, deste modo, garantindo o funcionamento contínuo das usinas à jusante, sobretudo o complexo das usinas de Paulo Afonso. Contudo, devido à ocorrência de uma grande cheia no rio São Francisco nos meses iniciais de 1979, foi constatada a necessidade de destinar uma parcela do volume útil do reservatório para controle de enchentes, conhecido como volume de espera que é variável de acordo com a época do ano,

uma vez que a probabilidade de ocorrência de precipitações intensas varia ao longo do período hidrológico (LOPES; SANTOS, 2002; MENEZES, 2021).

Prioritariamente construída para fins hidrelétricos (BACALHAU, 2022), a usina de Sobradinho, ao adquirir também a função de controlar cheias, passou a operar com finalidades tecnicamente conflitantes, pois, para o controle de cheias, foi necessário que houvesse disponibilidade de volumes vazios. Dessa forma, o reservatório teve seu nível mínimo no início da fase de vazões afluentes altas, usando essa disponibilidade para limitação das descargas. Por outro lado, devida à finalidade de gerar energia elétrica (Tabela 1), o reservatório foi mantido bem próximo de sua cota máxima operativa, com capacidade total de armazenamento, o que foi alcançado por meio da liberação da descarga mínima estritamente necessária ao funcionamento das usinas à jusante (MENEZES, 2021).

Tabela 1. Dados do Reservatório de Sobradinho.

Característica	Dados
Volume útil	28.669 Hm ³
Vazão regularizada	2.060 m ³ /s
Nível máximo	393,50m
Nível máximo operativo	392,50m
Nível mínimo operativo	380,50m
Potência instalada	1.050.300 kW (6 UGs)

Fonte: CHESF (2022).

Para a população, os efeitos da implementação de tal projeto estão associados à regularização do regime de fluxo hídrico, os quais podem ser positivos e/ou negativos. Os efeitos positivos se devem à captação para abastecimento público e para projetos de irrigação, pois, com a diminuição das vazões máximas e o aumento das mínimas, ocorreu uma atenuação dos transtornos relacionados às inundações anteriormente frequentes, tais como: alagamento de estações de bombeamento, áreas agrícolas e comprometimento dos sistemas de abastecimento e drenagem dos municípios ribeirinhos (MARTINS et al., 2011).

Entretanto, ainda de acordo com Martins et al. (2011), tal regularização do regime de vazões também pode potencializar condições específicas de conflito de

uso entre as demandas atualmente existentes como, por exemplo, em situações críticas de disponibilidade, nas quais há necessidade de armazenar água para a geração de energia reduzindo, assim, a magnitude das vazões à jusante das barragens, elevando o risco do não atendimento das demandas, conforme comentado por Garcia et al. (2007) e Collischonn et al. (2006).

2.1.3 Fatores adversos da implementação do reservatório de Sobradinho

Para autores como Sigaud (1992), o aproveitamento dos recursos hídricos disponíveis para a geração de hidroeletricidade foram, no Brasil, a alternativa privilegiada no sentido de equacionar a questão imposta pela necessidade de fornecer uma infraestrutura básica para a expansão da economia, nos moldes do modelo então vigente no país. Em função dessa opção tecnológica, o Estado brasileiro, através da Eletrobrás e de suas concessionárias, promoveu ao longo das décadas de 70 a 90 a inundação de vastas extensões do território nacional e o deslocamento compulsório de seus milhares de habitantes: foram alagados 23.847 km² e retiradas dos locais onde viviam e produziam mais de 200 mil pessoas, em sua maioria camponeses.

Barragens hidrelétricas e seus reservatórios envolvem fluxo de água restrito e submersão de massas de terra, o que pode causar eutrofização. Além disso, as barragens e os reservatórios causam variações de temperatura da água que perturbam os habitats das espécies do rio, favorecem a criação de caramujos e mosquitos, bloqueiam a migração de peixes para desova e perturbam os ecossistemas circundantes e a jusante, incluindo pântanos, florestas e planícies aluviais (BACELLAR, 2017). Além disso, é fato que os reservatórios podem proporcionar segurança hídrica a regiões com escassez de água (PEREIRA et al., 2019; SCOTT et al., 2021). Entretanto, no caso de reservatórios multifuncionais, a priorização para outras funções, como a geração de energia hidrelétrica, pode comprometer a segurança hídrica (BAHRI, 2020).

No que se refere à região do lago de Sobradinho, foram deslocadas 70 mil pessoas que sofreram a pressão do Estado, representado pela Companhia Hidrelétrica do São Francisco (CHESF), as quais tiveram de deixar suas moradias e propriedades rurais para dar lugar à formação do lago artificial de 4.214 km², 350 km de extensão e 10 a 40 km de largura, com capacidade de armazenar até 34 bilhões

de metros cúbicos de água (COSTA, 1990). As antigas cidades ali existentes (Casa Nova, Pilão Arcado, Sento Sé e Remanso) ficaram submersas no lago, e as comunidades foram transferidas para a nova sede dos municípios e para outras regiões (PAVESE, 1984; SANTOS; BARROS; NOBRE 2021).

Além da já mencionada inundação das cidades e transtornos causados à população local da referida época, a implantação de projetos hidrelétricos na Bacia do Rio São Francisco ocasionou alteração no regime hídrico, provocando o processo erosivo, por meio do solapamento da base do talude marginal, devido ao abaixamento do nível d'água e do desmatamento da vegetação nativa (RAMOS et al., 2012).

A degradação ambiental gerada pelo processo erosivo em reservatórios afeta a disponibilidade de água, seu fornecimento e a geração de energia elétrica, constituindo consequências hidráulicas e econômicas severas, pondo em risco o desempenho da geração de energia elétrica, de abastecimento de água, de navegação (MORRIS; FAN, 1997; CARVALHO, 2000; MAIA, 2006) e eutrofização das águas (MARTINS et al., 2003).

2.2 EROSÃO

Sendo caracterizada por um complexo processo, a erosão do solo envolve fatores diversos, de forma e magnitude variáveis, de acordo com o local de ocorrência (CARVALHO, 2009). Tal fenômeno constitui-se do desprendimento e arraste das partículas do solo causado por ação da água (pluvial, fluvial e marinha) e abrasão (glacial, eólica ou antrópica). E entre os fatores que influenciam na magnitude do processo erosivo está a incidência de chuvas, a infiltração, a topografia do terreno, a cobertura vegetal e a própria natureza do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005; SOUSA, 2017).

Deste modo, percebe-se facilmente que a erosão é um acontecimento muito comum no ambiente: as barrancas das margens dos rios que caem, os taludes de morros que desabam, as enxurradas que desgastam os solos desprotegidos por vegetação, são alguns exemplos de erosão, bem como a visível coloração barrenta de um rio, evidenciando a erosão após uma enxurrada (VANONI, 1997; MELO, 2019). Ela age continuamente na superfície da Terra e representa um dos principais agentes naturais de transformação fisiográfica do planeta (CARVALHO et al., 2006).

Contudo, segundo Carvalho et al. (2000), as taxas erosivas ocasionadas por intervenções antropogênicas chegam a ser 100 vezes maiores que as taxas realizadas por processos naturais. Os assoreamentos nos rios são bons exemplos de impactos negativos principalmente em grandes rios. Os conhecidos deltas formados na foz dos rios são exemplos de depósitos de sedimentos, que são extremamente ricos em nutrientes, bem como as calhas dos rios são formadas pela ação do escoamento das águas e os acúmulos de sedimentos (aluviais) chegam a criar grandes assoreamentos (CARVALHO, 2008).

Ainda de acordo com Carvalho (2008), tem-se como pontos problemáticos da erosão os seguintes transtornos:

- Prejuízos nas terras agrícolas pela perda de nutrientes do solo;
- Sedimentos erodidos formando depósitos em outros locais rio abaixo;
- Sedimentos em suspensão causando danos severos na qualidade das águas para consumo humano, pois seu tratamento requer tempo e dinheiro;
- Nas cabeceiras, provocando a destruição das nascentes;
- Aumento dos riscos de desertificação,
- Alterações das calhas dos rios e depósitos no leito.

A acumulação de sedimentos resultantes de processos erosivos em reservatórios com finalidades hidrelétricas pode resultar em impactos econômicos, pois a capacidade de acúmulo do reservatório é reduzida, implicando, conseqüentemente, em redução no potencial de energia. Esse fenômeno pode, ainda, encurtar a vida útil do reservatório, em caso de o assoreamento atingir a saída de água e o equipamento ser danificado pela abrasão. O assoreamento também pode causar aumento da cavitação em pás de turbinas hidráulicas, devido à queda nos níveis de pressão. Na análise dos impactos causados por pequenas centrais hidrelétricas, o risco da interrupção da barragem também deve ser considerado (BACELLAR, 2017).

Para Cardoso (2018), dentre as diversas formas de degradação, a erosão do solo e a conseqüente sedimentação associada são os processos mais importantes em grande escala (ou seja, em nível de bacia hidrográfica ou paisagem). A perda de solo pode resultar em sérios impactos locais, tais como redução de sua camada efetiva e da capacidade de armazenamento de água, perda da fertilidade e da

redução da produtividade agrícola. Os sedimentos e poluentes oriundos de processos erosivos são transportados para os corpos d'água, resultando em graves impactos ambientais e na saúde humana. Dentre eles, têm-se o assoreamento dos canais de distribuição e dos reservatórios de água, a redução da qualidade da água e a degradação de habitats e ecossistemas terrestres e aquáticos (MORGAN, 2005).

Neste sentido, faz-se necessária a investigação/monitoração do trajeto de sedimentos da erosão em ambientes aquáticos, visto a possibilidade de carregamento de agentes (substâncias e elementos químicos) prejudiciais à saúde humana e ao ambiente.

2.3 MÉTODOS DE DETERMINAÇÃO DE EROSÃO E TAXA DE SEDIMENTAÇÃO

2.3.1 Métodos convencionais

A perda de solo, que pode ser causada por agentes naturais, como águas, ventos, gravidade ou geleiras, apresenta potencial de degradação local e em áreas mais distantes do sítio de produção dos sedimentos (VAN PELT et al., 2017; ACACIO; OLIVEIRA, 2020). Quando causada por erosão hídrica, representa uma forma de degradação ambiental que deve ser mensurada e manejada de forma a evitar ou reduzir os efeitos negativos ao ambiente, como o assoreamento de corpos hídricos, perda da camada produtiva dos solos e perda de nutrientes e defensivos agrícolas (KNAPP, 2022). Para Pimentel e Burgess (2013), cerca de 10 milhões de hectares de solos cultiváveis são perdidos anualmente, o que representa uma taxa de perda de solo de 10 a 40 vezes maior que a taxa de formação de solo.

Portanto, com a finalidade de entender a dinâmica da produção e transporte de sedimentos na área de estudo, faz-se necessário mensurar a perda de solo e o aporte de sedimentos por meio de modelos que levem em consideração os fatores que desencadeiam a desagregação do solo, o transporte e a deposição nas vertentes e/ou nos cursos d'água, ou seja, relacionados às chuvas, ao solo, ao relevo, à cobertura vegetal, ao manejo agrícola e à estrutura hidrológica e da paisagem (DEMARCHI; PIROLI, 2020; KNAPP, 2022).

Dentre outros modelos de predição de perda de solo, a Equação Universal de Perda do Solo (EUPS) é amplamente utilizada por pesquisadores de todo mundo

para estimar as perdas de solo por atividades agrícolas (BAKKER et al, 2005). Pois permite traçar as primeiras estratégias de controle, reduzindo assim os riscos de perda de qualidade dos solos e água, otimizando, deste modo, o uso dos recursos na conservação dos solos a partir da utilização de ferramentas especiais na avaliação da taxa de perda de solo (MITASOVA et al., 1996; GAREN; GETER, 1999).

De acordo com Gomez (2012), a primeira versão deste modelo começou a surgir em 1958, baseando-se em trabalhos anteriores a tal data e experimentações próprias de Wischmeir. A partir disto, em conjunto com Smith em 1959 combinou fatores como a erosividade (R), erodibilidade (K), topografia (LS), cobertura vegetal (C), e as práticas de conservação agrícolas (P). Em 1965 e 1978, a EUPS foi novamente melhorada, expressando a quantidade de perda do solo em unidades de $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ (WISCHMEIR; SMITH, 1978).

A EUPS é frequentemente utilizada como preditora da perda do solo no nível regional ou de bacias. Porém seu uso é limitado pela confiabilidade dos dados fornecidos (GRIMM; JONES; MONTANARELLA, 2002), sendo um dos principais fatores limitantes para a aplicação da EUPS é que sua base é totalmente empírica, o que implica a necessidade de obtenção dos parâmetros da equação para o local do estudo (BACK, 2023).

O Modelo de Erosão Hídrica e de Preparo do Solo / Modelo de Aporte de Sedimentos (MEHPS/MAS) - (WaTEM/SEDEM) MEHPS/MAS é um modelo de erosão do solo e distribuição de sedimentos espacialmente distribuído que foi desenvolvido no Grupo de Pesquisa em Física e Geografia Regional (KU Leuven, Bélgica) como uma versão otimizada e fácil de usar dos modelos WaTEM (Water and Tillage Erosion Model) e SEDEM (Sediment Delivery Model), que também foram desenvolvidos por eles. Tais modelos foram desenvolvidos especificamente para simular o impacto de medidas de conservação do solo e controle de sedimentos, bem como mudanças no uso da terra, no âmbito de uma gestão integrada de bacias hidrográficas, na perda local de solo e no lançamento de sedimentos nos rios (VAN OOST et al., 2005).

Deste modo, combina os modelos WaTEM e SEDEM e visa fornecer informações úteis para que os gestores de terras selecionem o cenário de gestão de bacias hidrográficas mais eficaz. Logo, trata-se de um modelo capaz de prever taxas anuais de perda de solo e deposição de sedimentos por erosão hídrica, além

do aporte de sedimentos na saída da bacia hidrográfica, a partir de valores médios anuais dos parâmetros de entrada (VERSTRAETEN et al., 2002). Tal modelo é estruturado em três componentes: avaliação da taxa de erosão média anual, da capacidade média anual de transporte de sedimentos dos pixels e algoritmo de roteamento de sedimentos, que redistribui os sedimentos produzidos sobre a bacia hidrográfica levando em consideração sua topologia e o padrão espacial da capacidade de transporte (VAN ROMPAEY et al., 2001).

2.3.2 Radionuclídeos atmosféricos

Metodologias de identificação de fontes de sedimentos que empregam as propriedades naturais dos sedimentos começaram a ser utilizadas na década de 1970 (MINELLA; MERTEN, 2011). Logo após, na década seguinte de acordo com Villela (2019), o trabalho de Peart e Walling (1986) trouxe grande avanço para o método, propondo uma análise preliminar das fontes que apresentassem diferenças físicas e químicas do solo, permitindo selecionar pequenos grupos de parâmetros capazes de explicar a variabilidade total das fontes.

Não parando por aqui, no decorrer da evolução do método, outros parâmetros relacionados as propriedades físicas e biogeoquímicas dos sedimentos foram incluídos para identificar fontes de sedimentos, como propriedades magnéticas (CAITCHEON, 1998), tamanho, morfologia e composição química mineralógica (DE BOER; CROSBY, 1995). A utilização de ^{137}Cs como elemento traçador representou um considerável avanço na modelagem direta dos processos erosivos, sendo este radioisótopo fortemente absorvido pela fração de argila presente na superfície do solo, tornando-o um bom traçador, assim como ^{210}Pb , ^7Be e ^{226}Ra , também utilizados para identificar sedimentos (VILLELA, 2019). Porém, existem dificuldades na sua determinação em locais próximos à linha do Equador devido à sua baixa precipitação e, conseqüentemente, baixa concentração nos solos (RIBEIRO, et al., 2016; FERREIRA, 2018).

O método de Radionuclídeos Atmosféricos, como supracitado, utiliza de elementos traçadores em estudos de estimativas de taxas de erosão e identificação de fontes de sedimentos (GUZMÁN et al., 2013). Trazendo como vantagens o fornecimento de informação sobre as taxas e padrões de redistribuição do solo e de sedimentos em várias escalas temporais, não havendo restrições de escala, apenas

a exigência de um número maior de amostras conforme o aumento da escala, permite a análise dos processos que envolvem o movimento das partículas do solo em curtas escalas de tempo ou até um período de um século, variando de acordo com a meia-vida do radionuclídeo, além disso, as taxas de erosão e sedimentação são retrospectivas, podendo ser obtidas com apenas uma única amostragem, eliminando os custos com amostragem exigidas por métodos tradicionais de monitoração e provocando o mínimo de perturbação na área estudada (COLLINS; WALLING, 2004; GUZMÁN et al., 2013).

Utilizada por Santos et al. (2022) para realizar a primeira estimativa de taxa de sedimentação no Reservatório de Sobradinho-BA, as técnicas analíticas nucleares são especialmente adequadas para determinar radionuclídeos em amostras de sedimentos profundos, principalmente ^{210}Pb não suportado (^{210}Pb em excesso em comparação ao mesmo radionuclídeo originalmente presente no material geológico). A concentração de atividade do ^{210}Pb atmosférico incorporado aos sedimentos durante a sua formação permite a estimativa da taxa de sedimentação (GOMES et al., 2011).

^{210}Pb atmosférico é formado pelo decaimento de ^{222}Rn , que emana do solo a um fluxo constante. A fração do ^{210}Pb proveniente da atmosfera, denomina-se ^{210}Pb atmosférico para diferenciá-la da fração originalmente presente no sedimento, presumidamente em equilíbrio secular com ^{226}Ra (CAZOTI et al., 2002). Pressupõe-se que a deposição de ^{210}Pb , adsorvido às partículas sólidas ou arrastado pelas chuvas, se dá a uma taxa constante e que, a partir de uma certa profundidade, as concentrações de ^{210}Pb e ^{226}Ra nas diversas camadas de sedimentos sejam igualadas, indicando não haver ^{210}Pb não suportado (SOUZA et al., 2011).

Para um determinado ambiente aquático, o modelo a ser escolhido para datação dos sedimentos depende de certas condições: em ambientes em que o aporte de sedimentos pode variar, em consequência de mudanças climáticas ou antropogênicas, adota-se o modelo Constant Rate of Supply (CRS), que pressupõe um fluxo constante de ^{210}Pb atmosférico (RAVICHANDRAN et al., 1995; APPLEBY; OLDFIELD, 1978; SILVA et al., 2009). Por outro lado, em ambientes em que a taxa de sedimentação é constante e pode-se considerar que os sedimentos têm uma concentração inicial de ^{210}Pb em excesso constante, o modelo a ser aplicado é o *Constant Initial Concentration* (CIC) (SAN-MIGUEL et al., 2001).

A datação com ^{210}Pb é uma ferramenta muito eficaz, permitindo o estabelecimento da cronologia em sedimentos recentes (até aproximadamente 100 anos) (SAN-MIGUEL; BOLIVAR; GARCIA-TENORIO, 2004), sendo muito útil para registrar os recentes impactos antropogênicos de metais em áreas estuarinas, podendo ainda ser aplicada a muitos ecossistemas estuarinos, embora a datação de sedimentos possa depender da dinâmica ambiental que afetou a mistura de camadas de sedimentos (GOMES et al., 2011).

2.4 RADIONUCLÍDEOS NATURAIS TRAÇADORES DE SOLO

As fontes de sedimentos podem ser determinadas em função de características químicas e físicas dos solos e dos elementos químicos que são utilizados como propriedades traçadoras (WALLING; WOODWARD, 1995; MINELA, 2003). Por meio da coleta dos sedimentos em suspensão, é possível comparar suas características com as fontes e determinar a origem destes (YU; OLDFIELD, 1989). Tal comparação dos sedimentos coletados na rede fluvial com as fontes é realizado sob rigoroso procedimento estatístico, em que é selecionado o melhor conjunto de características dos produtos químicos que apresentam capacidade discriminante entre as fontes (COLLINS et al., 1997). Assim, uma etapa importante da aplicação desse método consiste em selecionar corretamente o grupo de variáveis discriminantes que devem ser distintas para cada local (COLLINS; WALLING, 2002).

Nos últimos anos, o uso de traçadores ambientais estáveis e instáveis (radioisótopos naturais, principalmente) tem se mostrado mais adequados em termos de custo-efetividade na implementação de estratégias de conservação do solo. Essas variáveis medidas nas amostras têm possibilitado a caracterização precisa da origem, transporte e destino de sedimentos em uma bacia hidrográfica, além de estimativas de taxas perda do solo e de sua matéria orgânica associada, mesmo que originados por misturas complexas (GIBBS, 2008; GIBBS, 2010). Estas também permitem estimar a intensidade de poluição difusa oriunda de fontes biológicas, agroquímicas, industriais e urbanas. Isto auxilia no desenvolvimento de políticas públicas de implementação de práticas de uso e manejo sustentável do solo, conservação de recursos hídricos e da biodiversidade (CARDOSO, 2018).

Para Minella (2007), um exemplo de aplicação bem-sucedida desse método a pouco citado é o descrito por Collins et al. (1997), os quais determinaram a

variabilidade das fontes de sedimentos em duas bacias no Reino Unido. A análise permitiu a verificação da contribuição das áreas de cultivo, das pastagens, das florestas e da entrada na rede fluvial. Russel, Walling e Hodgkinson (2001) também obtiveram bons resultados com esse método aplicado em duas bacias rurais experimentais expostas a intenso uso agrícola. Nesse estudo, os autores verificaram que os sedimentos em suspensão transportados apresentaram como origem as fontes de superfície (34 e 65%), os drenos de campo (27 e 55%) e conduzido na rede fluvial (menos de 10%).

Muitos estudos de identificação de fontes têm sido usados em programas nacionais de manejo de bacias nos países da Europa, Ásia e na Austrália (WALLING, 2005). No Brasil, apesar dos problemas crescentes associados à influência hídrica e presença de sedimentos e poluentes nos rios, os estudos de identificação de fontes são incipientes (MINELLA et al., 2007).

2.5 *FINGERPRINT* E RADIONUCLÍDEOS NATURAIS NA MONITORAÇÃO DA EROSÃO

Tendo em vista a problemática apresentada a respeito da sedimentação e assoreamento em reservatórios, identificar as fontes de origem do sedimento, por meio de impressões digitais - *fingerprint*, permite planejar atividades para o controle de erosão na bacia (MINELLA et al., 2007). Basicamente, traçadores de solo podem ser usados para identificar áreas em erosão (GUZMÁN et al., 2013; COLLINS et al., 2017), sendo estas metodologias de rastreamento utilizadas para determinar a taxa de perda de solo ou produção de sedimentos e rastrear a redistribuição do solo pela paisagem (GUZMÁN et al., 2013).

Fingerprint consiste na impressão digital de sedimentos ou rastreamento de sedimentos para o mapeamento e na identificação da origem dos sedimentos que chegam aos corpos d'água, por meio de análises físicas e químicas dos solos da bacia e dos sedimentos em suspensão. De maneira rápida e econômica permite identificar os pontos na bacia que mais contribuem para o assoreamento de reservatórios, auxiliando desta forma nas estratégias para redução dos processos erosivos e contenção dos sedimentos transportados (FERREIRA, 2020).

Minella e Merten (2011) fazem uma síntese do método de *Fingerprint* proposto com Collins et al., (1997), em que a aplicação do método é composta por etapas: seleção das

fontes, amostragem, caracterização química e física dos solos das fontes, análise estatística, contribuição das fontes e análise dos resultados. A técnica de *Fingerprint* apresenta vantagens em relação a outras técnicas traçadoras, como a ausência de limitações temporais, evita problemas operacionais encontrados em outros métodos, como a incorporação de solo marcado e a possibilidade de utilizar vários traçadores naturais para identificar fontes de sedimento em grandes escalas (GUZMÁN et al., 2013).

Técnicas que utilizam metais traçadores começaram a ser utilizadas na década de 70, mostrando-se vantajosas quando comparadas aos tradicionais métodos de monitoração da produção de sedimentos. Tais métodos relativamente recentes de rastreamento de sedimentos permitem a quantificação das contribuições de sedimentos de fontes de captação, contando com a conservação do solo e das propriedades dos sedimentos (LOUGHRAN; CAMPBELL; ELLIOTT, 1982; PEART; WALLING, 1986).

Um dos principais grupos de estudos de rastreamento baseia-se no princípio de que os sedimentos em suspensão retêm algumas das propriedades adquiridas em sua origem, de modo que uma amostra de sedimento transportada pela paisagem pode ser comparada a fontes potenciais dentro da bacia hidrográfica (COLLINS; WALLING, 2002; ARMSTRONG et al., 2012; WALLING, 2013; COLLINS et al., 2017).

Várias propriedades de sedimentos têm sido usadas em estudos de rastreamento de sedimentos e *Fingerprint*, incluindo química (carbono orgânico, carbono inorgânico, carbono total, relação carbono/nitrogênio, pH, Ca extraível, Mg extraível, K extraível, Na extraível, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, Si total, Al, Ag, Bi, Cd, Cr, Hg, Fe, Ca, Mg, Mn, Na, K, Ti, P, Zn, Sr, Pb, Ni, Cu, As, Mo, Sn, U, Sb, Sn, P inorgânico, P orgânico, P total, ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb), física (fração de areia, argila e silte, argila dispersível em água, índice de agregação, ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{210}Pb não suportado), biológica (razões de esteróis, *E. coli*, assinaturas bacterianas de *Enterococci*) e propriedades magnéticas (GUZMÁN et al., 2013).

Por sua vez, no que diz respeito à aplicação de técnicas de FRN, esta permite estimar a movimentação de sedimentos (taxas de erosão/sedimentação) em escala de poucos hectares (IAEA, 2014). Entretanto, ^{137}Cs , ^{210}Pb em excesso e ^7Be estão sendo cada vez mais usados como um meio de obter informações quantitativas sobre a erosão do solo e as taxas de redistribuição de sedimentos em paisagens agrícolas, em uma variedade de escalas de tempo diferentes. Além disso,

são frequentemente vistos como um complemento valioso às técnicas de medição convencionais (MABIT; BENMANSUOR; WALLING, 2008).

Os radionuclídeos naturais podem ser utilizados como traçadores, os quais têm se tornado ferramentas tecnológicas extremamente importantes na compreensão de diversos fenômenos da natureza, já sendo empregados para a compreensão de ecossistemas terrestres e aquáticos, da evolução de suas espécies, além da investigação de padrões e frequência de perturbações naturais e impactos antrópicos nestes ecossistemas e suas restaurações. As principais técnicas analíticas utilizadas na sua determinação são as espectrometrias das radiações alfa e gama (LARA, 2023).

Portanto, em um cenário caracterizado por sua fragilidade como o semiárido brasileiro, evidencia-se a necessidade imediata de iniciativas para a redução das múltiplas vulnerabilidades da região. A permanência de graves problemáticas ambientais e socioeconômicas no semiárido remete a preocupação demonstrada por Silva (2008), ao indagar sobre as estratégias de desenvolvimento que, considerando as especificidades e características socioeconômicas e ambientais do semiárido, possibilita uma nova dinâmica para a superação das problemáticas presentes nesses territórios.

2.6 TÉCNICAS ANALÍTICAS NUCLEARES

Para assertividade de todo e qualquer estudo que envolve quantificação de radionuclídeos faz-se necessário a utilização de técnicas analíticas nucleares de qualidade comprovada. Neste estudo não foi diferente, pois foram utilizadas técnicas como a Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR e a técnica do Contador Proporcional de Fluxo Gasoso - CPF, que já são bem utilizadas nas análises de rotina do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – CRCN-NE (PAIVA et al., 2018; MOURA, 2018).

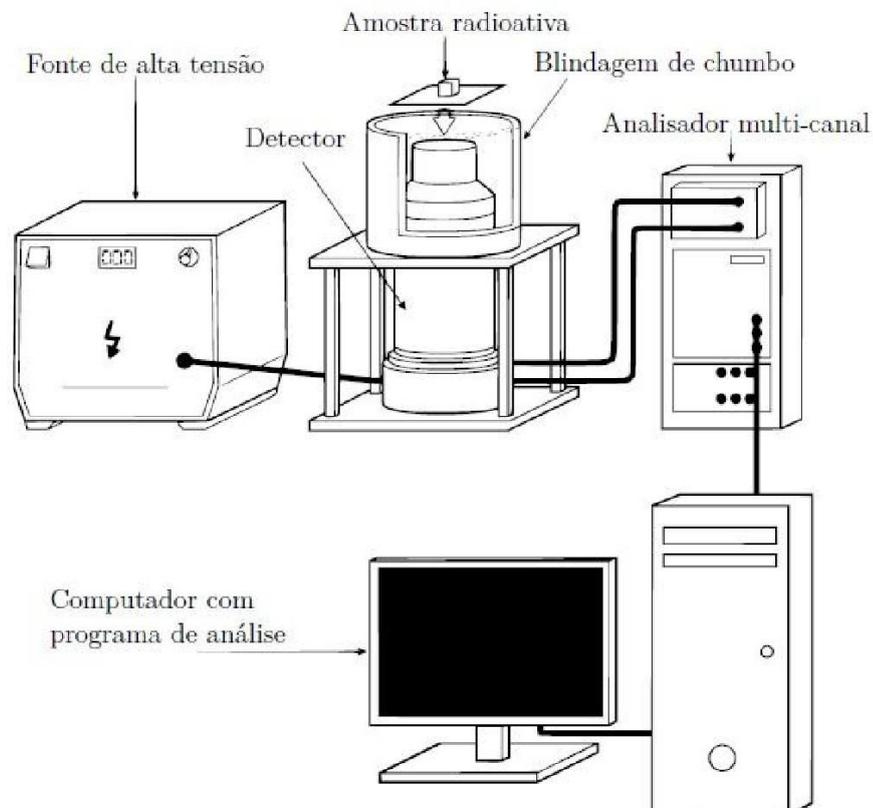
2.6.1 Espectrometria de Raios Gama de Alta Resolução – ERGAR

A Espectrometria Gama de Alta Resolução é uma técnica de identificação ou quantificação de radionuclídeos pela análise do espectro de energia produzido por um detector de radiação gama. É empregado em diversas atividades como

monitoração ambiental, medicina nuclear, monitoração de corrosão de reatores nucleares, teste de materiais e monitoração de processos industriais (ORTEC, 2014).

Os detectores de raios gama são semicondutores baseados na ionização destes materiais sob a incidência de raios gama (L'ANNUNZIATA, 2003). Diversos cristais são utilizados como semicondutores, sendo o germânio de alta pureza (*high purity germanium* ou HPGe) o material mais utilizado (KNOLL, 2010). Quando a radiação gama oriunda da amostra é absorvida por estes cristais semicondutores, um par elétron-lacuna é formado. Estes pares são transportados sob um campo elétrico externo para os eletrodos, em que um pulso é gerado com amplitudes que são diretamente dependentes do tipo de interação (efeito fotoelétrico, espalhamento Compton ou produção de pares) e a energia do fóton incidente. Tais cargas elétricas são posteriormente amplificadas, digitalizadas, filtradas e interpretadas pelo programa do computador (Figura 4) (L'ANNUNZIATA, 2003).

Figura 4. Ilustração de um sistema de espectrometria Gama.



Fonte: Arine (2017).

A aquisição do espectro, após a amostra ser posicionada próximo ao detector, é realizada a partir dos sinais gerados pelo sistema, que são atribuídos valores de energia e posteriormente registrados por um analisador digital multicanal. Cada evento é registrado em um canal de energia correspondente. O espectro gama é efetivamente um histograma de contagens de emissões gama que são observadas pelo sistema (GILMORE, 2008).

Usualmente, detectores HPGe são capazes de detectar raios gama de 30 a 3000 keV, que são registrados ao longo de espectros com 8192 canais (CANBERRA, 2003). A eficiência na detecção de raios gama, razão entre eventos observados e eventos ocorridos, não é constante ao longo do espectro de energia de radiação. A atenuação da radiação gama incidente no material do detector é diretamente dependente do detector, número atômico dos elementos que compõem a amostra e energia da radiação incidente (KNOLL, 2010). Desta forma, contagens de amostras de diferentes materiais, geometrias e volumes devem ser corrigidos através de diferentes curvas de eficiência.

O tempo de aquisição (também chamado de tempo de contagem) é escolhido de acordo com a estatística do evento que se deseja observar, levando em consideração a eficiência do detector para aquele tipo de amostra, radionuclídeos de interesse, geometria da amostra, massa, interferências e limites de detecção determinados pelo laboratório. Devido à atividade dos radionuclídeos na amostra, os registros das emissões gama que são observadas pelo detector formam picos de contagens. O centroide destes picos, isto é, a energia média das emissões daquelas regiões com maior concentração de contagens, corresponde à energia de emissão dos radionuclídeos (L'ANNUNZIATA, 2003).

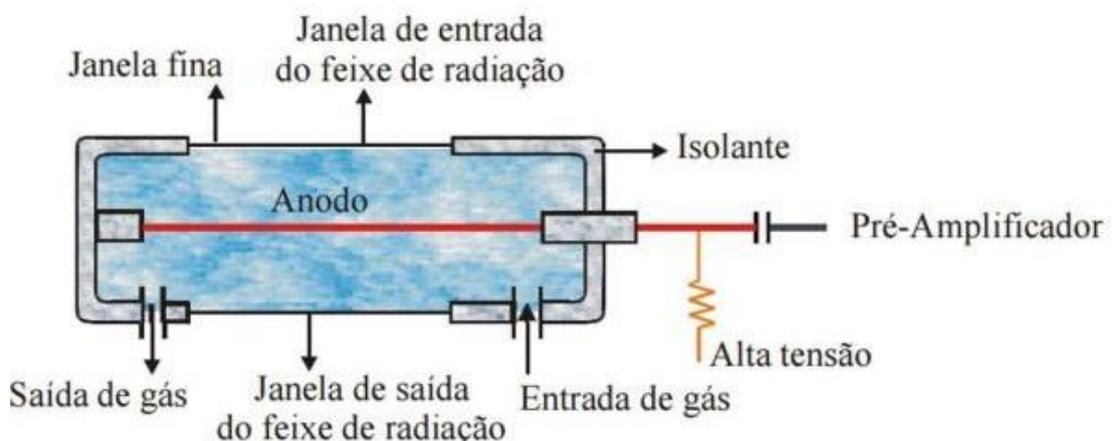
Em um sistema hipoteticamente ideal, sendo a energia dos raios gama totalmente absorvida pelo material do detector e que não houvesse interferências eletrônicas, as emissões registradas no espectro se assemelhariam a linhas (KNOLL, 2010). No entanto, devido a propriedades da estrutura da matéria e imperfeições nos componentes eletrônicos do detector, as contagens das emissões são dispersas, produzindo picos que se assemelham a curvas gaussianas com um suave caudamento (*tailing*) no lado de menor energia (PAIVA, 2018).

2.6.2 Contador Proporcional de Fluxo Gasoso - CPGF

Os detectores a gás constituem os tipos mais tradicionais e difundidos de detectores de radiação ionizante, sendo utilizados desde as primeiras experiências com esse tipo de partícula. A interação das radiações com os gases provoca principalmente excitação e ionização dos seus átomos. Na ionização, formam-se pares elétron-íon que dependem de características dos gases utilizados e da radiação ionizante (TAUHATA et al., 2003).

Os detectores gasosos geralmente são compostos por um cilindro metálico, com um ânodo axial, repleto de gás, ou de uma mistura de gases, e um eletrodo central bem isolado das paredes. O próprio corpo da câmara funciona como o cátodo, e o sistema é dotado de uma entrada e uma saída para o gás (Figura 5). Uma diferença de potencial é aplicada entre o eletrodo central e as paredes do cilindro. Quando partículas alfa ou beta interagem com o gás do detector, provocam ionização de suas moléculas e, sob a ação do campo elétrico, crescente no sentido do deslocamento dos íons, ocorre o movimento das cargas no sentido dos eletrodos (cátodo ou ânodo). Tais partículas adquirem energia cinética suficiente para provocar ionização de mais moléculas da mistura gasosa, provocando uma reação em cadeia chamada de avalanche que amplifica o sinal. Conseqüentemente, formam-se no detector, correntes ou pulsos elétricos proporcionais à quantidade de íons primeiramente formados, produzindo picos de corrente mensuráveis em amplitude (ZAMBONI, 2007; KNOLL, 2010).

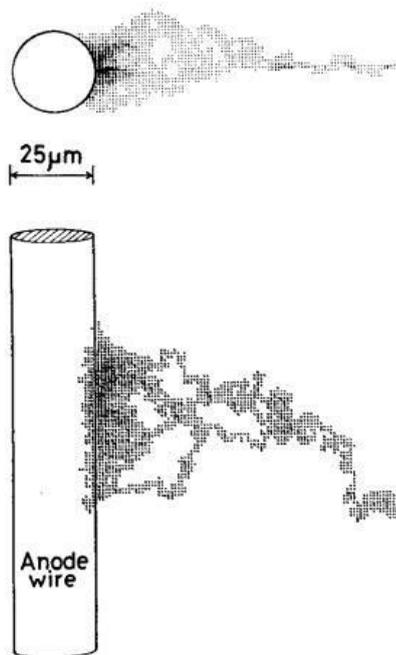
Figura 5. Esquema de um contador proporcional de fluxo gasoso.



Fonte: Tauhata (adaptado) (2003).

Uma representação do processo de avalanche pode ser observada na Figura 6. Nesse caso elucidativo, a avalanche é confinada a uma pequena distância ao longo da extensão do anodo e cobre somente uma extensão limitada da circunferência do anodo, orientada geralmente na direção do elétron incidente. Desse modo, o contador é capaz de responder a outros eventos ocorrentes no anodo antes que os íons tenham sido removidos do primeiro evento, proporcionando baixos tempos mortos nas medições pela técnica CPF (KNOLL, 2010).

Figura 6. Visualização ortogonal de uma avalanche provocada por um elétron simples simulada por Monte Carlo. A densidade do sombreamento indica a concentração de elétrons formada na avalanche.



Fonte: Knoll, 2010.

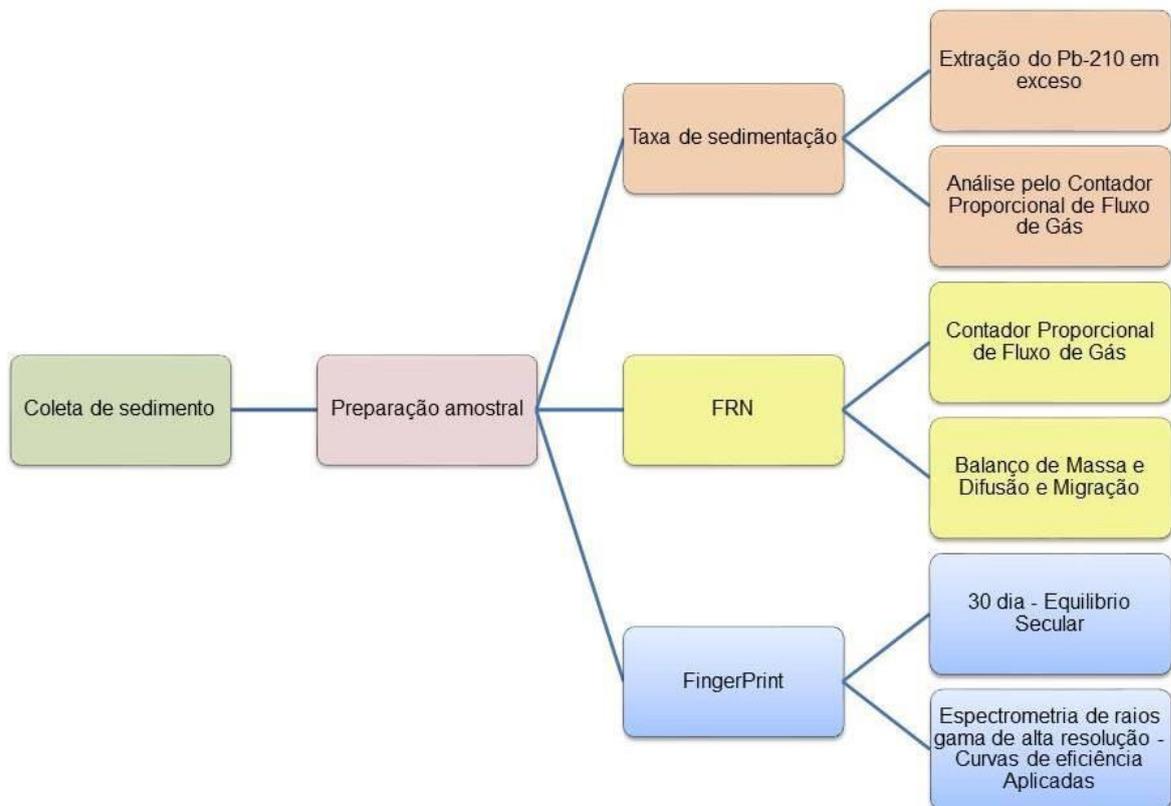
2.7 HIPÓTESE

Será adequado o emprego de radionuclídeos atmosféricos naturais na monitoração da erosão em um reservatório de grande porte, como exemplo Sobradinho (BA), localizado no Semiárido brasileiro. Ademais, essa estratégia trará uma nova perspectiva para estudos de monitoração da erosão para fins de mitigação dos efeitos desta em reservatórios.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O delineamento experimental dessa pesquisa consistiu na coleta de perfis sedimentares em quatro pontos/locais no reservatório de Sobradinho — BA, tais perfis foram preparados e analisados para mensuração de taxa de sedimentação a partir do radionuclídeo atmosférico (FRN) ^{210}Pb em excesso. Para a estimativa da movimentação de solo foi utilizado solo de quatro áreas, os quais foram coletados perfis para a determinação de ^{210}Pb em excesso e estimativa das perdas dos solos por erosão, utilizando-se a região mais afastada (ilha) como local de referência. Amostras de solos superficiais (0-5 cm) foram amostradas ao longo dos diversos tipos de uso de solo, assim como sedimentos superficiais do reservatório (ponto de mesclas) para a determinação de radionuclídeos naturais e avaliação das principais fontes de solo erodido para essas mesclas (*fingerprint*).

Figura 7. Fluxograma para a realização dos ensaios experimentais

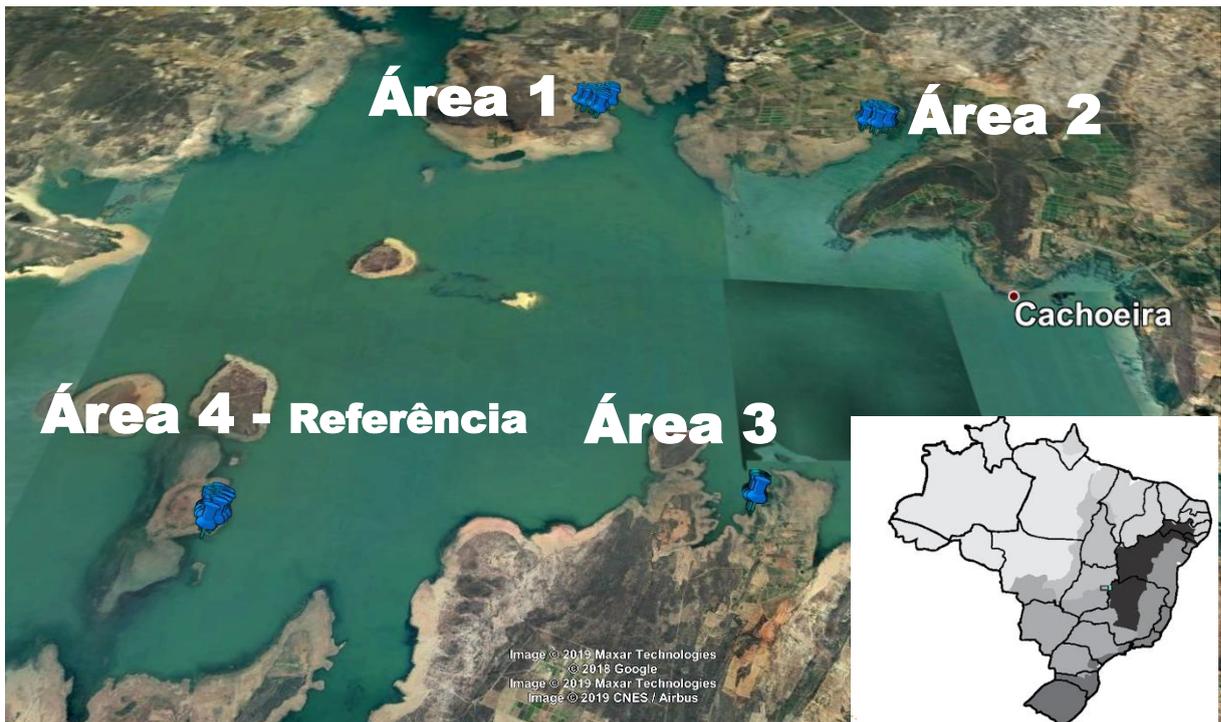


Fonte: O autor (2024).

3.1 ÁREAS DE ESTUDO E AMOSTRAGEM

O presente estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio São Francisco, a qual apresenta uma extensão total de 630.000 km², sendo a área de estudo correspondente a aproximadamente 400 km² conforme mostra a Figura 8.

Figura 8. Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco em comparação com o mapa do Brasil (canto direito inferior). Locais de amostragem no reservatório de Sobradinho, Estado da Bahia.



Fonte: O autor (2024).

Abaixo são listadas as principais características que permearam a seleção das áreas de estudo com relação ao uso do solo para agricultura, presença de vegetação nativa e de pastagens. Próximas a essas regiões foram também amostrados os perfis sedimentares para a estimativa da taxa de sedimentação.

3.1.1 Área de referência (4)

A ilha localizada no meio do reservatório foi de difícil acesso para o barco utilizado na amostragem da água. Portanto, foi selecionada esta ilha próxima à margem esquerda do reservatório. Nesta ilha, foram observadas pastagens caprinas, áreas cultivadas com milho e algumas áreas de Caatinga. Alguma área

abandonada foi levada em consideração. O local de referência elegível foi uma das ilhas naturais presentes no reservatório como mostra a Figura 9.

Figura 9. Pontos de amostragem referentes ao Local de Referência (AR). TS = Taxa de sedimentação (amarelo). FPS = *Fingerprint* (Branco). FRN = Radionuclídeos Atmosféricos (Azul).



Em verde: amostras não consideradas neste estudo.

Fonte: Projeto ARCAL.

3.1.2 Área 1

A área 1 apresenta como características os cultivares de cebola que margeiam o reservatório com uso de pesticidas e fertilizantes químicos, presença de sulcos de irrigação, áreas agrícolas abandonadas, caracterizando assim a rotação de culturas. O pastoreio de caprinos foi observado em áreas abandonadas, bem como fragmentos remanescentes de Caatinga (vegetação natural). Foi verificado ainda algum preparo do solo para quase toda a área, incluindo algumas estradas vicinais na vegetação da Caatinga, como é possível observar na Figura 10 a qual encontra-se a seguir:

Figura 10. Pontos de amostragem referentes às áreas do Perfil 1. TS = Taxa de sedimentação (amarelo). FPS = *Fingerprint* (Branco). FRN = Radionuclídeos Atmosféricos (Azul).



Em verde: amostras não consideradas neste estudo.

Fonte: Projeto ARCAL.

3.1.3 Área 2

Cultivos de melancia nos primeiros estágios (mudas) foram observados na Área 2, com o provável uso de pesticidas e fertilizantes químicos. Havia presença de sulcos de irrigação, áreas agrícolas abandonadas e fragmentos remanescentes de caatinga (vegetação natural). Amostragens em estradas vicinais foram tomadas como possíveis fontes locais de sedimentos para o reservatório. Algum preparo do solo foi verificado para toda a área, incluindo vegetação de Caatinga em regeneração como verifica-se na Figura 11 em seguida:

Figura 11. Pontos de amostragem referentes às áreas do Perfil 2. TS = Taxa de sedimentação (amarelo). FPS = Fingerprint (Branco). FRN = Radionuclídeos Atmosféricos (Azul).



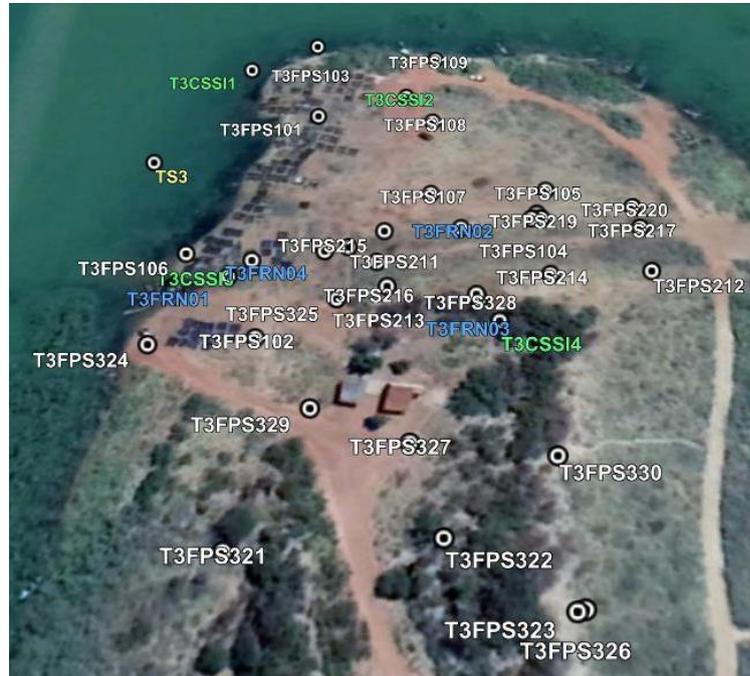
Em verde: amostras não consideradas neste estudo.

Fonte: Projeto ARCAL.

3.1.4 Área 3

A principal atividade nesta área é a aquicultura a partir de gaiolas. Há fragmentos de Caatinga e áreas possivelmente abandonadas como mostra a Figura 12.

Figura 12. Pontos de amostragem referentes às áreas do Perfil 3. TS = Taxa de sedimentação (amarelo). FPS = Fingerprint (Branco). FRN = Radionuclídeos Atmosféricos (Azul).



Em verde: amostras não consideradas neste estudo.

Fonte: Projeto ARCAL.

A Tabela 2 resume o quantitativo de amostras coletadas nas áreas estudadas. O número total de amostras foi 152 para taxa de sedimentação, 70 para taxa de erosão (FRN) e 121 para *fingerprint*, respectivamente.

Tabela 2. Perfis e amostras coletadas para este estudo.

Perfil	Taxa de sedimentação		Taxa de erosão (FRN)		<i>Fingerprint</i>	Subtotal amostras
	Número de réplicas	Número de amostras	Número de réplicas	Número de amostras	Número de amostras	
1	3	45	4	20	34	99
2	3	43	4	20	30	93
3	3	20	4	20	29	69
4	4	44	2	10	28	82
Total	13	152	14	70	121	343

Fonte: O autor (2024).

3.2 PREPARAÇÃO DA AMOSTRA

A preparação das amostras foi realizada de acordo com cada análise a ser realizada, em que para a taxa de sedimentação, os perfis foram seccionados em campo, logo após a coleta, assim como os perfis de solo para o estudo de erosão.

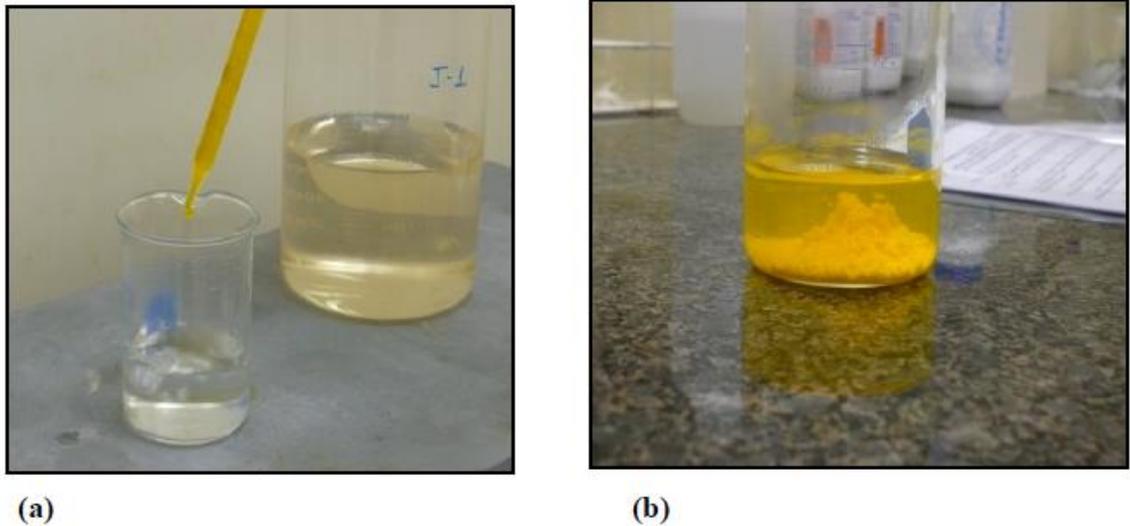
3.2.1 Taxa de Sedimentação

Para a taxa de sedimentação, foram utilizados tubos de PVC com 120 cm de comprimento por 9 cm de espessura. Esses foram introduzidos no fundo do reservatório para a coleta dos perfis, tal procedimento foi realizado em triplicata. Estes foram transportados até um local para tratamento, nos quais foram seccionados a cada 5 cm formando assim as amostras. Nos laboratórios da Central Analítica do CRCN-NE, as amostras foram secas em estufa a 50°C até o peso constante, e cominuídas manualmente por meio de almofariz e pistilo de porcelana até granulometria inferior a 0,08 mm.

Porções analíticas de 4 g foram agitadas mecanicamente após adição de aproximadamente 1g de cloridrato de hidroxilamina, 1000 µL de carreador de chumbo (chumbo metálico + HNO₃ 20 mg/mL) e 100 mL de HBr 0,5 M. A mistura foi mantida sob forte agitação por 12 horas. Finalizada a agitação, filtrou-se a mistura e transferiu-se para um frasco de polietileno. Em seguida, chumbo-210 foi separado radioquimicamente, onde se fez percolar o material filtrado através da coluna de troca iônica contendo a resina (Resina DOWEX 1x8 Clorídrica 50-100 mesh básica). O Pb retido na coluna foi extraído com 100 mL de uma solução de HNO₃ 1 mol.L⁻¹. A solução obtida foi transferida para um béquer de 250mL e aquecida em chapa até quase secura, e avolumada até 50 mL com água deionizada (condutividade elétrica de 18,2 MΩ.com⁻¹).

O pH dessa solução foi ajustado entre 4,5 – 5,0 com (NH₄)₂SO₄ a 40% usando vermelho de metila como indicador. Após tal ajuste, as soluções foram aquecidas até ebulição e adicionadas de 2 mL de cromato de potássio para a precipitação do chumbo (Figura 13).

Figura 13. Precipitação do Pb-210 com o reagente cromato de sódio. (a) Adição do reagente; (b) Precipitação do material contendo Pb.



Fonte: Arruda (2010).

O precipitado foi resfriado e filtrado em sistema do tipo Milipore, utilizando-se filtros de papel de celulose com $0,45 \mu\text{m}$ de abertura de poro, previamente tarado. Os filtros de amostra contendo chumbo-210 foram secos em estufa a 80°C por 20 minutos, pesados para determinação do rendimento químico e selados para análise pela técnica do Contador Proporcional de Fluxo de Gás Canberra, modelo Tennelec Series 5 XLB (Figura 14) por 100 minutos.

A concentração de atividade de ^{210}Pb foi determinada a partir do seu produto de decaimento, ^{210}Bi , após um tempo de espera de 10 dias para atingir o equilíbrio secular, utilizando contagem beta. Todos os cálculos foram feitos em planilha Excel. Para estimar a taxa de sedimentação, foi aplicado o modelo de concentração inicial constante após revisão dos dados. Detalhes do método podem ser consultados em Albuquerque et al. (2019).

Figura 14. Contador Proporcional de Fluxo de Gás Canberra, modelo Tennelec Série 5 XLB.



Fonte: Moura (2018)

3.2.2 Taxa de erosão (FRN)

Considerando a dureza dos solos do Semiárido Brasileiro, um cilindro de aço inoxidável (diâmetro de 13,5 cm e 30 cm de altura) foi utilizado para amostrar as camadas de solo em 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15- 20 cm, 20-25 cm e 25-30 cm, não sendo utilizado nenhum meio facilitador para a entrada do cilindro no solo. Após atingir a profundidade, o solo ao redor do cilindro foi cuidadosamente removido como mostra a Figura 15. A amostragem foi direcionada aos solos expostos ou abandonados, pastagens, vegetação de caatinga e vegetação ribeirinha. Após a amostragem, cada camada foi removida usando um dispositivo para remover suavemente o material. Em algumas amostras, o solo estava muito frágil, portanto, a espessura da camada era um pouco superior a 5 cm (no máximo, 6 cm para a nova espessura). As amostras foram secas em estufa a 60°C até peso constante (pesagens sucessivas não diferem mais de 0,01 g). As amostras foram fracionadas em peneira de 2 mm após afrouxamento em moinho de potes (não foram utilizadas bolas de porcelana, evitando a moagem das amostras). Na sequência, as amostras foram novamente peneiradas a 1 mm para obter as amostras a serem analisadas. Todas as etapas de pesagem foram seguidas para estimar o inventário do radionuclídeo em Bq m^{-2} . ^{210}Pb em excesso foi separado radioquimicamente e os

respectivos sais precipitados foram analisados pela técnica do Contador Proporcional de Fluxo Gasoso de acordo com o método descrito na seção de taxa de sedimentação. Os métodos de Balanço de Massa e Difusão e Migração foram aplicados para estimar as perdas/ganhos de sedimentos de acordo com o inventário Pb-210.

Figura 15. Cilindro de aço inoxidável utilizado na amostragem.



Fonte: Projeto ARCAL.

3.2.3 *Fingerprint* a partir de radionuclídeos naturais

Nas áreas estudadas, foram definidos transectos de 100 m, sendo que, a cada 20 m, foram coletadas amostras em linha reta conforme as Figuras 9, 10, 11 e 12, representando os diversos usos dos solos. Pás de plástico foram aplicadas aos solos de amostra (aproximadamente 100 g) na profundidade de 0-10 cm. As amostras foram secas em estufa a 60°C e cominuídas até o tamanho das partículas atingir 0,08 mm. Porções analíticas de 30 g foram transferidas para placas de Petri de polietileno e vedadas com adesivo de silicone para garantir que o gás radônio-222 não escapasse. Após 30 dias de espera para atingir o equilíbrio secular, as amostras foram analisadas por Espectrometria de Raios Gama de Alta Resolução

usando detectores HPGe. As características do detector são apresentadas na Tabela 3. Curvas de eficiência semi-empíricas foram aplicadas para calcular as concentrações de atividade no software Genie de Canberra®. Detalhes da metodologia podem ser encontrados em Paiva et al. (2016). K-40, Ra-226, Ra-228 e Th-228 foram quantificados nas amostras.

Tabela 3. Características dos detectores HPGe e linhas gama, utilizados para a análise radiométrica.

Detector	GC4019	GC3018	GC1019
Eficiência relativa (%)	40	30	10
Resolução FWHM no fotopico 1.33 MeV	1,9	1,8	1,9
Tipo	Coaxial	Coaxial	Coaxial
Diâmetro ativo (mm)	61	61,7	-
Espessura (mm)	62	42	-
Radionuclídeo	Energia (keV)*	Intensidade gama (%)*	
$^{212}\text{Bi}(^{228}\text{Th})$	727,33	6,67	
$^{214}\text{Pb}(^{226}\text{Ra})$	238,63	43,6	
$^{212}\text{Pb}(^{228}\text{Th})$	300,01	3,30	
$^{214}\text{Pb}(^{226}\text{Ra})$	295,22	18,4	
$^{214}\text{Pb}(^{226}\text{Ra})$	351,93	35,6	
$^{228}\text{Ac}(^{228}\text{Ra})$	911,20	25,8	
$^{228}\text{Ac}(^{228}\text{Ra})$	968,97	15,8	
^{40}K	1460	10,72	

Fonte: O autor (2024).

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A técnica de *Fingerprint* requer uma análise preliminar para identificar um subconjunto de propriedades traçadoras conservativas que discriminam as fontes potenciais de sedimentos. A contribuição relativa de cada fonte é estimada usando um modelo linear de mistura multivariada. Este procedimento é iterado considerando a variabilidade das fontes de sedimentos para obter a distribuição estatística da contribuição da fonte (NAVAS, 2018). Vários testes estatísticos podem ser usados

para confirmar a discriminação da fonte e selecionar o subconjunto ideal de propriedades traçadoras. Aqui, para a avaliação dos dados obtidos foi utilizado o pacote FingerPro para modelos de misturas descrito por Navas (2018) como ferramenta para quantificar a procedência dos sedimentos em uma bacia hidrográfica. Este permite implementar análises exploratórias e de separação no mesmo procedimento. Além disto, sua aplicação facilita a novos usuários que não estão familiarizados com o procedimento com aplicação de métodos estatísticos para a resolução de fontes de sedimentos de fundo em estudos de caso.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Embora se ressalte a relevância do Reservatório de Sobradinho para a região do Semiárido Brasileiro com relação à regulação hídrica, à produção de energia elétrica, à agricultura e aquicultura, ao abastecimento público e aos fins recreativos, o presente estudo está focado na aplicação de radioisótopos naturais para a monitoração das taxas de sedimentação e de erosão.

4.1 TAXA DE SEDIMENTAÇÃO

Devido às diversas influências antropogênicas, observou-se que alguns perfis não foram úteis para estimar a taxa de sedimentação conforme mostra a Tabela 4, como aconteceu para os perfis sedimentares 1 e 3 do local de referência. Durante a amostragem, a equipe observou a dificuldade, por isso, foram amostrados 4 perfis para esse local.

As taxas de sedimentação para a área de referência variou de $0,75 \pm 0,15$ a $1,10 \pm 0,12$ cm ano⁻¹, que pôde ser equiparada às taxas estimadas para a área 1. Embora se tenham diversos canais para irrigação nessa área, não foi observado incremento significativo para as taxas de sedimentação dessa área. A área de referência possui vegetação de Caatinga, que pode auxiliar na conservação do solo. Estes resultados corroboram o estudo de Simonetti, Silva e Rosa (2022) que afirma a importância da vegetação na contenção da erosão do solo, uma vez que as sub-bacias com maiores taxas de vegetação nativa apresentaram maiores gradientes de nutrientes e, por consequência, menor perda de solo e nutrientes essenciais para o adequado crescimento das plantas e manutenção da qualidade do solo.

Tabela 4. Estimativa das taxas de sedimentação em cm ano^{-1} para alguns pontos do Reservatório de Sobradinho.

Área	Réplica	Taxa de sedimentação (cm ano^{-1})		
		Estimada	Erro	Erro (%)
Referência	1		nd	
	2	1,10	0,12	11
	3		nd	
	4	0,75	0,15	20
1	1	0,83	0,39	47
	2	1,10	0,36	33
	3	0,81	0,21	26
2	1	0,62	0,06	9
	2	1,48	0,42	29
	3	1,79	0,53	30
3	1	4,57	0,42	9
	2	4,12	0,97	24
	3	3,54	1,52	43

Nd = Não determinada

Fonte: O autor (2024).

Por outro lado, as áreas 2 (que apresenta mudas de melancia com uso de fertilizantes e pesticidas próximo ao reservatório) e 3 (caracterizado por aquicultura) devem ser monitorados devido aos valores mais elevados em relação ao local de referência (Perfil 4), sendo que a área 3 possui incremento de 4 vezes considerando a taxa de sedimentação de $1,10 \text{ cm ano}^{-1}$ do local de referência. Estudos como o de Rojas, Lima e Kobayashi (2019) constataram que a exposição das margens de reservatórios aumenta expressivamente a suscetibilidade à erosão, a qual aliada à variação do nível da água, ausência de vegetação e velocidade do fluxo, potencializa o desenvolvimento de processos erosivos, o que resulta na ocorrência de perda de solo e consecutivo assoreamento do curso hídrico, comprometendo a estabilidade das margens.

Além disso, no tocante a área 3, que apresenta a aquicultura pode-se destacar a biodeposição (acúmulo de fezes) como possível agravante para a sedimentação, que quando acima da densidade esperada pode levar ao aumento da

taxa de sedimentação devido ao enriquecimento orgânico que altera geoquimicamente o sedimento (CHAMBERLAIN, et al., 2001).

Além disto, para a manutenção de gaiolas de criação de moluscos, bem como qualquer criação, requer-se a constante intervenção humano no local, e neste quesito estudos como o de Albuquerque et al. (2019) realizado às margens do manguezal de Catuama, Município de Ponta de Pedras - PE e sua margem oposta, ilha de Itapessoca - PE, mostraram também que taxas de sedimentação mais altas estão associadas à ação humana, visto que o rio em questão é o principal transportador de resíduos de indústrias químicas localizadas na Região Metropolitana do Recife, Pernambuco, Brasil.

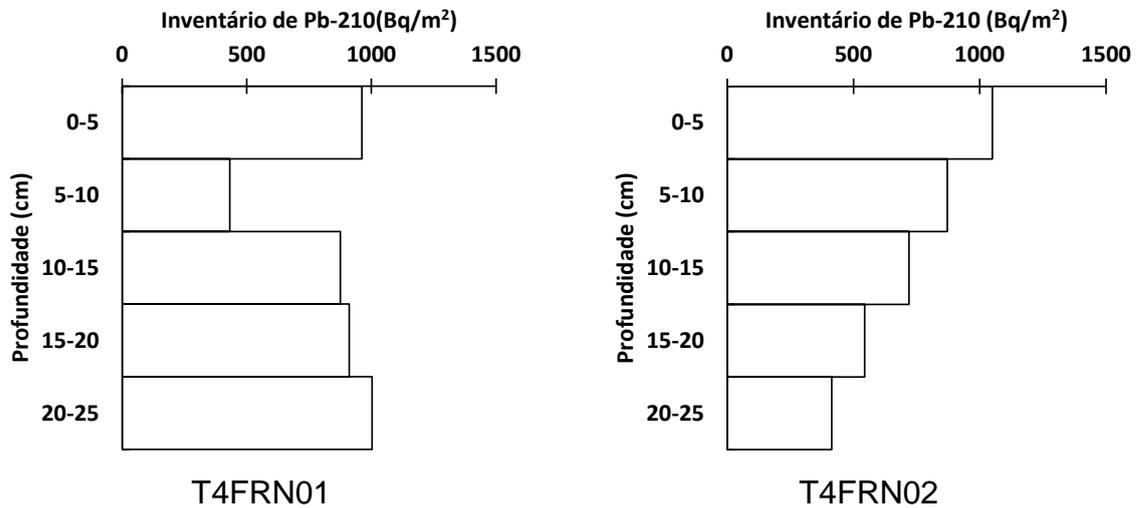
Deste modo, pode-se dizer que o aumento na taxa de sedimentação para as áreas estudadas pode ser diretamente proporcional a intervenção humana no determinado local. Onde quanto maior a intervenção, maior também a taxa de sedimentação determinada.

4.2 TAXAS DE EROSÃO

Considerando-se o inventário de Pb-210 em excesso, os valores obtidos para o Local de Referência estão apresentados na Figura 16 para as duas colunas de solos amostradas na ilha. Contudo, apenas a coluna amostrada na vegetação de Caatinga, mostrou um perfil adequado para o cálculo do inventário para o modelo de balanço de massas e de difusão.

Figura 16. Inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solo da área de referência.

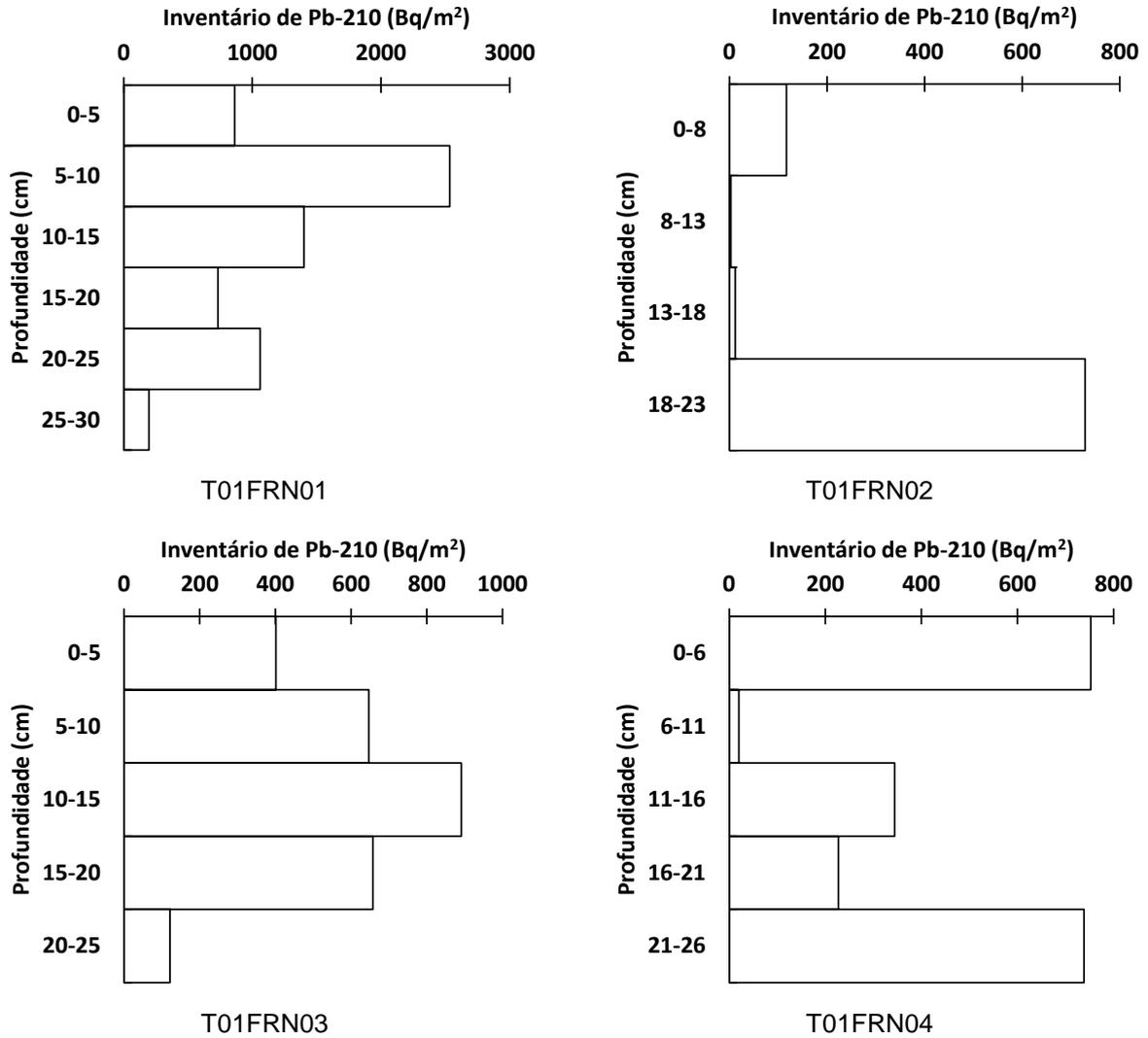
T4FRN01 = Solo exposto. T4FRN02 = Caatinga (sítio de referência).



Fonte: O Autor (2024).

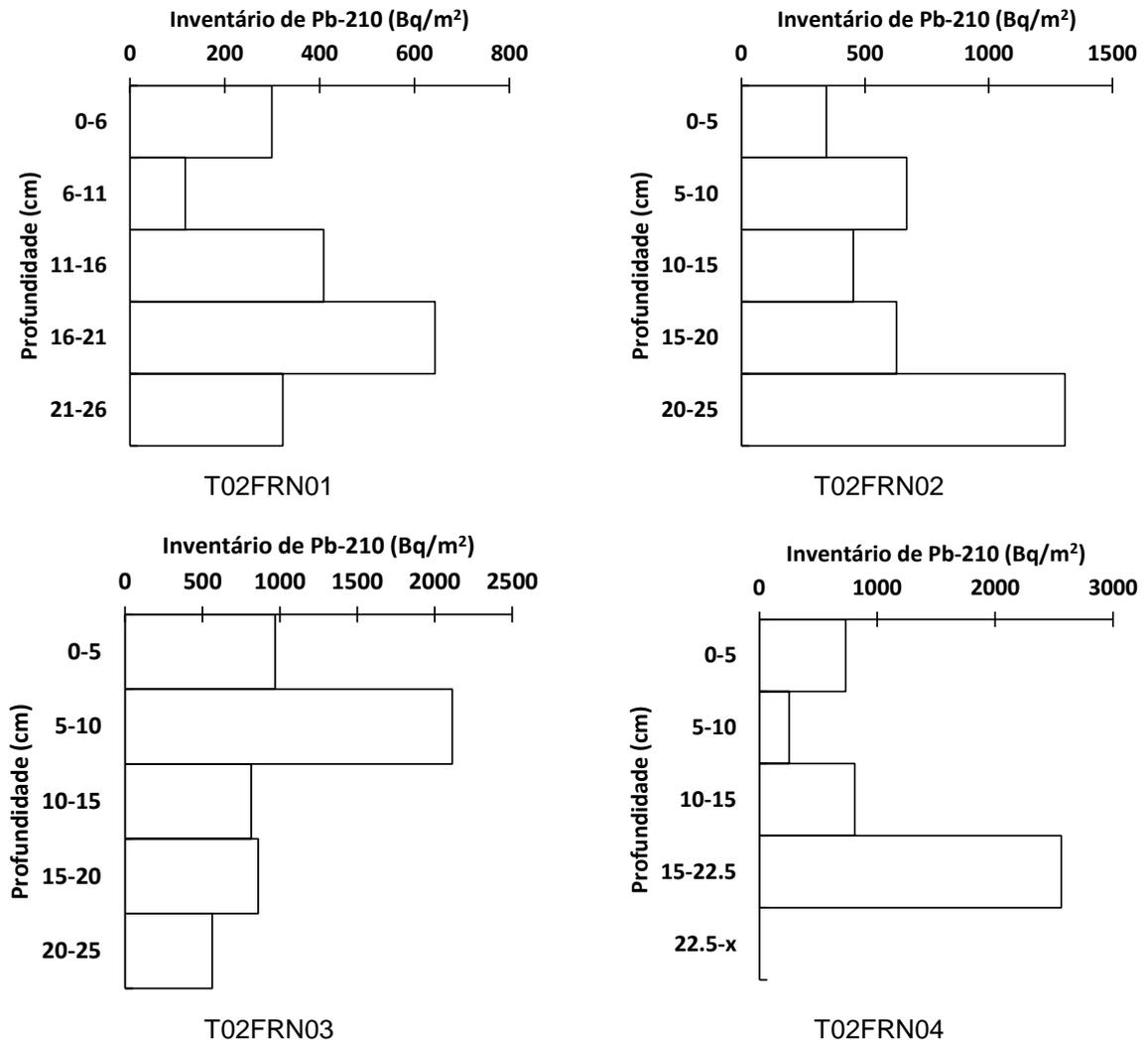
Os dados de inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solos amostradas nas áreas 1, 2 e 3 estão, respectivamente, apresentados nas Figuras 17, 18 e 19.

Figura 17. Inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solo da área 1. T01FRN01 = vegetação ribeirinha. T01FRN02 = solo cultivado abandonado exposto (cebola). T01FRN03 = Vegetação de Caatinga. T01FRN04 = Pasto para cabras.



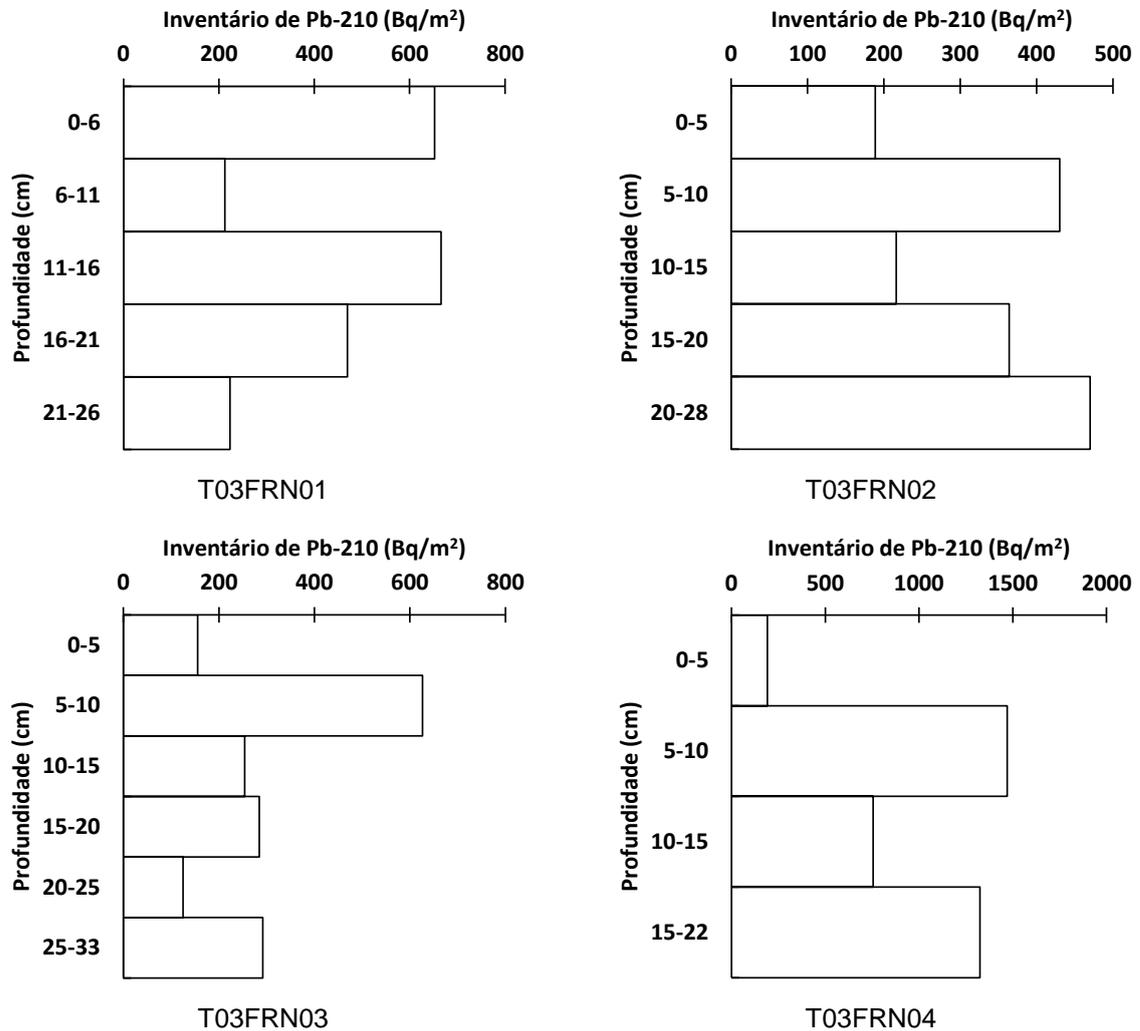
Fonte: O Autor (2024).

Figura 18. Inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solo da área 2. T02FRN01 = vegetação ribeirinha. T02FRN02, T02FRN03 = Caatinga em regeneração. T02FRN04 = Solo exposto.



Fonte: O Autor (2024).

Figura 19. Inventário de Pb-210 em excesso para as colunas de solo da área 3. T03FRN01 = vegetação ribeirinha. T03FRN02, T03FRN03 = Caatinga em regeneração. T03FRN04 = Caatinga.



Fonte: O Autor (2024).

Os dados acima evidenciaram que o ponto de vegetação ribeirinha (T01FRN01) e de Caatinga em recuperação (T02FRN03) são os que mantiveram mais próximos ao local de referência os níveis de atividade de Pb-210 em sua camada mais externa de sedimento, demonstrando a importância da cobertura vegetal na manutenção do solo. Por outro lado, onde previamente havia um cultivo de cebola (T01FRN02) e cultivos de melancia (T02FRN02), as colunas de solos tiveram maiores índices de erosão de solo nas camadas mais superiores. Vale ainda salientar que nessas áreas de amostragem foi identificado (visualmente durante as coletas) o uso de pesticidas e fertilizantes, os quais quando utilizados indiscriminadamente podem causar impactos negativos, incluindo a poluição do solo, afetando as culturas e a biodiversidade (SANTOS et al., 2024).

O uso de tais compostos podem ainda causar a morte de micorrizas que corresponde a uma associação de fungo e raízes que proporciona um aumento da absorção de nutrientes do solo pelas plantas, principalmente de fósforo (MIRANDA, 1986). O conteúdo de matéria orgânica dos solos de terras áridas é química e biologicamente menos estável e tende a diminuir muito rapidamente, conduzindo, assim, a baixos conteúdos de matéria orgânica, que somado a estrutura pobre do solo geralmente associada com baixo teor orgânico o carbono, a compactação, a salinidade e a sodicidade resultam numa redução do arejamento e das taxas de infiltração de água, daí uma maior capacidade de erosão do solo (SILVA et al., 2024).

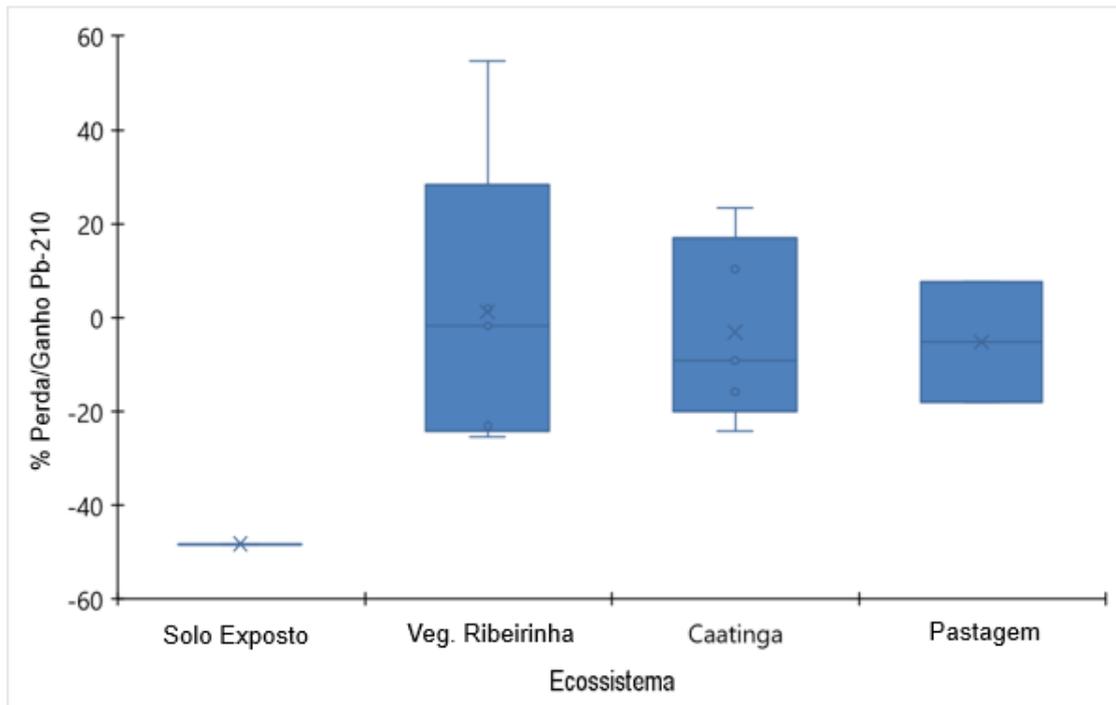
Deste modo, concordando com a literatura, dentre outros fatores que causam a degradação do solo, estão relacionados à remoção da cobertura vegetal que o protege, o sobrepastoreio que induz a sua compactação, as atividades agrícolas sem o seu manejo adequado, a exploração excessiva de vegetação para uso doméstico e atividades (bio) industriais (IMESON, 2006; FAO; ITPS, 2015; FAO, 2019).

No tocante da área 3, que tem seus dados de inventário de Pb-210 em excesso apresentados na Figura 19, as colunas correspondentes a locais de Caatinga em recuperação (2 e 3) e Caatinga (4) apresentaram resultados parecidos para a camada mais superficial, os quais demonstraram provavelmente o efeito da erosão nestes pontos. Para a vegetação ribeirinha da área 3, os valores encontrados de atividade de Pb-210 em excesso foram mais próximos ao estimado para o local de referência, sugerindo assim, o papel de tal vegetação na mitigação do processo erosivo.

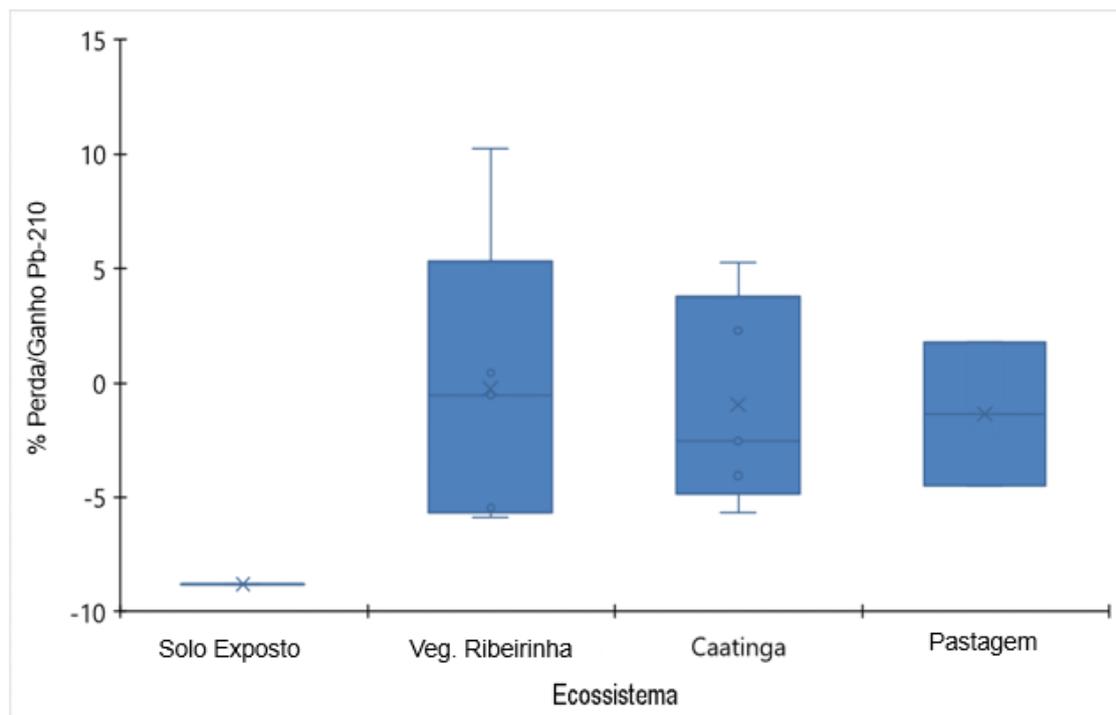
Um estudo desenvolvido as margens do Rio Tarim, China, comparou áreas sem vegetação ribeirinha com áreas recobertas por diferentes tipos de vegetação. Neste, os resultados evidenciaram um aumento de 63,6% a 88,2% na estabilidade das margens e dos terraços, isto pelo fato de as raízes das plantas ribeirinhas diminuírem o colapso das margens e reforçarem a coesão dos componentes dos solos, reduzindo os efeitos da erosão (YU et al., 2020).

Aplicando os modelos de Balanço de Massa e Difusão e Migração para estimativa de perdas/ganhos de solo com Pb-210 em excesso, resultados completamente diferentes foram obtidos como pode ser visto na Figura 20.

Figura 20. Perdas/Ganhos de sedimentos utilizando os modelos de Balanço de Massa (1) e Difusão e Migração (2).



1



2

Fonte: O Autor (2024).

O inventário de Pb-210 em excesso do local de referência foi estimado em 3.600 Bq m⁻². Aqui observou-se, em uma visão global dos resultados obtidos, que as áreas de vegetação ribeirinha e de Caatinga recebem uma proporção maior de sedimentos do que sofrem erosão, enquanto as áreas de pastagem parecem manter certo equilíbrio entre perdas/ganhos de substrato.

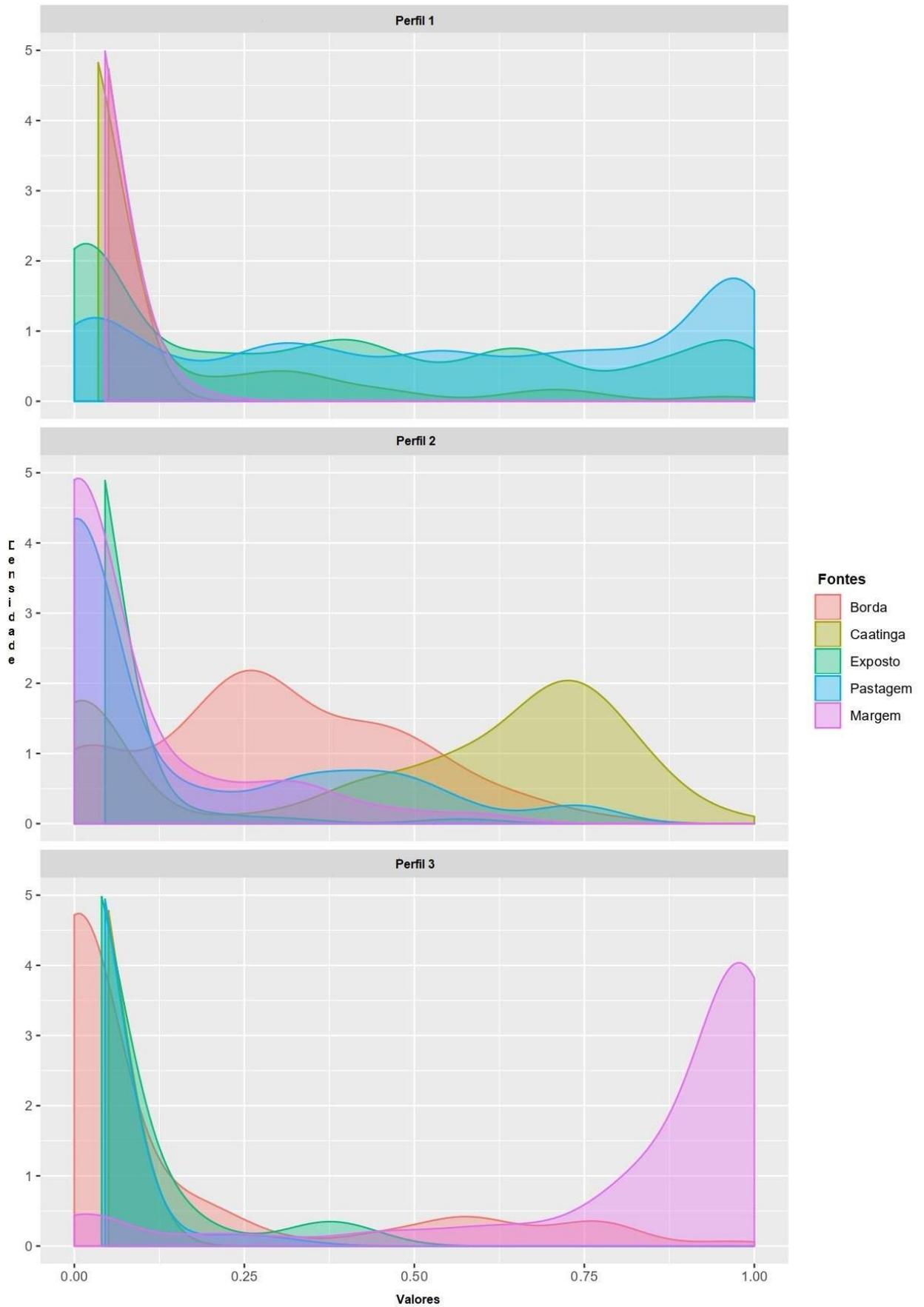
Contudo, a elevada erosão que ocorre nas áreas de solo exposto deve ser prioritariamente alvo das ações mitigação desse processo, pois de acordo com Molino et al. (2001), um dos principais fatores que influenciam a vida operacional de um reservatório é a perda efetiva da capacidade de armazenamento de água devido à deposição de sedimentos. Os dados proporcionados por esse trabalho, combinados com as estimativas de erosão, permitirão estimar a vida útil efetiva do reservatório. Para o reservatório de Sobradinho, algumas estimativas de vida útil já foram realizadas, tais como 64,3 anos e 274 anos (LOPES; RIBEIRO NETO; CIRILO, 2015), assim como 545 anos (LIMA et al., 2001).

Vale pontuar que o sedimento pode se acumular no compartimento do volume útil do reservatório ou não, alojando-se em cotas inferiores ao mesmo, assim, não alterando o volume útil, contudo, pode diminuir o volume morto do reservatório e, por consequência, a sua vida útil (MAIA; VILLELA, 2010), que é de indiscutível importância para a população da região que utiliza dessa fonte hídrica para os mais diversos fins.

4.3 *FINGERPRINT*

As amostras (fontes) das áreas 1, 2 e 3 foram caracterizadas por meio da espectrometria de raios gama de alta resolução, empregando detectores HPGe para os radionuclídeos K-40, Ra-226, Ra-228 e Th-228. Uma vez caracterizados os solos das possíveis fontes contribuidoras, essas contribuições foram estudadas no sedimento de fundo no ponto de mescla (ponto de recebimento do material das fontes) para cada área. Por sua vez, tais pontos de mescla também foram caracterizados por espectrometria gama, os quais os resultados da contribuição das fontes após a aplicação do programa de computador FingerPRO estão relacionados na Figura 21.

Figura 21. Representação gráfica das fontes e suas contribuições nas mesclas.



Fonte: O Autor (2024).

A Tabela 5 mostra a contribuição em porcentagem dos respectivos usos dos solos para a constituição dos sedimentos de fundo nos pontos de mescla das áreas 1, 2 e 3. A área 4 não foi analisada quanto ao *fingerprint* por se tratar de uma área de referência para o estudo de taxa de erosão.

Tabela 5. Contribuição (%) dos usos dos solos para a constituição dos sedimentos dos pontos de mescla.

Mescla		Fonte					Total (%)
		Borda	Caatinga	Exposto	Pastagem	Margem	
1	%	0,08	7,16	38,00	54,27	0,49	100
	DP	0,0025	0,1774	0,3494	0,3593	0,0227	
	CV%	32,2	40,4	108	151	22	
2	%	29,76	47,36	1,34	14,04	7,49	99,99
	DP	0,1893	0,3200	0,0686	0,2173	0,1404	
	CV%	157	148	19,6	64,6	53,4	
3	%	12,9	0,17	4,05	0,88	82,00	100
	DP	0,2420	0,0057	0,0942	0,0430	0,2880	
	CV%	53,3	29,7	43,0	20,4	284	

DP = Desvio Padrão;
CV% = Coeficiente de variação.

Com base nos resultados apresentados, observou-se que 54,27% e 38,00% da constituição da mescla da área 1 foram, respectivamente, referentes às áreas de pastagem e solo exposto, visto que tal perfil apresenta pastoreio de caprinos e cultivos de cebola, sendo, para esta área, a menor contribuição vinda da fonte de borda (0,08%). Antoneli et al. (2016) demonstraram que, em seu estudo, áreas de pastagem geraram uma produção de sedimentos 4,4 vezes maior que áreas de floresta e, além disso, evidenciaram que a própria pastagem gera áreas de exposição de solo, contribuindo, ainda mais, com a perda de sedimento. É justamente o que acontece no presente estudo, pois em uma análise pontual de taxa de erosão, o solo exposto é apontado como principal acometido da erosão.

Enquanto que na mescla da área 2, observou-se com a aplicação da técnica de *fingerprint* que a menor contribuição para a formação desta mescla é referente a área de solo exposto (1,34%), o que pode parecer confuso, entretanto, nas análises apresentadas anteriormente para taxa de erosão, verificou-se que, para a coluna 2, a camada mais superficial do solo exposto não apresentou tamanha erosão de solo

(T02FRN04) com relação ao local de referência. Enquanto a maior fonte de contribuição foi a área de Caatinga (47,36%), a qual apresentou considerável erosão de solo (T02FRN02).

Finalmente, para a área 3 deste estudo evidenciamos a majoritária contribuição da fonte margem (82,00%), visto que nesta área encontra-se a aquicultura de bivalves, podendo ser explicado conforme Lins (2022), que vê em seu estudo uma possível relação entre o aumento da aquicultura e o aumento da erosão costeira nas proximidades da foz do Rio Piranji – CE. Além disso, o processo erosivo nestes ponto também pode estar associado ao uso de transportes aquáticos para a visitação da criação destes moluscos, pois de acordo com o que concluiu Souza e colaboradores (2018) houve a influência de embarcações na erosão da margem do Rio Aquidauana — MS, onde que quanto maior a potência do motor, carga e a velocidade de uma embarcação, maior é sua capacidade em erodir a margem de um rio.

Além disto, a contribuição de cada fonte na constituição da mescla pôde ser notada na figura 21, onde podemos claramente observar a predominância das fontes de pastagem e de solo exposto na área 1; Caatinga e borda na área 2 e a enorme contribuição da margem na constituição da mescla na área 3.

5 CONCLUSÕES

Infere-se a partir dos testes realizados e resultados obtidos neste estudo sobre a aplicabilidade que:

- Aplicar Pb-210 para estimar a taxa de sedimentação do solo as margens de um reservatório de grande extensão é viável, obtendo-se neste estudo resultados condizentes com a literatura, em que quanto maior a interferência antrópica no perfil analisado maior também será a taxa de sedimentação estimada;
- Implementar o uso de radionuclídeos atmosféricos (Fallout Radionuclides) na monitoração da erosão em reservatório de grande proporção pode ser de grande valia, visto que neste estudo houve correlação entre os dados obtidos para esta técnica e os observados no Fingerprint e Taxa de sedimentação;
- A utilização da técnica de FingerPrint para Investigar quais fontes contribuem para deposição de sedimentos no reservatório de Sobradinho mostrou-se uma ferramenta bastante promissora, pois, podendo apontar as fontes de sedimentos pode-se também buscar mecanismos para mitigar tal processo, minimizando assim prejuízos estruturais à hidroelétrica;
- Os resultados do presente estudo sugerem que a implementação de FRN para monitorar a erosão neste tipo de empreendimento é promissora, uma vez que se trata de uma ferramenta com grande potencial para oferecer contribuições significativas no entendimento da dinâmica sedimentar destes locais;
- Para fins de mitigação da deposição de sedimento no fundo do reservatório, a aplicação do modelo de balanço de massa e difusão e migração apontou os solos expostos como principal acometido pelo efeito da erosão, devendo este ser prioritariamente considerado para a mitigação dos efeito deste fenômeno e conseqüente manutenção do reservatório.

REFERÊNCIAS

ACACIO, G. S.; OLIVEIRA, Y.V. N. **Erosão: Estudo de caso aplicado ao parque residencial das flores, Anápolis – GO**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Civil) - UniEVANGÉLICA, Anápolis - GO, 65p., 2020.

AGRA, M. C. M. **Geração de superfície batimétrica para análise de seções transversais no reservatório de Sobradinho**. Monografia (Especialização em geoprocessamento) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2011.

ALBUQUERQUE, P. T. F.; FRÉDEU, T.; ARRUDA, G. N.; SILVA FILHO, C. A.; NASCIMENTO, A. F.; SILVA, M. J.; FRANÇA, E. J. Tracking Hg historical inputs by Pb-210 geochronology for the Itapessoca Estuarine Complex, Pernambuco, Brasil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry** V. 321, P. 875–883, 2019.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Região Hidrográfica São Francisco. Disponível em: < <https://www.gov.br/ana/pt-br/as-12-regioes-hidrograficas-brasileiras/sao-francisco>>. Acesso em: 09 fev. 2023.

ANEES, M. T.; ABDULLAH, K.; NAWAWI, M. N. M.; NORULAINI, N. A. N.; SYAKIR, M. I.; OMAR, A. K. M. Soil erosion analysis by RUSLE and sediment yield models using remote sensing and GIS in Kelantan state, Peninsular Malaysia, **CSIRO PUBLISHING**, V. 56, N. 4, P. 356-372, 2018.

ANTONELI, V.; KOZECHEN, C. A.; BERDNAZ, J. A.; PULIDO-FERNÁNDEZ, M. Perda de solos em diferentes usos em área de faxinal na região sudeste do Paraná, Brasil. **Geografia**, V. 41, N. 3, P. 497 — 511, Rio Claro, 2016.

APPLEBY, P. G.; OLDFIELD, F. The calculation of dates assuming a constant rate of supply of unsupported ²¹⁰Pb to the sediment. **Catena**, P. 1-8, 1978.

ARCOVERDE, S. N. S. **Qualidade de solos sob diferentes usos agrícolas na região do entorno do lago de Sobradinho – BA**. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Agrícola) — Universidade Federal do Vale do São Francisco, Juazeiro - BA, 2013.

ARMSTRONG, A.; QUINTON, J. N.; Maher, B. A. Thermal enhancement of natural magnetism as a tool for tracing eroded soil. **Earth Surface Processes and Landforms**. V. 37, N. 14, P. 1567-1572, 2012.

BACALHAU, J. R. **Caracterização volumétrica de reservatórios por meio de sensoriamento remoto**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.

BACELLAR, R. M. B. The water and energy as essential elements for the quality of human life: The emerging need for sustainability in energy production systems. **Hidro & Hydro Magazine – PCH News & SHP News**, UNIFEI/CERPCH., v. 2, p. 15-20, 2017.

BACK, A. J. **Estimativas de perdas de solo por erosão hídrica por meio da Equação Universal de Perdas de Solo**. Florianópolis: Epagri, 2023. 80p. (Epagri. Boletim Técnico, 210).

BAHRI, M. Analysis of th water, energy, food and land nexus using the sistem archetypes: a case study in the Jatiluhur reservoir, West Java, Indonesia. **Science of the Total Environment**. V. 716, 2020.

BAKKER, M. M.; GOVERS, M.; KOSMAS, G.; VANACKER, C.; OOST, V.; ROUNSEVELL, V. Soil erosion as a driver of land-use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. Amsterdam, v. 105, p. 467 - 481, 2005.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5.ed. São Paulo: **Ícone**, 2005. 355p.

BRAGA, R. A. P.; PAIVA, A. L. R.; FILHO, P. F. A.; CABRAL, J. J. da S. P.; SILVA, A. V.; GUSMÃO, P. T.; CAVALCANTI, E. FARIAS, C. R. F.; COSTA, W.

D. Sustentabilidade do uso da água subterrânea frente à exploração de areias em leito de rios do semiárido brasileiro. In: XVIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2014, Belo Horizonte. Anais do XVIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano.** Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.** Brasília, DF, 2011.

CAITCHEON, G. G. The significance of various sediment magnetic mineral fractions for tracing sediment sources in Killimicat Creek. **Catena**, Amsterdam, V. 32, P. 131 – 142, 1998.

CANBERRA. **Germanium Detectors.** Meriden, 2003.

CARDOSO, R. P. **Análises isotópica específica e de infravermelho no fortalecimento de estratégias de conservação da Bacia de Guapi-Macacu.** Tese (Doutorado em Física), Universidade Federal Fluminense, Niterói – RJ, 2018.

CARVALHO, N. O. **Assoreamento de reservatórios – conseqüências e mitigação dos efeitos.** In: Encontro Nacional de engenharia de Sedimentos, 4, Santa Maria, 2000.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA, J. N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de práticas sedimentométricas.** Brasília: ANEEL. 2000. 154p.

CARVALHO, J. C.; SALES, M. M.; SOUZA, N. M.; MELO, M. T. S. **Processos Erosivos no Centro Oeste Brasileiro.** FINATEC, Brasília, 2006.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática.** 2ª ed. rev. atual e ampl. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CARVALHO, F. C.; CRUZ, E. S.; PINTO, M.F.; SILVA, L.D.B.; GUERRA, J.G.M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v.13, n.1, P. 3-9, 2009.

CARMO NETO, E. F. **Efeito Genotóxico da contaminação de fontes hídricas por metais pesados e Radônio no semiárido Potiguar**. Dissertação (Mestrado em Saúde Humana e Meio Ambiente) — Universidade Federal de Pernambuco, Vitória de Santo Antão, 2019.

CAZOTTI, R. I.; SILVERIO, P. F.; NASCIMENTO, M. R. L.; MOZETO, A. A. **Datação de sedimentos do reservatório de Barra Bonita, rio Tietê, SP com Pb-210: distribuição histórica de metais pesados**. Anais: INAC, Brazil (2002).

CBHSF - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **A Região do Baixo São Francisco**. Belo Horizonte, 2013.

CBHSF - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Os impactos em cada subregião do São Francisco**. Belo Horizonte, 2015.

CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco. **Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016 - 2025**. Alagoas, 2016.

CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco. **Fruticultura no Vale do Rio São Francisco**. Belo Horizonte, 2017.

CHAMBERLAIN, J.; FERNANDES, T. F.; READ, P.; NICKELL, T. D.; DAVIES, I.M. Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. **ICES Journal of Marine Science**, V.58, P. 411–416, 2001.

COLLISCHONN, W.; ANGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G. R. Da vazão ecológica ao hidrograma ecológico. In: Congresso da Água, 8, 2006, Figueira da Foz. Anais... Lisboa: APRH, 2006.

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; LEEKS, G. J. L. Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique.. **Catena**, Amsterdam, V. 29, P.1-27, 1997.

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E. Selecting fingerprint properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins. **Journal of Hydrology**., Amsterdam, V. 261, P. 218-244, 2002.

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E. Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. **Progress in Physical Geography**, V. 28, N. 2, P. 159 – 196, 2004.

COLLINS, A. L.; PULLEY, S.; FOSTER, I. D.; GELLIS, A.; PORTO, P.; HOROWITZ, A. J. Sediment source fingerprinting as an aid to catchment management: a review of the current state of knowledge and a methodological decision-tree for end-users. **Journal of Environmental Management**. V. 194, N. 2017, P. 86-108, 2017.

COLMAN, C. B.; GARCIA, K. M. P.; PEREIRA, R. B.; SHINMA, E. A.; LIMA, F. E.; GOMES, A. O.; OLIVEIRA, P. T. S. Different approaches to estimate the sediment yield in a tropical watershed, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, V. 23, N. 47, P. 1 — 9, 2018.

CHESF – Companhia Hidrelétrica do São Francisco. **Sobradinho**. Disponível em: < <https://www.chesf.com.br/SistemaChesf/Pages/SistemaGeracao/Sobradinho.aspx>>. Acesso em: 12 dez. 2022.

CODEVASF - Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. **São Francisco**, 2023. Disponível em: <

de-atuacao/bacia-hidrografica/sao-francisco#:~:text=A%20%C3%A1rea%20total%20%C3%A9%20de,Codevasf%2FIBGE%2C%202020).>. Acesso em: 28 jul. 2024.

CORRÊA, R. M.; FREIRE, M. B. G.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; PESSOA, L. G. M.; MIRANDA, M. A.; MELO, D. V. M. Atributos físicos de solos sob diferentes usos com irrigação no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.14, n. 4, p. 358–365, 2010.

DE BOER, D., H.; CROSBY, G. Evaluating the potential of SEM/EDS analysis for fingerprinting suspended sediment derived from two contrasting topsoils. **Catena**, V. 24, P. 243 – 258, 1995.

DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L. Modelagem de erosão e aporte de sedimentos em bacia hidrográfica com o modelo WaTEM/SEDEM. **Revista Caminhos de Geografia**. V. 21, N. 78, P. 117 — 137, Uberlândia — MG, 2020.

DEWES, J. J. **Metodologia para monitoramento de processos erosivos em margens de reservatórios de usinas hidrelétricas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2019.

FERREIRA, P. A. L. **Métodos de estudo de variáveis e processos de dinâmica sedimentar marinha com radionuclídeos naturais e artificiais**. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Universidade de São Paulo – SP, 2018.

FONSECA, E. R.; MODESTO, F. A.; CARNEIRO, G. C. A.; LIMA, N. F. S.; MONTE-MOR, R. C. A. Conflitos pelo uso da água na Bacia Hidrográfica do rio São Francisco – Estudos de caso no Estado da Bahia. **Research, Society and Development**. V. 9, N. 9, P. 1 — 19, Vargem Grande Paulista — SP, 2020.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO; ITPS. **Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report**. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy, 2015.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO.

Diretrizes Voluntárias para a Gestão Sustentável dos Solos. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Italy, 2019.

FRAGA, V. S.; SALCEDO, I. H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. **Soil Science Society of American Journal**, v.68, n.1, p.215-224, 2004.

FREIRE, P. R. N. **Pedagogia da Esperança**, 245 páginas. Paz e Terra, São Paulo – SP, 2000.

GAREN, D.; GETER, F. A user agency view of hydrologic, soil erosion and water quality modelling. **Catena**, Amsterdam, v. 37, n. 3-4, p. 277 - 289, 1999.

GARCIA, A. V.; OLIVEIRA, E. C. A.; SILVA, G. P.; COSTA, P. P.; OLIVEIRA, L. A. Disponibilidade Hídrica e volume de água outorgado na micro-bacia do Ribeirão Abóbora, Município de Rio Verde, Estado de Goiás. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, V. 8, N.22, 2007.

GIBBS, M. M. Identifying source soils in contemporary estuarine sediments: a new compound - specific isotope method. **Estuaries and Coasts**, V. 31, N. 2, P. 344 – 359, 2008.

GIBBS, M. M. **Protocols on the use of Compound-Specific Stable Isotope to identify and apportion soil source from land use.** Joint FAO/IAEA Division of Nuclear Techniques in Food and Agriculture. 2010.103p.

GILMORE, G. **Practical Gamma-Ray Spectrometry.** 2ª ed., Chichester: WILEY-VCH, 2008.

GOMES, F. C.; GODOY, J. M.; GODOY, M. L. D.P.; CARVALHO, Z. L.; LOPES, R. T.; SANCHEZ-CABEZA, J. A.; OSVATH, I.; LACERDA, L. D. Geochronology of

anthropogenic radionuclides in Ribeira Bay sediments, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, V. 102, P. 871 – 876, 2011.

GÓMEZ, J. D. P. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e transferência de sedimentos para todo território Brasileiro.**

Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura —Luiz de Queiroz - USP, Piracicaba, 2012.

GRIMM, M.; JONES, R.; MONTANARELLA, L. Soil Erosion Risk in Europe. **JRC - Europe**, Washington, n. 1, p. 35 - 49, 2002.

GUZMÁN, G.; QUINTON, J. N.; NEARING, M. A.; MABIT, L.; GÓMEZ, J. A. Sediment tracers in water erosion studies: current approaches and challenges. **Journal of Soils and Sediments**, V. 13, N. 4, P. 816-833, 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Semiárido Brasileiro**. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15974-semiarido-brasileiro.html?=&t=o-que-e->>; Acesso em: 07 fev. 2023.

IAEA – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Guidelines for Using Fallout Radionuclides to Assess Erosion and Effectiveness of Soil Conservation Strategies**. International Atomic Energy Agency Publication IAEA-TECDOC-1741, 2014.

IMESON, A. **Introdução geral à degradação da terra e à desertificação**. Projeto Lucinda. Portugal, 2006.

INSA – Instituto Nacional do Semiárido. **O Semiárido Brasileiro**. Disponível em: < <https://www.gov.br/insa/pt-br/semiarido-brasileiro>>. Acesso em: 31 jan. 2023.

IPCC - Intergovernmental Panel On Climate Change. AR 4. **Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II to the Fourth**

Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007.

KNAPP, A. P. **Perda de solo e aporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã – Passo do Mendonça.** Dissertação (Mestrado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) — Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2022.

KNOLL, G. F. **Radiation Detection and Measurement.** 4^a ed., Weinheim: WILEY-VCH, 2010.

L'ANNUNZIATA, M. F. **Handbook of Radioactivity Analysis.** 2^a ed. San Diego: ACADEMIC PRESS, p. 1379, 2003.

LARA - Laboratório de Radioecologia e Alterações Ambientais. **Radioecologia.** Disponível em: <<https://lara.eco.br/radioecologia/>>. Acesso em: 26 nov. 2023.

LIMA, J.E.F.W.; SANTOS, P.M.C.; CHAVES, A.G.M.; SCILEWSKI, L.R. Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na bacia do rio São Francisco. Brasília, ANEEL, EMBRAPA, ANA, 2001. 108 p.

LINS, L. **Processos erosivos na região costeira do Município de Fortim, Ceará - Brasil.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geofísica) — Universidade de Brasília, Brasília, 2022.

LOPES, J.E.G.; SANTOS, R.C.P. **Capacidade de reservatórios.** São Paulo: Escola Politécnica, 2002.

LOPES, H.L.; RIBEIRO NETO, A.; CIRILO, J.A. Modelagem Batimétrica no Reservatório de Sobradinho: II – Avaliação do Volume Atual e da Taxa de Sedimentação no Espaço de Tempo Entre 1978 e 2009. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, N. 67/6, P. 1265-1277, 2015.

LOUGHRAN, R. J.; CAMPBELL, B. L.; ELLIOTT, G. L. Identification and

quantification of sediment sources using ^{137}Cs . In: WALLING, D. E. (Ed) **Recent developments in the explanation and prediction of erosion and sediment yield**, IASH Publication 137, IAHS Press Wallingford, P. 361–369. 1982.

MABIT, L.; BENMANSUOR, M.; WALLING, D. E. Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides ^{137}Cs , ^{210}Pb and ^7Be for assessing soil erosion and sedimentation. **Journal of Environmental Radioactivity**, V. 99, N. 12, P. 1799 – 1807, 2008.

MAIA, A. G. **As consequências do assoreamento na operação de reservatórios formados por barragens**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade São Paulo, São Carlos — SP, 2006.

MAIA, A.G.; VILLELA, S.M. Análise Qualitativa do Assoreamento do Reservatório de Promissão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, V. 15, N. 1, p. 39-46, 2010.

MARENKA, M. Impacto da erosão nas bermas do Rio Malema: Vila Municipal de Malema –Moçambique. **RECIMA21 - Revista Científica Multidisciplinar**, V. 4, N. 5, 2023.

MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R.; VELINI, E. D. Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de Salto Grande (Americana SP). **Planta Daninha**, Viçosa, v.21, p.2125, 2003.

MARTINS, D.M. F; CHAGAS, R. M.; MELO NETO, J. O.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco. **Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.15, n.9, p.1054–1061,2011.

MELO, S. C. **Estimativa de produção de sedimentos em suspensão no trecho baixo do rio São Francisco: Subsídios para gestão ambiental**. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Recife — PE, 2019.

MENEZES, R. B. G. G. **Análise do espelho d'água do reservatório de sobradinho utilizando o sensoriamento remoto.** Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 2021.

MINELLA, J. P. G. **Identificação de fontes de sedimentos em uma pequena bacia rural.** Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre - RS, 2003.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; SANTOS, D. R. Identificação e motivação para a preservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo.** V. 31, N. 6, P. 1637 – 1646, 2007.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, V. 41, P. 424 – 432, 2011.

MIRANDA, J. C. C. **Utilização das micorrizas na agricultura.** Embrapa cerrados, 1986.

MITASOVA, H.; HOFIERKA, J.; ZLOCHA, M.; IVERSON, L. R. Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. **International Journal of Geographical Information Systems.** v. 10, n. 5, p. 629 - 641, 1996.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.** Brasília, DF, 2011.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Atualização e contemplação do diagnóstico do Macrozoneamento ecológico-econômico da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.** 2017.

MOLINO, B.; GRECO, M.; ROWAN, J.S. A 2-D Reservoir Routing Model: Sedimentation History of Abbeystead Reservoir, U.K. **Water Resources Management**, V. 15, N. 2, P. 109- 122, 2001.

MORAES, M. V. A. **Monitoramento e avaliação de processos erosivos marginais em reservatórios de usinas hidrelétricas por meio de varredura a LASER**. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente — SP, 2016.

MORGAN, R.P.C. **Soil Erosion & Conservation**. 3ed. Blackwell Publishing Ltd. 2005. 303p. Disponível em: < https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=j8C8fFiPNOkC&oi=fnd&pg=PR7&dq=Soil+Erosion+%26+Conservation.+3ed.+Blackwell+Publishing+Ltd.&ots=wpQ8OZRaEe&sig=AiViDEAypymav3ISgxpPW_hEELg#v=onepage&q=Soil%20Erosion%20%26%20Conservation.%203ed.%20Blackwell%20Publishing%20Ltd.&f=false>. Acesso em: 20 fev. 2023.

MORRIS, G. L; FAN, J. Reservoir sedimentation handbook. Mcgraw-HILL. New York. 365p. 1997.

MOURA, M. S. B.; SOBRINHO, J. E.; SILVA, T. G. F. Aspectos meteorológico do semiárido brasileiro, in TECNOLOGIAS DE CONVIVÊNCIA COM O SEMIÁRIDO BRASILEIRO, Cap. 2, 2019.

NAVAS, A. FingerPro mixing model: An ®package for sediment tracing. **Joint FAO/IAEA Programme: Nuclear Techniques in Food and Agriculture**. Peru, 2018.

ORTEC, **Gamma Vision-32 - A66-B32 Software User's Manual**. 6. ed. Oak Ridge, 2009.

PAIVA, J. D. S. **Remediação por fitoextração de contaminação radioativa por espécies nativas de manguezais**. Tese (Doutorado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2018.

PAVESE, J. A. **Os efeitos do reservatório de Sobradinho sobre a estrutura sócio-econômica de uma região do médio São Francisco**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) — Universidade de São Paulo, Piracicaba — SP, 1984.

PEART, M. R.; WALLING, D. E. Fingerprinting sediment sources: the example of a small drainage basin in Devom, UK. In: HADLEY, R. F.(ed.), *Drainage Basin Sediment Delivery*, IAHS Publi. 159, P. 41 – 55, 1986.

PEREIRA, B.; MEDEIROS, P.; FRANCKE, T.; RAMALHO, G.; FOERSTER, S.; DE ARAÚJO, J.C. Assessment of the geometry and volumes of small surface water reservoirs by remote sensing in a semi-arid region with high reservoir density. **Hydrological Sciences Journal**, V. 64, N. 1, P. 66–79, 2019.

PIMENTEL, D.; BURGESS, M. Soil erosion threatens food production. **Agriculture**, V.3, N.3, P. 443-463, 2013.

RAMOS, Y. S.; NASCIMENTO, N. V.; FARIAS, M. S. S.; FERNANDES, A. H. M.; QUADRELLI NETO, J. Degradação física das áreas de entorno do reservatório da usina hidrelétrica Luiz Gonzaga/PE BRASIL. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. Mossoró — RN, V. 7, N. 5, P. 132 — 139, 2012.

RAVICHANDRAN M.; BASKARAN, M.; SANTACHI, P. M.; BIANCHI, T. S. Geochronology of sediments in the Sabine-Neches estuary, Texas, U. S. A.. **Chemical Geology**, P. 291-306, 1995.

RIBEIRO, F. C. A. et al. Concentration of fallout Cesium-137 in soils of the Rio de Janeiro State, Brazil. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, V. 4, V. 2, 2016.

ROCHA, H. J.; PASE, H. L. O conflito social e político nas hidrelétricas da bacia do Uruguai. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, São Paulo – SP, V. 30, N. 88, P. 99 — 113, 2015.

ROCHA, N. E. et al., Concientização sobre a erosão do solo causada pelo efeito SPLASH. In: Agricultura em foco: tópicos em manejo, fertilidade do solo e impactos ambientais – V. 1, Cap. 15, P. 113 – 117, 2020.

ROCHA, L. H. S.; SILVA, D. F.; KAYANO, M. T.; BONFIM, O. E. T. Homogeneidade, eventos extremos e suas causas climáticas: Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Meteorologia**. São José dos Campos – SP, V. 37, N. 2, P. 199 – 212, 2022.

ROJAS, R.; DE LIMA, J. L.; KOBAYASHI, S. Spatial-temporal analysis of soil erosion susceptibility in the Paranoá Lake watershed, Brazil. **Catena**, V. 183, 2019.

ROSA, L. A. S. **Segurança hídrica: um olhar sobre a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Distrito Federal — DF. 2019.

RUSSELL, M. A.; WALLING, D. E.; HODGKINSON, R. A. Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, V. 252, P. 1-24, 2001.

SAN-MIGUEL, E. G.; BOLÍVAR, J. P.; GARCIA-TENÓRIO, R., MARTÍN, J. E. $^{230}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ activity ratios as a chronological marker complementing ^{210}Pb dating in a estuarine system affected by industrial releases. **Environmental Pollution**, P. 361-366, 2001.

SAN-MIGUEL, E. G., BOLÍVAR, J. P., GARCÍA-TENORIO. Vertical distribution of Th-isotope ratios, ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{137}Cs in sediments cores from an estuary affected by anthropogenic releases. **Science of the Total Environment**, P. 143-157, 2004.

SANTOS, F. C.; NOVAIS, R. F.; NEVES, J. C. L.; FOLONI, J. M.; ALBUQUERQUE FILHO, M. R.; KER, J. C. S. Produtividade e aspectos nutricionais de plantas de soja cultivadas em solos de Cerrado com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n. 5, p.2015-2025, 2008.

SANTOS, R. A.; GONÇALVES, R. R.; ROCHA, C. O. Perfil econômico da região hidrográfica do rio São Francisco: uma análise insumo-produto. **Revista de Economia e Agronegócio**. Viçosa — MG, V. 18, N. 2, P. 1 — 25, 2020.

SANTOS, N. C. L.; MEDEIROS, T. N.; ROCHA, A. A. F.; DIAS, R. M.; SEVERI, W. USO DE RECURSOS ALIMENTARES POR *Plagioscion squamosissimus* - PISCÍVORO NÃO-NATIVO NO RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO-BA, BRASIL*. **Boletim do Instituto de Pesca**. São Paulos – SP, V. 40, N. 3, P. 397 – 408, 2014.

SANTOS, N. G. N. **Caracterização de solos do município de Sobradinho-BA para fins de uso, manejo e conservação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) — Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro-BA, 2015.

SANTOS, R. C. C.; ABREU, R. E. O.; DOS SANTOS, R. A.; MAGALHÃES, M. R. L.; DE FRANÇA, E. J. **Estimativas de taxa de sedimentação do reservatório de Sobradinho, Sobradinho, Bahia**. In: International Joint Conference Radio 2022.

SANTOS, E. L. et al., Impactos causados pelo uso excessivo de agroquímicos na agricultura familiar: uma revisão. **Observatorio de La Economía Latinoamericana**, Curitiba – PR, V. 22, N.3, P. 01 – 15, 2024.

SCOTT, C.A.; ZILIO, M.I.; HARMON, T.; TERAN, A.Z.; CARAVANTES, R.D.; HOYOS, N.; PERILLO, G.M. E.; MEZA, F.; VARADY, R.G.; RIBEIRO NETO, A.; VELEZ, M.I.; MARTÍN, F.; ESCOBAR, J.; PICCOLO, M. C.; MUSSETTA, P.; MONTENEGRO, S.; RUSAK, J.A.; PINEDA, N. Do ecosystem insecurity and social vulnerability lead to failure of water security? **Environmental Development**, V. 38, 2021.

SILVA, C. M.; AMARAL, R. S.; TABOSA, J. N.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; MENEZES, R. S. C.; FARIAS, E. E. G.; BEZERRA, J. D.; SILVESTRE, R. G.; OLIVEIRA, G. F. Pb-210 in rock and soils of the semi-arid agrest region of Pernambuco, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, P. 647-649, 2009.

SILVA, E. D. **Desterritorialização sob as águas de sobradinho: ganhos e desenganos**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010.

SILVA, B. C. O.; SOARES, A. M. J.; NÓBREGA, R. S. Os paradigmas da seca no semiárido brasileiro: das políticas de combate à concepção de convivência com o fenômeno. In: CONIDIS: CONGRESSO INTERNACIONAL DA DIVERSIDADE DO SEMIÁRIDO. **Anais...**, Paraíba, 2016.

SILVA, R. M. A.; AQUINO, J. R.; COSTA, F. B.; NUNES, E. M. Características produtivas e socioambientais da agricultura familiar no Semiárido brasileiro: evidências a partir do censo agropecuário de 2017. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, V. 55, P. 314 — 338, Curitiba — PR, 2020.

SILVA, A. L. P.; LÉLIS, A. T.; SENA, W. L.; LIMA JUNIOR, J. A. As contribuições dos microrganismos na qualidade do solo na agricultura. **Peer Review**, V. 6, N.7, 2024.

SIMONETTI, V. S.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Reflexos ambientais da perda de nutrientes do solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Pirajibu-Mirim (SP). **REVISTA CAMINHOS DE GEOGRAFIA**. V. 27, N. 87, P. 84 – 102, Uberlândia — MG, 2022.

SOUSA, T. A. **Elementos terras raras como indicadores do aporte e proveniência sedimentar nos últimos 45 mil anos, Bacia de Santos - BRASIL**. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Federal Fluminense, Niterói - RJ, 2017.

SOUZA, L. C.; VAL, L. A. A.; GAMARRA, L. M.; DALMAS, F. B.; PARANHOS FILHO, A. C. Avaliação da influência de embarcações motorizadas no processo de erosão das margens do Rio Aquidauana, localizado no município de Anastácio — MS. **Revista Geociências UNG-Ser**, V. , N. 1, P. 19 — 23, 2018.

SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Delimitação do Semiárido**. 2017. Disponível em: < <http://antigo.sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido>>. Acesso em: 09 fev. 2023.

TAFAKGI, M. C. **Grandes projetos hidrelétricos e território: um estudo comparativo de Paulo Afonso e Sobradinho**. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano e Regional) - Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro — RJ, 1994.

TAUHATA, L.; SALATI, I.P.A.; PRINZIO, R.D. **Radioproteção e dosimetria: fundamentos**. Rio de Janeiro, IRD/CNEN, 5ª Ed., 2003, 242p.

TAVARES, V. C.; ARRUDA, I. R. P.; SILVA, D. G. Desertificação, mudanças climáticas e secas no semiárido brasileiro: uma revisão bibliográfica. **Geosul**, Florianópolis, V. 34, N. 70, P. 385 – 405, 2019.

TRAVASSOS, I. S.; SOUZA, B. I.; SILVA, A. B. Secas, desertificação e políticas públicas no semiárido nordestino brasileiro. **Okara: Geografia em Debate**, V. 7, N. 1, P. 147-164, João Pessoa, 2013.

UNCCD - **United Nations Convention to Combat Desertification in those Countries Experiencing Serious Drought and/ or Desertification, Particularly in Africa**, 2006. *Governing Global Desertification: Linking Environmental Degradation, Poverty and Participation*, in: Johnson, P. M., Mayrand, K., Paquin, M. (Org.), 1 ed. Ashgate Publishing, Hampshire.

VAN OOST, K.; VERSTRAETEN, G.; VAN ROMPAEY, A.; GOVERS, G.; POESEN, J. **WaTEM/SEDEM Homepage**, 2005. Disponível em: <<https://ees.kuleuven.be/eng/geography/modelling/watemsedem/index.html>>. Acesso em 04 ago. 2024.

VAN PELT, R. S.; HUSHMURODOV, S. X.; BAUMHARDT, R. L.; CHAPPELL, A.; NEARING, M. A.; POLYAKOV, V. O.; STRACK, J. E. The reduction of partitioned wind and water erosion by conservation agriculture. **Catena**, V.148, P.160-167, 2017.

VAN ROMPAEY, A.; VERSTRAETEN, G.; VAN OOST, K.; GOVERS, G.; POESEN, J. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, V. 26, N. 11, P. 1221-1236, 2001.

VANONI, V. A. **Sedimentation engineering**. New York: American Society of Civil Engineers, 1997.

VERSTRAETEN, G.; VAN OOST, K.; VAN ROMPAEY, A.; POESEN, J. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. **Soil Use and Management**, Cranfield, V. 18, N. 4, P. 386-394, 2002.

VILLELA, J. M. **Desenvolvimento e avaliação de traçador de erosão hídrica contendo terras raras como assinatura química**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 2019.

WALLING, D. E.; WOODWARD, J. C. Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. **Marine and Freshwater Research**, V. 46, P. 327- 336, 1995.

WALLING, D. E. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. **Science of the Total Environment**, V. 344, P. 159-184, 2005.

WALLING, D. E. The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. **Journal of Soils and Sediments**, V. 13, N. 10, P. 1658-1675, 2013.

YU, L.; OLDFIELD, F. A multivariate mixing model for identifying sediment source from magnetic measurements. **Quaternary Research**, V. 32, P. 168-181, 1989.

Yu, G-O.; Li, Z.; Yang, H.; Lu, J.; Huang, H. Q.; Yi, Y. Effects of riparian plant roots on the unconsolidated bank stability of meandering channels in the Tarim River, China. **Geomorphology**, V. 351, 2020.

ZAMBONI, C.B. **Fundamentos da física de nêutrons**. São Paulo, Livraria da Física, 2007, 153p.