

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

RENNAN CABRAL NASCIMENTO

**FLUXO DE Th E IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA**

Recife

2021

Rennan Cabral Nascimento

Geógrafo

Fluxo de Th e identificação de fontes de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva

Coorientadores: Prof. Dr. Clístenes Williams Araújo do Nascimento

Prof. Dr. Ygor Jacques Agra Bezerra da Silva

Recife

2021

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na
Publicação Universidade Federal
Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos
pelo(a) autor(a)

N244f Nascimento, Rennan Cabral
Fluxo de Th e identificação de fontes de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Ipojuca /
Rennan Cabral Nascimento. - 2021.
125 f. : il.

Orientador: Yuri Jacques Agra Bezerra da
Silva. Coorientador: Clístenes Williams
Araújo do Nascimento. Inclui referências e
apêndice(s).

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo, Recife, 2021.

1. Radionuclídeos naturais. 2. Erosão do solo. 3. Semiárido. 4. Fingerprinting de fontes de
sedimentos. 5. Geoquímica elementar. I. Silva, Yuri Jacques Agra Bezerra da, orient. II. Nascimento,
Clístenes Williams Araújo do, coorient. III. Título

CDD 631.4

RENNAN CABRAL NASCIMENTO

Fluxo de Th e identificação de fontes de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Aprovada em 20 de Agosto de 2021

Prof. Dr. Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva
Orientador
Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Cristiano Poletto
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Dr. Olivier Evrard
Atomic Energy and Alternative Energies Commission/França

Prof. Dr. Tales Tiecher
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Ygor Jacques Agra Bezerra da Silva
Universidade Federal Rural de Pernambuco

DEDICO

Aos meus pais, Rogivaldo e Tânia.

À minha irmã, Rayanne.

Ao meu sobrinho, Heitor.

À minha noiva, Sara.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me guiar e possibilitar tudo isso.

Aos meus pais, Rogivaldo Marques Cabral e Tânia Francisca do Nascimento, por serem as melhores pessoas do mundo, pelo amor e carinho concedido e insistência em mostrar sempre o melhor caminho.

À minha irmã Rayanne Cabral Nascimento e ao meu sobrinho Heitor Douglas, pela paciência e amor de sempre.

À minha amada noiva Sara Beatriz Alves de Santana, pelo amor e carinho em todos os momentos, pelo incentivo, inspiração e companheirismo durante essa jornada.

Ao professor Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva, pela orientação durante o meu doutorado e suporte em todas as fases de produção da tese, pela confiança depositada, disponibilidade e ensinamentos valiosos que contribuíram para minha formação profissional.

Ao professor Ygor Jacques Agra Bezerra da Silva, pelo suporte para a produção da tese e de outros trabalhos, e pelos conselhos e ensinamentos.

Aos amigos Fabio Farias e Ângelo Maia, pela colaboração e suporte durante as coletas, análises e modelagem dos dados.

A todos os colegas de disciplina e professores do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo da UFRPE, pela disponibilidade, ensinamentos e troca de conhecimento durante o meu doutorado.

Aos amigos dos grupos de pesquisa em conservação do solo e qualidade ambiental (UFPI e UFRPE) e de química ambiental de solo (UFRPE).

A Maria do Socorro e Vânia, pela atenção e suporte, e por tornar a Pós-graduação em Ciência do Solo um ótimo ambiente de trabalho, de estudo e de convivência.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo da UFRPE, por abrir as portas do doutorado e permitir seguir nessa linha de pesquisa que tanto amo.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

A todos os meus familiares e amigos.

Obrigado!

FLUXO DE Th E IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA

RESUMO GERAL

O rio Ipojuca é o terceiro sistema fluvial mais poluído do Brasil. Elevadas concentrações e fluxos de metais em sedimentos indicam o padrão de contaminação, sendo comparados com valores de bacias impactadas por mineração. Mudanças hidrológicas e morfológicas recentes na faixa estuarina-zona marítima aumentaram a suscetibilidade de sedimentação de partículas finas e de metais nesses ambientes. Presume-se aqui que outros elementos possam estar sendo aportados, como radionuclídeos, e que a identificação de fontes e o controle da erosão do solo e do transporte de sedimentos podem reduzir a distribuição de contaminantes para o exutório e o ambiente costeiro local. Nesse sentido, os objetivos desse trabalho foram (1) avaliar os teores naturais em solos e a distribuição de Th nos sedimentos em suspensão (SS) e de fundo (BS) da bacia, (2) avaliar os padrões de entrega de sedimentos com base na combinação de diferentes classificações de fontes potenciais do método *fingerprinting* e (3) avaliar a dinâmica de entrega de diferentes fontes de sedimentos do trecho semiárido do Rio Ipojuca. (1) A concentração média de Th nos solos da bacia foi de 28,6 mg kg⁻¹. Os Valores de Referência de Qualidade estimados foram 21 mg kg⁻¹ e 86,3 Bq kg⁻¹. As concentrações no leito e no sedimento em suspensão variaram de 2,8 a 32,9 mg kg⁻¹. Os sedimentos em suspensão transportaram 3,42 t ano⁻¹ de Th, equivalente a mais de 99% do fluxo deste elemento. Na seção transversal a jusante, as amostras de sedimentos em suspensão exibiram concentrações de Th semelhantes às observadas em rios impactados por atividades de mineração. Entretanto, não houve evidência de impactos antrópicos nas concentrações de Th. O fluxo de sedimentos da área de estudo para o oceano é principalmente desencadeado por processos de erosão do solo na região do curso médio-inferior. (2) A região a jusante (SS = 80,5% e BS = 86,7%), os Latossolos (SS = 65% e BS = 30,8%) e o cultivo de cana-de-açúcar (SS = 62% e BS = 63,6%) foram as fontes dominantes de sedimentos. De forma combinada, as áreas de Latossolo e cana-de-açúcar controlaram cerca de 63,5% dos SS e 47,2% dos BS transportados na saída da bacia, ou seja, menos de 8% ou aproximadamente 280 km² da bacia. Abordagens com combinações de fontes potenciais, a partir de discriminações robustas, tendem a proporcionar maior detalhamento das áreas sob erosão dominante e reduzir a escala da contenção desses processos. (3) A bacia inferior semiárida apresentou contribuições significativamente maiores do que as outras fontes regionais (média e superior), aproximadamente 69% 56% dos SS e BS, respectivamente. Não houve fonte dominante nos usos do solo. A Caatinga (SS = 49%; BS = 47%) expressou suave superioridade em relação ao banco de canal (SS = 35%; BS = 39%). Portanto, a recuperação e a conservação da vegetação da Caatinga e a estabilização dos bancos de canais principalmente no trecho inferior são fundamentais para o controle do transporte dos sedimentos fluviais no trecho final desta bacia semiárida. Mais estudos são necessários para melhor avaliação dos padrões conservativos dos parâmetros de cor nos ambientes semiáridos. Aqui, disponibilizamos uma das primeiras informações de contribuições de sedimentos dos principais usos e cobertura do solo da região semiárida do Nordeste do Brasil.

Palavras-chave: Radionuclídeos naturais. Erosão do solo. Semiárido. *Fingerprinting* de fontes de sedimentos. Geoquímica elementar. Traçadores alternativos.

FLUX OF Th AND IDENTIFICATION OF SEDIMENT SOURCES IN THE IPOJUCA RIVER WATERSHED

GENERAL ABSTRACT

The Ipojuca River is the third most polluted river system in Brazil. High concentrations and fluxes of metals in sediments indicate the contamination pattern, being compared with values from catchments impacted by mining. Recent hydrological and morphological changes in the estuarine-marine zone increased the susceptibility of fine particle and metal sedimentation in these environments. It is assumed here that other elements may be being contributed, such as radionuclides, and that the identification of sources and controlling soil erosion and sediment transport can reduce the distribution of contaminants to the outlet and the local coastal environment. Accordingly, the objectives of this study were (1) to evaluate the natural contents in soils and the distribution of Th in suspended (SS) and bed (BS) sediments, (2) to evaluate the patterns of delivery of sediments based on in the combination of different classifications of potential sources of the fingerprinting method and (3) to evaluate the dynamics of delivery of different sediment sources from the semiarid portion of the Ipojuca River. (1) The mean concentration of Th in the soils of the catchment was 28.6 mg kg^{-1} . The estimated Quality Reference Values were at 21 mg kg^{-1} and 86.3 Bq kg^{-1} . The concentrations in the bed and in the suspended sediment ranged from 2.8 to 32.9 mg kg^{-1} . The suspended sediments transported 3.42 t year^{-1} of Th, equivalent to more than 99% of the flux of this element. In the downstream cross section, suspended sediment samples exhibited Th concentrations similar to those observed in rivers impacted by mining activities. However, there was no evidence of anthropogenic impacts on Th concentrations. The flux of sediments from the study area to the ocean is mainly triggered by soil erosion processes in the mid-lower course region. (2) The downstream region (SS = 80.5% and BS = 86.7%), the Oxisols (SS = 65% and BS = 30.8%) and sugarcane cultivation (SS = 62% and BS = 63.6%) were the dominant sediment sources. Combined, the Oxisol and sugarcane areas controlled about 63.5% of the SS and 47.2% of the BS transported, i.e., less than 8% or approximately 280 km^2 of the catchment. Approaches with combinations of potential sources, based on robust discriminations, tend to provide greater detail of areas under dominant erosion and reduce the scale of containment of these processes. (3) The semiarid lower catchment presented significantly higher contributions than the other regional sources (middle and upper), approximately 69% and 56% of the SS and BS, respectively. There was no dominant source of land use. The Caatinga (SS = 49%; BS = 47%) expressed a mild superiority in relation to the channel bank (SS = 35%; BS = 39%). Therefore, the recovery and conservation of vegetation in the Caatinga and the stabilization of channel banks, especially in the lower stretch, are fundamental for controlling the transport of river sediments in the outlet of this semi-arid catchment. More studies are needed to better assess the conservative patterns of color parameters in semiarid environments. Here, we provide some of the first information on sediment contributions from the main land uses and land cover in the semiarid region of northeastern Brazil.

Keywords: Natural radionuclides. Soil erosion. Semiarid. Fingerprinting of sediment sources. Elementary geochemistry. Alternative tracers.

LISTA DE FIGURAS

3 TEOR DE TÓRIO EM AMOSTRAS DE SOLO E ÁGUA E FLUXO FLUVIAL ASSOCIADO AO SEDIMENTO EM UM SISTEMA FLUVIAL COM INTERFACE SEMIÁRIDA-COSTEIRA, BRASIL

Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Ipojuca no Brasil, geologia, classes de solo e distribuição dos pontos de coleta de amostras de solo e sedimento nos locais a montante e a jusante.....37

Figura 2 - Distribuição espacial das concentrações naturais de Th e ZrO₂ na bacia do Ipojuca, Brasil.....41

Figura 3 - Imagens de seção transversal de granitos usando um microscópio eletrônico de varredura com espectroscopia de raios-X de dispersão de energia acoplada (SEM-EDS) (a) monazita (espectro 40); zircão (espectro 54) (b) zircão (espectro 56).....42

Figura 4 - Concentrações (mg kg⁻¹) de Th nos solos da bacia, no leito e nas amostras de sedimento em suspensão coletadas em ambas as seções transversais no rio Ipojuca. SS = sedimentos em suspensão; BS = sedimentos do leito; Up = seção transversal a montante e Down = seção transversal a jusante.....43

4 DISTRIBUIÇÃO DE DIFERENTES FONTES DE SEDIMENTOS USANDO ASSINATURAS COMPOSTAS GEOQUÍMICAS EM UM GRANDE SISTEMA FLUVIAL COM INTERFACE SEMIÁRIDA-COSTEIRA, BRASIL

Figura 1 - Pontos de amostragem das fontes potenciais e sedimentos alvos e distribuição dos principais complexos geológicos e pedológicos da bacia do Rio Ipojuca, Nordeste do Brasil...58

Figura 2 - Paisagens representativas das fontes potenciais e seções de coleta do rio Ipojuca: (A e B) seção transversal selecionada a jusante do Rio Ipojuca para instalação dos amostradores de sedimentos; (C) banco de canal coletado a montante; (D) banco de canal e áreas conectadas da vegetação da Caatinga a montante; (E) Cana-de-açúcar em estágio inicial de desenvolvimento em áreas a jusante e conectadas com o curso principal no terço inferior; (F) estradas não pavimentadas e cultivo de Cana-de-açúcar em solos formados sobre vertentes típicas da geomorfologia (“Mares de Morros”) a jusante da bacia; (G) estradas não pavimentadas próximas às áreas de lavoura a jusante; (H) estradas com conectividade direta com o rio principal a montante. As setas na cor laranja indicam a direção do fluxo do rio Ipojuca.....62

Figura 3 - Distribuição do tamanho de partículas de sedimentos em suspensão coletados no exutório do Rio Ipojuca.....64

Figura 4 - Gráfico bidimensional da LDA ($p < 0,1$) dos grupos iniciais (a e c) e finais (b e d), após a reclassificação das fontes da bacia hidrográfica do Ipojuca para as amostras definidas quanto às classes de solo (a e b) e ao uso do solo (c e d), considerando todos os traçadores geoquímicos. As abreviações das classes de solo são: Argissolo (AR), Gleissolo (GL), Latossolo (LA), Neossolo (NE), Planossolo (PL) e Argissolo e Gleissolo (AG). As abreviações

dos usos do solo são: Caatinga (CA), banco de canal (CB), Cana-de-açúcar (SC), estradas (UR) e banco de canal e estrada (CR).....67

Figura 5 - Contribuição média relativa das fontes de sedimentos em suspensão (SS) e sedimento de fundo (BS) de acordo com os aspectos regionais da bacia, tipos de solo e usos de solo. As abreviações das fontes são: Montante (MO) e Jusante (JU); Planossolo (PL), Neossolo (NE), Latossolo (LA) e Argissolo e Gleissolo (AG); Caatinga (CA), banco de canal e estrada (CR), Cana-de-açúcar (SC).....71

5 COMBINANDO TRAÇADORES CONVENCIONAIS E ALTERNATIVOS PARA FORNECER DISTRIBUIÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA SEMIÁRIDA

Figura 1 - Distribuição geológica e pontos de coleta das fontes regionais, usos de solo e sedimentos alvos na bacia semiárida do Rio Ipojuca, Brasil. UP = bacia superior, ME = bacia média, DO = bacia inferior.....93

Figura 2 - Boxplot das concentrações geoquímicas (mg kg^{-1}) e parâmetros de cor aprovados pelo teste de conservatividade e utilizados na LDA no contexto das fontes regionais da bacia semiárida do Rio Ipojuca. Abreviações: UP = bacia superior; ME = bacia média; DO = bacia inferior; SS = sedimento em suspensão; BS = sedimento de fundo.....96

Figura 3 - Boxplot das concentrações geoquímicas (mg kg^{-1}) e parâmetros de cor aprovados pelo teste de conservatividade e utilizados na LDA no contexto das fontes com base nos usos do solo da bacia semiárida do Rio Ipojuca. Abreviações: CA = caatinga; CB = banco de canal; UR = estrada; SS = sedimento em suspensão; BS = sedimento de fundo.....97

Figura 4 - Médias das contribuições relativas das fontes de sedimentos em suspensão (SS) e sedimento de fundo (BS) de acordo com os aspectos regionais e dos usos do solo da bacia semiárida do Rio Ipojuca estimadas pelo modelo MixSIAR, a partir dos traçadores geoquímicos (GEO) e da combinação com os parâmetros de cor (COR). As abreviações das fontes são: UP = bacia superior; ME = bacia média; DO = bacia inferior; CA = caatinga; CB = banco de canal; UR = estrada.....100

LISTA DE TABELAS

3 TEOR DE TÓRIO EM AMOSTRAS DE SOLO E ÁGUA E FLUXO FLUVIAL ASSOCIADO AO SEDIMENTO EM UM SISTEMA FLUVIAL COM INTERFACE SEMIÁRIDA-COSTEIRA, BRASIL

Tabela 1 - Concentrações médias de Th (mg kg^{-1}) nos solos da bacia do Ipojuca em comparação com os dados de outros países.....40

Tabela 2 - Composição elementar de minerais em granitos metaluminosos e peraluminosos na bacia hidrográfica do Ipojuca, Brasil, usando um microscópio eletrônico de varredura com espectroscopia de raios-X dispersiva de energia acoplada (SEM-EDS).....42

4 DISTRIBUIÇÃO DE DIFERENTES FONTES DE SEDIMENTOS USANDO ASSINATURAS COMPOSTAS GEOQUÍMICAS EM UM GRANDE SISTEMA FLUVIAL COM INTERFACE SEMIÁRIDA-COSTEIRA, BRASIL

Tabela 1 - Período de coleta dos sedimentos em suspensão e o acumulado de chuva nas partes a montante e jusante da bacia do rio Ipojuca.....61

Tabela 2 - Valores mínimos e máximos das concentrações dos traçadores geoquímicos nas fontes de sedimentos e no material alvo (sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo) utilizados para avaliar a conservatividade dos traçadores.....68

Tabela 3 - Resultados do teste H de Kruskal-Wallis para as fontes classificadas a partir dos traçadores geoquímicos aprovados no teste de conservatividade.....69

Tabela 4 - Traçadores finais selecionados pela análise discriminante linear e parâmetros de classificação nas duas condições dos grupos-fontes da bacia do Ipojuca.....70

Tabela 5 - Comparação entre as médias de contribuição conhecida (MC) e predita (MP) dos diferentes tipos de fontes de sedimentos em suspensão (SS) e sedimento de fundo (BS) utilizando misturas virtuais e parâmetros estatísticos de saída do MixSIAR.....72

Tabela 6 - Distribuição granulométrica média das camadas superficiais de referência (0-20 cm) das classes de solo da bacia do rio Ipojuca ($n = 25$). Amostragem representativa das áreas naturais da bacia.....74

Tabela 7 - Concentração média e coeficiente de variação (CV) dos traçadores selecionados pelas três fontes de sedimentos da bacia.....75

5 COMBINANDO TRAÇADORES CONVENCIONAIS E ALTERNATIVOS PARA FORNECER DISTRIBUIÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA SEMIÁRIDA

Tabela 1 - Propriedades geoquímicas e de cor selecionadas e parâmetros de saída da análise discriminante linear forward stepwise ($p < 0,1$) e parâmetros de classificação das fontes regionais da bacia a montante.....98

Tabela 2 - Propriedades geoquímicas e de cor selecionadas e parâmetros de saída da análise discriminante linear forward stepwise ($p < 0,1$) e parâmetros de classificação das fontes classificadas com base no uso do solo da bacia a montante.....99

Tabela 3 - Contribuição média relativa das fontes de sedimentos em suspensão (SS) e sedimento de fundo (BS) de acordo as classificações regionais e usos do solo selecionados e parâmetros de saída estimados pelo MixSIAR.....101

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 Hipóteses	16
1.2 Objetivos	16
1.2.1 <i>Objetivo geral</i>	16
1.2.2 <i>Objetivos específicos</i>	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1 Problemas ambientais na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	17
2.2 Identificação de fontes de sedimentos e método <i>fingerprinting</i> em bacias hidrográficas..	20
Referências bibliográficas	24
3 TEOR DE TÓRIO EM AMOSTRAS DE SOLO E ÁGUA E FLUXO FLUVIAL ASSOCIADO AO SEDIMENTO EM UM SISTEMA FLUVIAL COM INTERFACE SEMIÁRIDA-COSTEIRA, BRASIL	33
Resumo	33
Abstract	34
3.1 Introdução	35
3.2 Material e métodos.....	36
3.2.1 <i>Área de estudo</i>	36
3.2.2 <i>Amostragem e análise laboratorial de rocha, água, solo e sedimentos</i>	37
3.2.3 <i>Fluxos de Th associados aos sedimentos</i>	39
3.2.4 <i>Análise de dados</i>	39
3.3 Resultados e Discussão	40
3.3.1 <i>Concentrações naturais e VRQs de Th nos solos da bacia</i>	40
3.3.2 <i>Concentrações de Th em amostras de água e sedimentos</i>	43
3.3.3 <i>Fluxos de Th em sedimentos em suspensão e associados aos sedimentos de fundo</i>	44
3.4 Conclusão.....	45
Referências bibliográficas	45
4 DISTRIBUIÇÃO DE DIFERENTES FONTES DE SEDIMENTOS USANDO ASSINATURAS COMPOSTAS GEOQUÍMICAS EM UM GRANDE SISTEMA FLUVIAL COM INTERFACE SEMIÁRIDA-COSTEIRA, BRASIL	52
Resumo	52
Abstract.....	53
4.1 Introdução	54

4.2	Material e métodos	56
4.2.1	<i>Caracterização ambiental da bacia de estudo</i>	56
4.2.2	<i>Coleta e classificação das fontes</i>	59
4.2.3	<i>Preparação das amostras e caracterização granulométrica</i>	63
4.2.4	<i>Análise geoquímica</i>	64
4.2.5	<i>Seleção dos traçadores e estimativas de distribuição</i>	65
4.3	Resultados	66
4.3.1	<i>Discriminação exploratória das fontes potenciais</i>	66
4.3.2	<i>Seleção dos traçadores</i>	67
4.4	Discussão	73
4.4.1	<i>Conservatividade e discriminações das fontes</i>	73
4.4.2	<i>Padrões de contribuição dos diferentes tipos de fontes</i>	76
4.5	Conclusão	80
	Referências bibliográficas	80
5	COMBINANDO TRAÇADORES CONVENCIONAIS E ALTERNATIVOS PARA FORNECER DISTRIBUIÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA SEMIÁRIDA	88
	Resumo	88
5	COMBINING CONVENTIONAL AND ALTERNATIVE TRACERS TO PROVIDE SEDIMENT SOURCE APPORTIONMENT IN A SEMIARID CATCHMENT	89
	Abstract	89
5.1	Introdução	90
5.2	Material e métodos	92
5.2.1	<i>Área de estudo</i>	92
5.2.2	<i>Amostragem das áreas fontes e sedimentos</i>	93
5.2.3	<i>Determinação dos parâmetros geoquímicos</i>	94
5.2.4	<i>Obtenção dos parâmetros de cor</i>	95
5.2.5	<i>Seleção dos parâmetros e estimativas fingerprinting</i>	95
5.3	Resultados e Discussão	96
5.3.1	<i>Seleção dos traçadores geoquímicos e de cor</i>	96
5.3.2	<i>Contribuições das fontes semiáridas e incertezas de predição</i>	99
5.4	Discussão	102
5.4.1	<i>Discriminação das fontes regionais e usos do solo</i>	102
5.4.2	<i>Padrões de distribuição das fontes sob condições ambientais semiáridas</i>	103

5.5 Conclusão.....	105
Referências bibliográficas	105
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	113
APÊNDICE	115

1 INTRODUÇÃO GERAL

A bacia hidrográfica do Rio Ipojuca é um sistema fluvial chave para o monitoramento e gestão ambiental do Brasil, uma vez que é frequentemente indicado como o terceiro rio mais poluído do país. Mais da metade dos municípios não realizam o tratamento adequado do seu esgoto e algumas das atividades mais importantes do estado de Pernambuco estão localizadas nesta bacia, como fábricas de bateria e indústrias têxtil na parte montante e petroquímicas, indústrias de metal e de material de construção, inseridas no Complexo Industrial Portuário de Suape - um dos maiores projetos de desenvolvimento do Brasil - localizadas no curso inferior do rio. Os baixos índices de qualidade da água e elevados fluxos de metais potencialmente contaminantes em associação com sedimentos fluviais expressam o padrão de contaminação das águas do Ipojuca. A título de exemplo, elevados fluxos de metais pesados em sedimentos em suspensão de uma seção transversal do exutório foram calculados e comparados com padrões de contaminação de algumas bacias impactadas por atividades de mineração: Pb (28,2 t ano⁻¹) e Zn (18,8 t ano⁻¹). Nesse contexto, é fundamental obter novos dados de concentração, de transporte em fluxo com sedimentos e avaliar os padrões geoquímicos de outros contaminantes importantes na bacia do Ipojuca, como os radionuclídeos.

O transporte de sedimentos do rio Ipojuca pode ser um dos principais mecanismos de transferência de contaminantes para o estuário e ambiente de mangue local. Os sedimentos em suspensão contribuem com aproximadamente 99% dos fluxos de metais e a construção recente do Complexo Portuário de Suape e diques modificaram as condições hidrológicas e morfológicas naturais na zona de interface estuarina-marítima e aumentaram a suscetibilidade de sedimentação dessas partículas contaminadas. Isso pode produzir danos consideráveis aos ecossistemas locais, devido sobretudo às suas características de toxicidade e bioacumulação desses elementos. Dessa forma, é fundamental levantar informações sobre a proveniência dos sedimentos do rio Ipojuca.

O método *fingerprinting* é a abordagem científica mais utilizada em estudos de origem de sedimentos fluviais em diversos ambientes do mundo. Resumidamente, esse procedimento envolve a comparação das propriedades intrínsecas das fontes potenciais e dos sedimentos alvos, visando determinar a contribuição relativa a partir de uma abordagem estatística rigorosa. Apesar do seu sucesso para diferentes rios brasileiros, padrões de distribuição de fontes de sedimentos na região Nordeste são raramente discutidos. Diante disso, buscou-se avançar sobre a discussão dos padrões de entrega das principais fontes de sedimentos em uma das bacias

hidrográficas de maior demanda para esse tipo de detalhamento no Nordeste do Brasil, a bacia do rio Ipojuca. Informações dessa natureza podem significar o primeiro direcionamento para o diagnóstico e recuperação ambiental desta bacia e do ambiente costeiro local, subsidiando políticas de combate à poluição por meio de planos de controle das principais fontes de sedimentos.

1.1 Hipóteses

- Elevados níveis de Th são transportados pelos sedimentos do curso principal do rio Ipojuca;
- A combinação de diferentes modelos de classificação das fontes de sedimentos no método *fingerprinting* possibilitam avaliações mais amplas sobre os problemas de transporte de sedimentos em grandes bacias hidrográficas;
- Padrões geoquímicos das classes de solo e domínios geológicos regionais são mais úteis nos estudos *fingerprinting* em grandes bacias do que àquelas classificadas com base no uso do solo;
- As regiões mais úmidas da bacia são responsáveis pelo maior aporte de sedimentos, especialmente cana-de-açúcar e banco de canais por conta da maior área relativa e nível de degradação, respectivamente;
- Padrões de cor são úteis para caracterizar fontes em condições semiáridas do Nordeste brasileiro e estimar a entrega de sedimentos pelo método *fingerprinting*;
- Banco de canais são os principais responsáveis pela distribuição de sedimentos para os rios localizados em ambientes secos.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar os teores naturais em solos e a distribuição de Th nos sedimentos da bacia do rio Ipojuca, além de avaliar os padrões de entrega de sedimentos com base na combinação de diferentes classificações de fontes e traçadores potenciais, melhorando a compreensão dos problemas relacionados à erosão das fontes dominantes para potencializar a proteção dos recursos hídricos e ambientes costeiros locais.

1.2.2 Objetivos específicos

- Determinar os teores naturais em solos e estabelecer valores de referência de qualidade de Th;
- Determinar as concentrações e fluxos de Th na água, sedimentos em suspensão e de leito, relacionando essas estimativas com potenciais fontes antrópicas na área de estudo;
- Determinar o potencial geoquímico de diferentes classificações de fontes de sedimentos sob as condições heterogêneas desta bacia de estudo;
- Avaliar a distribuição individual e combinada das fontes dominantes da bacia do Rio Ipojuca, utilizando o potencial de assinaturas compostas geoquímicas;
- Avaliar a dinâmica de entrega de diferentes fontes de sedimentos da porção semiárida da bacia do Rio Ipojuca;
- Determinar o potencial de traçadores alternativos de cor nos estudos *fingerprinting* para identificação de fontes de sedimentos sob contextos semiáridos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Problemas ambientais na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

A bacia do rio Ipojuca engloba uma área total de ~ 3435 km², correspondendo a 3,49% da área do estado de Pernambuco (APAC, 2013). O curso principal percorre cerca de 324 km (CONDEPE / FIDEM, 2005), estendendo-se do semiárido ocidental - especificamente do município de Arcoverde localizado na região de desenvolvimento do Sertão do Moxotó e em uma altitude de aproximadamente 900m - até litoral do estado de Pernambuco (Brasil) (APAC, 2013). Dada a sua forma predominantemente alongada no sentido longitudinal, apresenta-se inserida nos domínios de diferentes paisagens naturais. Destacando-se a Caatinga (parte montante) e Mata Atlântica (parte jusante).

A precipitação média anual varia de 600-800 mm no semiárido (montante), com alta variabilidade espacial e temporal, e varia de 2000-2.400 mm na zona costeira (jusante), regularmente distribuídas nos meses do outono-inverno, promovendo regime fluvial intermitente nos cursos superior e perene a partir do curso médio (CONDEPE / FIDEM, 2005). Isso promove padrões de escoamento e distribuição de sedimentos completamente diferentes ao longo do curso principal do rio Ipojuca. As seções transversais do ambiente a montante (semiárido) e jusante (região costeira) da bacia apresentam altura e largura do escoamento variando de 0,27 a 0,56 m e 6,0 a 10,80 m, respectivamente. A vazão e a descarga de sedimentos

em suspensão a montante variaram respectivamente de $0,27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a $1,02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $29,91 \text{ Mg dia}^{-1}$ a $150,35 \text{ Mg dia}^{-1}$, nos respectivos períodos mais secos e mais úmidos (SILVA et al., 2015). Em contraste, a altura da lâmina de escoamento e largura nas seções transversais a jusante do curso d'água principal variam de 0,8 a 2,4 m e 21,8 a 30,3 m, respectivamente. A vazão e a descarga de sedimentos em suspensão na mesma seção variam de $1,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a $25,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $7,6 \text{ Mg dia}^{-1}$ a $669,1 \text{ Mg dia}^{-1}$, períodos de baixa e alta vazão, respectivamente (SILVA et al., 2015).

A bacia do Rio Ipojuca é um dos sistemas fluviais mais poluídos do Brasil, sendo o terceiro pior em índices de qualidade da água do país (IBGE, 2015). Esse padrão também é condicionado pelas elevadas concentrações e fluxos de diferentes metais potencialmente tóxicos em associação com sedimentos fluviais do exutório, sendo comparados com padrões de contaminação de algumas bacias impactadas predominantemente por atividades de mineração (SILVA et al., 2015, SILVA et al., 2017; SILVA et al., 2015; SILVA et al., 2018; SILVA et al., 2019). A título de exemplo, as concentrações de Pb e Zn nas seções do exutório apresentaram picos durante o período mais chuvoso do ano, atingindo níveis de 682,05 e 534,27 mg kg^{-1} , respectivamente (SILVA et al., 2015). Em escala anual, elevados fluxos de metais pesados em associação com sedimentos suspensão foram calculados no exutório: Pb ($28,2 \text{ t ano}^{-1}$) e Zn ($18,8 \text{ t ano}^{-1}$) (SILVA et al., 2015). Os autores sugeriram que esses dados podem estar ligados aos produtos de combustão de petróleo e carvão, como pneus e resíduos de óleo de pneu e provavelmente se deve à indústria da cana-de-açúcar. O uso em larga escala e inadequado de substâncias químicas potencialmente tóxicas, como pesticidas e inseticidas, lodo de esgoto não tratado e efluentes de atividades industriais também foram sugeridos. Quando comparados com concentrações de solos sob condições naturais da bacia, os sedimentos em suspensão no exutório exprimiram enriquecimento moderado para Cu, enriquecimento moderadamente severo para As, Mn e Ni, e enriquecimento severo para Pb e Zn, confirmando que realmente parte significativa dessas concentrações é abastecida por fontes pontuais antrópicas (SILVA et al., 2019). Seguindo essa tendência, os sedimentos de fundo nas seções transversais a jusante do rio Ipojuca também exibiram níveis críticos de metais pesados. Sequências do coeficiente de contaminação sugeriram que Cu, Mn, Pb, As, Hg e Cr exprimiram níveis de contaminação moderada, Ni mostrou contaminação considerável e Zn apresentou valores com níveis de contaminação muito alta (SILVA et al., 2017).

Quanto aos elementos terras raras, anomalias positivas expressivas de Gd foram observadas (1,09-18,01) no rio Ipojuca (SILVA et al., 2018b). O fluxo desse elemento nos

sedimentos é principalmente originado pelas atividades antrópicas. Os efluentes hospitalares e domésticos derivados de estações de tratamento de águas residuais são frequentemente indicados como os principais aportes de Gd nos sistemas fluviais (SILVA et al., 2018b). Apesar de serem relacionados principalmente com as fontes naturais da bacia, altos fluxos de Ce e Nd (ambas com $\sim 7 \text{ t ano}^{-1}$) nos sedimentos das seções transversais a jusante do rio também chamaram a atenção (SILVA et al., 2018b). As concentrações médias dos elementos terras raras em sedimentos em suspensão foram predominantemente maiores do que os níveis de sedimentos de fundo. Tanto nas condições semiáridas quanto nas condições úmidas da bacia, os sedimentos em suspensão contribuíram com mais de 99% dos fluxos de metais pesados (SILVA et al., 2018b).

Diferentes análises da água realizadas em um período de 20 anos indicaram o alto grau de poluição orgânica do rio Ipojuca (GUNKEL et al., 2007; SOBRAL et al., 2016). O alto aporte de matéria orgânica biodegradável contribuiu para a promoção dos baixos níveis de oxigênio em todo o curso principal (GUNKEL et al., 2007). No curso superior, isso foi atribuída à entrada de esgoto não tratado (GUNKEL et al., 2007). Já no curso inferior, os autores evidenciaram o impacto da fertirrigação com vinhaça em plantações de cana-de-açúcar sobre as concentrações de oxigênio na água. A presença de diferentes agrotóxicos nas águas a jusante do rio Ipojuca também foi relacionada com o alto aporte das áreas destinadas a cultura da cana-de-açúcar (FERREIRA et al., 2016). Os autores sugeriram que a detecção residual de alguns herbicidas (Diuron e Ametryn) nas águas do rio Ipojuca é preocupante.

Todas essas informações que já foram geradas na bacia do rio Ipojuca indicam que grande parte dos elementos potencialmente tóxicos é transportado pelos sedimentos. Dessa forma, o levantamento de dados acerca da origem dos sedimentos é fundamental para a proteção das águas superficiais locais. O controle da erosão e medidas de contenção das fontes dominantes podem significar não somente a redução do transporte de contaminantes para os recursos hídricos da bacia, mas também a minimização da distribuição desses compostos para o ambiente costeiro local. Na bacia do Rio Ipojuca, o fluxo de sedimentos fluviais em direção ao oceano pode não ocorrer devido à construção do Complexo Portuário de Suape e diques que alteraram as condições hidrológicas e morfológicas naturais na zona de transição faixa estuarina-zona marítima (MUNIZ et al., 2005; SILVA et al., 2015). Essa construção aumentou a suscetibilidade de sedimentação de partículas finas e grosseiras e conseqüentemente dos metais nos ambientes estuarinos e manguezais. Apesar dessas circunstâncias, nenhum estudo sobre identificação de fontes de sedimento foi realizado na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

Informações dessa natureza pode significar o primeiro passo para o diagnóstico e recuperação ambiental desta bacia e do ambiente costeiro local, subsidiando políticas de combate à poluição por meio de planos de controle das principais fontes de sedimentos.

2.2 Identificação de fontes de sedimentos e método *fingerprinting* em bacias hidrográficas

A erosão hídrica é considerada uma das principais causas de degradação ambiental, acarretando problemas de ordem física, química e biológica ao solo (BEN SLIMANE, et al., 2016; BATISTA et al., 2017). Grande parte do material desagregado pelos impactos das gotas de chuva e pelo escoamento superficial é distribuído para as cotas mais baixas da paisagem e redistribuídos para as redes fluviais durante os eventos pluviométricos (KORUP, 2012). Os sedimentos podem aportar em sistemas de águas superficiais, sendo submetidos ao movimento por fluxo de massa, deslocando-se no fundo da seção transversal ou em suspensão (SHI et al., 2018). Em bacias com drenagem exorreica esse ciclo é completado quando os sedimentos fluviais são entregues para os ambientes estuarinos e/ou marinhos. O transporte dos sedimentos finos em bacias hidrográficas é responsável pela distribuição de elementos ou compostos potencialmente tóxicos, como pesticidas, nutrientes, metais pesados, contaminantes emergentes radionuclídeos e outras substâncias tóxicas, promovendo mudanças no equilíbrio natural em diferentes ecossistemas e diminuindo a qualidade da água ao longo dos anos (OEURNG et al., 2010; AYRAULT et al., 2014; TIAN et al., 2016; BATISTA et al., 2017; OWENS et al., 2019). O forte acúmulo de sedimentos grosseiros pode proporcionar problemas de inundações e assoreamentos de rios e reservatórios, reduzindo a capacidade de armazenamento e o tempo útil dessas estruturas (MEDEIROS et al., 2014; NETO et al., 2020; SIMPLÍCIO et al., 2020).

Qualquer tentativa de diagnóstico e recuperação ambiental de bacias hidrográficas impactadas, preconiza-se a obtenção de informações acerca da proveniência de sedimentos (COLLINS et al., 2017). Tais medidas podem significar o primeiro passo para o direcionamento de gestão eficiente, subsidiando políticas de combate à poluição de sistemas fluviais, intensificação do assoreamento de rios e controle de sedimentos em reservatórios de águas superficiais, por meio de planos de controle de erosão hídrica, reduzindo custos operacionais para a recuperação de corpos d'água. Ao longo das últimas décadas, diferentes métodos foram desenvolvidos e empregados nos estudos sobre fontes e entrega de sedimentos em bacias hidrográficas, como monitoramento por meio de pinos de erosão, determinação e mapeamento de erodibilidade dos solos, mapeamento de equações de erosão hídrica dos solos, índices de conectividade hidrológica e sedimentológica (WALLING, 2005; WALLING; COLLINS,

2008; HADDADCHI et al., 2013; OWENS et al., 2016). Entretanto, algumas dessas abordagens foram se tornando cada vez mais limitadas, por conta da falta de representatividade das áreas, dos altos custos e dificuldades operacionais envolvidas (BROSINSKY et al., 2014). O método *Fingerprinting* se tornou a técnica mais difundida para a proveniência de sedimentos em bacias hidrográficas sob diversas condições ambientais e antrópicas em todo mundo. Esse método consiste, basicamente, em comparar propriedades específicas das fontes potenciais e de sedimentos fluviais coletados em diferentes seções transversais do rio, ao fim, determinando-se a contribuição relativa de cada fonte (POLETO et al., 2009; WALLING, 2013; COLLINS et al., 2020). Para isso, duas premissas principais sustentam o método: (1) que as propriedades dos sedimentos alvo refletem as propriedades intrínsecas das fontes potenciais, conservando suas características durante o processo do transporte desde as encostas até a rede fluvial; (2) que as propriedades, determinadas conservativas, sejam significativamente diferentes entre as fontes, permitindo que essas sejam utilizadas para a estimativa de contribuição relativa (COLLINS; WALLING, 2002; WALLING et al., 2008; WALLING, 2013; PULLEY et al., 2015). Métodos estatísticos diversos e rigorosos são utilizados com eficiência, desde os primeiros estudos de *fingerprinting*, para avaliar essas duas premissas. Por exemplo, para determinar se os traçadores apresentam conservatividade e exprimem potencial de diferenciação das fontes, testes de intervalos de alcance (mínimos e máximos) e teste de comparação de média como Kruskal-Wallis (H) e Mann-Whitney (U) foram usualmente aplicados (COLLINS et al., 1997; COLLINS et al., 2020). Funções discriminantes multivariadas foram utilizados para determinar o conjunto de traçadores ideais que melhor caracterizam cada fonte, e ao mesmo tempo as diferenciam, e que posteriormente será aplicado para estimar a contribuição relativa de cada fonte (DE BOER; CROSBY, 1995; COLLINS et al., 1997; KELLEY; NATER, 2000).

A maioria desses estudos focaram na comparação das propriedades dos sedimentos finos, em detrimento dos sedimentos grosseiros, uma vez que se movem mais rapidamente e em maiores distâncias nas bacias hidrográficas e apresentam maior potencial de caracterizar as fontes potencial por terem superfícies químicas mais ativas (LACEBY et al., 2013; WALLING et al., 2013; COLLINS et al., 2020). Diferentes conjuntos de traçadores e combinações foram estudados para otimizar a capacidade das estimativas das fontes dos sedimentos finos, como geoquímica elementar (COLLINS et al., 1997; ZHANG et al., 2008; TIECHER et al., 2016; LE GALL et al., 2017; BATISTA et al., 2020), isótopos de C e N e radionuclídeos (EVRARD et al., 2010; WILKINSON et al., 2013; GARZON-GARCIA et al., 2017; COLLINS et al., 2019),

propriedades espectroscópicas (TIECHER et al., 2015; TIECHER et al., 2017; RAMON et al., 2020; AMORIM et al., 2021), propriedades de cor (TIECHER et al., 2015; PULLEY et al., 2016; LIU et al., 2017) e propriedades magnéticas (CAITCHEON, 1998; RAMON et al., 2020).

Estudos de proveniência de sedimentos por meio do *fingerprinting* foram desenvolvidos, majoritariamente, em bacias hidrográficas com características rurais nas quais as principais fontes de sedimentos levam em consideração o uso e cobertura do solo, como as áreas cultivadas, que englobam a variedade de culturas, áreas de pastagem, banco de canais, vias não pavimentadas, vegetação natural e outras características físicas da bacia (HADDADCHI et al., 2013; MINELLA et al., 2009a; TIECHER et al., 2015; TIECHER et al., 2017; COLLINS et al., 2020). Entretanto, incertezas intrínsecas foram encontradas utilizando esse tipo de fonte, causadas pela escolha e baixo potencial dos traçadores e aspectos ambientais e problemas de cada bacia. Pouco tem se discutido acerca do efeito de diferentes abordagens de classificações das fontes na modelagem *fingerprinting* e avaliações comparativas dessa natureza raramente são quantificadas em uma mesma área de estudo. Em grandes bacias, paisagens podem exprimir aspectos ambientais altamente heterogêneos, potencializando problemas de caracterização dessas fontes. Isso pode refletir na dificuldade de alcançar análises de discriminação mais robustas e conseqüentemente em maiores erros de distribuição relativa, por conta da variabilidade dos traçadores em cada tipo de uso (PULLEY et al., 2017). Fontes classificadas a partir do tipo de solo podem ser uma alternativa, uma vez que expressam assinaturas geoquímicas do material de origem e processos pedogenéticos específicos. Por exemplo, solos com elevado grau de intemperismo tendem a exprimir maior conteúdo de metais de baixa mobilidade como Al, Si, Ti, Th, Zr e Fe, e menor teor de metais com alta mobilidade como, K, Na, Cl, Mg e Ca, quando comparados àqueles solos mais jovens e menos intemperizados. Entretanto, esse potencial geoquímico é ainda pouco explorado e conhecimentos atrelados a essas matrizes constantemente não são levadas em consideração nesses estudos (EVRARD et al., 2013; LEPAGE et al., 2016; LE GALL et al., 2017; SILVA et al., 2018a). Recentemente, Batista et al. (2020) desenvolveram uma classificação de fontes regionais a partir de conhecimentos pedológicos e de erosão local. Os autores dividiram fontes de diferentes partes da bacia (bacia superior, média e inferior) de acordo com a interpretação de mapas de solo e geologia de uma grande bacia, e revelaram discriminações mais robustas utilizando composições geoquímicas de partículas <63 µm (90% de fontes corretamente classificadas).

No Brasil, as principais bacias hidrográficas são tipicamente extensas, tanto em escala nacional, como a Bacia Amazônica (Na porção brasileira, engloba ~3.870.000 km²), considerada a maior bacia do mundo, quanto a nível regional e estadual, como Bacia do Parnaíba (~340 mil km²) - Região Nordeste - e Bacia do Capibaribe (~5.880 km²) - estado de Pernambuco (ANA, 2021). O país ainda apresenta uma das maiores taxas de erosão do solo do mundo, que estão associadas às mudanças na cobertura do solo devido à expansão das fronteiras agrícolas e práticas impróprias de manejo do solo, combinado com a alta intensidade pluviométrica (DIDONÉ et al., 2015; ANACHE et al., 2017). Isso tem gerado elevado volume de escoamento superficial e alta carga de sedimentos nos principais sistemas fluviais do país, requerendo-se levantamentos de dados cada vez mais detalhados para gestão mais eficiente das fontes de sedimentos dominantes. Os estudos sobre *fingerprinting* no Brasil foram desenvolvidos majoritariamente em diferentes ambientes da Região Sul do país (MINELLA et al., 2007; MINELLA et al., 2008; MINELLA et al., 2009a; MINELLA et al., 2009b; TIECHER et al., 2014; TIECHER et al., 2015; LE GALL et al., 2017; TIECHER et al., 2017; TIECHER et al., 2018). As áreas sob as atividades agrícolas realmente representaram normalmente as principais fontes de sedimentos dessa região do Brasil. Por exemplo, Tiecher et al. (2017) sugeriram que 95% dos sedimentos em suspensão de uma grande bacia agrícola (2.032 km²) provêm das extensas paisagens sob lavoura, representando quase que inteiramente o fluxo de sedimentos desta bacia. Utilizando combinações geoquímicas elementares para determinar a distribuição de fontes de duas bacias com áreas de drenagem pequenas (bacia de Agudo - 1,68 km²; bacia de Arvorezinha - 1,19 km²), Minella et al. (2007) indicaram que as áreas de lavoura também representaram as fontes dominantes, apresentando normalmente contribuições acima de 50%. Em uma bacia com solos sob sistema de plantio direto (bacia hidrográficas do assentamento Alvorada - 0,783 km²), Tiecher et al. (2014) indicaram que as contribuições relativas dos solos cultivados foram semelhantes as contribuições de estradas não pavimentadas. Tiecher et al. (2018), avaliando a entrega de sedimentos de fontes durante eventos de inundação na bacia hidrográfica do Rio Conceição (804 km²), sugeriram que as áreas sob cultivo tiveram forte representatividade, mas os bancos de canais também tiveram resultados expressivos por conta da cobertura ripária mais espaçada encontrada nesta bacia de estudo.

Apesar da obtenção de resultados promissores que indicam a eficiência do método *fingerprinting* para pesquisas em bacias hidrográficas brasileiras, até o presente momento, apenas dois estudos de fontes de sedimentos foram realizados na Região Nordeste do Brasil

(SILVA et al., 2018; AMORIM et al., 2021). Nesse contexto, há ainda uma necessidade de desenvolver diretrizes para pré-selecionar traçadores ideais e avaliar padrões de entregas de fontes dos principais ambientes da região, principalmente em condições em bacias altamente impactadas e em condições de semiaridez, e contribuir com os estudos de processos erosivos em escala de bacia hidrográfica. Silva et al. (2018) utilizaram assinaturas geoquímicas de diferentes classes de solo para traçar as fontes de sedimentos em uma bacia de mesoescala (933 km²). Amorim et al. (2021) utilizaram diferentes traçadores espectroscópicos para traçar os sedimentos e determinar a contribuição relativa de diferentes fontes de sedimentos classificadas com base nos usos do solo de duas bacias hidrográficas (bacia do rio Goiania - ~2857 km²; Capibaribe mirim - 1,453 km²). Os autores encontraram discriminações robustas para esse tipo de traçadores e mostraram que os maiores padrões de entrega de sedimentos finos estavam nas margens degradadas dos rios, contribuindo com uma média acima de 50% para sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo.

Referências bibliográficas

Agência Condepe/Fidem. Rio Ipojuca. Recife: 2005. 64p. (Série Bacias Hidrográficas de Pernambuco, 1).

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. Disponível em: <<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/panorama-das-aguas/regioes-hidrograficas>>. Acesso em 21 de julho 2021.

AMORIM, F. F.; da SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, R. C.; da SILVA, Y. J. A. B.; TIECHER, T.; do NASCIMENTO, C. W. A.; MINELLA, J. P. G.; ZHANG, Y.; RAM, H. U.; PULLEY, S.; COLLINS, A. L. Sediment source apportionment using optical property composite signatures in a rural catchment, Brazil. **Catena**, v. 202, p. 105208, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105208>.

ANACHE, J. A.; WENDLAND, E. C.; OLIVEIRA, P. T.; FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, v. 152, p. 29-39, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.003>.

AUEL, C., ALBAYRAK, I., SUMI, T., BOES, R. M. Sediment transport in high-speed flows over a fixed bed: 2. Particle impacts and abrasion prediction. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 42, n. 9, p. 1384-1396, 2017. <https://doi.org/10.1002/esp.4132>.

AYRAULT, S., LE PAPE, P., EVRARD, O., PRIADI, C. R., QUANTIN, C., BONTÉ, P., ROY-BARMAN, M. Remanence of lead pollution in an urban river system: a multi-scale temporal and spatial study in the Seine River basin, France. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 6, p. 4134-4148, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2240-6>.

BABONNEAU, N.; DELACOURT, C.; CANCOUËT, R.; SISAVATH, E.; BACHÈLERY, P.; MAZUEL, A.; JORRY, S.J.; DESCHAMPS, A.; AMAMANN, J.; VILLENEUVE, N. Direct sediment transfer from land to deep-sea: Insights into shallow multibeam bathymetry at La Réunion Island. **Marine Geology**, v. 346, p. 47-57, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2013.08.006>.

BATISTA, P. V. G.; SILVA, M. L. N.; SILVA, B. P. C.; CURI, N.; BUENO, I. T.; JÚNIOR, F. W. A.; DAVIES, J.; QUINTON, J. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. **Catena**, v. 157, p. 139-150, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.025>.

BATISTA, P. V.; LACEBY, J. P.; SILVA, M. L.; TASSINARI, D.; BISPO, D. F.; CURI, N.; DAVIES, J.; QUINTON, J. N. Using pedological knowledge to improve sediment source apportionment in tropical environments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, n. 9, p. 3274-3289, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2199-5>.

BEN SLIMANE, A.; RACLOT, D.; EVRARD, O.; SANAA, M.; LEFEVRE, I.; Le BISSONNAIS, Y. Relative contribution of rill/interrill and gully/channel erosion to small reservoir siltation in Mediterranean environments. **Land degradation & development**, v. 27, n. 3, p. 785-797, 2016. <https://doi.org/10.1002/ldr.2387>.

BUENDIA, C.; VERICAT, D.; BATALLA, R. J.; GIBBINS, C. N. Temporal Dynamics of Sediment Transport and Transient In-channel Storage in a Highly Erodible Catchment. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 4, p. 1045-1063, 2016. <https://doi.org/10.1002/ldr.2348>.

BROSINSKY, A.; FOERSTER, S.; SEGL, K.; KAUFMANN, H. Spectral fingerprinting: sediment source discrimination and contribution modelling of artificial mixtures based on VNIR-SWIR spectral properties. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 12, p. 1949-1964, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0925-1>.

CAITCHEON, G. G. The significance of various sediment magnetic mineral fractions for tracing sediment sources in Killimicat Creek. **Catena**, v. 32, n. 2, p. 131-142, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(97\)00057-X](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(97)00057-X).

CHATANANTAVET, P.; WHIPPLE, K. X.; ADAMS, M. A.; LAMB, M. P. Experimental study on coarse grain saltation dynamics in bedrock channels. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 118, n. 2, p. 1161-1176, 2013. <https://doi.org/10.1002/jgrf.20053>.

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**, v. 29, n. 1, p. 1-27, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00064-1](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00064-1).

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E. Selecting fingerprint properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins. **Journal of hydrology**, v. 261, n. 1-4, p. 218-244, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00011-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00011-2).

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, p. 86-108, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.075>.

COLLINS, A. L.; BURAK, E.; HARRIS, P.; PULLEY, S.; CARDENAS, L.; TANG, Q. Field scale temporal and spatial variability of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, TC and TN soil properties: implications for sediment source tracing. **Geoderma**, v. 333, p. 108-122, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.019>.

COLLINS, A. L.; BLACKWELL, M.; BOECKX, P.; CHIVERS, C. A.; EMELKO, M.; EVRARD, O.; FOSTER, I.; GELLIS, A.; GHOLAMI, H.; GRANGER, S.; HARRIS, P.; HOROWITZ, A. J.; LACEBY, J. P.; MARTINEZ-CARRERAS, N.; MINELLA, J.; MOL, L.; NOSRATI, K.; PULLEY, S.; SILINS, U.; SILVA, Y. J.; STONE, M.; TIECHER, T.; UPADHAYAY, H. R.; ZHANG, Y. Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes. **Journal of soils and sediments**, v. 20, n. 12, p. 4160-4193, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02755-4>.

CONOSCENTI, C.; ANGILERI, S.; CAPPADONIA, C.; ROTIGLIANO, E.; AGNESI, V.; MÄRKER, M. Gully erosion susceptibility assessment by means of GIS-based logistic regression: a case of Sicily (Italy). **Geomorphology**, v. 204, p. 399-411, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.08.021>.

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, n. 4, p. 243-258, 1995. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(95\)00029-4](https://doi.org/10.1016/0341-8162(95)00029-4).

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in southern Brazil and implications for land conservation. **Journal of soils and sediments**, v. 15, n. 11, p. 2334-2346, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1160-0>.

ELTNER, A.; BAUMGART, P.; MAAS, H. G.; FAUST, D. Multi-temporal UAV data for automatic measurement of rill and interrill erosion on loess soil. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 6, p. 741-755, 2015. <https://doi.org/10.1002/esp.3673>.

EVRARD, O.; NÉMERY, J.; GRATIOT, N.; DUVERT, C.; AYRAULT, S.; LEFÈVRE, I.; POULENARD, J.; PRAT, C.; BONTÉ, P.; ESTEVES, M. Sediment dynamics during the rainy season in tropical highland catchments of central Mexico using fallout radionuclides. **Geomorphology**, v. 124, n. 1-2, p. 42-54, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.08.007>.

EVRARD, O.; POULENARD, J.; NÉMERY, J.; AYRAULT, S.; GRATIOT, N.; DUVERT, C.; PRAT, C.; LEFÈVRE, I.; BONTÉ, P.; ESTEVES, M. Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 6, p. 911-922, 2013. <https://doi.org/10.1002/hyp.9421>.

- FERREIRA, A. D. S.; DA SILVA, H. C.; RODRIGUES, H. O.; SILVA, M.; ALBUQUERQUE, E. C. D. Occurrence and spatial-temporal distribution of herbicide residues in the Ipojuca River sub-basin, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 1124-1128, 2016. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n12p1124-1128>.
- GARZON-GARCIA, A.; LACEBY, J. P.; OLLEY, J. M.; BUNN, S. E. Differentiating the sources of fine sediment, organic matter and nitrogen in a subtropical Australian catchment. **Science of the total environment**, v. 575, p. 1384-1394, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.219>.
- GUNKEL, G.; KOSMOL, J.; SOBRAL, M.; ROHN, H.; MONTENEGRO, S.; AURELIANO, J. Sugar cane industry as a source of water pollution—Case study on the situation in Ipojuca River, Pernambuco, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 180, n. 1, p. 261-269, 2007. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9268-x>.
- HADDADCHI, A.; RYDER, D. S.; EVRARD, O.; OLLEY, J. Sediment fingerprinting in fluvial systems: review of tracers, sediment sources and mixing models. **International Journal of Sediment Research**, v. 28, n. 4, p. 560-578, 2013. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(14\)60013-5](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(14)60013-5).
- HAMEL, P.; CHAPLIN-KRAMER, R.; SIM, S.; MUELLER, C. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. **Science of The Total Environment**, v. 524, p. 166-177, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.027>.
- HODGE, R. A.; HOEY, T. B.; SKLAR, L. S. Bed load transport in bedrock rivers: The role of sediment cover in grain entrainment, translation, and deposition. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 116, 2011. <https://doi.org/10.1029/2011JF002032>.
- KELLEY, D. W.; NATER, E. A. Historical sediment flux from three watersheds into Lake Pepin, Minnesota, USA (Vol. 29, No. 2, pp. 561-568). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 2000.
- KORUP, O. Earth's portfolio of extreme sediment transport events. **Earth-Science Reviews**, v. 112, n. 3-4, p. 115-125, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.02.006>.
- LACEBY, J. P.; EVRARD, O.; SMITH, H. G.; BLAKE, W. H.; OLLEY, J. M.; MINELLA, J. P.; OWENS, P. N. The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: a review. **Earth-Science Reviews**, v. 169, p. 85-103, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.04.009>.
- LE GALL, M.; EVRARD, O.; DAPOIGNY, A.; TIECHER, T.; ZAFAR, M.; MINELLA, J. P. G.; LACEBY, J. P.; AYRAULT, S. Tracing sediment sources in a subtropical agricultural catchment of Southern Brazil cultivated with conventional and conservation farming practices. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 4, p. 1426-1436, 2017. <https://doi.org/10.1002/ldr.2662>.

LEPAGE, H.; LACEBY, J. P.; BONTÉ, P.; JORON, J. L.; ONDA, Y.; LEFÈVRE, I.; AYRAULT, S.; EVRARD, O. Investigating the source of radiocesium contaminated sediment in two Fukushima coastal catchments with sediment tracing techniques. **Anthropocene**, v. 13, p. 57-68, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.004>.

LIU, K.; LOBB, D. A.; MILLER, J. J.; OWENS, P. N.; CARON, M. E. Determining sources of fine-grained sediment for a reach of the Lower Little Bow River, Alberta, using a colour-based sediment fingerprinting approach. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 98, n. 1, p. 55-69, 2017. <https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0131>.

MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1216-1223, 2014. DOI 10.1007/s11368-013-0809-9.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; SANTOS, D. R. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 31, n. 6, p. 1637–1646, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000600039>.

MINELLA, J. P.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, v. 348, n. 3-4, p. 546-563, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.026>.

MINELLA, J. P.; MERTEN, G. H.; CLARKE, R. T. Método "fingerprinting" para identificação de fontes de sedimentos em bacia hidrográfica rural. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 5, p. 633-638, 2009a. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000500017>.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; WALLING, D. E.; REICHERT, J. M. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena**. v. 79, n. 3, p 228–236, 2009b. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.02.020>.

MINELLA, J. P.; MERTEN, G. H.; BARROS, C. A.; RAMON, R.; SCHLESNER, A.; TIECHER, T.; CARVALHO, C. Long-term hydro-sedimentary monitoring and modelling for the conservationist planning of the soil and water in a small catchment in southern Brazil. **In Geophysical Research Abstract**, 2019.

NETO, M. V. B.; DE ARAÚJO, M. D. S. B.; DE ARAÚJO FILHO, J. C.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; DE ALMEIDA, B. G. Rill and sheet soil erosion estimation in an area undergoing desertification in the Brazilian semi-arid region. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 1-9, 2020. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-01026-y>.

OEURNING, C.; SAUVAGE, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M. Dynamics of suspended sediment transport and yield in a large agricultural catchment, southwest France. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 35, n. 11, p. 1289-1301, 2010. <https://doi.org/10.1002/esp.1971>.

OWENS, P. N.; BLAKE, W. H.; GASPAR, L.; GATEUILLE, D.; KOITER, A. J.; LOBB, D. A.; PETTICREW, E. L.; REIFFARTH, D. G.; SMITH, H. G.; WOODWARD, J. C.; WOODWARD, J. C. Fingerprinting and tracing the sources of soils and sediments: Earth and ocean science, geoarchaeological, forensic, and human health applications. **Earth-Science Reviews**, v. 162, p. 1-23, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.012>.

OWENS, P. N.; GATEUILLE, D. J.; PETTICREW, E. L.; BOOTH, B. P.; FRENCH, T. D. Sediment-associated organopollutants, metals and nutrients in the Nechako River, British Columbia: a current study with a synthesis of historical data. **Canadian Water Resources Journal**, v. 44, n. 1, p. 42-64, 2019. <https://doi.org/10.1080/07011784.2018.1531063>.

POLETO, C.; MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. The identification of sediment sources in a small urban watershed in southern Brazil: an application of sediment fingerprinting. **Environmental technology**, v. 30, n. 11, p. 1145-1153, 2009. <https://doi.org/10.1080/09593330903112154>.

PULLEY, S.; FOSTER, I.; ANTUNES, P. The uncertainties associated with sediment fingerprinting suspended and recently deposited fluvial sediment in the Nene river basin. **Geomorphology**, v. 228, p. 303-319, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.09.016>.

PULLEY, S.; ROWNTREE, K. The use of an ordinary colour scanner to fingerprint sediment sources in the South African Karoo. **Journal of environmental management**, v. 165, p. 253-262, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.037>.

PULLEY, S.; FOSTER, I.; COLLINS, A. L. The impact of catchment source group classification on the accuracy of sediment fingerprinting outputs. **Journal of environmental management**, v. 194, p. 16-26, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.048>.

RAMON, R.; EVRARD, O.; LACEBY, J. P.; CANER, L.; INDA, A. V.; DE BARROS, C. A.; MINELLA, J. P.; TIECHER, T. Combining spectroscopy and magnetism with geochemical tracers to improve the discrimination of sediment sources in a homogeneous subtropical catchment. **Catena**, v. 195, p. 104800, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104800>.

Relatório de situação de recursos hídricos do Estado de Pernambuco 2011/2012 Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac). – Recife: Apac, 2013.

RENGERS, F.; LUNACEK, M.; TUCKER, G. Application of an evolutionary algorithm for parameter optimization in a gully erosion model. **Environmental Modelling & Software**, v. 80, p. 297-305, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.02.033>.

SHI, X.; ZHANG, F.; LU, X.; WANG, Z.; GONG, T.; WANG, G.; ZHANG, H. Spatiotemporal variations of suspended sediment transport in the upstream and midstream of the Yarlung Tsangpo River (the upper Brahmaputra), China. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 43, n. 2, p. 432-443, 2018. <https://doi.org/10.1002/esp.4258>.

SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; SINGH, V. P.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; PISCOYA, V. C.; GUERRA, S. M. Trace element fluxes in sediments of an environmentally impacted river from a coastal zone of Brazil. **Environmental science and pollution research**, 22(19), 14755-14766, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4670-9>.

SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; SINGH, V. P.; DA SILVA, Y. J. A. B.; SILVA, C. M. C. A. C.; SILVA, M. O.; GUERRA, S. M. Bedload as an indicator of heavy metal contamination in a Brazilian anthropized watershed. **Catena**, v. 153, p. 106-113, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.004>.

SILVA, E. M.; MEDEIROS, P.; ARAÚJO, J. C. D. Applicability of fingerprinting for identification of sediment sources in a mesoscale semiarid catchment. **Engenharia Agrícola**, v. 38, p. 553-562, 2018a. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n4p553-562/2018>.

SILVA, Y. J. A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, Y. J. A. B.; AMORIM, F. F.; CANTALICE, J. R. B.; SINGH, V. P.; COLLINS A. L. Bed and suspended sediment-associated rare earth element concentrations and fluxes in a polluted Brazilian river system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 34, p. 34426–34437, 2018b. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n4p553-562/2018>.

SILVA, Y. J. A. B. D.; CANTALICE, J. R. B.; SINGH, V. P.; NASCIMENTO, C. W. A. D.; WILCOX, B. P.; SILVA, Y. J. A. B. D. Heavy metal concentrations and ecological risk assessment of the suspended sediments of a multi-contaminated Brazilian watershed. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 41, 2019. <https://doi.org/10.4025/actasciagr.v41i1.42620>.

SIMPLÍCIO, A. A. F.; COSTA, C. A. G.; NAVARRO-HEVIA, J.; DE ARAÚJO, J. C. Erosion at hillslope and micro-basin scales in the Gilbués Desertification Region, North-eastern Brazil. **Land Degradation & Development**, 2020. <https://doi.org/10.1002/ldr.3809>.

SOBRAL, M.; MONTENEGRO, S.; GUNKEL, G.; BARROS, A. M. L.; AURELIANO, J. Evolution of the Monitoring Water Quality System in Ipojuca River Basin, Brazil. **Watershed and River Basin Management**, 94-100, 2016.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. Glossary of soil science terms. Soil Science Society of America, Madison, 2018.

STRAUCH, M.; LIMA, J. E.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of environmental management**, v. 127, p. 24-36, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>.

TIAN, P.; ZHAI, J.; ZHAO, G.; MU, X. Dynamics of runoff and suspended sediment transport in a highly erodible catchment on the Chinese Loess Plateau. **Land degradation & development**, v. 27, n. 3, p. 839-850, 2016. <https://doi.org/10.1002/ldr.2373>.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; ... SANTOS, D. R. D. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 639-649, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000200028>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; DOS SANTOS, D. R. Combining visible-based-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportionment. **Science of the Total Environment**, v. 527, p. 135-149, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.103>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; BENDER, M. A.; DOS SANTOS, D. R. Tracing sediment sources in a subtropical rural catchment of southern Brazil by using geochemical tracers and near-infrared spectroscopy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 478-491, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.001>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O.; MONDAMERT, L.; LABANOWSKI, J.; SANTOS, D. R. Tracing sediment sources using mid-infrared spectroscopy in Arvorezinha catchment, southern Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 5, p. 1603-1614, 2017. <https://doi.org/10.1002/ldr.2690>.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O.; CANER, L.; MERTEN, G. H.; CAPOANE, V.; DOS SANTOS, D. R. Fingerprinting sediment sources in a large agricultural catchment under no-tillage in Southern Brazil (Conceição River). **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 939-951, 2018. <https://doi.org/10.1002/ldr.2917>.

TIECHER, T.; MOURA-BUENO, J. M.; CANER, L.; MINELLA, J. P.; EVRARD, O.; RAMON, R.; NAIBO, G.; BARROSA, C. A. P.; SILVA, Y. J. A. B.; AMORIM, F. F.; RHEINHEIMER, D. S. Improving the quantification of sediment source contributions using different mathematical models and spectral preprocessing techniques for individual or combined spectra of ultraviolet-visible, near-and middle-infrared spectroscopy. **Geoderma**, v. 384, p. 114815, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114815>.

WALLING, D. E. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. **Science of the total environment**, v. 344, n. 1-3, p. 159-184, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.011>.

WALLING, D. E.; COLLINS, A. L.; STROUD, R. W. Tracing suspended sediment and particulate phosphorus sources in catchments. **Journal of Hydrology**, v. 350, n. 3, p. 274-289, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.047>.

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. DOI 10.1007/s11368-013-0767-2.

WENDLING, V.; LEGOUT, C.; GRATIOT, N.; MICHALLET, H.; GRANGEON, T. Dynamics of soil aggregate size in turbulent flow: Respective effect of soil type and suspended concentration. **Catena**, v. 141, p. 66-72, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.015>.

WILKINSON, S. N.; HANCOCK, G. J.; BARTLEY, R.; HAWDON, A. A.; KEEN, R. J. Using sediment tracing to assess processes and spatial patterns of erosion in grazed rangelands, Burdekin River basin, Australia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 180, p. 90-102. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.002>.

WIRTZ, S.; SEEGER, M.; RIES, J. B. Field experiments for understanding and quantification of rill erosion processes. **Catena**, v. 91, p. 21-34, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.12.002>.

ZHANG, Q.; LEI, T.; ZHAO, J. Estimation of the detachment rate in eroding rills in flume experiments using an REE tracing method. **Geoderma**, v. 147, n. 1-2, p. 8-15, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.07.002>.

ZHAO, G.; KLIK, A.; MU, X.; WANG, F.; GAO, P.; SUN, W. Sediment yield estimation in a small watershed on the northern Loess Plateau, China. **Geomorphology**, v. 241, p. 343-352, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.04.020>.

3 TEOR DE TÓRIO EM AMOSTRAS DE SOLO E ÁGUA E FLUXO FLUVIAL ASSOCIADO AO SEDIMENTO EM UM SISTEMA FLUVIAL COM INTERFACE SEMIÁRIDA-COSTEIRA, BRASIL

Resumo

Tório (Th) é uma das principais fontes de radiação natural para os ecossistemas. No entanto, dados relativos às concentrações de Th em rochas, solo, água e sedimentos são atualmente escassos. Assim, este estudo teve como objetivo estabelecer concentrações naturais e Valores de Referência de Qualidade (VRQs) para Th na bacia do rio Ipojuca ambientalmente impactada, onde o intemperismo de granitos libera Th no meio ambiente. Além disso, o estudo teve como objetivo calcular os fluxos Th na água, no leito e no sedimento em suspensão. A concentração média de Th nos solos da bacia foi de $28,6 \text{ mg kg}^{-1}$. O VRQ para Th foi estimado em 21 mg kg^{-1} e $86,3 \text{ Bq kg}^{-1}$. As concentrações associadas ao leito e ao sedimento em suspensão variaram de $2,8$ a $32,9 \text{ mg kg}^{-1}$. O fluxo em sedimento em suspensão ($3,42 \text{ t ano}^{-1}$) foi responsável por mais de 99% do fluxo total deste elemento, enquanto o transporte da fase dissolvida foi insignificante. Na seção transversal a jusante, as amostras de sedimentos em suspensão exibiram concentrações de Th semelhantes às observadas em rios impactados por atividades de mineração. O fluxo de sedimentos da área de estudo para o oceano é principalmente desencadeado por processos de erosão do solo na região do hotspot (curso médio-inferior). É essencial identificar os hotspots de Th antes de estabelecer políticas ambientais relacionadas à saúde humana e à proteção ambiental.

Palavras-chave: Valores de referência de qualidade. Qualidade ambiental. Bacias Hidrográficas. Hotspots de Th. Transporte associado a sedimentos.

3 THORIUM CONTENT IN SOIL, WATER AND SEDIMENT SAMPLES AND FLUVIAL SEDIMENT-ASSOCIATED TRANSPORT IN A CATCHMENT SYSTEM WITH A SEMIARID-COASTAL INTERFACE, BRAZIL

Abstract

Thorium (Th) is one of the main sources of natural radiation to ecosystems. However, data regarding Th concentrations in rocks, soil, water and sediments are currently scarce. Accordingly, this study aimed to establish background concentrations and quality reference values (QRVs) for Th in the environmentally impacted Ipojuca River catchment in Brazil, where the weathering of granites releases Th into the environment. Additionally, the study aimed to calculate Th fluxes in water, and both bed and suspended sediment. The mean Th concentration in the study catchment soils was 28.6 mg kg^{-1} . The QRV for Th was estimated to be 21 mg kg^{-1} and 86.3 Bq kg^{-1} . Bed and suspended sediment-associated concentrations ranged from 2.8 to 32.9 mg kg^{-1} . Suspended sediment-associated discharge (3.42 t year^{-1}) accounted for more than 99% of the total Th flux, while the dissolved phase transport was negligible in comparison. At the downstream cross section in the study catchment, suspended sediment samples exhibited Th concentrations similar to those observed in rivers impacted by mining activities. The discharge of sediment to the ocean from the study area is mainly triggered by soil erosion processes in the hotspot region (middle-inferior course). It is essential to identify Th hotspots before establishing environmental policies regarding human health and environmental protection.

Keywords: Quality reference values. Environmental quality. Watershed. Th hotspot. Sediment-associated transport.

3.1 Introdução

O tório (Th) é um metal radioativo que está presente no meio ambiente em diferentes espécies. ^{232}Th é o isótopo natural mais abundante (HOLDEN 1990; AGGARWAL 2016). Altos níveis de Th no ambiente, derivados de fontes naturais ou antropogênicas, aumentam a exposição a outros radioelementos perigosos como resultado da série de decaimento correspondente (KRITSANANUWAT et al., 2015; DANYŁEC et al., 2018). Como resultado, as concentrações de Th e os riscos concomitantes aos ecossistemas e à saúde humana foram investigados em vários ambientes ambientais em todo o mundo (DRAGOVIĆ et al., 2014; SANUSI et al., 2017; BANGOTRA et al., 2018; CINELLI et al., 2018; NÉGREL et al., 2018). As avaliações em escala de bacia são, no entanto, escassas. No Brasil, por exemplo, os estudos existentes têm se concentrado em avaliações parciais da dinâmica Th (FERNANDES et al., 2006; NASCIMENTO; MOZETO, 2008; CONCEIÇÃO et al., 2009; GUIMARÃES et al., 2013; RIBEIRO et al., 2017) e, portanto, não avaliando a variabilidade potencial de Th em diferentes compartimentos ambientais, incluindo água e diferentes tipos de sedimento fluvial.

As principais fontes antropogênicas de Th são as operações de mineração. O uso de fertilizantes fosfatados também foi identificado como um dos principais fatores responsáveis pelos insumos em solos ou corpos d'água (MAZZILLI et al., 2000; SALUTE; MAZZILLI, 2006; CONCEIÇÃO et al., 2009; SERVITZOGLOU et al., 2018). Apesar de ser frequentemente observado em pequenas quantidades, o uso contínuo de Th por setores industriais, incluindo combustível de reator nuclear como uma alternativa ao urânio (XIAO et al., 2016), tende a aumentar sua exposição ambiental. Neste contexto, uma compreensão das concentrações naturais de Th nos solos é o primeiro passo para estabelecer níveis de triagem do solo para avaliação de risco e políticas ambientais.

Os sedimentos conectam unidades de paisagem em uma bacia hidrográfica (WOHL et al., 2018; HECKMANN et al., 2018) e, conseqüentemente, o transporte associado aos sedimentos pode redistribuir e transferir Th através de diferentes ecossistemas (COYNEL et al., 2007; RODRIGUES et al., 2018). Em um sistema de drenagem exorreica, por exemplo, a redistribuição associada aos sedimentos transfere Th dos solos para a rede fluvial e para o oceano. Neste cenário, as concentrações de Th nos sedimentos refletem as fontes naturais da área de drenagem e quaisquer entradas adicionais de atividades antrópicas.

A bacia hidrográfica do Ipojuca foi destacada como uma das mais poluídas do Brasil (SILVA et al., 2015a, 2017). Aqui, elevados fluxos de metais pesados em associação com

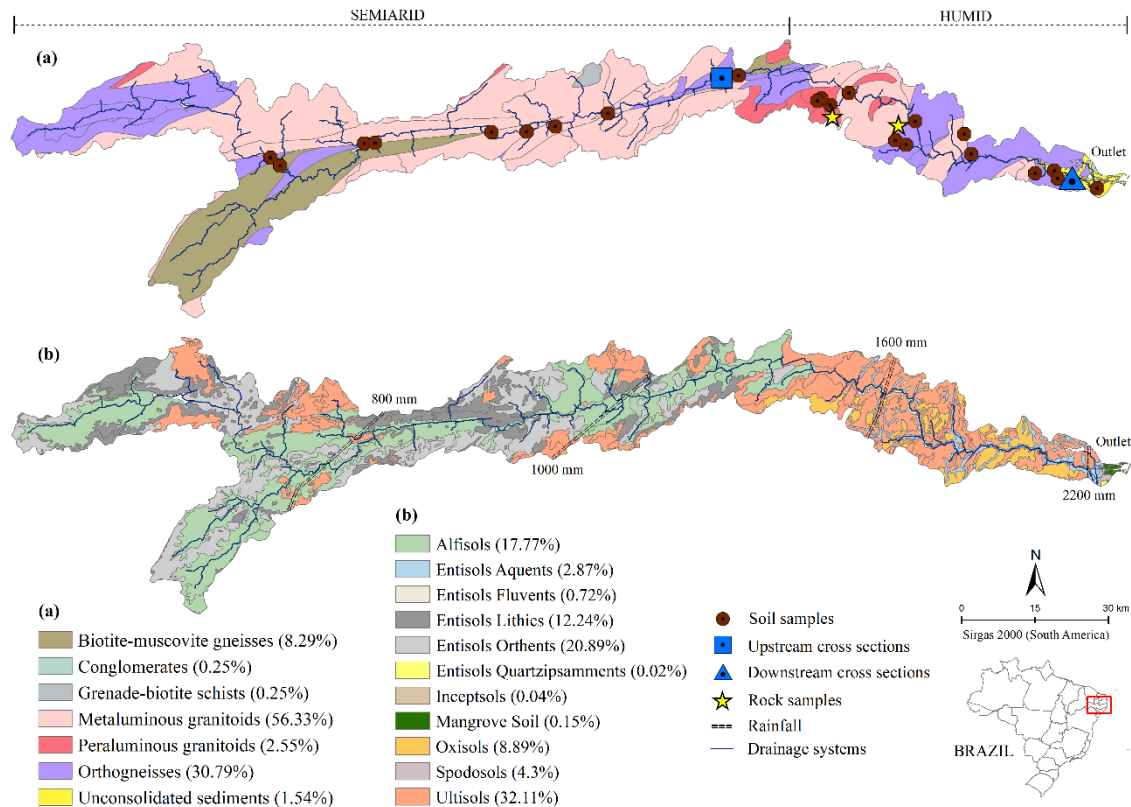
sedimentos em suspensão, especialmente Pb (28,2 t ano⁻¹) e Zn (18,8 t ano⁻¹), foram relatados nos locais de amostragem a jusante (SILVA et al., 2015a). A bacia hidrográfica do Ipojuca abrange diversas atividades econômicas com potencial de gerar impactos ambientais negativos, incluindo grandes áreas de cultivo de cana-de-açúcar e o Complexo Industrial Portuário de Suape, que movimenta mais de onze milhões de toneladas de mercadorias anualmente, incluindo produtos químicos, derivados de petróleo e óleos vegetais. Este Complexo Industrial e Portuário impulsionou o desenvolvimento industrial e urbano no entorno da bacia hidrográfica de Ipojuca (SILVA et al., 2015b). Neste contexto, esse estudo na bacia hidrográfica teve os seguintes objetivos: (1) determinar as concentrações naturais e estabelecer Valores de Referência de Qualidade (VRQs) para Th em solos da bacia e (2) determinar as concentrações e fluxos de Th na água, sedimentos em suspensão e de leito, relacionando essas estimativas com potenciais fontes antrópicas na área de estudo. O objetivo final foi obter novos dados deste estudo para ajudar a estabelecer a relação entre a concentração de massa e a atividade específica de Th em solos e fluxos em sedimentos dentro de uma interface continental-estuarino-costeira representativa no Atlântico Sul.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia do rio Ipojuca, que se estende (08 ° 09 ' 50 " - 08 ° 40 ' 20 " S e 34 ° 57 ' 52 " S e 34 ° 57 ' 52 " - 37 ° 02 ' 48 " W) do semiárido ocidental até litoral do estado de Pernambuco, Brasil. O curso d'água principal de 324 km drena uma área de ~ 3435 km² (CONDEPE / FIDEM, 2005). A bacia hidrográfica de Ipojuca inclui o Complexo Industrial Portuário de Suape e uma grande área de produção comercial de cana-de-açúcar. Além disso, a bacia inclui cerca de 24 municípios, a maioria sem sistema de coleta e tratamento de esgoto (LIMA BARROS et al., 2013). A precipitação média anual varia de 600 mm no semiárido (região oeste) a 2.400 mm na zona costeira (região úmida). A temperatura média anual do ar nessas zonas varia de aproximadamente 25 °C e 28 °C (Condepe / Fidem 2005). Os materiais de origem do solo são principalmente granitóides metaluminosos (56%), ortognaisses (31%) e gnaisses de biotita-muscovita (8%) (Silva et al. 2015b) (Figura 1). Os solos predominantes são os Neossolos (37%), Argissolos (32%) e Planossolos (18%).

Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Ipojuca no Brasil, geologia, classes de solo e distribuição dos pontos de coleta de amostras de solo e sedimento nos locais a montante e a jusante



3.2.2 Amostragem e análise laboratorial de rocha, água, solo e sedimentos

Amostras de granito metaluminoso, tipo de rocha mais comum observado na bacia do rio Ipojuca (Figura 1), foram coletadas e a identificação mineralógica foi feita por microscopia eletrônica de varredura (SEM; TESCAN, VEGA-3 LMU) a uma tensão de aceleração de 15 kV. Para a identificação, as amostras foram revestidas com uma camada de ouro de 20 nm (modelo Q150R - Quorum Technologie). Posteriormente, um detector de espectroscopia de energia dispersiva de raios-X (EDS) (Oxford Instrument, modelo: 51-AD0007), acoplado ao MEV, foi usado para determinar a composição elementar dos minerais que poderiam atuar como fontes potenciais de Th nos diferentes compartimentos da bacia.

Os teores naturais de Th em solos coletados na bacia foram determinados em áreas de referência (ou seja, áreas sob vegetação nativa preservada ou com influência antrópica mínima). Um total de 25 (12 na região semiárida e 13 na área úmida) (Figura 1) amostras compostas da camada superficial do solo (ou seja, no máximo 20 cm sem a camada orgânica superficial e compreendendo, no total, 100 subamostras - quatro subamostras por amostra composta), foram

coletados, para representar a diversidade de classes e materiais de origem do solo (SILVA et al., 2015b). As amostras compostas de solo foram secas ao ar, homogeneizadas e peneiradas a seco em malha de 2 mm.

Amostras de água, leito e sedimento em suspensão foram coletadas em seções transversais a montante ($08^{\circ} 13' 10''$ S - $35^{\circ} 43' 09''$ W) e a jusante ($08^{\circ} 24' 16''$ S - $35^{\circ} 04' 03''$ W) (Figura 1) sob regimes de baixa e alta vazão de água. Ambas as seções transversais foram amostradas simultaneamente para garantir as mesmas condições de vazão. As profundidades médias da altura da lâmina de escoamento variaram de 0,27 a 0,56 m e 0,8 a 2,43 m, enquanto as larguras médias variaram de 6,0 a 10,80 m e 21,80 a 30,3 m, nas seções transversais a montante e a jusante, respectivamente. A velocidade média do escoamento foi obtida usando um molinete fluviométrico ajustado em cada vertical em função da profundidade (USGS, 2005). Amostras de sedimentos em suspensão foram coletadas usando um amostrador US DH-48. Vinte e quatro medições diretas (doze em cada seção transversal) foram realizadas seguindo o método de Igual Incremento de Largura (IIL) para obter um conjunto representativo de amostras (EDWARDS et al., 1999). Esta abordagem permitiu a obtenção de amostras isocinéticas de água e sedimentos em suspensão. Os sedimentos de fundo foram coletados nas mesmas verticais por meio do amostrador BLH-84. A descarga de sedimentos em suspensão e de sedimento de fundo foram calculados de acordo com Horowitz (2003) e Gray (2005), respectivamente.

Alíquotas (0,5 g cada) das amostras de solo, sedimentos em suspensão e de leito foram suavemente trituradas e passadas por uma peneira de aço inoxidável com malha de 0,3 mm (ABNT nº 50). As amostras foram digeridas em recipientes de Teflon (12 mL de solução ácida - HNO_3 / HCl , 3:1) em um forno de microondas (USEPA, 1998). O mesmo procedimento foi aplicado para a digestão de amostras de 5 mL de água. Este método extrai os níveis de Th que estarão disponíveis a médio e longo prazo (ALLOWAY, 2013). Além disso, o regulamento Alemão de Proteção do Solo (BBODSCHV, 1999) e a legislação brasileira (CONAMA, 2009) recomendam a extração usando HNO_3 e HCl (3:1) para estimar a via de exposição “solo-humano”. Os procedimentos de controle de qualidade das análises foram seguidos, incluindo o uso de curvas de calibração, ácidos de alta pureza, recalibração de curva, análise de brancos de reagentes e materiais de referência padrão (2709a San Joaquin Soil e 2710a Montana I Soil; NIST, 2002). A calibração foi realizada a cada dez amostras e a análise ocorreu somente quando o coeficiente de determinação (R^2) da curva de calibração foi superior a 0,999. Sempre que era observado mais de 10% de desvio, o equipamento era recalibrado e as amostras analisadas

novamente. Todas as análises foram realizadas em duplicata. As concentrações de Th, Fe e Mn foram determinadas por ICP-OES. Os limites de detecção em mg kg^{-1} foram de 0,01 para Th, 0,341 para Fe e 0,005 para Mn. As taxas de recuperação (%) do material de referência padrão foram as seguintes: Th (94) > Fe (93) > Mn (85). As concentrações totais de TiO_2 , Fe_2O_3 , SrO e ZrO_2 foram determinadas usando espectrometria de FRX (S8 TIGER ECO - WDXRF-1KW). A perda por ignição foi determinada a 1000°C na faixa de 1,1 a 4,7%. Os limites de detecção em % foram para TiO_2 (0,003), Fe_2O_3 (0,1), SrO (0,009), ZrO_2 (0,007). O pH do solo foi analisado em H_2O (relação solo: solução 1: 2,5). A qualidade dos dados foi verificada por meio da análise da amostra certificada SRM 2709 (NIST, 2002). As taxas de recuperação dos elementos maiores (%) diminuíram na seguinte ordem: Ti (101) > Fe (100) > Sr (97) > Zr (95).

3.2.3 Fluxos de Th associados aos sedimentos

Os fluxos de Th associados ao transporte de sedimentos em suspensão foram calculados seguindo a abordagem proposta por Horowitz et al. (2001). O fluxo de Th associado ao transporte de sedimentos no leito foi obtido multiplicando-se a quantidade de sedimentos no leito que atravessa as seções transversais (GRAY, 2005) com as respectivas concentrações de Th. Para reduzir as incertezas relacionadas à estimativa dos fluxos de Th, a vazão e as concentrações de Th associadas aos sedimentos foram determinadas simultaneamente.

3.2.4 Análise de dados

Estatística descritiva e análise de correlação de Spearman foram aplicadas neste estudo. VRQs de Th foram calculados com o percentil 75º das distribuições de frequência (CONAMA, 2009). As atividades específicas de Th foram calculadas usando o fator de conversão fornecido pelo Laboratório Central de Proteção Radiológica da Polônia (MALCZEWSKI et al., 2004), com base na concentração de massa de ^{232}Th , assumindo que esta espécie tem um equilíbrio radioativo natural e é uma parte integral da química elementar de Th. Considera-se que uma amostra de solo com $0,24 \text{ mg kg}^{-1}$ de Th pode conter 1 Bq kg^{-1} de ^{232}Th . Com o objetivo de avaliar os hotspots de Th e ZrO_2 , mapas de distribuição espacial de suas concentrações naturais foram gerados (cinco categorias de concentração).

3.3 Resultados e Discussão

3.3.1 Concentrações naturais e VRQs de Th nos solos da bacia

As concentrações naturais de Th nos solos variaram de 13,2 a 72,3 mg kg⁻¹, com média de 28,6 mg kg⁻¹. Esses valores são maiores do que aqueles relatados em solos derivados de granitos (AUBERT et al., 2004; TABOADA et al., 2006) e gnaiss (MARQUES et al., 2004; BRAUN et al., 2018) em todo o mundo (Tabela 1). Além disso, as concentrações de Th nos solos da bacia do Ipojuca foram maiores do que as concentrações médias relatadas em solos sob influência da exploração de carvão (9,9 mg kg⁻¹; HUSSAIN, et al. 2018), ou impactados por rejeitos de urânio (15,1 mg kg⁻¹; YAN; LUO, 2014) na China e solos de uma área de mineração abandonada na Sérvia (12,8 mg kg⁻¹; MOMČILOVIĆ, et al. 2013).

Tabela 1 - Concentrações médias de Th (mg kg⁻¹) nos solos da bacia do Ipojuca em comparação com os dados de outros países

Países	Th (mg kg ⁻¹)
Este estudo	28,5
Brasil (Savanna biome) ¹	12,0
França ²	5,9
Índia ³	6,9
Malásia ⁴	80,0
Espanha ⁵	17,7
Valor mundial ⁶	7,4

¹Marques et al., (2004); ²Aubert et al., (2004); ³Braun et al., (2018); ⁴Sanusi et al., (2017); ⁵Taboada et al., (2006); ⁶UNSCEAR (2000).

Os VRQs de Th em solos da bacia do Ipojuca foram 21 mg kg⁻¹ para concentração de massa e 86,3 Bq kg⁻¹ para atividade específica. Aqui, a atividade específica Th é cerca de três vezes maior do que o valor estimado correspondente (30 Bq kg⁻¹) relatado para solos em todo o mundo (UNSCEAR, 2000) e semelhante àqueles relatados para solos de Minas Gerais, Brasil (90,8 Bq kg⁻¹; PEIXOTO et al., 2016), um estado brasileiro que concentra a atividade de mineração mais intensiva a nível nacional.

A variabilidade espacial de Th nos solos (Figura 2) mostrou uma região de hotspot nas porções do curso médio-inferior da bacia hidrográfica do Ipojuca. As concentrações de tório na zona de hotspot nos locais a jusante variaram de 24 a 72 mg kg⁻¹. Dessa forma, essa parcela

abastece parte significativa do total de Th exportado para a zona costeira. Esses hotspots podem ser explicados pela abundância de granitos enriquecidos em monazita e zircão (Figura 3a e 3b) contendo altos níveis de Th em suas composições mineralógicas; 10% (Fig. 3a) e 28-42% (Tabela 2). O Th é escasso em muitas rochas, mas devido à geoquímica semelhante, este elemento pode substituir outros com características parecidas, como elementos de terras raras (TABOADA et al., 2006; BREITER et al., 2014; KIRKLAND et al., 2015). Embora os locais a jusante estejam sob intenso intemperismo, minerais resistentes como monazita e zircão podem desencadear o fornecimento de Th. A baixa e alta concentração de ZrO_2 a montante (região semiárida) e a jusante (região úmida) (Figura 2) confirmam este comportamento.

Figura 2 - Distribuição espacial das concentrações naturais de Th e ZrO_2 na bacia do Ipojuca, Brasil

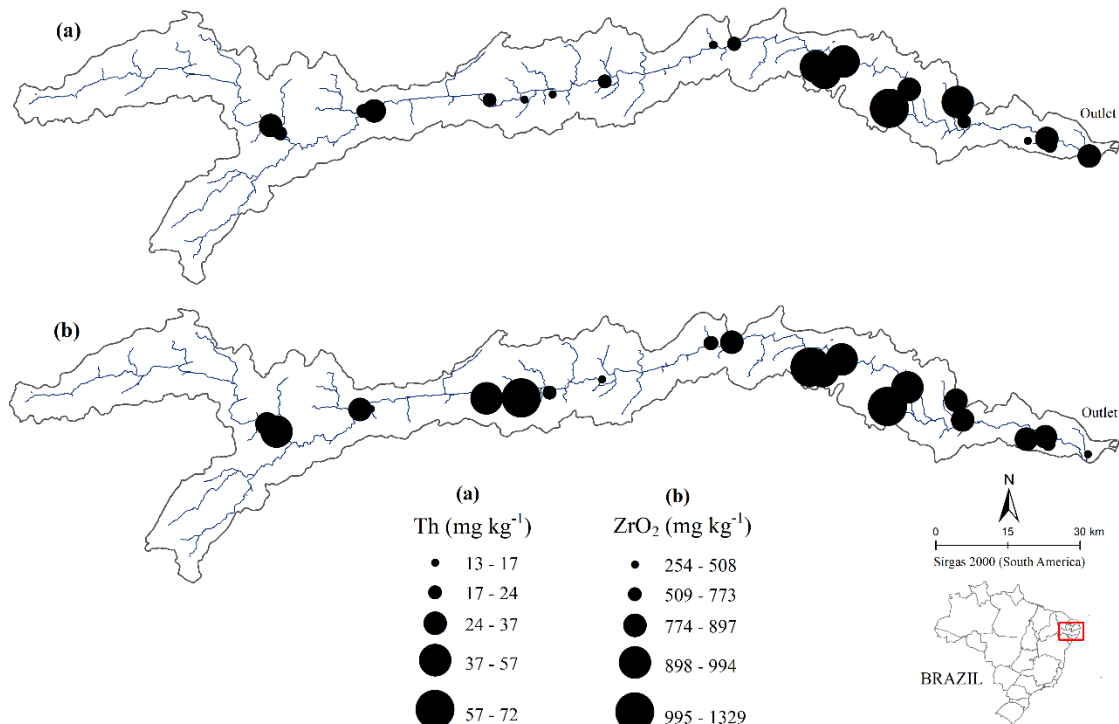


Figura 3 - Imagens de seção transversal de granitos usando um microscópio eletrônico de varredura com espectroscopia de raios-X de dispersão de energia acoplada (SEM-EDS) (a) Monazita (espectro 40); zircão (espectro 54) (b) Zircão (espectro 56)

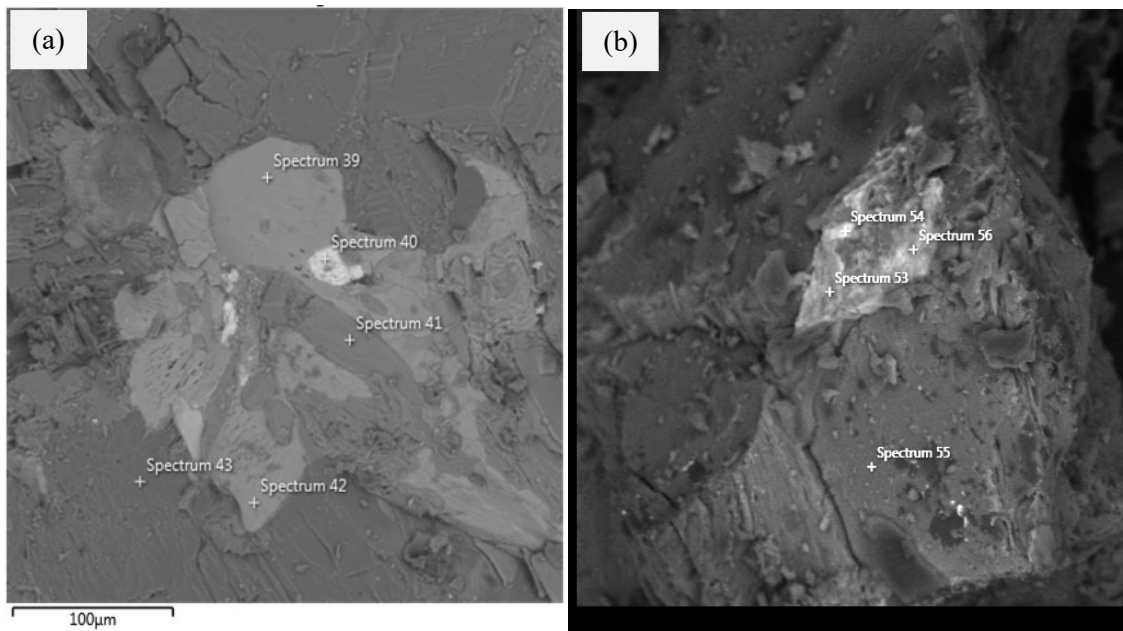


Tabela 2 - Composição elementar de minerais em granitos metaluminosos e peraluminosos na bacia hidrográfica do Ipojuca, Brasil, usando um microscópio eletrônico de varredura com espectroscopia de raios-X dispersiva de energia acoplada (SEM-EDS)

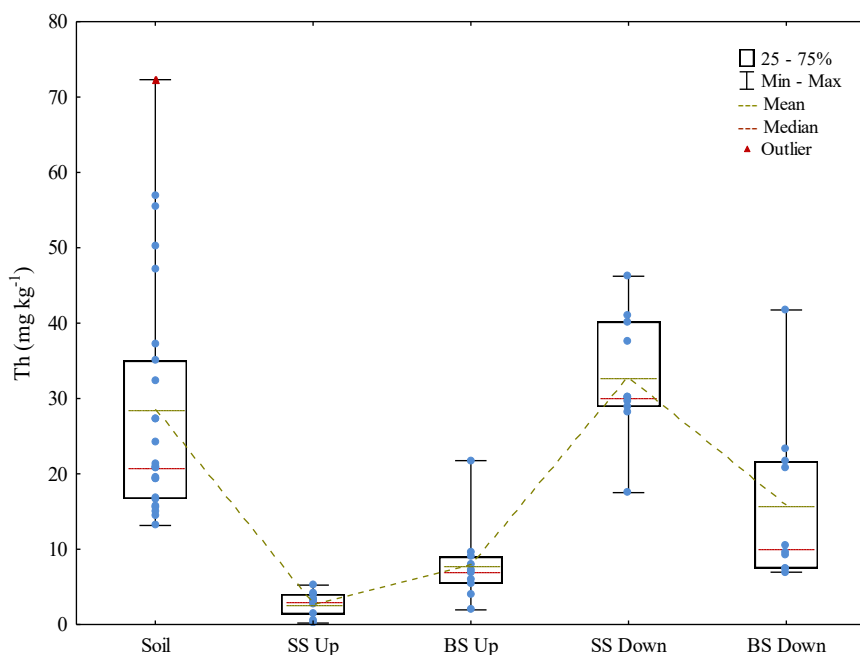
Mineral	Ce	P	La	Nd	Th	Pr	Sm	Si	Fe	Ca	Zr	U	Al	K	Ti
Granitos peraluminosos (%)															
Monazite	34	17	16	11	10			2	1,5	1,5					
Zircon	3	7		2,5	42			11		17	9	6	1	0,5	
Granitos metaluminosos (%)															
Zircon	11	6,5	4,5	3,5	28			9,5	1	11	19		1	0,5	1

Solos localizados nas partes orientais ($n = 13$) comumente exibem enriquecimento de Th com o aumento de ZrO_2 (0,49) ($p < 0,1$) e depleção de SrO (-0,69) ($p < 0,01$) (Fig. 2). Enquanto os solos nas partes ocidentais ($n = 12$) exibem enriquecimento de Th com o aumento de Fe_2O_3 (0,79) ($p < 0,01$), TiO_2 (0,67) ($p < 0,05$), Fe (0,83) ($p < 0,01$), Mn (0,58) ($p < 0,05$) e depleção de SrO (-0,74) ($p < 0,01$). Comportamento semelhante foi relatado anteriormente (DU et al., 2012; NÉGREL et al., 2018; HUSSAIN et al., 2018).

3.3.2 Concentrações de Th em amostras de água e sedimentos

As concentrações de Th associadas aos sedimentos exibiram a seguinte ordem: sedimentos em suspensão na seção transversal a jusante ($32,9 \text{ mg kg}^{-1}$) > sedimentos do leito na seção transversal a jusante ($15,8 \text{ mg kg}^{-1}$) > sedimentos do leito na seção transversal a montante (8 mg kg^{-1}) > sedimentos em suspensão na seção transversal a montante ($2,8 \text{ mg kg}^{-1}$) (Fig. 4). A concentração média de Th ($14,9 \text{ mg kg}^{-1}$) em amostras de sedimento foi considerada semelhante à relatada para rios na Índia ($7,5 \text{ mg kg}^{-1}$; BRAUN et al. 2018) e Inglaterra (15 mg kg^{-1} ; FERREIRA et al. 2018). Na seção transversal a jusante, amostras de sedimentos em suspensão mostraram concentrações de Th semelhantes às observadas em rios impactados por atividades de mineração na Nigéria ($28,7 \text{ mg kg}^{-1}$; OYEBAMIJI et al., 2018) e Portugal ($32,6 \text{ mg kg}^{-1}$; NEIVA et al., 2014), mas inferiores aos valores reportados para os rios Diz ($90,7 \text{ mg kg}^{-1}$; ANTUNES et al., 2018) e Mondego (185 mg kg^{-1} ; NEIVA et al., 2016), em Portugal.

Figura 4 - Concentrações (mg kg^{-1}) de Th nos solos da bacia, no leito e nas amostras de sedimento em suspensão coletadas em ambas as seções transversais no rio Ipojuca. SS = sedimentos em suspensão; BS = sedimentos do leito; Up = seção transversal a montante e Down = seção transversal a jusante.



As concentrações médias de Th nos solos foram maiores do que àquelas observadas para amostras de sedimento em ambas as seções transversais (Figura 4). Isso sugere que o teor de Th origina-se principalmente de processos de intemperismo, embora o rio Ipojuca seja

conhecido como um dos rios mais poluídos do Brasil. As concentrações de Th em amostras de sedimentos em suspensão foram positivamente correlacionadas com Fe nas seções transversais a montante (0,62, $p < 0,01$) e a jusante (0,66, $p < 0,05$), bem como com Mn a montante (0,63, $p < 0,05$) e a jusante (0,79, $p < 0,01$). Além disso, as concentrações de Th nas amostras de sedimento do leito mostraram correlações positivas com Fe (0,91) e Mn (0,66) na seção transversal a jusante; $p < 0,01$ e $p < 0,05$, respectivamente. Silva et al. (2015a) relataram comportamento semelhante entre Fe e vários metais pesados (Pb, Cr, Cu, Ni, Hg, As).

As concentrações médias de Th nas amostras de água foram extremamente baixas: 0,007 mg L⁻¹ e 0,005 mg L⁻¹ nas seções transversais a montante e a jusante, respectivamente. Esses valores são 6 e 8 vezes menores do que os valores relatados em outros rios (GAILLARDET et al., 2003). As baixas concentrações na água foram associadas principalmente ao pH médio de 7,0. Altas concentrações de Th nos sedimentos de rios são frequentemente relatadas sob este pH (COYNEL et al., 2007; RODRIGUES et al., 2018).

3.3.3 Fluxos de Th em sedimentos em suspensão e associados aos sedimentos de fundo

Fluxos de Th associados a sedimentos seguiram a ordem: sedimentos em suspensão na seção transversal a jusante (3,42 t ano⁻¹) > sedimentos em suspensão na seção transversal a montante (6,6 x 10⁻² t ano⁻¹) > sedimentos de fundo na seção transversal a montante (9,5 x 10⁻⁴ t ano⁻¹) > sedimentos de fundo na seção transversal a jusante (6 x 10⁻⁴ t ano⁻¹). O fluxo de Th associado ao sedimento foi, portanto, 50 vezes maior na seção transversal do rio a jusante. As principais razões foram: (1) a região do hotspot está localizada no curso médio-inferior da área de estudo, conforme mostrado na Figura 3, e; (2) características potenciais de diferentes sedimentos nos dois locais de seção transversal do rio. A alta correlação positiva entre Th e Fe nas amostras de sedimento em suspensão sugere que Th está sendo transportado principalmente em associação com oxihidróxidos associados a sedimentos para a zona costeira.

O sedimento em suspensão foi responsável por mais de 99% do fluxo total de Th, com o transporte da fase dissolvida sendo irrelevante. O fluxo de Th associados a sedimentos em suspensão na seção transversal a jusante é comparável ao fluxo observado para metais pesados (Cr - 2,92, Cu - 2,92, Ni - 1,53, As - 0,89, Cd - 0,018 e Hg 0,006 t ano⁻¹; SILVA et al., 2015a) e elementos terras raras (La - 3,38 e Pr - 1,27 t ano⁻¹; SILVA et al., 2018), bem como àqueles valores observados para o maior rio subártico europeu, o rio Severnaya Dvina, localizado na Rússia (3,64 t em cinco meses; POKROVSKY et al., 2010). A transferência de sedimentos de sistemas fluviais exorreicos é uma das principais vias de transporte de Th para os oceanos do

mundo (KIENAST et al., 2016). Porém, no caso da bacia do Rio Ipojuca, esse fluxo natural de Th em direção ao oceano pode não ocorrer devido à construção do Complexo Industrial e Portuário de Suape que alterou as condições hidrológicas e morfológicas naturais. Por exemplo, Muniz et al. (2005) observaram que a obstrução antrópica do sistema fluvial desencadeou maior sedimentação de partículas em suspensão. Como resultado, a profundidade do fluxo de água diminuiu. Portanto, o Oceano Atlântico pode não ser o receptor final dos fluxos de Th associados a sedimentos em suspensão da bacia do rio Ipojuca, o que, por sua vez, destaca a importância do entendimento dos impactos sobre os ambientes estuarinos e manguezal.

3.4 Conclusão

Não há evidência de impactos antrópicos nas concentrações de Th em amostras de água e sedimento coletadas na bacia do Rio Ipojuca com base na comparação dos teores naturais e VRQs (21 mg kg^{-1} e $86,3 \text{ Bq kg}^{-1}$). O suprimento de tório é governado principalmente por solos derivados de granitos, contendo altas proporções de monazita e zircão. Altas concentrações naturais de Th foram observadas nos solos locais, revelando uma área de hotspot nas porções do curso médio-inferior da bacia de estudo. O hotspot destaca a importância de discutir a representatividade dos VRQs para as condições locais ou regionais.

O sedimento em suspensão foi responsável por mais de 99% do fluxo total de Th. Na seção transversal a jusante, os sedimentos exibiram concentrações de Th semelhantes às observadas em rios impactados por atividades de mineração. A quantidade de sedimentos fornecidos ao oceano é principalmente desencadeada pela erosão do solo da bacia e processos de mobilização de sedimentos e, portanto, é essencial identificar essas fontes críticas de sedimentos transportado ao sistema do rio para apoiar a concepção e estabelecimento de políticas ambientais.

Referências bibliográficas

Agência Condepe/Fidem. Rio Ipojuca. Recife: 2005. 64p. (Série Bacias Hidrográficas de Pernambuco, 1).

AGGARWAL, S. K. A review on the mass spectrometric analysis of thorium. **Radiochim Acta**, v. 104(7):445–455, 2016.

ALLOWAY B. J. Heavy Metals in Soils - Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability, Third Edition. Springer, 2013.

ANTUNES, I. M. H. R.; NEIVA, A. M. R.; ALBUQUERQUE, M. T. D.; CARVALHO, P. C. S.; SANTOS, A. C. T, CUNHA, P. P. Potential toxic elements in stream sediments, soils and waters in an abandoned radium mine (central Portugal). **Environmental Geochemistry and Health**, v. 40, n. 1, p. 521–542, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9945-2>.

AUBERT, D.; PROBST, A.; STILLE, P. Distribution and origin of major and trace elements (particularly REE, U and Th) into labile and residual phases in an acid soil profile (Vosges Mountains, France). **Applied Geochemistry**, v. 19, n. 6, p. 899–916, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2003.11.005>

BANGOTRA, P.; MEHRA, R.; JAKHU, R.; KAUR, K.; PANDIT, P.; KANSE, S. Estimation of ^{222}Rn exhalation rate and assessment of radiological risk from activity concentration of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K . **Journal of Geochemical Exploration**, v. 184, p. 304–310, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.05.002>.

BRAUN, J. J.; RIOTTE, J.; BATTACHARYA, S.; VIOLETTE, A.; OLIVA, P.; PRUNIER, J.; MARÉCHAL, J. C.; RUIZ, L.; AUDRY, S.; SUBRAMANIAN, S. REY-Th-U Dynamics in the Critical Zone: Combined Influence of Reactive Bedrock Accessory Minerals, Authigenic Phases, and Hydrological Sorting (Mule Hole Watershed, South India). **Geochemistry, Geophysics, Geosystems**, v. 19, n. 5, p. 1611–1635, 2018. <https://doi.org/10.1029/2018GC007453>.

BBODSCHV. Bundes-bodenschutz- und altlastenverordnung (German federal soil protection and contaminated sites ordinance); Action, Trigger and precaution Values - Anexo 2, 12. Bundesgesetzblatt, I 36, n. 1554–1582, 1999.

BREITER, K.; LAMARÃO, C. N.; BORGES, R. M. K.; DALL'AGNOL, R. Chemical characteristics of zircon from A-type granites and comparison to zircon of S-type granites. **Lithos**, v. 192, n. 208–225, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.lithos.2014.02.004>.

CINELLI, G.; TONDEUR, F.; DEHANDSCHUTTER, B. Mapping potassium and thorium concentrations in Belgian soils. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 184, n. 127–139, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.01.025>.

CONCEIÇÃO, F. T.; BONOTTO, D. M.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R.; ROVEDA, J. A. F. Distribution of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in soils and sugar cane crops at Corumbataí river basin, São Paulo State, Brazil. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 67, n. 6, p. 1114–1120, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2009.02.086>.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>>. Acesso em 13 de julho de 2018.

COYNEL, A.; SCHÄFER, J.; BLANC, G.; BOSSY, C. Scenario of particulate trace metal and metalloid transport during a major flood event inferred from transient geochemical signals. **Applied Geochemistry**, v. 22, n. 4, p. 821–836, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.10.004>.

DANYŁEC, K.; MAZUR, J.; KOZAK, K.; GRZAÐZIEL, D. Determination of the thoron emanation coefficient using a powder sandwich technique. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 195, p. 109–113, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.10.004>.

DRAGOVIĆ, S.; JANKOVIĆ-MANDIĆ, L.; DRAGOVIĆ, R.; ÐORÐEVIĆ, M.; ÐOKIĆ, M.; KOVAČEVIĆ, J. Lithogenic radionuclides in surface soils of Serbia: spatial distribution and relation to geological formations. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 142, p. 4–10, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.07.015>.

EDWARDS, T. K.; GLYSSON, G. D.; GUY, H. P.; NORMAN, V. W. Field methods for measurement of fluvial sediment (p. 89). Denver, CO: US Geological Survey, 1999.

FERNANDES, H. M.; SIMOES FILHO, F. F. L.; PEREZ, V.; FRANKLIN, M. R.; GOMIERO L.A. Radioecological characterization of a uranium mining site located in a semi-arid region in Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 88, n. 2, p. 140–157, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.01.006>.

FERREIRA, A.; DARAKTCHIEVA, Z.; BEAMISH, D.; KIRKWOOD, C.; LISTER, T. R.; CAVE, M.; WRAGG, J.; LEE, K. Indoor radon measurements in south west England explained by topsoil and stream sediment geochemistry, airborne gamma-ray spectroscopy and geology. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 181, p. 152–171, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.05.007>.

GAILLARDET, J.; VIERS, J.; DUPRÉ, B. Trace elements in river waters. *Treatise on geochemistry* 5:605, 2003.

GRAY, J. R. Sediment data collection techniques. U.S. Geological Survey Training Course, Castle Rock and Vancouver, WA, 2005.

GUIMARÃES, S. N. P.; HAMZA, V. M.; da SILVA, J. J. Airborne geophysical surveys in the north-central region of Goiás (Brazil): implications for radiometric characterization of tropical soils. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 116, p. 10–18, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.08.001>.

HECKMANN, T.; CAVALLI, M.; CERDAN, O.; FOERSTER, S.; JAVAUX, M.; LODE, E.; SMETANOVÁ, A.; VERICAT, D.; BRARDINONI, F. Indices of sediment connectivity: opportunities, challenges and limitations. **Earth-Science Reviews**, v. 187, p. 77–108, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.08.004>.

HOLDEN, N. E. Total half-lives for selected nuclides. *Pure Appl Chem* 62(5): 941–958, 1990.

HOROWITZ, A. J., ELRICK, K. A., SMITH, J. J. Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river basins: methodological considerations as applied to the NASQAN programme. **Hydrological Process**, v. 15, p. 1107–1132, 2001. <https://doi.org/10.1002/hyp.206>.

HOROWITZ, A. J. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. **Hydrological Process**, v. 17, p. 3387–3409, 2003. <https://doi.org/10.1002/hyp.1299>.

HUSSAIN, R.; LUO, K.; CHAO, Z.; XIAOFENG, Z. Trace elements concentration and distributions in coal and coal mining wastes and their environmental and health impacts in Shaanxi, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 20, p. 19566–19584, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2148-2>.

KIENAST, S. S.; WINCKLER, G.; LIPPOLD, J.; ALBANI, S.; MAHOWALD, N. M. Tracing dust input to the global ocean using thorium isotopes in marine sediments: ThoroMap. **Global Biogeochemistry**, v. 30, n. 10, p. 1526–1541, 2016. <https://doi.org/10.1002/2016GB005408>.

KIRKLAND, C. L.; SMITHIES, R. H.; TAYLOR, R. J. M.; EVANS, N.; MCDONALD, B. Zircon Th/U ratios in magmatic environs. **Lithos**, v. 212, p. 397–414, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.lithos.2014.11.021>.

KRITSANANUWAT, R.; SAHOO, S. K.; FUKUSHI, M.; PANGZA, K.; CHANYOTHA, S. Radiological risk assessment of ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K in Thailand coastal sediments at selected areas proposed for nuclear power plant sites. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 303, n. 1, p. 325–334, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10967-014-3376-7>.

LIMA BARROS, A. M.; DO CARMO SOBRAL M.; GUNKEL, G. Modelling of point and diffuse pollution: application of the Moneris model in the Ipojuca river basin, Pernambuco State, Brazil. **Water Science Technology**, v. 68, n. 2, p. 357–365, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.086>.

MALCZEWSKI, D.; TEPER, L.; DORDA, J. Assessment of natural and anthropogenic radioactivity levels in rocks and soils in the environs of Swieradow Zdroj in Sudetes, Poland, by in situ gamma-ray spectrometry. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 73, n. 3, p. 233–245, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2003.08.010>.

MARQUES, J. J.; SCHULZE, D. G.; CURI, N.; MERTZMAN, S.A. Trace element geochemistry in Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, v. 121, n. 1–2, p. 31–43, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.10.003>.

MAZZILLI, B.; PALMIRO, V.; SAUEIA, C.; NISTI, M. B. Radiochemical characterization of Brazilian phosphogypsum. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 49, n. 1, p. 113–122, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(99\)00097-1](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(99)00097-1).

MOMČILOVIĆ, M.; KOVAČEVIĆ, J.; TANIĆ, M.; ĐORĐEVIĆ, M.; BAČIĆ, G.; DRAGOVIĆ S. Distribution of natural radionuclides in surface soils in the vicinity of abandoned uranium mines in Serbia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 2, p. 1319–1329, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2634-9>.

MUNIZ, K, NETO, B. D. B.; MACÊDO, S. J, FILHO, W. C. P. Hydrological impact of the port complex of Suape on the Ipojuca River (Pernambuco-Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 21 n. 5, p. 909–914, 2005. <https://doi.org/10.2112/03-0070.1>.

MURPHY, C. P. Thin Section Preparation of Soils and Sediments Academic Publishing, Berkhamsterd (145 pp.), 1986.

NASCIMENTO, M. R., MOZETO, A. A. Reference values for metals and metalloids concentrations in bottom sediments of Tiete River basin, Southeast of Brazil. **Soil and Sediment Contamination**, v. 17, n. 3, p. 269–278, 2008. <https://doi.org/10.1080/15320380802006996>.

National Institute of Standards and Technology – NIST. 2002. Standard Reference Materials –SRM 2709, 2710 and 2711.

NÉGREL, P.; De VIVO, B.; REIMANN, C.; LADENBERGER, A.; CICHELLA, D.; ALBANESE, S.; BIRKE, M.; DE VOS, W.; DINELLI, E.; LIMA, A.; O’CONNOR, P. J.; SALPETEUR, I.; TARVAINEN, T. U-Th signatures of agricultural soil at the European continental scale (GEMAS): Distribution, weathering patterns and processes controlling their concentrations. **Science of Total Environment**, v. 622, p. 1277–1293, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.005>.

NEIVA, A. M. R.; CARVALHO, P. C. S.; ANTUNES, I. M. H. R.; SILVA, M. M. V. G.; SANTOS, A. C. T.; PINTO, M. C., CUNHA, P. P. Contaminated water, stream sediments and soils close to the abandoned Pinhal do Souto uranium mine, central Portugal. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 136, p. 102–117, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.10.014>.

NEIVA, A. M. R., ANTUNES, I. M. H. R., CARVALHO, P.C. S, SANTOS, A. C. T. Uranium and arsenic contamination in the former Mondego Sul uranium mine area, Central Portugal. **Journal of Geochemical Exploration** v. 162, p. 1–15, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.12.004>.

OYEBAMIJI, A.; ODEBUNMI, A.; RUIZHONG, H.; RASOOL, A. Assessment of trace metals contamination in stream sediments and soils in Abuja leather mining, southwestern Nigeria. **Acta Geochimistry**, v. 37, n. 4, p. 592–613, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11631-017-0256-1>.

PEIXOTO, C. M.; FERNANDES, P. R. M.; RODRIGUES, P. C. H, FELICIANO, V. M. D. Distribuição das Concentrações de Atividade de ^{238}U e ^{232}Th em Amostras de Solo do Estado de Minas Gerais. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 4, n. 2, 2016. <https://doi.org/10.15392/bjrs.v4i2.208>.

POKROVSKY, O. S.; VIERS, J.; SHIROKOVA, L. S.; SHEVCHENKO, V. P.; FILIPOV, A. S.; DUPRÉ, B. Dissolved, suspended, and colloidal fluxes of organic carbon, major and trace elements in the Severnaya Dvina River and its tributary. **Chemical Geochemistry**, v. 273, n. 1-2, p. 136–149, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2010.02.018>.

RIBEIRO, F. C.; LAURIA, D. D. C.; DO RIO, M. A, DA CUNHA, F. G, DE OLIVEIRA SOUSA, W.; LIMA, E. D. A. M.; FRANZEN, M. Mapping soil radioactivity in the Fernando de Noronha archipelago, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 311, n. 1, p. 577–587, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10967-016-5059-z>

RODRIGUES, M. F.; REICHERT, J. M.; BURROW, R. A.; FLORES, E. M. M.; MINELLA, J. P. G.; RODRIGUES, L. A.; OLIVEIRA, J. S. S.; CAVALCANTE, R. B. L. Coarse and fine sediment sources in nested watersheds with eucalyptus forest. **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 8, p. 2237–2253, 2018. <https://doi.org/10.1002/ldr.2977>.

SANUSI, M. S. M.; RAMLI, A. T.; BASRI, N. A.; HERYANSHAH, A.; SAID M. N.; LEE, M. H.; WAGIRAN, H.; SALEH, M. A. Thorium distribution in the soils of Peninsular Malaysia and its implications for Th resource estimation. **Ore Geology Reviews**, v. 80, p. 522–535, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2016.07.021>.

SAUEIA, C. H. R.; MAZZILLI, B. P. Distribution of natural radionuclides in the production and use of phosphate fertilizers in Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 89, n. 3, p. 229–239, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.05.009>.

SERVITZOGLOU, N. G.; STOULOS, S.; KATSANTONIS, D.; PAPAGEORGIU, M.; SIOUNTAS A. Natural radioactivity studies of phosphate fertilizers applied on greek farm soils used for wheat cultivation. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 181, n. 3, p. 190–198, 2018. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncy009>.

SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; SINGH, V. P., DO NASCIMENTO, C. W. A., PISCOYA V. C, GUERRA S. M. Trace element fluxes in sediments of an environmentally impacted river from a coastal zone of Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 19, p. 14755–14766, 2015a. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4670-9>.

SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, C. W. A.; CANTALICE, J. R. B.; SILVA, Y. J. A. B.; CRUZ, C. M. C. A. Watershed-scale assessment of background concentrations and guidance values for heavy metals in soils from a semiarid and coastal zone of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p. 558, 2015b. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4782-1>.

SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; SINGH, V. P.; DA SILVA, Y. J. A. B.; SILVA, C. M. C. A. C.; SILVA, M. O.; GUERRA, S. M. Bedload as an indicator of heavy metal contamination in a Brazilian anthropized watershed. **Catena**, v. 153, p. 106–113, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.004>.

SILVA, Y. J. A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, Y. J. A. B.; AMORIM, F. F.; CANTALICE, J. R. B, SINGH, V. P.; COLLINS, A. L. Bed and suspended sediment-associated rare earth element concentrations and fluxes in a polluted Brazilian river system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 34, p. 34426–34437, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3357-4>.

TABOADA, T.; CORTIZAS, A. M.; GARCÍA, C.; GARCÍA-RODEJA, E. Uranium and thorium in weathering and pedogenetic profiles developed on granitic rocks from NW Spain. **Science Total Environment**, v. 356, n. 1-3, p. 192–206, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.030>.

UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation Sources and Effects of Ionizing Radiation, Vol.I: Sources, Annex A. New York: United Nations, 2000.

USEPA. Method 3051A—microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. 1998.

USGS. Techniques of Water Resources Investigation. Washington, 2005.

WOHL, E.; BRIERLEY, G.; CADOL, D.; COULTHARD, T. J.; COVINO, T.; FRYIRS, K. A.; GRANT, G.; HILTON, R. G.; LANE, S. N.; MAGILLIGAN, F. J.; MEITZEN, K. M.; PASSALACQUA, P.; POEPPL, R. E.; RATHBURN, S. L.; SKLAR, L. S. Connectivity as an Emergent Property of Geomorphic Systems. **Earth Surf Proc Land**, v. 44, n. 1, p. 4–26, 2018. <https://doi.org/10.1002/esp.4434>.

XIAO, H.; LONG, C.; TIAN, X.; CHEN, H. Effect of thorium addition on the thermophysical properties of uranium dioxide: Atomistic simulations. **Mater Design**, v. 96, p. 335–340, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2016.02.019>.

YAN, X.; LUO, X. Radionuclides distribution, properties, and microbial diversity of soils in uranium mill tailings from southeastern China. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 139, p. 85–90, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.09.019>.

4 DISTRIBUIÇÃO DE DIFERENTES FONTES DE SEDIMENTOS USANDO ASSINATURAS COMPOSTAS GEOQUÍMICAS EM UM GRANDE SISTEMA FLUVIAL COM INTERFACE SEMIÁRIDA-COSTEIRA, BRASIL

Resumo

Em grandes bacias hidrográficas, levantamentos cada vez mais detalhados acerca das fontes de sedimentos são requeridos para gestão eficiente dos pontos críticos de erosão. Nesse contexto, este estudo comparou os resultados *fingerprinting* de diferentes tipos de classificação de fontes e avaliou a distribuição individual e combinada das fontes dominantes de uma grande e heterogênea bacia hidrográfica brasileira, utilizando o potencial de traçadores geoquímicos. A bacia do Rio Ipojuca (~ 3435 km²) foi selecionada por conta do alto grau de poluição - terceiro rio mais poluído do Brasil- e alta carga de metais transportada nos sedimentos na saída da bacia. Amostras de solo nas principais fontes potenciais de sedimento foram coletadas ao longo da bacia do Rio Ipojuca (n total = 207). Três modelos de classificação de fontes foram feitos a partir do mesmo conjunto amostral, baseando-se nos usos do solo, classes de solo e contraste regional e ambiental da parte a jusante e montante da bacia. Sedimentos em suspensão (SS) (n = 4) e sedimentos de fundo (BS) (n = 6) foram coletados na saída da bacia, representando o material alvo desta modelagem *fingerprinting*. Um total de 21 traçadores geoquímicos foram avaliados. As etapas de seleção dos traçadores foram as mesmas para as três condições de fontes: (1) avaliação da conservatividade, (2) teste de comparação de média e (3) análise discriminante linear. O MixSIAR foi aplicado para estimar a contribuição média das fontes e a precisão foi avaliada a partir da comparação com os resultados de saída das misturas virtuais. 95% dos elementos foram considerados conservativos durante o transporte do sedimento até a rede fluvial principal. Os conjuntos finais de traçadores foram capazes de classificarem corretamente 97% das amostras regionais, 86% das classes de solo e 71% dos usos. As fontes regionais alcançaram as discriminações geoquímicas mais robustas, seguida das classes e usos do solo, respectivamente. Essas discriminações geraram baixos valores de erros estimados pelo MixSIAR (RMSE e MAE). Os erros nos usos do solo estão associados com a baixa variabilidade entre as fontes e a alta variabilidade dos traçadores em cada grupo, indicados pelo maior coeficiente de variação (42,07%). A região a jusante (SS = 80,5% e BS = 86,7%), os Latossolos (SS = 65% e BS = 30,8%) e o cultivo de cana-de-açúcar (SS = 62% e BS = 63,6%) foram as fontes dominantes de sedimentos. De forma combinada, Latossolo e cana-de-açúcar controlaram cerca de 63,5% dos SS e 47,2% dos BS transportados na saída da bacia, ou seja, menos de 8% ou aproximadamente 280 km² da bacia. Abordagens com combinações de fontes potenciais, a partir de discriminações robustas, tendem a proporcionar maior detalhamento das áreas sob erosão dominante e reduzir a escala da contenção desses processos. Aqui, conclusões holísticas foram alcançadas com a combinação de diferentes contextos de fontes significando o primeiro passo de minimização desta bacia.

Palavras-chave: *Fingerprinting* de fontes de sedimentos. Gestão de sedimentos. Erosão hídrica do solo. Modelos bayesianos. Contribuição relativa.

4 DIFFERENT SEDIMENT SOURCE APPORTIONMENT USING GEOCHEMICAL COMPOSITE SIGNATURES IN A LARGE CATCHMENT SYSTEM WITH A SEMIARID-COASTAL INTERFACE, BRAZIL

Abstract

In large watersheds, increasingly detailed surveys of sediment sources are required for efficient management of erosion hotspots. Accordingly, this study compared the fingerprinting results of different types of source classification and evaluated the individual and combined distribution of the dominant sources of a large and heterogeneous Brazilian watershed, using the potential of geochemical tracers. The Ipojuca watershed (~3435 km²) was selected due to the high degree of pollution - the third most polluted river in Brazil - and the high metal flux in the sediments at the river outlet. Soil samples from the main potential sources of sediment were collected along the watershed (total n = 207). Three source classification models were made from the same sample set, based on land uses, soil classes and regional and environmental contrast of the downstream and upstream catchment. Suspended sediments (SS) (n = 4) and bed sediments (BS) (n = 6) were collected at the outlet, representing the target material of this fingerprinting model. A total of 21 geochemical tracers were evaluated. The tracer selection steps were the same for the three source conditions: (1) conservativeness test, (2) mean comparison test, and (3) linear discriminant analysis. MixSIAR was applied to estimate the average contribution of the sources and the accuracy was evaluated from the comparison with the output results of the virtual mixtures. 95% of the elements were considered conservative during the sediment transport to the main river. The final sets of tracers were able to correctly classify 97% of regional samples, 86% of soil classes and 71% of uses. Regional sources achieved the most robust geochemical discriminations, followed by classes and land uses, respectively. These discriminations generated low error values estimated by MixSIAR (RMSE and MAE). Land use errors are associated with low variability between sources and high variability of tracers in each group, indicated by the highest coefficient of variation (42.07%). The downstream region (SS = 80.5% and BS = 86.7%), Oxisols (SS = 65% and BS = 30.8%) and sugarcane (SS = 62% and BS = 63.6%) were the dominant sources of sediment. Combined, the catchments of Oxisol and sugarcane controlled approximately 63.5% of the SS and 47.2% of the BS transported at the river outlet, i.e., less than 8% or approximately 280 km² of the catchment. Approaches with combinations of potential sources, based on robust discriminations, tend to provide greater detail of areas under dominant erosion and reduce the scale of containment of these processes. Here, holistic conclusions were reached with the combination of different source contexts signifying one of the first step in minimizing this basin.

Keywords: Fingerprinting of sediment sources. Sediment management. Soil water erosion. Bayesian models. Relative contribution.

4.1 Introdução

As altas taxas de erosão do solo no Brasil estão associadas às mudanças na cobertura do solo devido à expansão das fronteiras agrícolas e práticas impróprias de manejo do solo, combinado com a alta intensidade pluviométrica (DIDONÉ et al., 2015; ANACHE et al., 2017). Isso tem gerado elevado volume de escoamento superficial e alta carga de sedimentos nos principais sistemas fluviais do país (STRAUCH et al., 2013; MOLISANI et al., 2017). O excesso de sedimentos grosseiros promove o assoreamento dos rios e o de sedimentos finos potencializa a transferência de nutrientes e contaminantes, diminuindo a qualidade da água ao longo dos anos (AYRAULT et al., 2014; MEDEIROS et al., 2014; OWENS et al., 2019; NETO et al., 2020; SIMPLÍCIO et al., 2020). Nesse contexto, é fundamental conhecer a origem dos sedimentos visando concentrar esforços para mitigar os principais problemas erosivos ocorrentes em uma bacia hidrográfica. O método *fingerprinting* é a abordagem científica mais utilizada para esse propósito em todo mundo (WALLING et al., 1999; CARTER et al., 2003; COLLINS et al., 2010; COLLINS et al., 2012; EVRARD et al., 2013; SMITH; BLAKE, 2014; LE GALL et al., 2016; ZHANG et al., 2017a; TIECHER et al., 2018; UBER et al., 2019; VALENTE et al., 2020). Resumidamente, esse procedimento envolve a comparação das propriedades intrínsecas das fontes potenciais e dos sedimentos alvos, visando determinar a contribuição relativa a partir de uma abordagem estatística rigorosa (COLLINS et al., 2010; HAIYAN, 2015; PULLEY; COLLINS, 2018; HABIBI et al., 2019). No cenário ideal, espera-se que estimativas finais confiáveis sejam alcançadas com base no conjunto de propriedades traçadoras que expressem comportamento conservativo e assinaturas-chaves dos grupos-fontes. Muitos estudos *fingerprinting* têm se concentrado em buscar respostas de diferentes conjuntos de traçadores ideais e combinações, como geoquímica elementar (LE GALL et al., 2017; BATISTA et al., 2020), isótopos de C e N (GARZON-GARCIA et al., 2017; COLLINS et al., 2019) e propriedades espectroscópicas (TIECHER et al., 2015; TIECHER et al., 2017; RAMON et al., 2020; AMORIM et al., 2021). Entretanto, incertezas intrínsecas são causadas não somente pela escolha e baixo potencial dos traçadores, mas também pelas classificações das fontes atreladas aos aspectos ambientais e problemas de cada bacia. Pouco tem se discutido acerca do efeito de diferentes abordagens de classificações das fontes na modelagem *fingerprinting* e avaliações comparativas dessa natureza raramente são quantificadas em uma mesma área de estudo.

Uso do solo ou cobertura da terra é o tipo de fonte mais estudado em abordagens *fingerprinting* (COLLINS et al., 2020). Em grandes bacias, paisagens podem exprimir aspectos

ambientais altamente heterogêneos, potencializando problemas de caracterização geoquímica dessas fontes. Isso pode refletir na dificuldade de alcançar análises de discriminação mais robustas e conseqüentemente em maiores erros de distribuição relativa, por conta da variabilidade dos traçadores em cada tipo de uso (PULLEY et al., 2017). Fontes classificadas a partir do tipo de solo podem ser uma alternativa, uma vez que expressam assinaturas geoquímicas do material de origem e processos pedogenéticos específicos. Por exemplo, solos com elevado grau de intemperismo tendem a apresentar maior conteúdo de metais de baixa mobilidade como Al, Si, Ti, Th, Zr e Fe, e menor teor de metais com alta mobilidade como, K, Na, Cl, Mg e Ca, quando comparados aos solos mais jovens e menos intemperizados. Entretanto, esse potencial geoquímico é ainda pouco explorado e conhecimentos atrelados a essas matrizes constantemente não são levadas em consideração nesses estudos (EVRARD et al., 2013; LEPAGE et al., 2016; LE GALL et al., 2017; SILVA et al., 2018a). Recentemente, Batista et al. (2020) desenvolveram uma classificação de fontes regionais a partir de conhecimentos pedológicos e de erosão local. Os autores dividiram fontes de diferentes partes de uma grande bacia (bacia superior, média e inferior), de acordo com a interpretação de mapas de solo e geologia do local, e revelaram discriminações mais robustas utilizando composições geoquímicas de partículas <math><63 \mu\text{m}</math> (90% de fontes corretamente classificadas). Aqui, acredita-se que essa perspectiva pode ser ampliada para outros contextos ambientais (como climáticos, geológicos geomorfológicos e pedológicos) e processos naturais locais, baseando-se na lógica de que um conjunto de amostra-fonte pode caracterizar uma região específica da bacia e expressar assinaturas geoquímicas mais semelhantes de áreas mais próximas do que aquelas mais distantes.

No Brasil, as principais bacias hidrográficas são tipicamente extensas, tanto em escala nacional, como a Bacia Amazônica (Na porção brasileira, engloba $\sim 3.870.000 \text{ km}^2$) - considerada a maior bacia do mundo - quanto em nível regional e estadual, como Bacia do Parnaíba ($\sim 340 \text{ mil km}^2$) - Região Nordeste - e Bacia do Capibaribe ($\sim 5.880 \text{ km}^2$) - estado de Pernambuco (ANA, 2021). Isso requer levantamentos de dados cada vez mais detalhados para gestão mais eficiente das fontes de sedimentos dominantes. Em geral, estudos *fingerprinting* são realizados a partir de fontes que representam contextos únicos da paisagem da bacia e outras matrizes potenciais tornam-se negligenciadas. Isso pode diminuir a relevância dessas informações, sobretudo quando levantamentos são feitos em grandes bacias e/ou quando grande parte dos sedimentos são advindos de áreas muito extensas. Por exemplo, 95% dos sedimentos em suspensão de uma grande bacia agrícola (2.032 km^2) provêm das extensas paisagens sob lavoura (TIECHER et al., 2017b). Presume-se aqui que, se diferentes modelos de classificação

das fontes apresentarem resultados de discriminação robustos e baixas incertezas, as estimativas de saída podem ser combinadas para avaliação dos problemas de transporte de sedimentos dessas áreas maiores. Essa abordagem com duas ou mais perspectiva de fontes pode fornecer múltiplas linhas de evidências sobre os pontos críticos de erosão, reduzindo a escala de controle desses processos e aumentando a utilidade dos resultados para a promoção dessas estratégias. Paralelamente, isso também pode minimizar custos atrelados a essas pesquisas e práticas de mitigação, uma vez que o mesmo conjunto de amostra e propriedades traçadoras é utilizado.

Um dos locais de maior demanda para esse tipo de levantamento é a bacia do Rio Ipojuca, considerado um dos sistemas fluviais mais poluídos e o terceiro pior em índices de qualidade da água do Brasil (IBGE, 2015). Alguns levantamentos têm atrelado alta carga de metais e radionuclídeos naturais ao transporte de sedimentos em fluxo na saída da bacia (SILVA et al., 2015; SILVA et al., 2018; NASCIMENTO et al., 2019). Nas últimas décadas, construções do porto e diques, localizados no exutório da bacia, diminuíram a conectividade da interface estuário-mar e o acúmulo de sedimentos fluviais advindos do rio Ipojuca se tornou ainda mais evidente nessas áreas (NASCIMENTO et al., 2019). Dessa forma, o controle das fontes de sedimentos nesta bacia é fundamental para o equilíbrio ambiental de mangues e estuários e para a dinâmica das zonas portuárias locais. Nesse sentido, este estudo comparou resultados *fingerprinting* de diferentes tipos de classificação de fontes e avaliou padrões de distribuição das fontes dominantes da bacia hidrográfica do Rio Ipojuca, utilizando o potencial de traçadores geoquímicos. As informações fornecidas aqui podem significar o primeiro passo para o diagnóstico e recuperação ambiental desta bacia e do ambiente costeiro local, uma vez que nenhum levantamento sobre fontes de sedimentos foi realizado no local.

4.2 Material e métodos

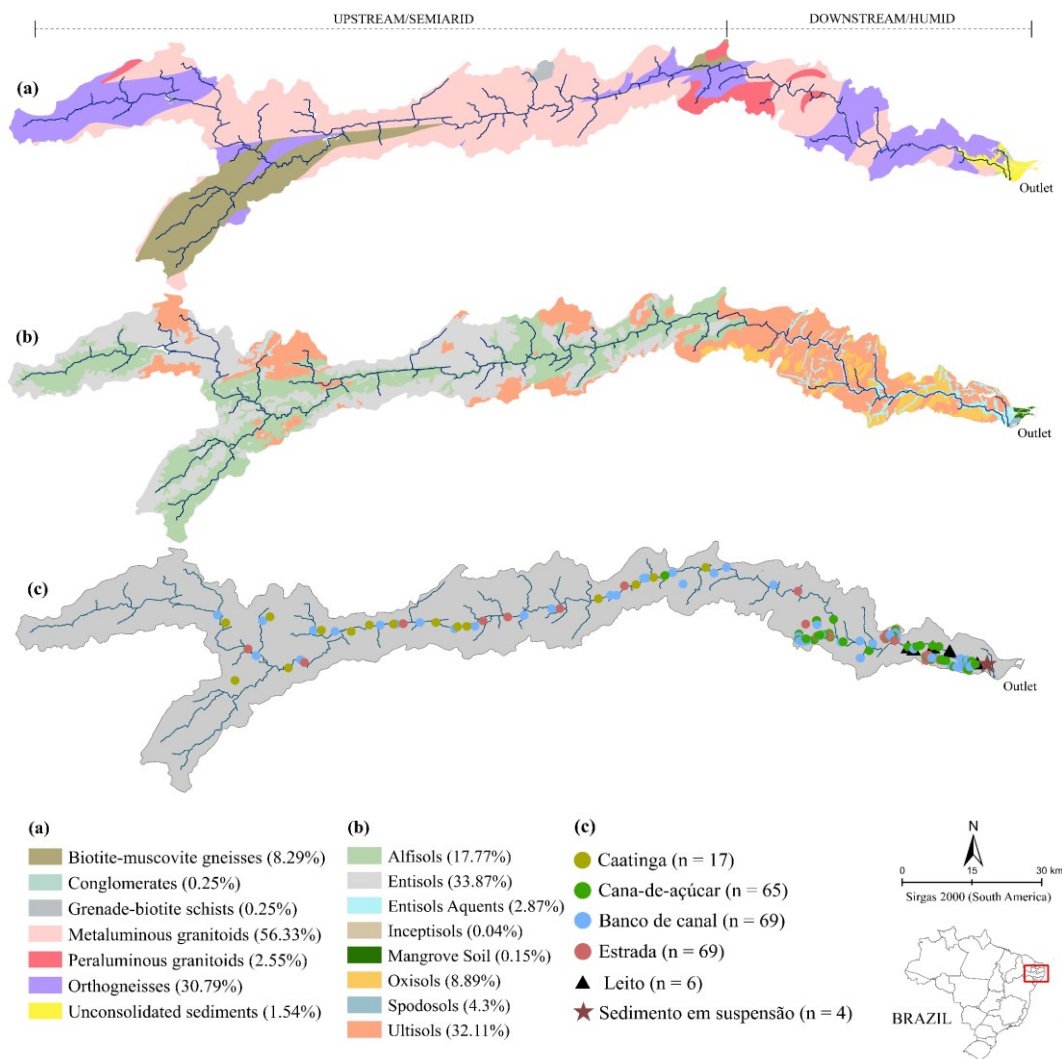
4.2.1 Caracterização ambiental da bacia de estudo

O O rio Ipojuca se estende do semiárido ocidental até litoral úmido do estado de Pernambuco (Brasil) ($08^{\circ} 09' 50'' - 08^{\circ} 40' 20''$ S e $34^{\circ} 57' 52''$ S e $34^{\circ} 57' 52'' - 37^{\circ} 02' 48''$ W). A bacia engloba uma área total de ~ 3435 km² e o curso principal percorre cerca de 324 km (CONDEPE / FIDEM, 2005). A altura da lâmina de escoamento e largura na seção transversal a jusante do curso d'água principal variam de 0,8 a 2,4 m e 21,8 a 30,3 m, respectivamente. A vazão e a descarga de sedimentos em suspensão na mesma seção variam de

1,2 m³ s⁻¹ a 25,2 m³ s⁻¹ e 7,6 Mg dia⁻¹ a 669,1 Mg dia⁻¹, períodos de baixa e alta vazão, respectivamente (SILVA et al., 2015).

A precipitação média anual varia entre 600-800 mm no semiárido (montante), caracterizado pela alta variabilidade espacial e temporal das chuvas, e 1800-2.400 mm na zona costeira (jusante), regularmente distribuídas nos meses do outono-inverno. Esse padrão de distribuição das chuvas na bacia promove regime fluvial intermitente nos cursos a montante e perene a partir do curso médio. A temperatura média anual do ar varia de 25 ° C a 28 ° C, típica das condições tropicais brasileiras (CONDEPE / FIDEM 2005). A geomorfologia ondulada e fortemente ondulada configura aproximadamente 31,5% e 12,4% da bacia, respectivamente (CPRM, 2015). Uma grande zona de transição, caracterizada pelas escarpas orientais declivosas do maciço granítico-gnáissico da Borborema, separam as partes montante e jusante da bacia. Os materiais de origem do solo são principalmente granitóides metaluminosos (56%), ortognaisses (31%) e gnaisses de biotita-muscovita (8%) (Silva et al. 2015) (Figura 1). As principais classes de solos da bacia são Neossolos (37%), Planossolos (18%), Argissolos (32%), Latossolos (9%) e Gleissolos (1%) (Figura 1).

Figura 1 - Pontos de amostragem das fontes potenciais e sedimentos alvos e distribuição dos principais complexos geológicos e pedológicos da bacia do Rio Ipojuca, Nordeste do Brasil



As áreas sob vegetação (natural e seminatural) e lavoura cobrem respectivamente cerca de 18% e 19% da bacia do Rio Ipojuca (CONDEPE / FIDEM 2005). A vegetação da Caatinga simboliza as áreas preservadas e semipreservadas da região a montante, apresentando espécies vegetais tipicamente endêmicas desses locais, como *Mimosa tenuiflora* (Willd.)Poir., *Croton sonderianus* Muell. Arg, *Aspidosperma pyrifolium* Mart., *Combretum leprosum* Mart., *Cenostigma pyramidalis* E, Gagnon & GP Lewis, *Croton sonderianus* Muell. Arg, *Commiphora leptophloeos* (Mart.) JB Gillet, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Cereus jamacaru*, *Pilosocereus gounellei* e *Prosopis juliflora*. Muitas dessas espécies apresentam estruturas arbustivas, espinhosas e com troncos tortuosos, predominando hiperxorófila (conjunto de espécies mais resistentes à aridez), na região oeste da bacia, e hipoxerófila, localizadas na faixa centro-leste da região a montante. A vegetação natural da região a jusante, a Mata Atlântica, foi amplamente degradada em função da expansão da agricultura local.

Atualmente, essa região é caracterizada pelos pequenos e isolados fragmentos de vegetação, muitas vezes distantes da malha fluvial, pela baixa preservação da vegetação riparia e pelo monocultivo de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), que representa quase que inteiramente a paisagem agrícola dessa parte da bacia.

4.2.2 Coleta e classificação das fontes

Amostras de solo nas principais fontes de sedimento foram coletadas com base nas observações de campo e no potencial de conectividade hidrológica e entrega de sedimentos (n total = 207). Para cada ponto selecionado (Figuras 1 e 2), coletas de 10-20 amostras simples foram realizadas na camada 0-5 cm das fontes superficiais e no perfil subsuperficial dos bancos de canais. Três modelos de classificação de fontes foram gerados a partir do mesmo conjunto amostral, baseando-se respectivamente na distribuição dos usos do solo (1), classes de solo (2) e no contraste regional e ambiental da parte a jusante e montante da bacia (3):

1. O primeiro modelo das fontes de sedimentos foi gerado com base nas coletas dos usos e cobertura do solo da bacia. Os usos do solo selecionados e as respectivas amostras foram (Figura 2): Caatinga (n = 17), Banco de canais (n = 69), estradas não pavimentadas (n = 56) e Cana-de-açúcar (n = 65). As amostras da Caatinga representam as condições preservada e semi-preservadas das áreas semiáridas (montante), formando tanto parte significativa da vegetação ripária quanto de áreas conectadas ao curso superior do Rio Ipojuca. Pontos de amostragem de banco de canais e estradas foram distribuídos em ambas regiões da bacia (montante e jusante);
2. A classificação das fontes com base nas classes de solo foi realizada partir de mapas de distribuição das amostras coletadas e de solos da bacia. A distribuição das classes de solo foi gerada em escala de 1 cm:1 km, conforme o banco de dados do levantamento Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE) e do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). A seleção foi feita de forma objetiva conforme a sobreposição dos pontos amostrais e os contornos das classes de solo. Os solos selecionados na bacia e os conjuntos de amostras foram distribuídos da seguinte forma: Neossolos (n = 11), Planossolos (n = 37), Argissolos (n = 76), Gleissolos (n = 57) e Latossolos (n = 26). As amostras de Neossolo englobam as subordens Neossolo Flúvico (64%) e Neossolo Regolítico (36%), desenvolvidos principalmente na região a montante da bacia. Os Planossolos da bacia apresentam normalmente padrão de acidez de leve a

neutro, saturação de sódio menor que 8% no horizonte Bt, baixo teor de matéria orgânica superficial e estão localizados em relevos planos e suave ondulado da região a montante. Argissolos Amarelo e Argissolos Vermelho-amarelo compõe respectivamente 54% e 66% das amostras dos Argissolos. Os Argissolos, majoritariamente distribuídos na região a jusante, são profundos, com baixa fertilidade natural, com acidez de forte a moderada, baixos teores de cálcio e magnésio trocáveis. Os Argissolos da região a montante são menos profundos, entretanto, pouco diferem quimicamente do caso anterior. Os Gleissolos apresentam características químicas bastante variada em função da sua distribuição espacial, sendo desenvolvidos em diferentes ambientes na bacia. Os Latossolos Amarelo são a principal subordem dos Latossolos da bacia. Tais solos são caracterizados pela profundidade acentuada, forte acidez, coesão natural, elevada concentração de Al e foram desenvolvidos principalmente nas faixas mais úmidas da bacia e nos topos aplainados dos relevos da região jusante.

3. Nesta última classificação, o mesmo conjunto de amostra foi dividido a partir das duas regiões ambientalmente contrastantes da bacia, montante e jusante. A seleção foi feita de forma objetiva, sobrepondo as amostras que foram coletadas nessas regiões da bacia. Resumidamente, as amostras da parte a montante (n = 45) representam a combinação do clima seco com dinâmica hidrológica altamente variável no espaço-tempo, solos rasos, regime fluvial intermitente e semi-intermitente e baixa distribuição de áreas de lavoura. Já as amostras da região a jusante (n = 162) representam paisagens úmidas, regime fluvial perene, solos profundos e desenvolvidos, e extensas áreas de monocultivo.

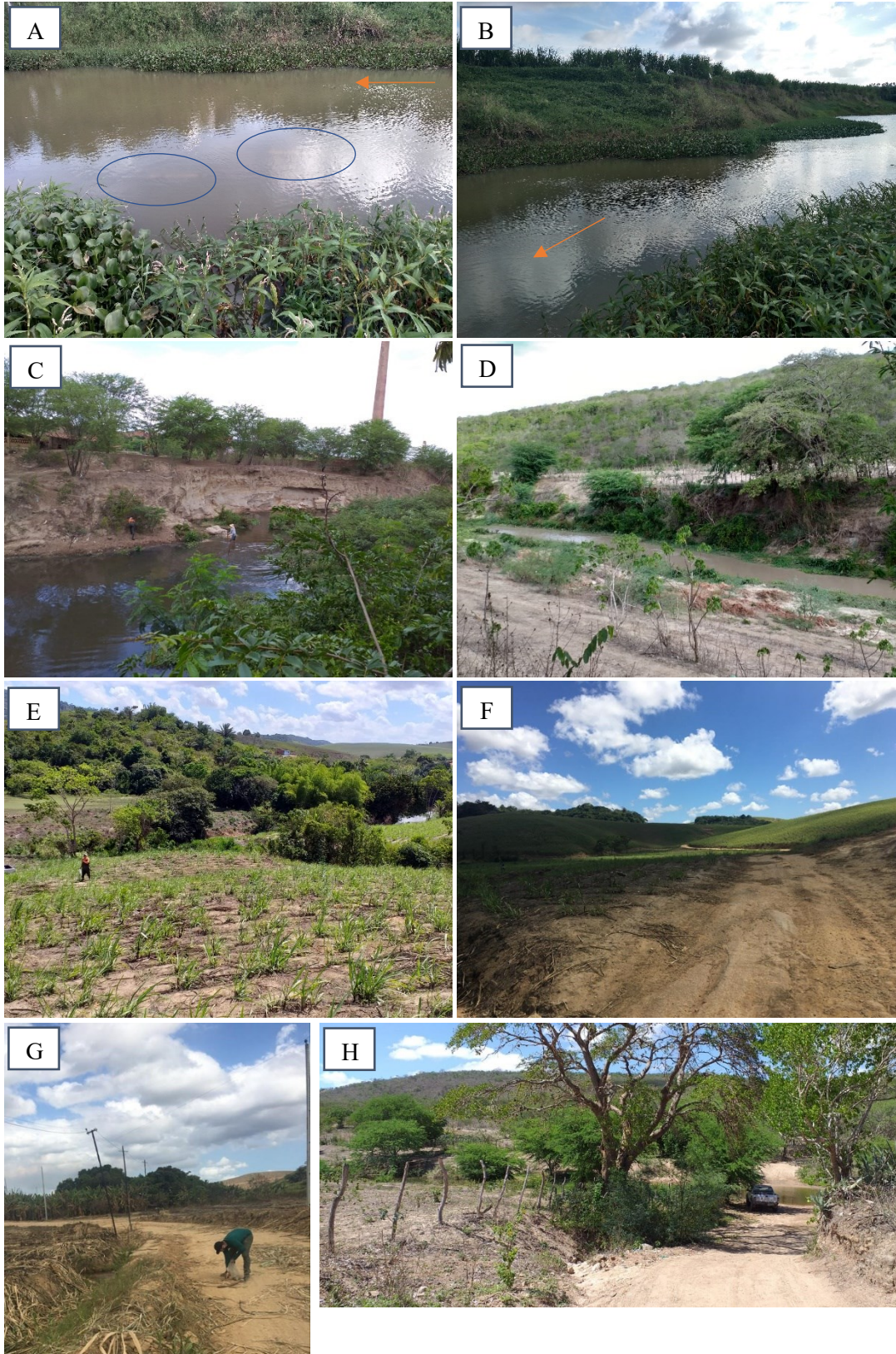
Sedimentos em suspensão (n = 4) utilizados como sedimento alvo foram coletados em uma seção transversal localizada na saída do curso principal por meio de amostradores por integração no tempo (PHILLIPS et al., 2000), instalados entre abril de 2019 e fevereiro de 2020, de modo a simbolizar todos os padrões hidrológicos (Figura 1 e Tabela 1). Sedimentos do leito (n = 6) também foram coletados em diferentes seções transversais do curso inferior a fim de comparar resultados de distribuição das fontes e avaliar o potencial análogo aos sedimentos em suspensão no contexto *fingerprinting* (Figura 1).

Tabela 1 - Período de coleta dos sedimentos em suspensão e o acumulado de chuva nas partes a montante e jusante da bacia do rio Ipojuca durante o período de amostragem.

Período observado*	Massa seca (g)	Acumulado de chuva (mm) (montante - jusante)**
15/04/19 - 22/05/19	20,4	165 - 249
22/05/19 - 10/06/19	38,9	121 - 473
27/09/19 - 03/12/19	90,0	32 - 147
11/12/19 - 10/02/20	17,2	28 - 105

*ponto de localização da seção transversal: 8°24'20.90"S - 35°03'37.22"O; **dados coletados no endereço eletrônico virtual do Instituto Agrônômico de Pernambuco (IPA - Governo de Pernambuco).

Figura 2 - Paisagens representativas das fontes potenciais e seções de coleta do rio Ipojuca: (A e B) seção transversal selecionada a jusante do Rio Ipojuca para instalação dos amostradores de sedimentos; (C) banco de canal coletado a montante; (D) banco de canal e áreas conectadas da vegetação da Caatinga a montante; (E) Cana-de-açúcar em estágio inicial de desenvolvimento em áreas a jusante e conectadas com o curso principal no terço inferior; (F) estradas não pavimentadas e cultivo de Cana-de-açúcar em solos formados sobre vertentes típicas da geomorfologia (“Mares de Morros”) a jusante da bacia; (G) estradas não pavimentadas próximas às áreas de lavoura a jusante; (H) estradas com conectividade direta com o rio principal a montante. As setas na cor laranja indicam a direção do fluxo do rio Ipojuca.

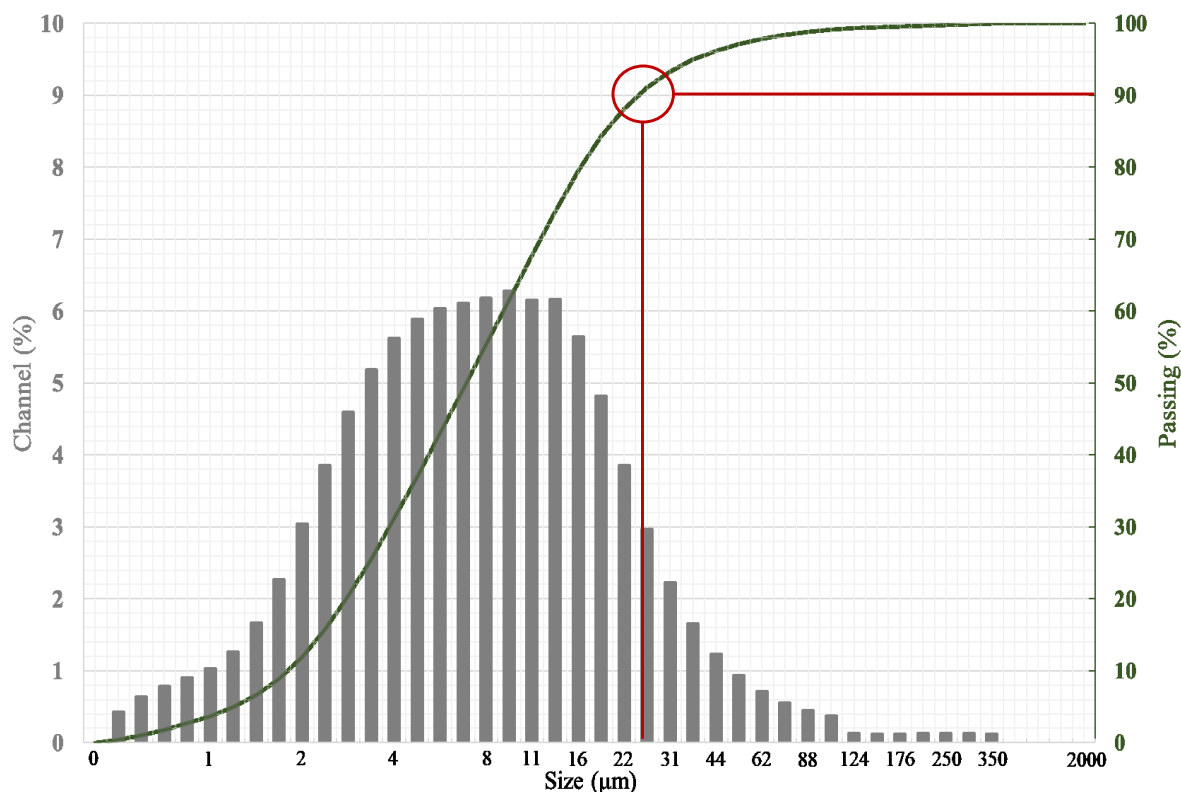


4.2.3 Preparação das amostras e caracterização granulométrica

As amostras das fontes e dos sedimentos foram respectivamente secas ao ar ou em estufa de circulação com temperatura média de 50 °C. Em seguida, as amostras foram desagregadas e passadas através de peneiras com abertura de 2 mm. A distribuição do tamanho de partículas dos sedimentos foi determinada por meio de um analisador de partículas dispersas em meio líquido do tipo Microtrac S3500, da ordem entre 20 nm e 2,0 mm. Cerca de 2 g de amostras de sedimentos foram utilizados nessa etapa. Antes disso, foi realizada a queima da matéria orgânica com 20 mL H₂O₂ (25%) em estufa a 50°C por 24 a 48 horas e a dispersão das partículas inserindo 10 mL de NaOH (6%) e agitando a 130 rpm por 12 horas. Amostras superficiais de solos de referência da bacia também foram utilizadas para caracterização granulométrica, sendo determinada por meio do método da pipeta.

O diâmetro médio e o D₉₀ dos sedimentos em suspensão do exutório do Rio Ipojuca, indicados pela análise de distribuição de partículas (Figura 3), foram respectivamente 12,2 e 24,3 µm. A área superficial específica média foi 1,55 m² mL⁻¹ e a fração silte representou aproximadamente 85% da composição granulométrica desses sedimentos. Por isso, todas as análises geoquímicas foram conduzidas a partir de partículas menores que 32 µm, buscando otimizar a comparação das propriedades das fontes e dos sedimentos alvos durante a modelagem *fingerprinting*.

Figura 3 - Distribuição do tamanho de partículas de sedimentos em suspensão coletados no exutório do Rio Ipojuca.



4.2.4 Análise geoquímica

Teores de 20 metais foram utilizados nesta modelagem: Al, Ba, Ce, Cr, Fe, La, Nd, Ni, Pb, Pr, Sc, Sm, Sn, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn e Zr. A extração total desses metais foi realizada conforme a metodologia proposta por Estévez Alvarez et al. (2001). Na primeira fase, alíquotas do material fonte e alvo (0,5 g) foram digeridas em 10 mL de HF em sistema repouso por 12 h. Posteriormente, as amostras foram colocadas em tubos com 5 mL de HNO₃ e 3 mL de HClO₄ sob aquecimento de 180°C. Esse último processo foi repetido para garantir a dissolução total das amostras. O extrato foi dissolvido em 5 mL de HCl e diluído em água deionizada até completar o balão volumétrico de 25 mL. Calibração e recalibração de curvas, ácidos de alta pureza, análise de brancos de reagentes e materiais de referência padrão (SRM 2709 Montana Soil, National Institute of Standards and Technology, NIST, 2002) foram utilizados para garantir o controle de qualidade das análises. As concentrações foram determinadas por meio da espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivo acoplado (ICP-OES/Optima DV7000, Perkin Elmer) com um sistema de câmara ciclônica acoplado para aumentar a precisão das leituras. As taxas de recuperação dos metais analisados variaram entre 48% (Zn) e 107%

(Ni). Apenas as concentrações totais de Zr foram determinadas por meio da espectrometria de fluorescência de raio X (modelo S8 TIGER ECO – WDXRF-1KW).

4.2.5 Seleção dos traçadores e estimativas de distribuição

As etapas de seleção dos traçadores foram as mesmas para as três condições de fontes: (1) avaliação da conservatividade (teste de alcance), (2) teste de comparação de média (teste H de Kruskal-Wallis) e (3) análise discriminante linear (forward stepwise). A conservatividade foi testada inicialmente pela comparação individual dos intervalos das concentrações mínimas e máximas do material fonte e alvo. O teste H de Kruskal-Wallis avaliou individualmente a capacidade dos traçadores em distinguir as fontes de sedimentos ($p < 0,1$) e a análise discriminante linear ($p < 0,1$), de acordo com a minimização de lambda de Wilks, selecionou o conjunto mínimo de traçadores que explica a maior parte da diferença entre as fontes de sedimento. O MixSIAR (STOCK; SEMMENS, 2016) foi o modelo aplicado para estimar a entrega média relativa das fontes, utilizando parâmetros máximos de Markov Chain Monte Carlo (MCMC): number of chains = 3; chain length = 3,000,000; burn = 2,700,000; thin = 300. Resultados de saída dos modelos foram rejeitados se alguma variável estivesse acima de 1,01 para diagnóstico Gelman-Rubin. As médias, os desvios padrões, os intervalos de confiança e as correlações posteriores das contribuições também foram estimados. A precisão das estimativas foi avaliada a partir da comparação com os resultados de saída das misturas virtuais, que foram geradas pela combinação das concentrações geoquímicas conhecidas com as distribuições de cada repetição de sedimentos da não mistura (PHILLIPS; GREGG, 2003):

$$y = \sum_{i=1}^n k_i f_i \quad (1)$$

em que y é a mistura virtual, k é o resultado da fonte individual usando misturas de sedimento alvo, n é o número de traçadores, i é o traçador utilizado e f é a fonte individual. Os resultados dos testes de misturas virtuais foram avaliados usando os valores médios do erro quadrático médio da raiz (RMSE) (2) e erro absoluto médio (MAE) (3):

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_{predito} - Y_{conhecido})^2}{n}} \quad (2)$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |Y_{predito} - Y_{conhecido}|}{n} \quad (3)$$

em que $Y_{predito}$ é a contribuição relativa da fonte predita pelo modelo sem mistura, $Y_{conhecido}$ é a contribuição relativa da fonte conhecida na mistura virtual e n representa o número total de

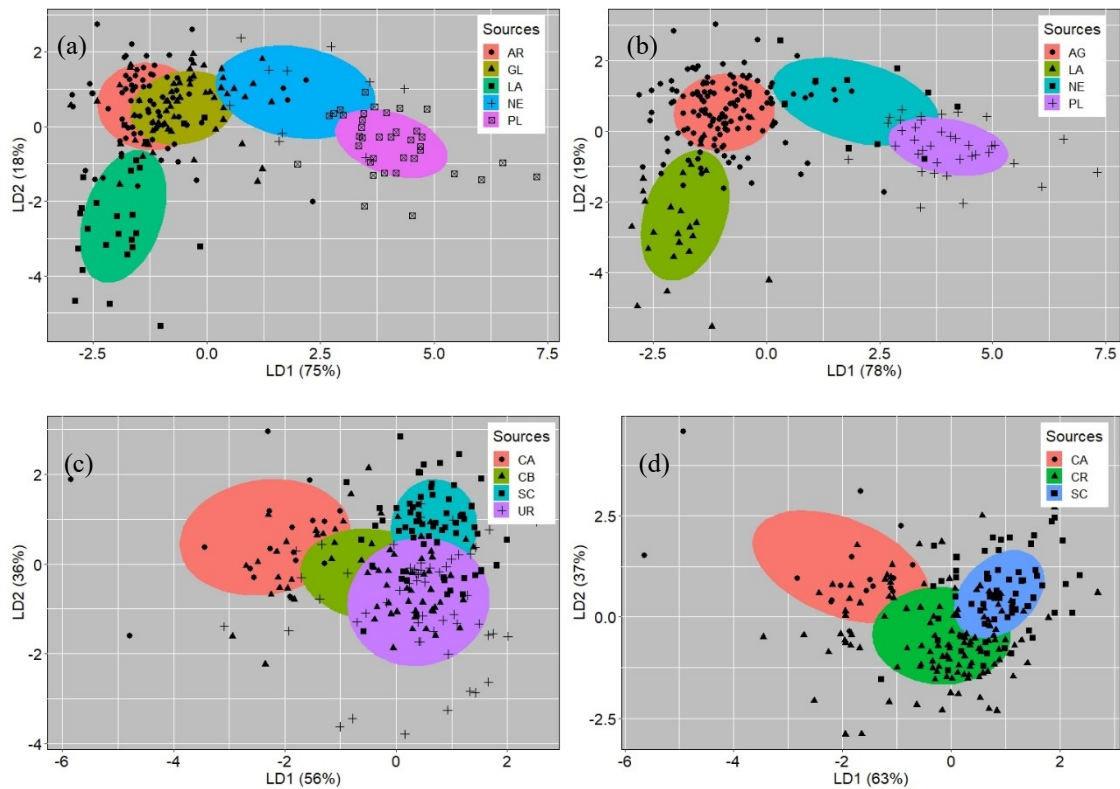
fontes. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados por meio do software R (versão 3.6.1, R Core team, 2021).

4.3 Resultados

4.3.1 Discriminação exploratória das fontes potenciais

O potencial de discriminação das fontes regionais (Montante e Jusante), das classes de solo (Argissolo, Gleissolo, Latossolo, Neossolo e Planossolo) e dos usos do solo (Caatinga, banco de canal, Cana-de-açúcar e estradas) foram avaliados preliminarmente utilizando todos os traçadores geoquímicos por meio da LDA forward stepwise ($p < 0,1$) (figura 4). Os gráficos revelaram importantes sobreposições entre as elipses dos Argissolos e Gleissolos e dos bancos de canais e estradas não pavimentadas. Assim, as fontes finais foram redefinidas a partir da fusão desses grupos, resultando nos grupos Argissolo-Gleissolo e banco de canal-estrada. Alguns estudos *fingerprinting* apontaram melhoria da modelagem a partir da reclassificação de fontes similares (LIZAGA et al., 2021; BARTHOD et al., 2015). Aqui, de forma geral, essa fusão garantiu aumento do poder discriminatório (Figura 4b e 4d), exemplificado pelas taxas de amostras classificadas corretamente (ACC) das classes e dos usos que saltaram respectivamente de 66% para 90% e de 59% para 77%. A primeira e a segunda função discriminante linear foram responsáveis por grande parte da variância desses grupos fontes, explicando 97 e 100% da variação total das classes (LD1 = 78%, LD2 = 19%; figura 4b) e usos (LD1 = 63%, LD2 = 37%; figura 4d), respectivamente. Inicialmente, a LDA revelou alto potencial de diferenciação entre as fontes regionais (Lambda de Wilks = 8; ACC = 99%).

Figura 4 - Gráfico bidimensional da LDA ($p < 0,1$) dos grupos iniciais (a e c) e finais (b e d), após a reclassificação das fontes da bacia hidrográfica do Ipojuca para as amostras definidas quanto às classes de solo (a e b) e ao uso do solo (c e d), considerando todos os traçadores geoquímicos. As abreviações das classes de solo são: Argissolo (AR), Gleissolo (GL), Latossolo (LA), Neossolo (NE), Planossolo (PL) e Argissolo e Gleissolo (AG). As abreviações dos usos do solo são: Caatinga (CA), banco de canal (CB), Cana-de-açúcar (SC), estradas (UR) e banco de canal e estrada (CR).



4.3.2 Seleção dos traçadores

Todos os elementos analisados foram aprovados no teste de alcance (Tabela 2) e por isso foram considerados conservativos durante o processo de erosão e transporte do sedimento até a rede fluvial (Figuras suplementares 1 e 2).

Tabela 2 - Valores mínimos e máximos das concentrações dos traçadores geoquímicos nas fontes de sedimentos e no material alvo (sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo) utilizados para avaliar a conservatividade dos traçadores

Traçadores (mg kg ⁻¹)	Fontes (n = 207)			Sedimentos em suspensão (n = 4)			Sedimentos de fundo (n = 6)		
	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média
Al	9240,0	162850,0	115011,8	103650,0	131200,0	116250,0	106150,0	137850,0	127200,0
Ba	4,1	1713,0	595,7	294,5	570,5	422,6	445,8	1040,5	773,3
Ce	44,1	329,9	137,8	129,7	138,9	134,0	88,8	138,9	121,6
Cr	5,9	123,8	38,6	7,2	48,8	37,5	35,8	55,3	41,2
Fe	4556,0	86600,0	38227,8	13510,0	45070,0	31932,5	35845,0	64200,0	46318,3
La	18,4	140,2	59,6	57,5	60,6	58,6	34,4	65,2	53,4
Nd	8,9	85,0	33,0	31,6	33,4	32,5	18,9	34,8	28,5
Ni	2,9	52,6	16,6	4,8	17,4	13,2	12,8	15,9	14,5
Pb	4,8	301,1	25,8	7,1	24,8	18,2	14,8	34,3	26,0
Pr	3,0	43,1	14,4	14,3	16,0	14,8	4,4	14,8	10,4
Sc	2,1	15,6	8,1	8,5	9,8	9,3	6,2	9,0	7,4
Sm	2,4	21,7	8,7	8,4	9,3	8,8	4,8	8,6	7,3
Sn	1,6	22,4	6,4	2,2	7,2	5,4	6,4	8,2	7,0
Sr	1,1	714,0	127,4	31,7	127,9	90,8	91,7	187,1	146,7
Th	11,9	111,6	34,2	26,6	29,9	28,3	20,8	35,8	29,5
Ti	265,8	12725,0	5912,0	1627,0	6225,0	4605,9	5655,0	7245,0	6656,7
V	6,0	181,1	73,6	18,9	87,4	63,0	59,1	80,7	71,9
Y	3,4	55,9	12,3	12,7	13,9	13,4	7,5	14,7	11,7
Zn	0,0	158,6	49,0	11,2	72,0	53,9	53,9	76,4	64,4
Zr	112,0	3441,0	643,6	135,0	376,5	215,0	270,0	961,0	536,3

O teste H de Kruskal-Wallis (KW) foi utilizado para avaliar individualmente a capacidade dos traçadores geoquímicos em distinguir as fontes. Os traçadores que não apresentaram diferenças significativas no intervalo de confiança de 90% não seguiram na modelagem. Quatro e seis elementos não foram capazes de diferenciar a distribuição das amostras para as classes de solo (Ce, Nd, Sm e Zn) e regiões da bacia (Ce, Nd, Pr, Sm, Th e Zn) (Tabela 3). Entretanto, as concentrações de todos os traçadores foram significativamente diferentes entre os usos de solo e foram selecionados como potenciais traçadores.

Tabela 3 - Resultados do teste H de Kruskal-Wallis para as fontes classificadas a partir dos traçadores geoquímicos aprovados no teste de conservatividade

Traçadores	Regiões		Classes de solo		Uso do solo	
	Valor-H	Valor-P	Valor-H	Valor-P	Valor-H	Valor-P
Al	97,81	<0,01	88,29	<0,01	35,52	<0,01
Ba	52,43	<0,01	76,15	<0,01	23,38	<0,01
Ce	1,70	0,19	4,26	0,24	16,14	<0,01
Cr	11,31	<0,01	18,88	<0,01	6,41	0,04
Fe	74,69	<0,01	67,92	<0,01	34,11	<0,01
La	7,08	0,01	11,78	0,01	17,42	<0,01
Nd	0,10	0,75	0,40	0,94	12,63	<0,01
Ni	4,32	0,04	13,80	<0,01	6,31	0,04
Pb	26,82	<0,01	35,71	<0,01	14,93	<0,01
Pr	0,61	0,44	7,62	0,05	10,39	0,01
Sc	67,38	<0,01	63,89	<0,01	26,49	<0,01
Sm	1,38	0,24	1,66	0,65	12,05	<0,01
Sn	12,85	<0,01	8,43	0,04	7,67	0,02
Sr	60,94	<0,01	78,40	<0,01	24,74	<0,01
Th	0,41	0,52	18,23	<0,01	6,93	0,03
Ti	84,62	<0,01	82,95	<0,01	27,36	<0,01
V	74,54	<0,01	76,95	<0,01	23,78	<0,01
Y	67,38	<0,01	70,44	<0,01	38,06	<0,01
Zn	0,54	0,46	2,69	0,44	4,69	0,10
Zr	25,98	<0,01	36,09	<0,01	15,39	<0,01

A LDA forward stepwise selecionou conjuntos de oito traçadores para as fontes regionais (Al, Sr, Y, Ti, Pb, La, Fe e Zr), dez para as classes de solo (Al, Ba, Ni, Ti, La, Pr, Sr, Zr, Th e Sc) e seis para os usos do solo (Al, Ce, Ti, V, Pb e Sr) (Tabela 4). Esses conjuntos foram efetivos em diferenciar aproximadamente 75% (regiões), 81% (classes) e 45% (uso) das fontes, conforme o acumulado de Lambda de Wilks (LW), e capazes de classificarem corretamente 97% das amostras regionais, 86% das classes de solo e 71% dos usos. As taxas de erros de discriminação individual variaram entre 4% e 17% (fontes regionais), 20% e 37% (tipos de solo) e 37% e 42% (usos do solo). Apenas Al, Ti e Sr foram selecionados nas três abordagens, destacando-se principalmente o alto poder individual do Al e Ti nas classes de solo e regionais.

Tabela 4 - Traçadores finais selecionados pela análise discriminante linear e parâmetros de classificação nas duas condições dos grupos-fontes da bacia do Ipojuca

Traçadores	Lambda de Wilks	Valor F	Valor p	TEI (%)	TEA (%)
Regiões					
Al	0,40	311,82	<0,01	4,3	4,3
Sr	0,33	208,01	<0,01	8,1	3,3
Y	0,31	153,50	<0,01	11,8	3,3
Ti	0,29	125,92	<0,01	15,3	1,9
Pb	0,28	105,49	0,01	16,3	1,9
La	0,27	91,29	0,01	16,9	1,9
Fe	0,26	80,23	0,04	15,9	1,9
Zr	0,25	72,68	0,02	17,2	2,9
Classes do solo					
Al	0,46	80,64	<0,01	20,7	20,7
Ba	0,35	46,97	<0,01	33,3	21,7
Ni	0,30	34,29	<0,01	34,2	20,7
Ti	0,28	27,00	<0,01	22,7	18,8
La	0,25	23,83	<0,01	35,7	19,3
Pr	0,22	21,87	<0,01	35,7	15,4
Sr	0,21	19,44	0,01	35,7	15,4
Zr	0,20	17,59	0,02	34,3	16,4
Th	0,19	15,99	0,06	35,7	15,4
Sc	0,19	14,68	0,09	37,1	13,5
Uso do solo					
Al	0,78	28,31	<0,01	42,0	42,0
Ce	0,72	18,40	<0,01	37,1	40,1
Ti	0,66	15,43	<0,01	40,0	35,7
V	0,61	14,34	<0,01	39,6	31,8
Pb	0,57	12,84	<0,01	39,6	31,4
Sr	0,55	11,67	0,01	40,0	28,0

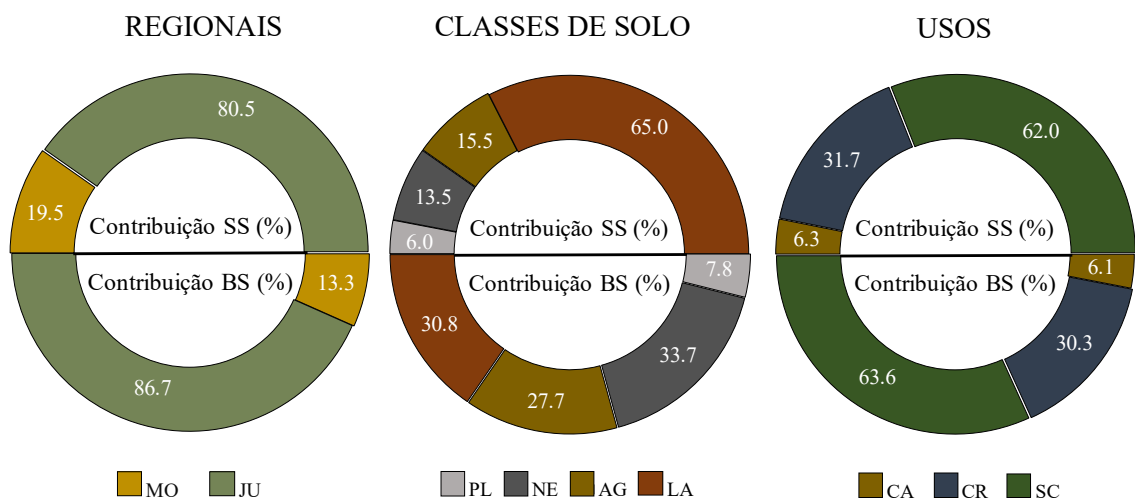
TEI = taxa de erro individual; TEA = taxa de erro acumulado

4.3.3 Distribuição relativa das fontes

Os resultados médios estimados pelo MixSIAR representaram a contribuição final de cada tipo de fonte (Figura 5). A região a jusante, os Latossolos e o cultivo de cana-de-açúcar foram as fontes dominantes, representando a maior parte da contribuição relativa de sedimento que chega até a rede fluvial. Com relação aos sedimentos em suspensão, as contribuições proporcionais seguiram a ordem (Tabela 5): Jusante > Montante (regionais); Latossolo > Argissolo-Gleissolo > Neossolo > Planossolo (classes de solo); Cana-de-açúcar > banco de

canal-estrada > Caatinga (usos). Em relação aos sedimentos de fundo, os resultados relativos foram iguais ou semelhantes, exceção para a sequência das classes de solo: Neossolo > Latossolo > Argissolo-Gleissolo > Planossolo. A fim de avaliar o potencial dos sedimentos de fundo como material análogo aos sedimentos em suspensão no contexto *fingerprinting*, as contribuições relativas em relação aos sedimentos em suspensão do período primavera-verão (mesmo período observado para sedimentos de fundo) foram estimadas: Jusante (78,3%) > Montante (21,7%); Latossolo (41,6%) > Argissolo-Gleissolo (25,6%) > Neossolo (16,7%) > Planossolo (16,1%); Cana-de-açúcar (54,5%) > banco de canal-estrada (35,6%) > Caatinga (9,9%).

Figura 5 - Contribuição média relativa das fontes de sedimentos em suspensão (SS) e sedimento de fundo (BS) de acordo com os aspectos regionais da bacia, tipos de solo e usos de solo. As abreviações das fontes são: Montante (MO) e Jusante (JU); Planossolo (PL), Neossolo (NE), Latossolo (LA) e Argissolo e Gleissolo (AG); Caatinga (CA), banco de canal e estrada (CR), Cana-de-açúcar (SC)



Os resultados preditos pelo MixSIAR foram semelhantes aos resultados conhecidos gerados pela mistura dos sedimentos virtuais, sugerindo contribuições de saída aceitáveis para todos os tipos de fontes e sedimentos alvo (Tabela 5). Os RMSEs e MAEs variaram respectivamente entre 0,10-6,02% e 0,10-4,95% e suas respectivas médias gerais foram 3,62% e 3,26%. As correlações acerca das contribuições posteriores estimadas foram geralmente fracas, registrando média de -0,30 (classes de solo) e -0,42 (usos do solo) (Figuras suplementares 5, 6 e 7). Entretanto, fortes correlações negativas foram verificadas entre as contribuições de Argissolo-Gleissolo e Latossolo (-0,71) e cana-de-açúcar, banco de canal-estrada (-0,95) e montante e jusante (-1,00). Esses resultados podem prejudicar as estimativas geradas pelo modelo MixSIAR, consequência da baixa capacidade de discriminação entre

algumas fontes individuais (DAVIES et al., 2018; UPADHAYAY et al., 2020). O coeficiente de variação (CV) médio das fontes regionais (29.9%) foi inferior às fontes das classes (48,93%) e do uso (53,02%).

Tabela 5 - Comparação entre as médias de contribuição conhecida (MC) e predita (MP) dos diferentes tipos de fontes de sedimentos em suspensão (SS) e sedimento de fundo (BS) utilizando misturas virtuais e parâmetros estatísticos de saída do MixSIAR

Fontes	Alvo	MP (%)	SD (%)	CV (%)	MC (%)	RMSE	MAE
Regionais	MO	19,5	10,2	52,3	24,4	4,9	4,9
	JU	80,5	10,2	12,7	75,6		
	MO	13,3	6,3	47,4	13,4	0,1	0,1
	JU	86,7	6,3	7,3	86,6		
Classes	PL	6,0	5,7	95	11,0	5,3	4,9
	NE	13,5	7,0	51,9	11,4		
	LA	65,0	9,3	14,3	57,2		
	AG	15,5	8,6	55,5	20,4		
	PL	7,8	6,0	76,9	16,3	6,0	4,7
	NE	33,7	9,3	27,6	25,3		
	LA	30,8	9,1	29,5	31,8		
	AG	27,7	11,3	40,8	26,6		
Usos	CA	6,2	6,0	96,8	7,5	2,5	2,3
	CR	31,7	17,5	55,2	34,0		
	SC	62,0	17,7	28,5	58,5		
	CA	6,1	4,3	71,7	6,8	2,8	2,5
	CR	30,3	13,6	44,9	33,4		
	SC	63,6	13,4	21,1	59,8		

As abreviações das fontes são: Montante (MO) e Jusante (JU); Planossolo (PL), Neossolo (NE), Latossolo (LA) e Argissolo e Gleissolo (AG); Caatinga (CA), banco de canal e estrada (CR), Cana-de-açúcar (SC); desvio padrão (SD); coeficiente de variação (CV); valores médios do erro quadrático médio da raiz (RMSE) e erro absoluto médio (MAE).

4.4 Discussão

4.4.1 Conservatividade e discriminações das fontes

Altos padrões de aprovação no teste dos intervalos mínimos e máximos foram verificados. Entretanto, conclusões acerca das mudanças da assinatura geoquímica das fontes e comportamento conservativo dos sedimentos durante o transporte na bacia devem ser feitas com cautela por conta dos erros vinculados a esses testes estatísticos (BATISTA et al., 2019; COLLINS et al., 2020; RAMON et al., 2020). A princípio, elementos com maior potencial de enriquecimento ligado às atividades antrópicas da bacia, como C, Ca, Cl, Co, Mg, P, K e Mo, foram descartados neste estudo. Contudo, esperava-se tendência inversa dada algumas condições ambientais e antrópicas da bacia, como o alto potencial de poluição e intemperismo e a extensão do curso principal - com aproximadamente 324 km. Algumas exceções de enriquecimento também ocorreram, visto que alto grau de enriquecimento de Pb, Ni e Zn nos sedimentos a jusante do rio foram relatados em anos anteriores (SILVA et al., 2017). Entretanto, de forma geral, metais pesados, elementos terras raras e tório tiveram baixo enriquecimento em sedimentos dessa seção transversal (SILVA et al., 2017; SILVA et al., 2018b; NASCIMENTO et al., 2019).

Embora Argissolos e Gleissolos apresentem geralmente assinaturas geoquímicas distintas, as amostras superficiais desses tipos de solo expressaram forte similaridade (Figura 4). Argissolos e Gleissolos são distribuídos em áreas adjacentes da porção centro-leste da bacia (Figura 1), indicando que esses solos possam ser derivados de materiais de origem geoquimicamente semelhantes. Além disso, com base nas observações de campo, mapas de distribuição (Figura 1) e granulometria dessas fontes da bacia (Tabela 6), os Gleissolos, localizados nas menores cotas dos interflúvios geomorfológicos locais, podem ser o destino de parte do material erodido nas áreas vizinhas mais íngremes representadas por Argissolos (Figura 1). Isso indica que algumas amostras coletadas em áreas de Gleissolos podem representar a mistura superficial dessas zonas limítrofes. A similaridade de banco de canal e estrada verificada aqui exprimem as assinaturas geoquímicas subsuperficiais dos solos nos quais foram formados. Na maioria das vezes, as estradas representam seções subsuperficiais que foram expostas no sopé de muitos relevos de declividade mais acentuada da bacia e os bancos de canais tendem a apresentar características centrais de outras fontes porque contêm parte das assinaturas de fontes próximas (VALE et al., 2020).

Tabela 6 - Distribuição granulométrica média das camadas superficiais de referência (0-20 cm) das classes de solo da bacia do rio Ipojuca (n = 25). Amostragem representativa das áreas naturais da bacia.

Classes de solo	Areia	Silte	Argila
	g kg ⁻¹		
Argissolo (n = 8)	548	103	349
Gleissolo (n = 3)	304	228	468
Latossolo (n = 2)	334	224	442
Neossolo (n = 3)	610	169	221
Planossolo (n = 8)	587	189	224

A distribuição espacial e parâmetros desses solos podem ser melhor consultados por Silva et al. (2015).

Apenas Al, Ti e Sr foram selecionados nos conjuntos dos três contextos de fontes, destacando Al e Ti pelos maiores valores H de KW e discriminação individual. O Al e Ti são capazes de exprimir diferenças chaves acerca do estágio de desenvolvimento dos solos. O Al, por exemplo, é amplamente utilizado em índices de intemperismo químico, como o método CIA (NESBITT; YOUNG, 1982). A tendência é que maiores teores de Al e Ti nos horizontes superficiais, mais intemperizados e desenvolvidos, em detrimento dos horizontes subsuperficiais e aqueles com menor grau de modificação química, sejam observados, por conta da alta resistência e baixa mobilidade desses elementos, acumulando-se nessas faixas do perfil (KOITER et al., 2013; SMITH et al., 2018). As concentrações médias de Al e Ti seguiram essa lógica aqui (Tabela 7), distinguindo Montante (73,5 g kg⁻¹ e 3550,5 mg kg⁻¹) de Jusante (126,5 g kg⁻¹ e 6567,9 mg kg⁻¹) e Planossolo (72,7 g kg⁻¹ e 3427,4 mg kg⁻¹) e Neossolo (99,7 g kg⁻¹ e 4901,3 mg kg⁻¹) de Argissolo-Gleissolo (127,2 g kg⁻¹ e 6662,6 mg kg⁻¹) e Latossolo (119,2 g kg⁻¹ e 6035,3 mg kg⁻¹) com eficiência. Contudo, isso não foi repetido nos padrões médios dos usos, considerando cana-de-açúcar e Caatinga como fontes superficiais e banco de canal-estrada como subsuperficiais: cana-de-açúcar (118,6 g kg⁻¹ e 5759,1 mg kg⁻¹) e Caatinga (71,1 g kg⁻¹ e 3130,9 mg kg⁻¹) de banco de canal-estrada (119,0 g kg⁻¹ e 5268,7 mg kg⁻¹). O padrão não foi totalmente seguido pelos usos, sobretudo em relação ao Al, porque banco de canal-estrada representam tanto os solos mais desenvolvidos (Argissolo-Gleissolo e Latossolo) a jusante quanto os menos desenvolvidos (Neossolo e Planossolo) a montante. Importante mencionar que o potencial geoquímico de Al e Ti de diferenciação das fontes pode ser diferente em outras condições de bacias hidrográficas. Esperava-se que o Fe, entrando no conjunto final apenas das

fontes regionais, tivesse padrões de discriminação semelhantes com os de Al e Ti para as classes de solo, por conta do potencial de acúmulo de óxidos em solos desenvolvidos. As concentrações médias de Ba, Sr e Zr garantiram a discriminação entre Argissolo-Gleissolo ($525,6 \text{ mg kg}^{-1}$, $108,6 \text{ mg kg}^{-1}$ e $630,3 \text{ mg kg}^{-1}$) e Latossolo ($277,8 \text{ mg kg}^{-1}$, $71,3 \text{ mg kg}^{-1}$ e $390,5 \text{ mg kg}^{-1}$) e Sr e Ce melhoraram a discriminação entre cana-de-açúcar ($118,0 \text{ mg kg}^{-1}$ e $105,3 \text{ mg kg}^{-1}$) e banco de canal-estrada ($148,1 \text{ mg kg}^{-1}$ e $124,9 \text{ mg kg}^{-1}$), mas com menor eficiência do que nas classes de solo (Tabelas S2 e S3).

Tabela 7 - Concentração média e coeficiente de variação (CV) dos traçadores selecionados pelas três fontes de sedimentos da bacia

Fontes/Sedimentos		Parâmetro	Al (g kg^{-1})	Sr (mg kg^{-1})	Ti (mg kg^{-1})
Regionais	MO	Média	73,5	210,9	3550,5
		CV	17,0%	49,0%	31,0%
	JU	Média	126,5	104,2	6567,9
		CV	15,0%	47,9%	25,0%
Classes	AG	Média	127,2	108,6	6662,6
		CV	14,0%	46,7%	24,9%
	LA	Média	119,3	71,3	6035,3
		CV	22,6%	33,8%	29,0%
	NE	Média	99,7	206,0	4901,3
		CV	32,2%	36,6%	28,4%
	PL	Média	72,7	210,9	3427,4
		CV	14,0%	50,4%	28,3%
Usos	CA	Média	71,2	230,2	3130,9
		CV	12,8%	60,0%	24,9%
	SC	Média	118,6	105,3	5759,1
		CV	18,8%	49,0%	27,48%
	CR	Média	119,0	124,9	5268,7
		CV	23,2%	55,0%	37,37%
SS	Média	116,2	90,8	4605,8	
	CV	10,3%	45,9%	44,5%	
BS	Média	127,2	146,7	6656,6	
	CV	9,0%	24,9%	9,6%	

Dados completos acerca das concentrações médias e coeficiente de variação dos elementos selecionados pela LDA constam nas tabelas suplementares 1, 2, 3 e 4.

Apesar do maior corte de traçadores nos testes KW, as fontes regionais e classes de solo tiveram os menores erros de discriminação. Os padrões dessas classes de solo foram similares a outras discriminações pedológicas em macro bacias do Brasil, como a bacia hidrográfica do Guaporé (2,032 km² - LW = 0,129) e a do Rio Ingaí (~ 1200 km² - 90% de classificação precisa para partículas finas), refletindo a influência dos processos pedogenéticos e assinaturas de cada classe (LE GALL et al., 2017; BATISTA et al., 2019). Os maiores erros de discriminação dos usos do solo confirmaram a dificuldade de diferenciar geoquimicamente essas fontes nas grandes bacias heterogêneas. Em geral, esses erros estão associados com a baixa variabilidade entre as fontes e a alta variabilidade dos traçadores em cada grupo (PULLEY et al., 2015; PULLEY et al., 2017). Aqui, a menor variabilidade entre os usos teve maior peso nisso, já que a variabilidade dos traçadores finais nas fontes individuais foi semelhante aos padrões das outras classificações de fontes (Tabela 4). Por exemplo, o CV médio geral dos traçadores dos usos (42%) foi ligeiramente maior do que as fontes regionais (40%) e classes do solo (36%). Essa tendência também foi seguida pelos CVs médios dos traçadores comuns nos três tipos de fontes (Al, Ti e Sr): uso do solo (34%) > fontes regionais (31%) > classes (30%). Caatinga (CV médio = 52%) e banco de canal-estrada (CV médio = 39%) contribuíram fortemente para essas variações nos usos do solo, com importante peso para as concentrações de Pb (137%) na Caatinga. A distribuição de banco de canal-estrada na bacia pode explicar esse cenário, uma vez que cerca de 30% e 70% dessas amostras foram coletadas respectivamente ao longo da porção Montante e Centro-jusante da bacia, isto é, representando contextos litológicos, pedológicos e climáticos muito diferentes. Apesar desse padrão de variabilidade e dos maiores erros da LDA, todos os RMSE e MAE dos usos do solo foram baixos e semelhantes com os erros das fontes regionais e tipos de solo, indicando a confiança nos resultados de saída para esse tipo de fonte.

4.4.2 Padrões de contribuição dos diferentes tipos de fontes

A maior parte dos sedimentos transportados no exutório do Rio Ipojuca é advinda das fontes localizadas na região a Jusante da bacia: SS = 81% e BS = 87%. Esse padrão de distribuição reflete uma série de condições hidro climáticas e ambientais contrastantes. As áreas a jusante englobam ambientes da zona da mata e faixas costeiras caracterizadas pelo clima úmido (~2400 mm ano⁻¹), já a porção a montante é tipicamente configurada pelo clima semiárido (~600 mm ano⁻¹). A erosividade da chuva é cerca de duas-três vezes maior a jusante do que na região a montante da bacia (CANTALICE et al., 2009). Essa tendência também pode estar relacionada com as barragens construídas a montante do curso d'água principal, o que

diminui significativamente a conectividade em dimensão longitudinal, aumentando o tempo de residência dos sedimentos (KITAMURA et al., 2014; SILVA et al., 2015; BATISTA et al., 2019). Além disso, relações inversamente proporcionais foram observadas entre as distâncias das seções de coleta dos sedimentos e das áreas fontes, principalmente em bacias hidrográficas com áreas extensas (LE GALL et al., 2017; SILVA et al., 2018a; BATISTA et al., 2019). Nesta bacia, a seção transversal dos sedimentos está situada aproximadamente 100 km de distância dos cursos a montante, aumentando as chances de retenção em áreas de inundação e outras estruturas naturais.

Solos formados na parte a jusante da bacia (Latossolo, Argissolo e Gleissolo) também foram as fontes mais expressivas, uma vez que representam cerca de 80% e 58% respectivamente dos sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo. As classes de solo (Neossolos e Planossolos) desenvolvidas na porção oeste (montante) apresentaram baixas contribuições. As estimativas indicaram fortes contribuições dos Latossolos em relação aos sedimentos em suspensão (65%), significando quase três vezes mais do que outras classes. Embora sejam solos profundos, com maior capacidade de infiltração e cubram apenas cerca de 9% da bacia, os Latossolos são majoritariamente distribuídos na região a jusante e em áreas mais próximas aos cursos fluviais principais (representado na cor amarelo da Figura 1b), potencializando a conectividade hidrológica e sedimentológica com o exutório. Aqui, sugere-se que a distribuição de partículas finas nas camadas superiores desses solos seja outro fator chave, uma vez que apresentam elevados teores de argila e silte (66%) (Tabela 5). Os Argissolos cobrem cerca de 32% da bacia, contudo são amplamente distribuídos nas áreas do curso médio e em alguns casos em áreas a montante do rio principal, ou seja, mais distantes do exutório e com menor conectividade do que os Latossolos. Muitos autores consideram que Argissolos apresentam alta erodibilidade por conta da maior proporção de partículas finas no horizonte B, mas é importante frisar que a maior parte do escoamento ocorre nas camadas superficiais do horizonte A, onde a granulometria é tipicamente menos argilosa. A baixa contribuição da combinação Argissolo-Gleissolo também pode estar associada com granulometria mais fina na camada superficial dos Argissolos e a baixa representatividade espacial relativa dos Gleissolos (<1,5%).

As contribuições das fontes com base nos usos do solo também exprimiram a relevância da região jusante. Essa semelhança e os baixos valores de RMSE e MAE, apesar dos menores resultados de discriminação, podem minimizar as suposições sobre as incertezas e interpretações vagas para essas fontes. Áreas sob cultivo de cana-de-açúcar (62% em

sedimentos em suspensão e 64% em sedimentos de fundo) foram altamente relevantes quando comparadas com a Caatinga (6% nos sedimentos em suspensão e de fundo). A contribuição de banco de canal-estrada representou metade da quantidade entregue pelas áreas de cana-de-açúcar (32% e 30% em sedimentos em suspensão e de fundo, respectivamente). Maiores contribuições de banco de canais em detrimento do cultivo de cana foram observadas na bacia do Rio Goiânia (AMORIM et al., 2021). Infere-se que, embora sejam bacias ambientalmente semelhantes, aspectos-chaves geomorfológicos e espaciais desses usos sejam os principais motivos dessas diferenças. Enquanto o cultivo da cana na bacia do Ipojuca é feito em grande parte nas encostas dos domínios dos “mares de morro”, relevo caracterizado por superfícies de maior declividade e potencial de erosão, a cana da bacia do Rio Goiânia é cultivada nos compartimentos do tabuleiro costeiro, feições tipicamente mais planas (JATOBÁ et al., 2014; VASCONCELOS et al., 2014; ARAÚJO JÚNIOR et al., 2020). Além disso, esse cultivo representa inteiramente a paisagem rural da parte a jusante da bacia do Ipojuca, enquanto na bacia do Goiânia, a cana (65% da área cultivada) é frequentemente combinada com outras atividades agrícolas.

O alto fornecimento de sedimentos de cana-de-açúcar também indica a relevância dos processos erosivos superficiais da bacia. A cobertura vegetal da cana nas fases mais avançadas de desenvolvimento fornece uma importante proteção contra a erosão nos solos da região (BEZERRA; CANTALICE, 2006; AMORIM et al. 2021). Assim, é provável que a erosão superficial durante o período do pós-colheita e o estágio vegetativo inicial da cana, que ocorre tipicamente entre os meses de setembro e maio, tenha um peso significativo nesses padrões. A modelagem sugeriu que banco de canal-estrada foi o segundo uso mais relevante da bacia. Esperava-se maiores contribuições de banco de canal-estrada por conta da fusão dessas duas fontes e do alto nível de degradação da vegetação riparia. Entretanto, a distribuição das amostras banco de canal-estrada a montante, onde baixas contribuições foram observadas, pode ter minimizado a entrega de sedimentos desses usos. Além disso, baixas contribuições de estrada têm sido frequentemente observadas em bacias hidrográficas do Brasil, devido principalmente à baixa área relativa dessas fontes nas bacias (TIECHER et al., 2018. RAMON et al., 2020; AMORIM et al. 2021).

As sequências das contribuições das classes de solo foram contrastantes entre os dois tipos de sedimentos alvos (sedimento em suspensão e de fundo). As contribuições de Latossolo e Neossolo foram os principais responsáveis por essa tendência, repetindo-se tanto nas contribuições médias gerais quanto nos resultados para o mesmo período de observação. Os

teores médios dos traçadores nos sedimentos de fundo foram geralmente maiores do que nos sedimentos em suspensão, exceção dos padrões de Pr e Sc (Figuras S1 e S2), exprimindo a relevância da variabilidade geoquímica espacial desses sedimentos, já que essas amostras foram coletadas cerca de 15 km a montante do ponto dos sedimentos em suspensão. Isso também sugere o efeito das zonas de acúmulo de metais nos sedimentos das camadas subsuperficiais do leito e erros de seletividade dos tamanhos de partículas durante essa modelagem.

As paisagens a jusante, sobretudo constituídas por Latossolos sob lavouras de cana-de-açúcar podem ser responsáveis pela maior parte do fornecimento de sedimentos do Rio Ipojuca. É válido salientar que o controle da erosão dessas paisagens deve refletir apenas na carga de sedimentos transportados no exutório da bacia. Observações *fingerprinting* feitas na saída de bacias grandes não necessariamente reproduzem o padrão e a quantidade de sedimentos transportados em outras regiões do rio e podem não exprimir os problemas de erosão em áreas mais distantes (BATISTA et al., 2019; KOITER et al., 2013). Aqui, a bacia é extensa e os problemas de fontes nos trechos semiáridos ainda não foram estudados. Levantamentos quantitativos acerca da mudança temporal da conectividade e distribuição das fontes causada pelas construções de barragens a montante são requeridos. Comparações específicas em estudos futuros utilizando materiais de fundo sedimentados na costa podem trazer à tona a conjuntura ambiental de épocas passadas (HAIYAN, 2015; LE GALL et al., 2016; ZHAO et al., 2017; HUANG et al., 2019a; HUANG et al., 2019b), já que zonas de acúmulos de sedimentos foram formadas no estuário em promoção da construção do porto locais e diques que diminuíram a conectividade com as áreas marinhas (NASCIMENTO et al., 2019).

A minimização significativa dos erros de discriminações dos usos do solo é um desafio para estudos futuros na bacia. Ainda há um amplo campo para exploração de traçadores alternativos em bacias dessa natureza no Brasil. Propriedade de cor, multiespectroscópicas e isótopos de C e N exprimiram discriminações e estimativas confiáveis para diferentes usos do solo em duas bacias menores da região (AMORIM et al., 2021; AMORIM et al. 2022). O uso de P também pode exprimir respostas mais robustas para essas fontes, principalmente nas áreas sob cultivo e solos desenvolvidos, uma vez que fertilizantes P são usados de forma deliberada nessas áreas e em virtude da tendência de fixação desse nutriente nos argilominerais dos solos locais, gerando assinaturas e fracionamentos chaves nessas matrizes potenciais (TIECHER et al., 2019).

4.5 Conclusão

As fontes com base nas regiões e classes de solo da bacia apresentaram alto potencial de discriminação e baixas incertezas *fingerprinting* nas estimativas do MixSIAR. Paralelamente, os usos tiveram os maiores erros de discriminação, mas isso não necessariamente refletiu em maiores incertezas estimadas nas contribuições desse tipo de fonte. Abordagens com diferentes classificações de fontes, combinadas com traçadores e discriminações robustas, tendem a proporcionar maior detalhamento das áreas sob erosão dominante e reduzir a escala da contenção desses processos. Aqui, as paisagens-chaves a jusante constituídas de Latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar foram as principais fontes. Essas áreas precisam ser a prioridade de controle da erosão desta bacia. A proximidade das fontes pedológicas em relação ao ponto de sedimentos alvos teve maior peso no fornecimento do que as características das classes e representatividade espacial. Latossolos, mesmo profundos, com maior chance de infiltração e menor distribuição na bacia, mostraram maior tendência de entrega. Isso indica que outros problemas eminentes de distribuição de fontes estão ocorrendo em outras partes mais distantes do exutório.

Referências bibliográficas

AMORIM, F. F.; da SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, R. C.; da SILVA, Y. J. A. B.; TIECHER, T.; do NASCIMENTO, C. W. A.; MINELLA, J. P. G.; ZHANG, Y.; RAM, H. U.; PULLEY, S.; COLLINS, A. L. Sediment source apportionment using optical property composite signatures in a rural catchment, Brazil. *Catena*, v. 202, n. 105208, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105208>.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. Disponível em: <<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/panorama-das-aguas/regioeshidrograficas>>. Acesso em 21 de julho de 2021.

ANACHE, J. A.; WENDLAND, E. C.; OLIVEIRA, P. T.; FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. *Catena*, v. 152, p. 29-39, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.003>.

ARAÚJO JÚNIOR, J. C. M.; DE LIMA MOURA, W. A.; DA SILVA, I. M. G.; JOSÉ, O.; FILHO, C.; DE SOUZA NETO, J. A. Caracterização Estrutural da Região Central do Graben do Cupe, Bacia Sedimentar de Pernambuco: Implicações para o Padrão Atual da Rede de Drenagem. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 05, p. 2355-2370, 2020.

AYRAULT, S.; LE PAPE, P.; EVRARD, O.; PRIADI, C. R.; QUANTIN, C.; BONTÉ, P.; ROY-BARMAN, M. Remanence of lead pollution in an urban river system: a multi-scale temporal and spatial study in the Seine River basin, France. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 6, p. 4134-4148, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2240-6>.

BARTHOD, L. R.; LIU, K.; LOBB, D. A.; OWENS, P. N.; MARTÍNEZ-CARRERAS, N.; KOITER, A. J.; PETTICREW, E. L.; MCCULLOUGH, G. K.; LIU, C.; GASPAR, L. Selecting color-based tracers and classifying sediment sources in the assessment of sediment dynamics using sediment source fingerprinting. **Journal of environmental quality**, v. 44, n. 5, p. 1605-1616, 2015. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0043>.

BATISTA, P. V.; LACEBY, J. P.; SILVA, M. L.; TASSINARI, D.; BISPO, D. F.; CURI, N.; DAVIES, J.; QUINTON, J. N. Using pedological knowledge to improve sediment source apportionment in tropical environments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, n. 9, p. 3274-3289, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2199-5>.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 3, p. 565-573, 2006.

CANTALICE, J. R. B.; BEZERRA, S. A.; Figueira, S. B.; Inácio, E. D. S. B.; DE OLIVEIRA Silva, M. D. R. Linhas isoerosivas do estado de Pernambuco-1ª aproximação. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 2, p. 75-80, 2009.

CARTER, J.; OWENS, P. N.; WALLING, D. E.; LEEKS, G. J. Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system. **Science of the total environment**, v. 314, p. 513-534, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00071-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00071-8).

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; WEBB, L.; KING, P. Apportioning catchment scale sediment sources using a modified composite fingerprinting technique incorporating property weightings and prior information. **Geoderma**, v. 155, n. 3-4, p. 249-261, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.008>.

COLLINS, A. L.; ZHANG, Y.; WALLING, D. E.; GRENFELL, S. E.; SMITH, P.; GRISCHEFF, J.; LOCKE, A.; SWEETAPPLE, A.; BROGDEN, D. Quantifying fine-grained sediment sources in the River Axe catchment, southwest England: application of a Monte Carlo numerical modelling framework incorporating local and genetic algorithm optimisation. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 13, p. 1962-1983, 2012. <https://doi.org/10.1002/hyp.8283>.

COLLINS, A. L.; BURAK, E.; HARRIS, P.; PULLEY, S.; CARDENAS, L.; TANG, Q. Field scale temporal and spatial variability of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, TC and TN soil properties: implications for sediment source tracing. **Geoderma**, v. 333, p. 108-122, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.019>.

COLLINS, A. L.; BLACKWELL, M.; BOECKX, P.; CHIVERS, C. A.; EMELKO, M.; EVRARD, O.; FOSTER, I.; GELLIS, A.; GHOLAMI, H.; GRANGER, S.; HARRIS, P.; HOROWITZ, A. J.; LACEBY, J. P.; MARTINEZ-CARRERAS, N.; MINELLA, J.; MOL, L.; NOSRATI, K.; PULLEY, S.; SILINS, U.; SILVA, Y. J.; STONE, M.; TIECHER, T.; UPADHAYAY, H. R.; ZHANG, Y. Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes. **Journal of soils and sediments**, v. 20 n. 12, p. 4160-4193, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02755-4>.

DAVIES, J.; OLLEY, J.; HAWKER, D.; MCBROOM, J. Application of the Bayesian approach to sediment fingerprinting and source attribution. **Hydrological Processes**, v. 32, n. 26, p. 3978-3995, 2018. <https://doi.org/10.1002/hyp.13306>.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in southern Brazil and implications for land conservation. **Journal of soils and sediments**, v. 15, n. 11, p. 2334-2346, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1160-0>.

ESTÉVEZ ALVAREZ, J.; MONTERO, A.; JIMÉNEZ, N.; MUÑIZ, U.; PADILLA, A.; MOLINA, R.; QUICUTE DE VERA, S. Nuclear and related analytical methods applied to the determination of Cr, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in a red ferralitic soil and Sorghum samples. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 247, n. 3, p. 479-486, 2001. <https://doi.org/10.1023/a:1010640009301>.

EVRARD, O.; POULENARD, J.; NÉMERY, J.; AYRAULT, S.; GRATIOT, N.; DUVERT, C.; PRAT, C.; LEFÈVRE, I.; BONTÉ, P.; ESTEVES, M. Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 6, p. 911-922, 2013. <https://doi.org/10.1002/hyp.9421>.

GARZON-GARCIA, A.; LACEBY, J. P.; OLLEY, J. M.; BUNN, S. E. Differentiating the sources of fine sediment, organic matter and nitrogen in a subtropical Australian catchment. **Science of the total environment**, v. 575, p. 1384-1394, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.219>.

HABIBI, S.; GHOLAMI, H.; FATHABADI, A.; JANSEN, J. D. Fingerprinting sources of reservoir sediment via two modelling approaches. **Science of the Total Environment**, v. 663, p. 78-96, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.327>.

HAIYAN, F. Temporal variations of sediment source from a reservoir catchment in the black soil region, Northeast China. **Soil and Tillage Research**, v. 153, p. 59-65, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.04.009>.

HUANG, D.; DU, P.; WALLING, D. E.; NING, D.; WEI, X.; LIU, B.; WANG, J. Using reservoir deposits to reconstruct the impact of recent changes in land management on sediment yield and sediment sources for a small catchment in the Black Soil region of Northeast China. **Geoderma**, v. 343, p. 139-154, 2019a. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.014>.

HUANG, D.; DU, P.; WANG, J.; WEI, X.; LIU, B.; XU, J. Using reservoir deposits to quantify the source contributions to the sediment yield in the Black Soil Region, Northeast China, based on the fingerprinting technique. **Geomorphology**, v. 339, p. 1-18, 2019b. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.04.005>.

Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil: 2015 / IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais [e] Coordenação de Geografia. – Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 352p. – (Estudos e pesquisas. Informação geográfica, ISSN 1517.

Jatobá, L.; SILVA, A. F.; GOMES, A. L. L. Relevo e solos no domínio morfoclimático dos “mares de morros” em pernambuco. **Revista Equador**, v. 3, n. 2, p. 2-18, 2014.

KITAMURA, A.; YAMAGUCHI, M.; KURIKAMI, H.; YUI, M.; ONISHI, Y. Predicting sediment and cesium-137 discharge from catchments in eastern Fukushima. **Anthropocene**, v. 5, p. 22-31, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2014.07.001>.

KOITER, A. J.; LOBB, D. A.; OWENS, P. N.; PETTICREW, E. L.; TIESSEN, K. H.; LI, S. Investigating the role of connectivity and scale in assessing the sources of sediment in an agricultural watershed in the Canadian prairies using sediment source fingerprinting. **Journal of Soils and Sediments**, v. 13, n. 10, p. 1676-1691, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0762-7>

LE GALL, M.; EVRARD, O.; FOUCHER, A.; LACEBY, J. P.; SALVADOR-BLANES, S.; THIL, F.; DAPOIGNY, A.; LEFÈVRE, I.; CERDAN, O.; AYRAULT, S. Quantifying sediment sources in a lowland agricultural catchment pond using ¹³⁷Cs activities and radiogenic ⁸⁷Sr/⁸⁶Sr ratios. **Science of the Total Environment**, v. 566, p. 968-980, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.093>.

LE GALL, M.; EVRARD, O.; DAPOIGNY, A.; TIECHER, T.; ZAFAR, M.; MINELLA, J. P. G.; LACEBY, J. P.; AYRAULT, S. Tracing sediment sources in a subtropical agricultural catchment of Southern Brazil cultivated with conventional and conservation farming practices. **Land degradation & development**, v. 28, n. 4, p. 1426-1436, 2017. <https://doi.org/10.1002/ldr.2662>.

LEPAGE, H.; LACEBY, J. P.; BONTÉ, P.; JORON, J. L.; ONDA, Y.; LEFÈVRE, I.; AYRAULT, S.; EVRARD, O. Investigating the source of radiocesium contaminated sediment in two Fukushima coastal catchments with sediment tracing techniques. **Anthropocene**, v. 13, p. 57-68, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.004>.

LIZAGA, I.; BODÉ, S.; GASPAR, L.; LATORRE, B.; BOECKX, P.; NAVAS, A. Legacy of historic land cover changes on sediment provenance tracked with isotopic tracers in a Mediterranean agroforestry catchment. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112291, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112291>.

MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1216-1223, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0809-9>.

MOLISANI, M. M.; KJERFVE, B.; SILVA, A. P.; LACERDA, L. D. Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 331, n. 3-4, p. 425-433, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.05.038>.

NASCIMENTO, R. C.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, Y. J. A. B.; DA SILVA, R. J. A. B.; COLLINS, A. L. Thorium content in soil, water and sediment samples and fluvial sediment-associated transport in a catchment system with a semiarid-coastal interface, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 32, p. 33532-33540, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06499-8>.

National Institute OF Standards and Technology - NIST. Standard Reference Materials -SRM 2709, 2710 and 2711 Addendum Issue Date: 18 January 2002.

NESBITT, H.; YOUNG, G. M. Early Proterozoic climates and plate motions inferred from major element chemistry of lutites. **nature**, v. 299, n. 5885, p. 715-717, 1982. <https://doi.org/10.1038/299715a0>.

NETO, M. V. B.; DE ARAÚJO, M. D. S. B.; DE ARAÚJO FILHO, J. C.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; ALMEIDA, B. G. Rill and sheet soil erosion estimation in an area undergoing desertification in the Brazilian semi-arid region. **Modeling Earth Systems and Environment**, 2020. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-01026-y>.

OWENS, P. N.; GATEUILLE, D. J.; PETTICREW, E. L.; BOOTH, B. P.; FRENCH, T. D. Sediment-associated organopollutants, metals and nutrients in the Nechako River, British Columbia: a current study with a synthesis of historical data. **Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques**, v. 44, n. 1, p. 42-64, 2019. <https://doi.org/10.1080/07011784.2018.1531063>.

PHILLIPS, J. M.; RUSSELL, M. A.; WALLING, D. E. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. **Hydrological Processes**, v. 14, n. 14, p. 2589-2602, 2000. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(20001015\)14:14<2589::AID-HYP94>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/1099-1085(20001015)14:14<2589::AID-HYP94>3.0.CO;2-D).

PHILLIPS, D. L.; GREGG, J. W. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. **Oecologia**, v. 136, n. 2, p. 261-269, 2003. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1218-3>

PULLEY, S.; FOSTER, I.; ANTUNES, P. The uncertainties associated with sediment fingerprinting suspended and recently deposited fluvial sediment in the Nene river basin. **Geomorphology**, v. 228, p. 303-319, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.09.016>.

PULLEY, S.; FOSTER, I.; COLLINS, A. L. The impact of catchment source group classification on the accuracy of sediment fingerprinting outputs. **Journal of environmental management**, v. 194, p. 16-26, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.048>.

PULLEY, S.; COLLINS, A. L. Tracing catchment fine sediment sources using the new SIFT (Sediment Fingerprinting Tool) open source software. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 838-858, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.126>.

RAMON, R.; EVRARD, O.; LACEBY, J. P.; CANER, L.; INDA, A. V.; DE BARROS, C. A.; MINELLA, J. P.; TIECHER, T. Combining spectroscopy and magnetism with geochemical tracers to improve the discrimination of sediment sources in a homogeneous subtropical catchment. **Catena**, v. 195, p. 104800, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104800>.

Regionalização de Vazões nas Bacias Hidrográficas Brasileiras: estudo da vazão de 95% de permanência da sub-bacia 39. Bacias dos rios Capibaribe, Ipojuca, Una, Goiana, Mundaú, Paraíba, Coruripe, Pratiagi, Sirinhaém, São Miguel, Camaragibe, Abiaí, Gramame e Manguaba. / CPRM – Serviço Geológico do Brasil; execução técnica e autoria de Keyla Almeida dos Santos. – Recife: CPRM, 2015.

SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; SINGH, V. P.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; PISCOYA, V. C.; GUERRA, S. M. Trace element fluxes in sediments of an environmentally impacted river from a coastal zone of Brazil. **Environmental science and pollution research**, v. 22(19), p. 14755-14766, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4670-9>.

SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; SINGH, V. P.; DA SILVA, Y. J. A. B.; SILVA, C. M. C. A. C.; SILVA, M. O.; GUERRA, S. M. Bedload as an indicator of heavy metal contamination in a Brazilian anthropized watershed. **Catena**, v. 153, p. 106-113, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.004>.

SILVA, E. M.; MEDEIROS, P.; ARAÚJO, J. C. D. Applicability of fingerprinting for identification of sediment sources in a mesoscale semiarid catchment. **Engenharia Agrícola**, v. 38, p. 553-562, 2018a. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n4p553-562/2018>.

SILVA Y. J. A. B.; DO NASCIMENTO C. W. A.; DA SILVA Y. J. A. B.; AMORIM F. F.; CANTALICE J. R. B.; SINGH V. P.; COLLINS A. L. Bed and suspended sediment-associated rare earth element concentrations and fluxes in a polluted Brazilian river system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 34, p. 34426–34437, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3357-4>.

SIMPLÍCIO, A. A. F.; COSTA, C. A. G.; NAVARRO-HEVIA, J.; DE ARAÚJO, J. C. Erosion at hillslope and micro-basin scales in the Gilbués Desertification Region, North-eastern Brazil. **Land Degradation & Development**, 2020. <https://doi.org/10.1002/ldr.3809>.

SMITH, H. G.; BLAKE, W. H. Sediment fingerprinting in agricultural catchments: a critical re-examination of source discrimination and data corrections. **Geomorphology**, v. 204, p. 177-191, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.08.003>.

SMITH, H. G.; KARAM, D. S.; LENNARD, A. T. Evaluating tracer selection for catchment sediment fingerprinting. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 9, p. 3005-3019, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1990-7>.

STOCK, B.C.; SEMMENS, B.X.; MixSIAR, G.U.I.; 2016. User Manual. Version 3, 1.

STRAUCH, M.; LIMA, J. E.; VOLK, M.; LORZ, C.; MAKESCHIN, F. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of environmental management**, v. 127, p. 24-36, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>.

UPADHAYAY, H. R.; LAMICHHANE, S.; BAJRACHARYA, R. M.; CORNELIS, W.; COLLINS, A. L.; BOECKX, P. Sensitivity of source apportionment predicted by a Bayesian tracer mixing model to the inclusion of a sediment connectivity index as an informative prior: illustration using the Kharka catchment (Nepal). **Science of the Total Environment**, v. 713, p. 136703, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136703>.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; SANTOS, D. R. D. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 639-649, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000200028>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; DOS SANTOS, D. R. Combining visible-based-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportionment. **Science of the Total Environment**, v. 527, p. 135-149, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.103>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; BENDER, M. A.; DOS SANTOS, D. R. Tracing sediment sources in a subtropical rural catchment of southern Brazil by using geochemical tracers and near-infrared spectroscopy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 478-491, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.001>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O.; MONDAMERT, L.; LABANOWSKI, J.; SANTOS, D. R. Tracing sediment sources using mid-infrared spectroscopy in Arvorezinha catchment, southern Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 5, p. 1603-1614, 2017. <https://doi.org/10.1002/ldr.2690>.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; CANER, L.; EVRARD, O.; ZAFAR, M.; CAPOANE, V.; LE GALL, M.; DOS SANTOS, D. R. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 237, p. 95-108, 2017b. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.004>.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O.; CANER, L.; MERTEN, G. H.; CAPOANE, V.; DIDONÉ, E. J.; DOS SANTOS, D. R. Fingerprinting sediment sources in a large agricultural catchment under no-tillage in Southern Brazil (Conceição River). **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 939-951, 2018. <https://doi.org/10.1002/ldr.2917>.

TIECHER, T.; RAMON, R.; LACEBY, J. P.; EVRARD, O.; MINELLA, J. P. G. Potential of phosphorus fractions to trace sediment sources in a rural catchment of Southern Brazil: comparison with the conventional approach based on elemental geochemistry. **Geoderma**, v. 337, p. 1067-1076, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.11.011>.

TIECHER, T.; MOURA-BUENO, J. M.; CANER, L.; MINELLA, J. P.; EVRARD, O.; RAMON, R.; NAIBO, G.; BARROSA, C. A. P.; SILVA, Y. J. A. B.; AMORIM, F. F.; RHEINHEIMER, D. S. Improving the quantification of sediment source contributions using different mathematical models and spectral preprocessing techniques for individual or combined spectra of ultraviolet-visible, near-and middle-infrared spectroscopy. **Geoderma**, v. 384, p. 114815, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114815>.

- UBER, M.; LEGOUT, C.; NORD, G.; CROUZET, C.; DEMORY, F.; POULENARD, J. Comparing alternative tracing measurements and mixing models to fingerprint suspended sediment sources in a mesoscale Mediterranean catchment. **Journal of Soils and Sediments**, p. 1-19, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02270-1>.
- VALE, S. S.; FULLER, I. C.; PROCTER, J. N.; BASHER, L. R.; DYMOND, J. R. Storm event sediment fingerprinting for temporal and spatial sediment source tracing. **Hydrological Processes**, v. 34, n. 15, p. 3370-3386, 2020. <https://doi.org/10.1002/hyp.13801>.
- VALENTE, M. L.; REICHERT, J. M.; LEGOUT, C.; TIECHER, T.; CAVALCANTE, R. B. L.; EVRARD, O. Quantification of sediment source contributions in two paired catchments of the Brazilian Pampa using conventional and alternative fingerprinting approaches. **Hydrological Processes**, v. 34, n. 13, p. 2965-2986, 2020. <https://doi.org/10.1002/hyp.13768>.
- VASCONCELOS, R. F.; SOUZA, E. R. D.; CANTALICE, J. R.; SILVA, L. S. Qualidade física de Latossolo Amarelo de tabuleiros costeiros em diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 381-386, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000400004>.
- WALLING, D. E.; OWENS, P. N.; LEEKS, G. J. Fingerprinting suspended sediment sources in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK. **Hydrological processes**, v. 13, n. 7, p. 955-975, 1999. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199905\)13:7<955::AID-HYP784>3.0.CO;2-G](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199905)13:7<955::AID-HYP784>3.0.CO;2-G)
- WILKINSON, S. N.; HANCOCK, G. J.; BARTLEY, R.; HAWDON, A. A.; KEEN, R. J. Using sediment tracing to assess processes and spatial patterns of erosion in grazed rangelands, Burdekin River basin, Australia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 180, p. 90-102, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.002>.
- ZHANG, J.; YANG, M.; ZHANG, F.; ZHANG, W.; ZHAO, T.; LI, Y. Fingerprinting sediment sources after an extreme rainstorm event in a small catchment on the Loess Plateau, PR China. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 8, p. 2527-2539, 2017a. <https://doi.org/10.1002/ldr.2803>.

5 COMBINANDO TRAÇADORES CONVENCIONAIS E ALTERNATIVOS PARA FORNECER DISTRIBUIÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA SEMIÁRIDA

Resumo

No Brasil, a região semiárida é considerada a região seca mais populosa do mundo e as projeções das mudanças climáticas sugerem criação de estratégias cada vez mais integradas para controle dos recursos hídricos nesses ambientes. Apesar disso, padrões de distribuição de fontes de sedimentos no contexto semiárido foram pouco documentados no país. Nesse sentido, avaliamos os padrões de distribuição de sedimentos finos na bacia semiárida do Rio Ipojuca a partir da perspectiva de diferentes fontes potenciais. Este trabalho também buscou discutir sobre a aplicabilidade das propriedades de cor em alternativa ao uso de traçadores tradicionais para redução de custos e tempo de análise durante estudos *fingerprinting* em ambientes secos. Dois modelos de classificação de fontes foram gerados a partir do mesmo conjunto amostral (n total = 44), baseando-se respectivamente nas características geológicas de diferentes regiões da bacia (bacia superior, média e inferior) e usos do solo (Caatinga, estrada e banco de canais). Sedimentos em suspensão (SS) (n = 2) e sedimentos do leito (BS) (n = 4) utilizados como sedimento alvo foram coletados em uma seção transversal no final do trecho da porção semiárida. Teores de 22 metais e 24 variáveis de cor foram utilizados nesta modelagem. O MixSIAR foi aplicado para estimar a contribuição média das fontes e a precisão foi avaliada a partir da comparação com os resultados de saída das misturas virtuais. Os traçadores geoquímicos utilizados aqui entregaram baixos erros de discriminações e de estimativas, sendo mais notório nos contextos das fontes regionais, confirmando que padrões geoquímicos exclusivos para cada região da bacia foram gerados. Baixo número de traçadores de cor apresentou comportamento conservativo, significando o principal desafio para a aplicação desses parâmetros para o *fingerprinting* das fontes desta bacia. Apesar desse padrão, tais traçadores foram imprescindíveis para as discriminações robustas das fontes com base nos usos do solo, aumentando em 17% e 13% os respectivos valores de Lambda de Wilks e das amostras classificadas corretamente. A bacia inferior apresentou contribuições significativamente maiores do que as outras fontes regionais (média e superior), aproximadamente 69% 56% dos sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo, respectivamente. Não houve fonte dominante nos usos do solo. A Caatinga (SS = 49%; BS = 47%) expressou suave superioridade em relação ao banco de canal (SS = 35%; BS = 39%). Portanto, a recuperação e a conservação da vegetação da Caatinga e a estabilização dos bancos de canais principalmente na bacia inferior são fundamentais para o controle do transporte dos sedimentos fluviais no trecho final desta bacia semiárida. Mais estudos são necessários para melhor avaliação dos padrões conservativos dos parâmetros de cor nos ambientes semiáridos. Aqui, disponibilizamos uma das primeiras informações de contribuições de sedimentos dos principais uso e cobertura do solo da região semiárida do Nordeste do Brasil.

Palavras-chave: Ambientes secos. *Fingerprinting* de fontes de sedimentos. Parâmetros de cor. Erosão do solo. Mudanças climáticas. Transporte de sedimentos.

5 COMBINING CONVENTIONAL AND ALTERNATIVE TRACERS TO PROVIDE SEDIMENT SOURCE APPORTIONMENT IN A SEMIARID CATCHMENT

Abstract

In Brazil, the semiarid region is considered the most populated dry region in the world and climate change projections suggest the creation of increasingly integrated strategies to control water resources in these environments. However, patterns of distribution of sediment sources in the semiarid context have been poorly documented in the country. Accordingly, we evaluated the distribution patterns of fine sediments in the semiarid portion of the Ipojuca River from the perspective of different potential sources. This study also sought to discuss the applicability of color signatures as an alternative to the use of traditional tracers to reduce costs and analysis time during fingerprinting studies in dry environments. Two source classification models were generated from the same sample set (total $n = 44$), based respectively on the geological characteristics of different regions of the catchment (upper, middle and lower) and land uses (Caatinga, road and channel bank). Suspended sediments (SS) ($n = 2$) and bed sediments (BS) ($n = 4$) used as target sediments were collected in a cross section at the outlet of the semiarid portion. Contents of 22 metals and 24 color signatures were used in this modeling. MixSIAR was applied to estimate the average contribution of the sources and the accuracy was evaluated from the comparison with the output results of the virtual mixtures. The geochemical tracers used here delivered low discrimination and estimation errors, being more notorious in the contexts of regional sources, confirming that unique geochemical patterns for each region of the catchment were generated. Low number of color tracers showed a conservative behavior, meaning the main challenge for the application of these parameters for the fingerprinting of sources in this basin. Despite this pattern, such tracers were essential for robust source discriminations based on land use, increasing by 17% and 13% the respective Wilks' Lambda values and of correctly classified samples. The lower catchment had significantly greater contributions than the other regional sources (middle and upper), approximately 69% 56% of suspended sediments and bed sediments, respectively. There was no dominant source of land use. The Caatinga (SS = 49%; BS = 47%) expressed a mild superiority in relation to the channel bank (SS = 35%; BS = 39%). Therefore, the recovery and conservation of vegetation in the Caatinga and the stabilization of channel banks, especially in the lower catchment, are fundamental for controlling the transport of fluvial sediments in the final stretch of this semiarid watershed. More studies are needed to better assess the conservative patterns of color parameters in semiarid environments. Here, we provide some of the first information on sediment contributions from the main land use and land cover in the semiarid region of northeastern Brazil.

Keywords: Dry environments. Fingerprinting of sediment sources. Color parameters. Soil erosion. Climate changes. Sediment transport.

5.1 Introdução

A proteção dos recursos hídricos é indispensável para o desenvolvimento social e ambiental de regiões secas em todo o mundo. As projeções das mudanças climáticas sugerem criação de estratégias cada vez mais integradas para controle dos recursos hídricos nos ambientes semiáridos, onde o aumento da temperatura e intensificação da aridez serão mais evidentes nos próximos 100 anos (IPCC, 2014). No Brasil, a região semiárida ocupa uma área correspondente a 12% do território nacional, concentrada principalmente na região Nordeste e considerada a região seca mais populosa do mundo (~30 milhões de habitantes) (MARENGO, 2008). A variabilidade espaço-temporal das chuvas, a elevada temperatura e evapotranspiração e a baixa e concentrada distribuição de domínios geológicos sedimentares (<30% das estruturas geológicas) imprimiram um problema histórico de disponibilidade de água nessa região (EMBRAPA, 2021). Isso ressalta a importância do controle da erosão hídrica do solo e da transferência dos sedimentos para as principais redes fluviais deste ambiente, uma vez que o acúmulo excessivo de sedimentos é frequentemente associado com a diminuição da qualidade das águas superficiais e redução da capacidade de armazenamento de reservatórios (AYRAULT et al., 2014; MEDEIROS et al., 2014; NETO et al., 2020; OWENS et al., 2019; SIMPLÍCIO et al., 2020). Nas últimas décadas, o aumento da exposição dos solos, promovido pelo intenso desmatamento da vegetação nativa para a conversão em atividades locais (principalmente agropastoris e para produção de carvão vegetal), é apontado como o principal fator do aumento da erosão hídrica e da expansão das áreas degradadas (NETO et al., 2020). (MEDEIROS et al., 2014; TOMASELLA et al., 2018; NETO et al., 2020). Nesse contexto, o levantamento de dados acerca da origem dos sedimentos nesses ambientes é fundamental para a implementação de estratégias eficientes e proteção das águas superficiais locais.

O método *fingerprinting* é a abordagem científica mais utilizada em estudos de origem de sedimentos fluviais em todo o mundo (COLLINS et al., 2012; SMITH; BLAKE, 2014; LE GALL et al., 2016; ZHANG et al., 2017a; TIECHER et al., 2018; UBER et al., 2019). Apesar do seu sucesso para diferentes rios brasileiros (MINELLA et al., 2007; MINELLA et al., 2008; MINELLA et al., 2009a; MINELLA et al., 2009b; TIECHER et al., 2014; TIECHER et al., 2015; TIECHER et al., 2016; TIECHER et al., 2017; TIECHER et al., 2018; MINELLA et al., 2019; RAMON et al., 2020; AMORIM et al., 2021; TIECHER et al., 2021), padrões de distribuição de fontes no contexto semiárido foram pouco documentados no país (SILVA et al., 2018a). Concomitantemente ao desenvolvimento do método *fingerprinting*, diferentes

conjuntos de traçadores foram frequentemente testados para determinar a contribuição proporcional das fontes em diferentes contextos ambientais, como geoquímica elementar, isótopos de C e N e radionuclídeos (TIECHER et al., 2015; GARZON-GARCIA et al., 2017; LE GALL et al., 2017; TIECHER et al., 2017; COLLINS et al., 2019; BATISTA et al. 2020; RAMON et al., 2020; AMORIM et al., 2021). Entretanto, o alto custo analítico e o tempo logístico para determinação desses traçadores ainda são questões atuais que impedem a popularização e a obtenção de resultados *fingerprinting* pelos comitês de gestão de bacias (COLLINS et al., 2020). A determinação de parâmetros de cor é simples, viável econômica e ambientalmente, além de ser rápida e segura por não necessitar de preparo intensivo das amostras e uso de reagentes químicos. Assim como os traçadores mais convencionais, traçadores alternativos úteis precisam exprimir características intrínsecas para cada tipo de fonte potencial, deve apresentar comportamento conservativo durante o tempo de transporte dos sedimentos das fontes até a rede fluvial e proporcionar estimativas confiáveis. Embora seja uma alternativa potencial para muitas bacias sob condições de climas úmido (MARTÍNEZ-CARRERAS et al., 2010; TIECHER et al., 2017; ASTORGA et al., 2018; MAIA et al., 2020; AMORIM et al. 2021; PULLEY e COLLINS, 2021), a discussão sobre a aplicabilidade das propriedades de cor em ambientes secos ainda é uma caixa preta para o universo dos estudos de *fingerprinting* (PULLEY; ROWNTREE, 2016).

A bacia hidrográfica do Rio Ipojuca é uma das redes fluviais mais poluídas do Brasil. Altos fluxos de metais associados com transporte de sedimentos foram verificados nesse sistema fluvial, sendo comparados com bacias impactadas por mineração (SILVA et al. 2015, 2018b). Os sedimentos de fundo nas seções do trecho a montante (semiárido) exibiram níveis críticos de enriquecimento, principalmente de Ni, que apresentou considerável padrão de contaminação, e Zn, com padrão de contaminação muito alto (SILVA et al., 2017). As áreas semiáridas representam a maior parte da bacia (aproximadamente 70%) e contribuem fortemente para a manutenção desse padrão, abrangendo diversas atividades com potencial de degradação ambiental. Fábricas de bateria e indústrias têxtil estão alocadas próximas ao curso principal e a maioria dos municípios tem despejado águas residuais que não são coletadas e tratadas adequadamente (LIMA BARROS et al., 2013). Nesse contexto, avaliamos os padrões de distribuição de sedimentos finos na bacia semiárida do Rio Ipojuca a partir da perspectiva de diferentes fontes potenciais. Este trabalho também buscou discutir sobre a aplicabilidade das assinaturas de cor em alternativa ao uso de traçadores tradicionais para redução de custos e tempo de análise durante estudos *fingerprinting* em ambientes secos. Detalhamentos e

resultados satisfatórios para esse tipo de traçador podem significar maior popularização da técnica em países e regiões em estágio emergente de desenvolvimento. Aqui, disponibilizamos uma das primeiras informações sobre fontes de sedimentos das principais paisagens da região semiárida do do Brasil. A realização de estudos científicos e a divulgação de resultados dessa natureza podem ganhar maior destaque em virtude das projeções de impactos das mudanças climáticas em ambientes com essas características ambientais.

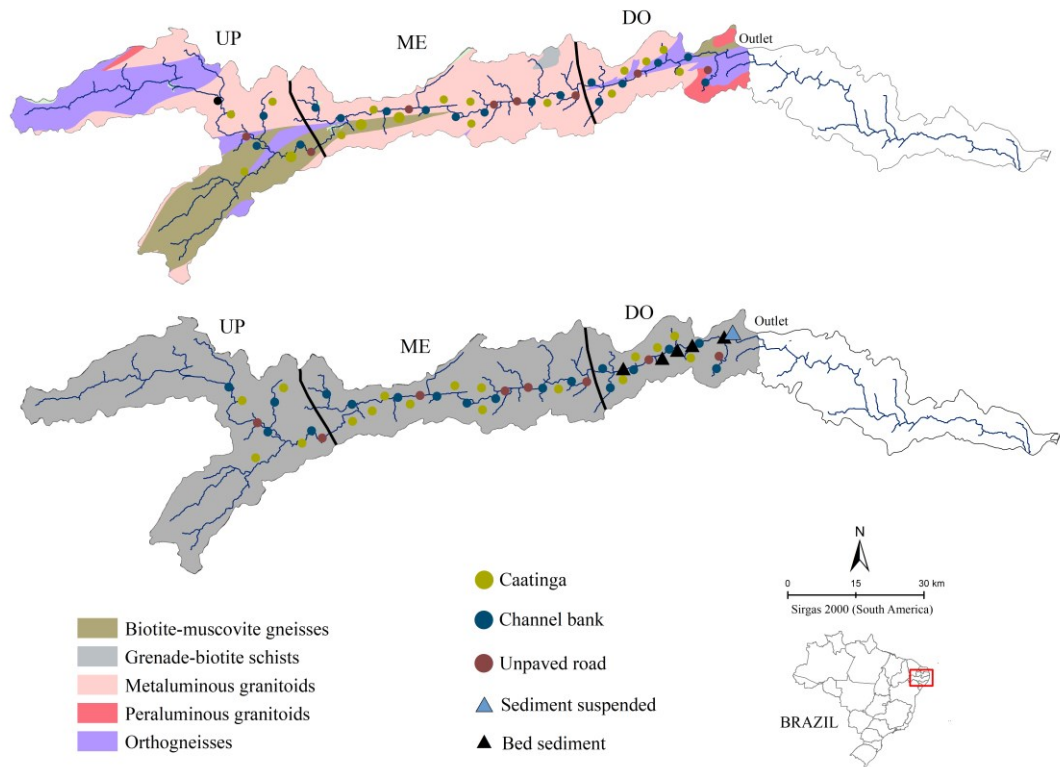
5.2 Material e métodos

5.2.1 Área de estudo

O trecho semiárido da bacia hidrográfica do Rio Ipojuca (Figura 1) engloba uma área de aproximadamente 2500 km² (CONDEPE / FIDEM, 2005). A precipitação média anual nessa região varia de 600-900 mm com alta variabilidade espacial e temporal, promovendo regime fluvial intermitente nos cursos a montante e perene a partir do curso médio (CONDEPE / FIDEM 2005). A altura e a largura do escoamento na seção transversal do exutório variam de 0,27 a 0,56 m e 6,0 a 10,80 m, respectivamente. A vazão e a descarga de sedimentos em suspensão na mesma seção variaram respectivamente de 0,27 m³ s⁻¹ a 1,02 m³ s⁻¹ e 29,91 Mg dia⁻¹ a 150,35 Mg dia⁻¹, nos respectivos períodos mais secos e mais úmidos (SILVA et al., 2015).

Os materiais de origem do solo são principalmente granitóides metaluminosos, ortognaisses e gnaisses de biotita-muscovita (Silva et al. 2015) (Figura 1). Neossolos, Planossolos e Argissolos são as principais classes de solo desse trecho da bacia. A Caatinga, vegetação nativa da região, cobre uma área de aproximadamente 18% da bacia do Rio Ipojuca (CONDEPE / FIDEM 2005). As áreas preservadas e semipreservadas da Caatinga representam uma variedade de espécies, como *Mimosa tenuiflora* (Willd.)Poir., *Croton sonderianus* Muell. Arg, *Aspidosperma pyrifolium* Mart., *Combretum leprosum* Mart., *Cenostigma pyramidalis* E, Gagnon & GP Lewis, *Croton sonderianus* Muell. Arg, *Commiphora leptophloeos* (Mart.) JB Gillet, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Cereus jamacaru*, *Pilosocereus gounellei* e *Prosopis juliflora*. Muitas dessas espécies apresentam estruturas arbustivas, espinhosas e com troncos tortuosos, predominando hiperxerófila (conjunto de espécies mais resistentes à aridez) na região oeste e hipoxerófila, localizadas em partes regionais de clima semiárido e subúmido do centro-oeste desta bacia.

Figura 1 - Distribuição geológica e localização dos pontos de coleta das fontes regionais, usos de solo e sedimentos alvos na bacia semiárida do Rio Ipojuca, Brasil. UP = bacia superior, ME = bacia média, DO = bacia inferior



5.2.2 Amostragem das áreas fontes e sedimentos

Áreas com conectividade hidrológica direta com o rio principal da bacia foram selecionadas para coleta das amostras. Coletas de 10-20 amostras simples foram realizadas para cada ponto de coleta (Figura 1), gerando misturas de aproximadamente 440-880 amostras. O conjunto total de amostras inclui material retirado da camada 0-5 cm dos solos superficiais e no perfil subsuperficial dos bancos de canais.

Dois modelos de classificação de fontes foram gerados, baseando-se nas características geológicas regionais da bacia e usos do solo. A primeira classificação pressupõe que a combinação de diferentes amostras fontes possa caracterizar regiões geologicamente contrastantes da bacia. Nesse sentido, dividimos a bacia semiárida em três fontes regionais: bacia superior ($n = 10$), bacia média ($n = 20$) e bacia inferior ($n = 14$). A bacia superior é representada geologicamente pelo domínio das sequências vulcanossedimentares proterozoicas dobradas, com predomínio de gnaisses muscovita-biotita e granitoides metaluminosos e rochas metavulcânicas, metacalcários, metassedimentos arenosos e calcissilicáticas. A bacia média é formada por uma série de rochas graníticas alcalinas, como os Alcalifeldspato granitos, sienogranitos, monzogranitos, monzonitos, quartzossienitos, entre outros. A bacia inferior é

predominantemente configurada por gnaisses ortoderivados (Granodiorítico e Tonalítico) contendo algumas porções de anfibolito, Migmatito e Metadiorito. A segunda classificação de fontes foi conduzida a partir dos principais usos e cobertura do solo. Assim, as amostras foram distribuídas da seguinte forma (Figura 1): Caatinga (n = 17), Banco de canais (n = 20), estradas não pavimentadas (n = 7). As amostras da Caatinga das áreas semiáridas representam tanto parte significativa da vegetação ripária quanto de áreas próximas conectadas ao curso principal da bacia. Amostragem de banco de canais e estradas foram distribuídas nas três regiões da bacia (bacia superior, bacia média e bacia inferior).

Sedimentos em suspensão (n = 2) utilizados como sedimento alvo foram coletados em uma seção transversal no final do trecho da porção semiárida por meio de amostradores por integração no tempo (Phillips et al. 2000). Esses amostradores foram instalados entre maio de 2019 e novembro de 2020. Sedimentos do leito (n = 5) também foram coletados em diferentes seções transversais do curso inferior principal (Figura 1).

5.2.3 Determinação dos parâmetros geoquímicos

As amostras das fontes foram secas ao ar e as amostras dos sedimentos em estufa de circulação com temperatura controlada a 50 °C. Em seguida, todas as amostras foram desagregadas e passadas através de peneiras com abertura de 32 µm. Os teores totais de Al, Ba, Ce, Co, Cr, Fe, La, Mn, Nd, Ni, Pb, Pr, Sc, Sm, Sn, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn e Zr nas amostras foram utilizados nesta modelagem. A extração desses metais foi realizada conforme a metodologia proposta por Estévez Alvarez et al. (2001). Aliquota de 0,5 g de cada amostra foi digerida primeiramente em 10 mL de HF, em um sistema repouso por 12 h. Posteriormente, as amostras foram colocadas em 5 mL de HNO₃ e 3mL de HClO₄ sob aquecimento de 180°C. Esse último processo foi repetido para garantir a dissolução total das amostras. Ao final, o extrato resultante foi dissolvido em 5 mL de HCl. Materiais de referência padrão (SRM 2709 Montana Soil, National Institute of Standards and Technology, NIST, 2002) foram utilizados para garantir o controle de qualidade das análises. As concentrações foram determinadas por meio da espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivo acoplado (ICP-OES/Optima DV7000, Perkin Elmer) com um sistema de câmara ciclônica acoplado para aumentar a precisão das leituras. Apenas as concentrações totais de Zr foram determinadas por meio da espectrometria de fluorescência de raio X portátil (modelo S8 TIGER ECO – WDXRF-1KW).

5.2.4 Obtenção dos parâmetros de cor

Todas as amostras foram digitalizadas por meio de um sistema convencional de escaneamento - impressora EPSON EcoTank-L355. Os valores RGB das imagens digitalizadas foram obtidos pela média dos pixels por meio das ferramentas do software GIMP 2.10.22. Modelos do software Colosol (VISCARRA ROSSEL et al., 2004) foram utilizados para calcular 24 variáveis de cor. As informações e abreviações dos parâmetros de cor determinados e calculados constam a seguir: Vermelho (R), Verde (G), Azul (B), Matiz (H), Valor (V), Cromo (C), Luminância (Y), Componente virtual X (X), Componente virtual Z (Z), Coordenada cromática x (x), Coordenada cromática y (y), Comprimento de onda dominante (λ_d (nm)), Pureza de excitação (Pe), Função de luminosidade métrica (L), Escalas de vermelho-verde do oponente da coordenada cromática (a^*), Cromática coordenada oponente azul-amarelo escalas (b^*), Escalas de vermelho-verde do oponente da coordenada cromática (u^*), Cromática coordenada oponente azul-amarelo escalas (v^*), Matiz CIE (c^*), Cromo CIE (h^*), Matiz (HRGB), Intensidade da luz (IRGB), Informação cromática (SRGB) e Índice de vermelhidão (RI).

5.2.5 Seleção dos parâmetros e estimativas fingerprinting

A seleção dos traçadores foi feita por meio de duas etapas: (1) avaliação da conservatividade (teste de alcance) e (2) análise discriminante linear (forward stepwise). A conservatividade foi testada inicialmente pela comparação dos valores mínimos e máximos dos boxplots do material fonte e alvo, excluindo os outliers. A análise discriminante linear ($p < 0,1$) selecionou o conjunto de traçadores, de acordo com a minimização de lambda de Wilks. O MixSIAR foi o modelo aplicado para estimar a entrega média relativa das fontes (STOCK; SEMMENS, 2016). Os parâmetros de Markov Chain Monte Carlo (MCMC) utilizados aqui foram: number of chains = 3; chain length = 100000; burn = 50000; thin = 50. Resultados de saída dos modelos foram rejeitados se alguma variável estivesse acima de 1,01 para diagnóstico Gelman-Rubin. As estimativas do MixSIAR foram comparadas com os resultados das misturas virtuais para avaliação da confiança desta modelagem, conforme os valores médios do erro quadrático médio (RMSE) e erro absoluto médio (MAE). Os valores das misturas virtuais foram gerados pela combinação das médias dos traçadores selecionados pela LDA e das distribuições finais de cada repetição de sedimentos da não mistura (PHILLIPS; GREGG, 2003). Todos os procedimentos estatísticos foram realizados por meio do software R (versão 3.6.1, R Core team, 2021).

5.3 Resultados e Discussão

5.3.1 Seleção dos traçadores geoquímicos e de cor

Os valores mínimos e máximos dos boxplots das fontes e dos sedimentos alvos, removendo outliers, foram utilizados aqui para avaliar o comportamento conservativo dos componentes geoquímicos e de cor (Figuras 2 e 3). Aproximadamente 82% (fontes regionais) e 64% (usos do solo) dos traçadores geoquímicos foram aprovados nesse teste. Dos 22 elementos, Ce, La, Th e Zr foram removidos da modelagem das fontes regionais e Ce, La, Nd, Pr, Sm, Y, Th e Zr dos usos do solo, uma vez que valores contrastantes entre essas fontes e os sedimentos foram verificados. Em contrapartida, apenas HRGB, h^* , H, λd (nm) nas fontes regionais e Red, HRGB, h^* , H e λd (nm) nos usos do solo, dos vinte e quatro parâmetros de cor testados, apresentaram valores dentro do intervalo das fontes. Todos os traçadores aprovados nesta etapa foram considerados conservativos durante o transporte dos sedimentos até a rede de drenagem principal da bacia e seguiram para a etapa de seleção pela análise discriminante.

Figura 2 - Boxplot das concentrações geoquímicas (mg kg^{-1}) e parâmetros de cor aprovados pelo teste de conservatividade e utilizados na LDA no contexto das fontes regionais da bacia semiárida do Rio Ipojuca. Abreviações: UP = bacia superior; ME = bacia média; DO = bacia inferior; SS = sedimento em suspensão; BS = sedimento de fundo

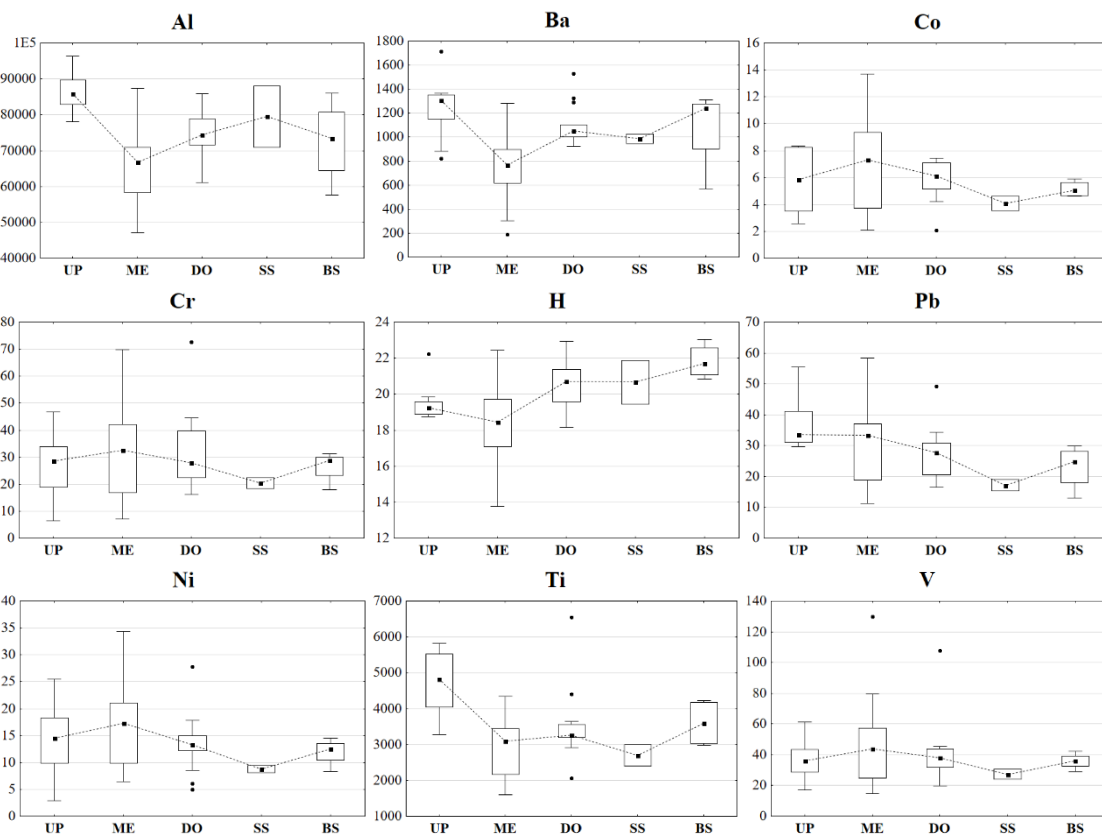
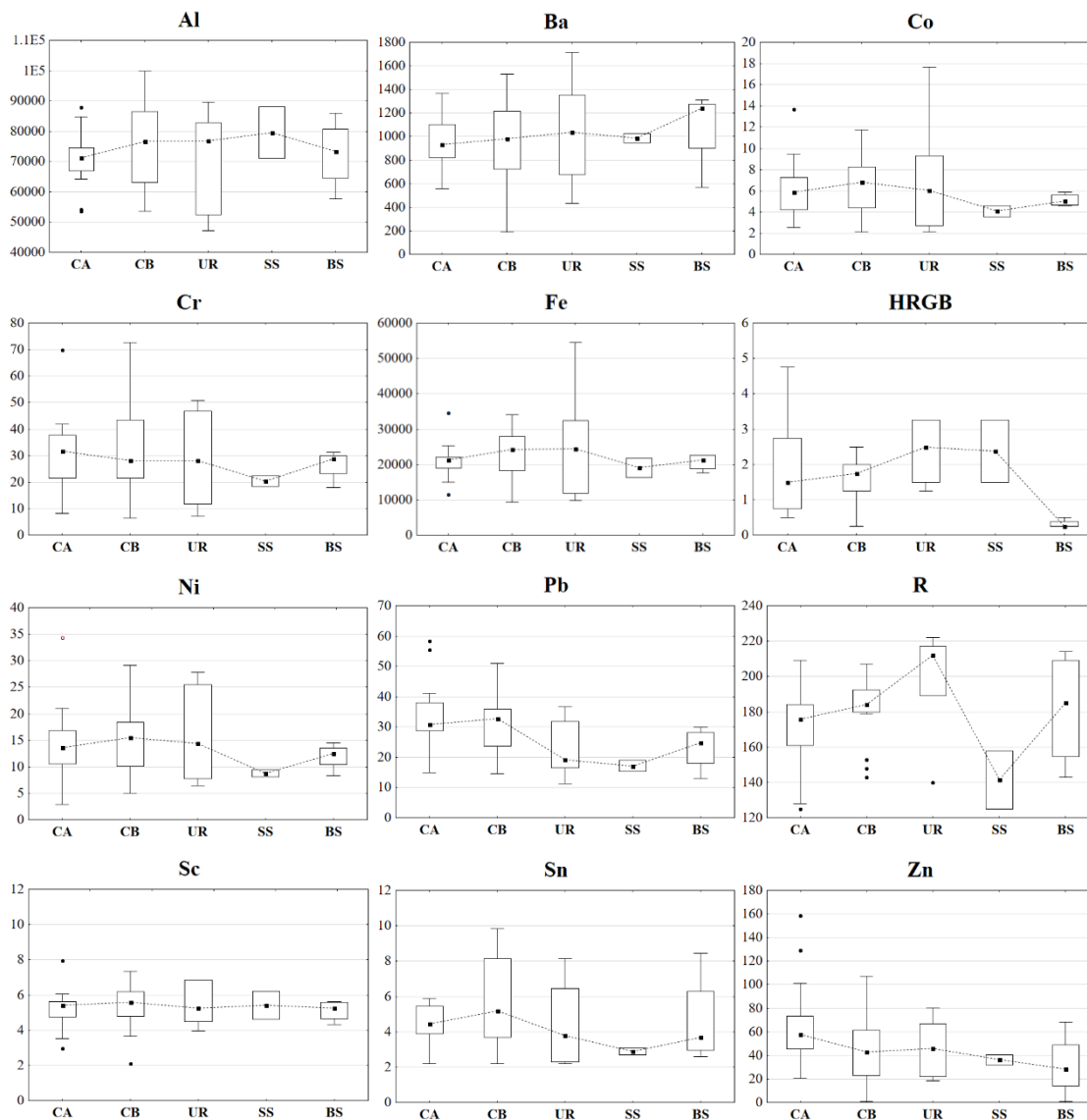


Figura 3 - Boxplot das concentrações geoquímicas (mg kg^{-1}) e parâmetros de cor aprovados pelo teste de conservatividade e utilizados na LDA no contexto das fontes com base nos usos do solo da bacia semiárida do Rio Ipojuca. Abreviações: CA = Caatinga; CB = banco de canal; UR = estrada; SS = sedimento em suspensão; BS = sedimento de fundo



Os conjuntos selecionados pela análise discriminante linear (LDA) forward stepwise ($p < 0,1$) para ambas condições de fontes e traçadores encontram-se nas tabelas 1 (fontes regionais) e 2 (fontes dos usos do solo). Em geral, os parâmetros de saída da LDA sugeriram elevado potencial de discriminação das fontes pelas propriedades geoquímicas e pela combinação dos parâmetros geoquímicos e de cor (Figuras S1 e S2). As variáveis de cor não seguiram os requisitos mínimos da LDA, visto que a quantidade de traçadores aprovados foi menor que o número de fontes, selecionando apenas H nas duas condições de fontes, que forneceu alta porcentagem de erro de discriminação: Lambda de Wilks (WL) = 0,74 e Taxa de erro (TE) = 0,40 (fontes regionais); WL = 0,78 e TE = 0,46 (usos do solo). Por isso, estimativas

das fontes de sedimentos não foram calculadas usando essas variáveis de forma isolada. Seis (Ba, Cr, Ti, V, Pb e Ni) e nove (Ba, H, Ti, Co, Ni, V, Cr, Pb e Al) traçadores representaram o conjunto final das fontes regionais. Os conjuntos geoquímicos e a combinação geoquímico-cor foram capazes de discriminar, respectivamente, cerca de 90-93% dessas fontes (Lambda de Wilks (LW)) e classificar corretamente 98% (geoquímico) e 95% (Geoquímico-cor) das respectivas amostras. Enquanto que oito (Fe, Zn, Sn, Sc, Ni, Ba, Al e Co) e doze (Fe, RED, Ti, Al, Ba, HRGB, Co, Zn, Sn, Sc, Cr e Pb) traçadores geoquímicos e geoquímicos-cor conseguiram discriminar respectivamente 74-91% das fontes dos usos (LW) e classificar corretamente 82-95% dessas amostras.

Tabela 1 - Propriedades geoquímicas e de cor selecionadas e parâmetros de saída da análise discriminante linear forward stepwise ($p < 0,1$) e parâmetros de classificação das fontes regionais da bacia a montante

Traçadores	Lambda de Wilks	Valor-F	Valor-p	Valor-p (individual)	TE
GEOQUÍMICA					
Ba	0,50	20,30	<0,01	0,00	0,25
Cr	0,39	11,92	<0,01	0,01	0,18
Ti	0,23	14,17	<0,01	0,00	0,16
V	0,17	13,41	<0,01	0,00	0,11
Pb	0,15	12,02	<0,01	0,04	0,09
Ni	0,10	12,54	<0,01	0,00	0,02
GEOQUÍMICA + COR					
Ba	0,50	20,30	<0,01	0,00	0,25
H	0,39	12,22	<0,01	0,00	0,20
Ti	0,30	10,80	<0,01	0,01	0,20
Co	0,15	15,20	<0,01	0,00	0,11
Ni	0,13	13,37	<0,01	0,06	0,07
V	0,10	12,53	<0,01	0,03	0,07
Cr	0,09	11,88	<0,01	0,04	0,05
Pb	0,07	11,56	<0,01	0,04	0,02
Al	0,06	11,15	<0,01	0,06	0,05

TE = taxa de erro acumulada da classificação das amostras nos grupos fontes.

Tabela 2 - Propriedades geoquímicas e de cor selecionadas e parâmetros de saída da análise discriminante linear forward stepwise ($p < 0,1$) e parâmetros de classificação das fontes classificadas com base no uso do solo da bacia a montante

Traçadores	Lambda de Wilks	Valor-F	Valor-P	Valor-P (Individual)	TE
GEOQUÍMICA					
Fe	0,85	3,48	0,04	0,04	0,45
Zn	0,72	3,55	0,01	0,03	0,34
Sn	0,63	3,37	0,01	0,07	0,30
Sc	0,56	3,19	0,00	0,10	0,32
Ni	0,45	3,68	0,00	0,01	0,25
Ba	0,39	3,64	0,00	0,08	0,27
Al	0,31	4,04	0,00	0,02	0,20
Co	0,26	4,05	0,00	0,07	0,18
GEOQUÍMICA + COR					
Fe	0,85	3,48	3,48	0,04	0,45
RED	0,65	4,88	6,47	<0,01	0,36
Ti	0,52	5,11	4,93	0,01	0,34
Al	0,46	4,57	2,48	0,10	0,32
Ba	0,36	4,94	4,95	0,01	0,32
HRGB	0,29	5,17	4,46	0,02	0,16
Co	0,25	5,01	2,73	0,08	0,14
Zn	0,22	4,9	2,66	0,08	0,14
Sn	0,17	5,26	4,59	0,02	0,11
Sc	0,14	5,47	3,83	0,03	0,05
Cr	0,11	5,51	2,91	0,07	0,07
Pb	0,09	5,49	2,58	0,09	0,05

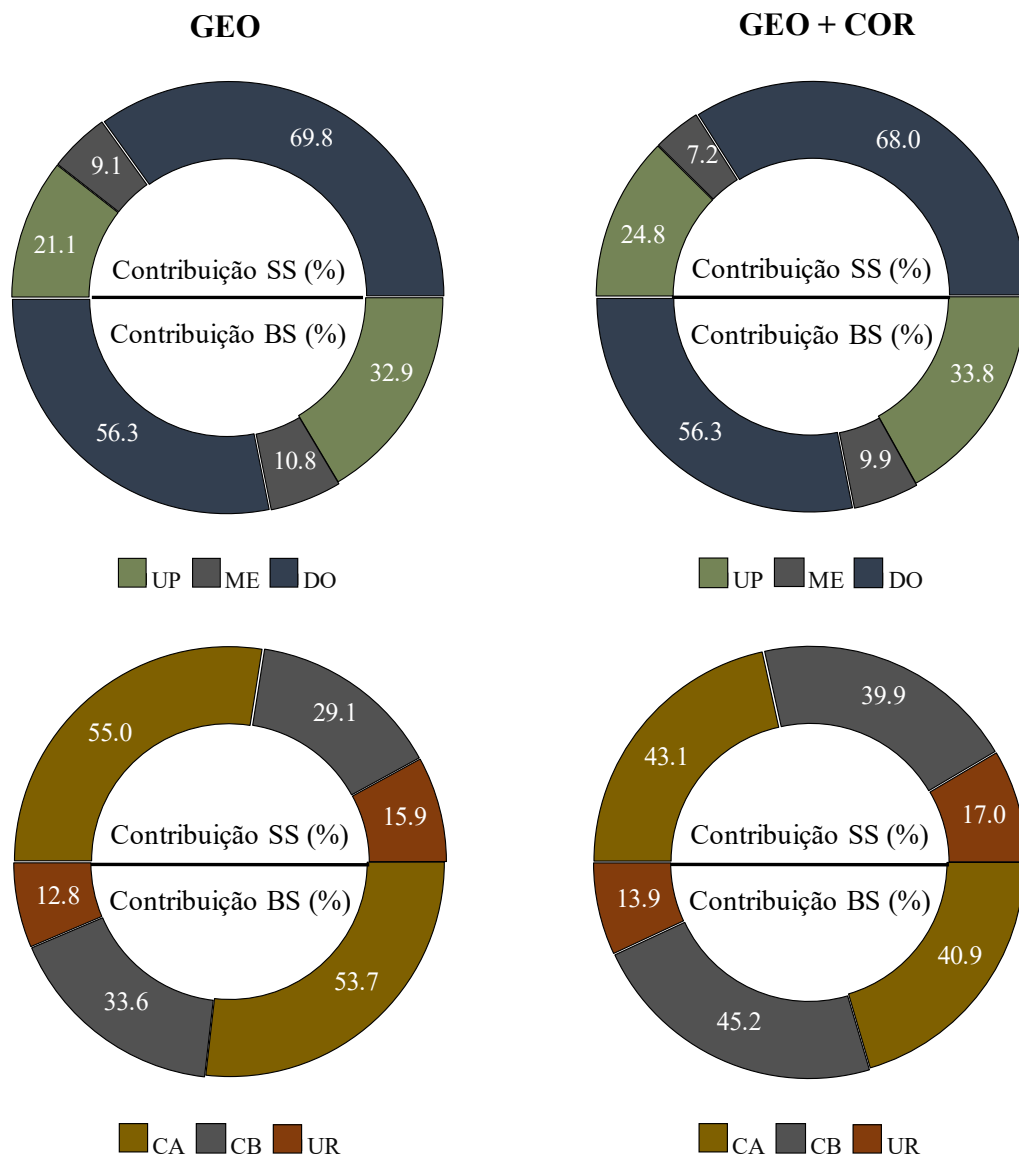
TE = taxa de erro acumulada da classificação das amostras nos grupos fontes.

5.3.2 Contribuições das fontes semiáridas e incertezas de predição

As contribuições médias das fontes regionais para os dois tipos de sedimentos alvo (SS e BS) foram semelhantes, independentemente dos conjuntos de traçadores utilizados (Figura 4): Bacia inferior (DO) > Bacia superior (UP) > Bacia média (ME). A bacia inferior apresentou contribuições significativamente maiores do que a bacia média e bacia superior. O padrão médio de distribuição dos usos do solo variou com a mudança dos conjuntos de traçadores. Nas estimativas com base na composição geoquímica, a Caatinga foi a principal fonte (SS médio = 55%; BS médio = 53.7%), enquanto nos resultados da combinação com os parâmetros de cor,

o banco de canal (SS médio = 40%; BS médio = 45%) e a Caatinga (SS médio= 43%; BS médio = 41%) apresentaram padrões relativamente semelhantes, demonstrando que não houve fonte dominante para esse tipo de estimativa. A bacia média (média = 9-11%) e as estradas não pavimentadas (média = 13-17%) exibiram padrões de contribuição significativamente menores aqui.

Figura 4 - Médias das contribuições relativas das fontes de sedimentos em suspensão (SS) e sedimento de fundo (BS) de acordo com os aspectos regionais e dos usos do solo da bacia semiárida do Rio Ipojuca estimadas pelo modelo MixSIAR, a partir dos traçadores geoquímicos (GEO) e da combinação com os parâmetros de cor (COR). As abreviações das fontes são: UP = bacia superior; ME = bacia média; DO = bacia inferior; CA = Caatinga; CB = banco de canal; UR = estrada



Os modelos do MixSIAR utilizados para estimar as contribuições das fontes apresentaram convergência no teste Gelman-Rubin ($<1,01$) e cadeias de Markov

suficientemente longas. Os baixos valores do RMSE e MAE indicaram que os valores preditos foram semelhantes aos resultados conhecidos. Por isso, todas as contribuições estimadas aqui foram consideradas confiáveis (Tabela 3). As médias gerais dos RMSEs e MAEs foram respectivamente 6,0% e 5,47%, sendo comparáveis aos erros de estimativas provenientes de diferentes fontes, traçadores e contextos ambientais de outras bacias (UBER et al., 2019; NOSRATI et al., 2021; NOSRATI et al., 2021b; AMORIM et al., 2021).

Tabela 3 - Contribuição média relativa das fontes de sedimentos em suspensão (SS) e sedimento de fundo (BS) de acordo as classificações regionais e usos do solo selecionados e parâmetros de saída estimados pelo MixSIAR

Tipo de fonte	Traçador	Alvo	Fontes	Média (%)	SD (%)	RMSE	MAE
Regionais	GEO	SS	UP	21,1	19,8	2,5	2,4
			ME	9,1	11,6		
			DO	69,8	23,0		
		BS	UP	32,9	16,9	2,9	2,5
			ME	10,8	9,0		
			DO	56,3	18,3		
	GEO + COR	SS	UP	24,8	20,7	3,2	3,0
			ME	7,2	8,3		
			DO	68,0	22,3		
		BS	UP	33,8	15,3	6,6	5,9
			ME	9,9	7,7		
			DO	56,3	16,4		
Usos	GEO	SS	CA	55,0	23,0	10,3	9,7
			CB	29,1	20,3		
			UR	15,9	15,2		
		BS	CA	53,7	16,1	8,1	7,6
			CB	33,6	15,5		
			UR	12,8	9,6		
	GEO + COR	SS	CA	43,1	20,2	8,1	7,3
			CB	39,9	19,4		
			UR	17,0	14,4		
		BS	CA	40,9	15,6	6,3	5,4
			CB	45,2	14,7		
			UR	13,9	9,6		

GEO = parâmetros geoquímicos elementares; COR = parâmetros colorimétricos; UP = bacia superior; ME = bacia média; DO = bacia inferior; CA = Caatinga; CB = banco de canal; UR = estrada; desvio padrão (SD).

5.4 Discussão

5.4.1 Discriminação das fontes regionais e usos do solo

Em geral, os traçadores geoquímicos utilizados aqui entregaram baixos erros de discriminações e de estimativas do MixSIAR. Isso foi mais notório nos contextos das fontes regionais, confirmando que padrões geoquímicos exclusivos para cada região da bacia foram gerados. As concentrações médias de Al, Ba e Ti expressaram os principais contrastes nessas fontes, normalmente distribuídas da seguinte forma: bacia superior > bacia inferior > bacia média. Os menores níveis Al encontrados nos solos da bacia média podem ser explicados pela abundância de granitoides metaluminosos contendo maior proporção de metais alcalinos e menor de Al em sua composição mineralógica, quando comparado materiais de origem de outras regiões. Sob maior variação geológica, a bacia superior é caracterizada pelas ortognaisses, sequências de rochas vulcanossedimentares e algumas intercalações de rochas máficas (principalmente anfibolitos). A distribuição de ortogneisse e dos domínios vulcanossedimentares abastecem os altos padrões desses elementos na bacia superior. Os pontos conectados da bacia inferior são caracterizados pelos domínios de ortognaisses com diferentes composições, como monzogranítica e granodiorítica, mas de natureza geoquímica indiscriminada.

Diferentemente do comportamento das propriedades geoquímicas, os parâmetros de cor demonstraram baixo padrão conservativo (82% não foram aprovados no teste de alcance), sendo o principal obstáculo para a sua aplicação neste estudo. O alto aporte de resíduos orgânicos da bacia e o tamanho de partícula (<32 μm) utilizado aqui potencializaram a descaracterização da impressão digital das fontes (LIMA BARROS et al. 2013; PULLEY; ROWNTREE, 2016). Isso sugere que um significativo enriquecimento de matéria orgânica e escurecimento da superfície dessas partículas tenha ocorrido durante o seu transporte até o trecho de coleta dos sedimentos. Esse padrão de conservatividade resultou no baixo número de variáveis de cor selecionadas pela LDA. Apenas H foi selecionado como traçador ideal nas duas condições de fonte, confirmando que não estavam significativamente discriminadas. Por outro lado, ao serem combinados com parâmetros geoquímicos dos usos do solo, RED e HRGB exibiram variabilidade significativa e foram imprescindíveis para alcançar discriminações mais confiáveis, aumentando em 17% e 13% os respectivos valores de Lambda de Wilks e das amostras classificadas corretamente da LDA. Isso também refletiu em uma suave minimização dos RMSEs e MAEs (aproximadamente 2%) no mesmo tipo de fonte. Diferentemente dos solos

sob vegetação natural de ambientes úmidos e frios, os solos sob Caatinga não apresentam índices de cor associados às tonalidades mais escuras. A maioria das espécies dessa vegetação perdem suas folhas durante uma parte significativa do ano, principalmente no final do período chuvoso e início da estiagem, mas as condições climáticas, sobretudo temperatura e umidade, não favorecem ao acúmulo da matéria orgânica nesses solos (COSTA et al., 2010; LIMA et al., 2015; HOLANDA et al., 2017). A rotação com as atividades agrícolas, principalmente agropastoris, e a menor produção de biomassa da maioria das espécies xerófilas em relação as espécies naturais de áreas úmidas também podem ser responsáveis por esse padrão (ALMAGRO et al., 2015; WIESMEIER et al., 2019).

5.4.2 Padrões de distribuição das fontes sob condições ambientais semiáridas

A bacia inferior contribuiu com a entrega da maior parte dos sedimentos transportados na saída deste sistema fluvial, isto é, aproximadamente 69% 56% dos sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo, respectivamente. A baixa conectividade em todo o curso principal pode ser o principal responsável pela promoção desse padrão. Barragens foram construídos ao longo das últimas décadas, modificando a dinâmica de distribuição dos sedimentos e conectividade longitudinal (CONDEPE / FIDEM, 2005). Em menor grau de importância, os diferentes regimes de chuvas também podem contribuir, uma vez que a precipitação anual aumenta na direção bacia superior-bacia inferior (oeste-leste). Flutuações em torno de 500 mm são registrados nas áreas da bacia superior e cerca de 900 mm em grande parte da bacia inferior (CONDEPE / FIDEM, 2005). Essa distribuição tem gerado diferentes regimes de escoamento no rio principal, sendo intermitente na bacia superior e perene a partir da bacia inferior.

Contribuições médias estimadas da bacia superior (SS = 23%; BS = 33%) foram duas- três vezes maiores que a bacia média (SS = 8%; BS = 10%). Normalmente, as fontes mais distantes dos pontos de coleta dos sedimentos alvo apresentam menores contribuições por conta do maior tempo de deslocamento dos sedimentos (LE GALL et al., 2017; SILVA et al., 2018a; BATISTA et al., 2019). Isso realmente deve ser mais notório nesta bacia, em virtude das barragens do curso principal, do maior tempo de transporte dos sedimentos nos ambientes semiáridos do que nos ambientes úmidos e da baixa variação dos aspectos ambientais nas três regiões da bacia, como a majoritária distribuição dos Planossolos, declividade das encostas e distribuição da vegetação natural, implicando em fatores da erosão semelhantes. Nesse contexto, essas estimativas não representam a dinâmica de entrega dos sedimentos transportados na saída desta bacia. A superestimação das contribuições da bacia superior pode ter ocorrido em função da maior semelhança dos padrões de concentrações geoquímicas com a

bacia inferior, como os teores de Co, Cr, Ni, V que foram selecionados pela LDA (Figura 2). Gnaisses e ortognaisses representam geologicamente essas duas regiões. Esses materiais cobrem mais que 62% da bacia superior e quase que inteiramente as áreas conectadas da bacia inferior (Figura 1).

Em geral, a contribuição da Caatinga (SS = 49%; BS = 47%) foi suavemente superior ao banco de canal (SS = 35%; BS = 39%) (Figura 4). Menores contribuições da Caatinga eram esperadas aqui, em virtude da proteção do solo contra a erosão. Em experimentos de campo com chuva simulada em solos sob condições do semiárido local, essa vegetação promoveu taxas de erosão entressulco semelhantes ou significativamente menores que áreas sob cultivo (*batata Ipomoea Lam, Cajanus cajan, Pennisetum purpureum Schum, Zea mays* e outros) e solo descoberto (CANTALICE et al., 2019; CANTALICE et al., 2021). Por outro lado, a combinação de alguns aspectos pode ter contribuído para essa tendência de entrega: (1) a Caatinga representa quase que inteiramente a cobertura vegetal da bacia e a maior parte delas é formada por floresta secundária sob processo inicial ou intermediário de regeneração, caracterizados pelos desenhos arbustivos, maior espaçamento de distribuição e durante grande parte do ano perdem suas folhas (COSTA et al., 2010; LIMA et al., 2015; HOLANDA et al., 2017; MENEZES et al., 2021); (2) as chuvas nessa região apresentam regimes de alta intensidade gerando respostas hidrológicas rápidas, minimizando a proteção dessa vegetação contra a erosão (MEDEIROS et al. 2014; SILVA et al., 2015); (3) o frequente acúmulo de sais nos solos locais pode ser outro fator chave, por conta da dispersão e individualização das partículas do solo que facilita o transporte dos sedimentos pelo escoamento superficial (SOUZA et al., 2014).

O alto grau de preservação da vegetação riparia não necessariamente gerou baixas entregas relativas de sedimentos dos bancos de canais, diferentemente dos padrões para essas situações e tipo de matriz (SILVA et al., 2016; DEVI et al., 2019). Aqui, os bancos de canais representam paredes profundas formadas pela rede fluvial, normalmente flutuando entre 3-8 m. Essas características podem minimizar a proteção das raízes e promover entregas relativas semelhantes às condições de bancos de canais degradados (TIECHER et al., 2018; AMORIM et al., 2021). As estradas (SS = 16%; BS = 13%) apresentaram baixos resultados de entrega. A menor área relativa das estradas nesse trecho da bacia e a menor conectividade que a Caatinga pode explicar esse padrão. A baixa representatividade relativa das estradas, embora com ínfima proteção contra a erosão hídrica, é um forte indicador para a menor tendência de entrega de

sedimentos dessas fontes, observadas também em grandes bacias sob climas úmidos (TIECHER et al., 2018; RAMON et al., 2020; AMORIM et al. 2021).

5.5 Conclusão

A recuperação e a conservação da vegetação da Caatinga e a estabilização dos bancos de canais, principalmente na bacia inferior, são fundamentais para o controle do transporte dos sedimentos fluviais no trecho semiárido da bacia do Ipojuca. Entretanto, grande parte dos sedimentos transportados nas outras regiões da bacia podem estar retidos nas barragens construídas a montante dos pontos de coleta. O comportamento conservativo significou o principal desafio para a aplicação de parâmetros de cor para o *fingerprinting* das fontes desta bacia. Apesar disso, tais traçadores foram imprescindíveis para as discriminações mais confiáveis das fontes com base nos usos do solo. Mais estudos são necessários para melhor avaliação dos padrões conservativos dos parâmetros de cor nos ambientes semiáridos, principalmente em bacias de escalas menores. Inclusive, menores escalas espaciais de observação também podem expressar com mais clareza a dinâmica de entrega de sedimentos desses ambientes, uma vez que o tempo de transferência desses sedimentos é ainda maior nas condições do ambiente semiárido do que na maioria das condições úmidas.

Referências bibliográficas

Agência Condepe/Fidem. Rio Ipojuca. Recife: 2005. 64p. (Série Bacias Hidrográficas de Pernambuco, 1).

ALMAGRO, M.; MAESTRE, F. T.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, J.; VALENCIA, E.; REY, A. Climate change may reduce litter decomposition while enhancing the contribution of photodegradation in dry perennial Mediterranean grasslands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 90, p. 214-223, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.006>.

AMORIM, F. F.; da SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, R. C.; da SILVA, Y. J. A. B.; TIECHER, T.; do NASCIMENTO, C. W. A.; MINELLA, J. P. G.; ZHANG, Y.; RAM, H. U.; PULLEY, S.; COLLINS, A. L. Sediment source apportionment using optical property composite signatures in a rural catchment, Brazil. **Catena**, v. 202, n. 105208, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105208>.

AYRAULT, S.; LE PAPE, P.; EVRARD, O.; PRIADI, C. R.; QUANTIN, C.; BONTÉ, P.; ROY-BARMAN, M. Remanence of lead pollution in an urban river system: a multi-scale temporal and spatial study in the Seine River basin, France. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 6, p. 4134-4148, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2240-6>.

BATISTA, P. V.; LACEBY, J. P.; SILVA, M. L.; TASSINARI, D.; BISPO, D. F.; CURI, N.; DAVIES, J.; QUINTON, J. N. Using pedological knowledge to improve sediment source apportionment in tropical environments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19 n. 9, p. 3274-3289, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2199-5>.

CANTALICE, J. R. B.; NUNES, E. O. S.; CAVALCANTE, D. M.; BARBOSA, B.; JUNIOR, G. B.; GUERRA, S. M. S.; NETO, F. R. Vegetative-hydraulic parameters generated by agricultural crops for laminar flows under a semi-arid environment of Pernambuco, Brazil. **Ecological Indicators**, v. 106, p. 105496, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105496>.

CANTALICE, J. R. B.; DIAS, I. C. G. M.; ANDRADE, D. S.; ASSIS FILHO, F. M.; SOUZA, W. L. S.; NUNES, E. O. S.; JUNIOR, G. B. Hydraulic resistance to overland flow governed by Froude number on semiarid hillslopes under shrubs and crops. **Hydrological Sciences Journal**, (just-accepted), 2021. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1947506>.

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; WEBB, L.; KING, P. Apportioning catchment scale sediment sources using a modified composite fingerprinting technique incorporating property weightings and prior information. **Geoderma**, v. 155, n. 3-4, p. 249-261, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.008>.

COLLINS, A. L.; ZHANG, Y.; WALLING, D. E.; GRENFELL, S. E.; SMITH, P.; GRISCHEFF, J.; LOCKE, A.; SWEETAPPLE, A.; BROGDEN, D. Quantifying fine-grained sediment sources in the River Axe catchment, southwest England: application of a Monte Carlo numerical modelling framework incorporating local and genetic algorithm optimisation. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 13, p. 1962-1983, 2012. <https://doi.org/10.1002/hyp.8283>.

COLLINS, A. L.; BURAK, E.; HARRIS, P.; PULLEY, S.; CARDENAS, L.; TANG, Q. Field scale temporal and spatial variability of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, TC and TN soil properties: implications for sediment source tracing. **Geoderma**, v. 333, p. 108-122, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.019>.

COLLINS, A. L.; BLACKWELL, M.; BOECKX, P.; CHIVERS, C. A.; EMELKO, M.; EVRARD, O.; FOSTER, I.; GELLIS, A.; GHOLAMI, H.; GRANGER, S.; HARRIS, P.; HOROWITZ, A. J.; LACEBY, J. P.; MARTINEZ-CARRERAS, N.; MINELLA, J.; MOL, L.; NOSRATI, K.; PULLEY, S.; SILINS, U.; SILVA, Y. J.; STONE, M.; TIECHER, T.; UPADHAYAY, H. R.; ZHANG, Y. Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes. **Journal of soils and sediments**, v. 20, n. 12, p. 4160-4193, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02755-4>.

COSTA, C. C. D. A.; CAMACHO, R. G. V.; MACEDO, I. D. D.; SILVA, P. C. M. D. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de caatinga na FLONA de Açú-RN. **Revista Árvore**, v. 34, p. 259-265, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000200008>.

DEVI, T. B.; SHARMA, A.; KUMAR, B. Flow characteristics in a partly vegetated channel with emergent vegetation and seepage. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 1, p. 93-108, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.07.006>.

CORREIA, R. C.; KIILL, L. H. P.; DE MOURA, M. S. B.; CUNHA, T. J. F.; DE JESUS JÚNIOR, L. A.; ARAÚJO, J. L. P. A região semiárida brasileira. Embrapa Semiárido- Capítulo em livro científico (ALICE), 2011.

ESTÉVEZ ALVAREZ, J.; MONTERO, A.; JIMÉNEZ, N.; MUÑIZ, U.; PADILLA, A.; MOLINA, R.; QUICUTE DE VERA, S. Nuclear and related analytical methods applied to the determination of Cr, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in a red ferralitic soil and Sorghum samples. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 247, n. 3, p. 479-486, 2001. <https://doi.org/10.1023/a:1010640009301>.

GARZON-GARCIA, A.; LACEBY, J. P.; OLLEY, J. M.; BUNN, S. E. Differentiating the sources of fine sediment, organic matter and nitrogen in a subtropical Australian catchment. **Science of the total environment**, v. 575, p. 1384-1394, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.219>.

HABIBI, S.; GHOLAMI, H.; FATHABADI, A.; JANSEN, J. D. Fingerprinting sources of reservoir sediment via two modelling approaches. **Science of the Total Environment**, v. 663, p. 78-96, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.327>.

HAIYAN, F. Temporal variations of sediment source from a reservoir catchment in the black soil region, Northeast China. **Soil and Tillage Research**, v. 153, p. 59-65, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.04.009>.

HOLANDA, A. C. D.; FELICIANO, A. L. P.; FREIRE, F. J.; SOUSA, F. Q. D.; FREIRE, S. R. D. O.; ALVES, A. R. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de caatinga. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 621-633, 2017. <https://doi.org/10.5902/1980509827747>.

IPCC - Intergovernmental panel on climate change, (2014). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar5_wgII_spm_en.pdf> Acesso em 2 de maio de 2021.

KOITER, A. J.; LOBB, D. A.; OWENS, P. N.; PETTICREW, E. L.; TIESSEN, K. H.; LI, S. Investigating the role of connectivity and scale in assessing the sources of sediment in an agricultural watershed in the Canadian prairies using sediment source fingerprinting. **Journal of Soils and Sediments**, v. 13, n. 10, p. 1676-1691, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0762-7>

LE GALL, M.; EVRARD, O.; FOUCHER, A.; LACEBY, J. P.; SALVADOR-BLANES, S.; THIL, F.; DAPOIGNY, A.; LEFÈVRE, I.; CERDAN, O.; AYRAULT, S. Quantifying sediment sources in a lowland agricultural catchment pond using ^{137}Cs activities and radiogenic $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios. **Science of the Total Environment**, v. 566, p. 968-980, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.093>.

LE GALL, M.; EVRARD, O.; DAPOIGNY, A.; TIECHER, T.; ZAFAR, M.; MINELLA, J. P. G.; LACEBY, J. P.; AYRAULT, S. Tracing sediment sources in a subtropical agricultural catchment of Southern Brazil cultivated with conventional and conservation farming practices. **Land degradation & development**, v. 28, n. 4, p. 1426-1436, 2017. <https://doi.org/10.1002/ldr.2662>.

LIMA, R. P.; FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. D. M.; MATRICARDI, E. A. T. Aporte e decomposição da serapilheira na Caatinga no Sul do Piauí. **Floresta e Ambiente**, v. 22, p. 42-49, 2015. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.062013>.

MARENGO, J. A.; Vulnerabilidade, impactos e adaptação do clima no semiárido do Brasil. Parcerias estratégicas. Brasília, DF. N° 27, p 1-5, 2008.

MARTÍNEZ-CARRERAS, N.; UDELHOVEN, T.; KREIN, A.; GALLART, F.; IFFLY, J. F.; ZIEBEL, J.; HOFFMANN, L.; PFISTER, L.; WALLING, D. E. The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: application to the Attert River catchment (Luxembourg). **Journal of Hydrology**, v. 382, n. 1-4, p. 49-63, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.017>.

MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1216-1223, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0809-9>.

MENEZES, R. S. C.; SALES, A. T.; PRIMO, D. C.; DE ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; de JESUS, K. N.; PAREYN, F. G. C.; SAMPAIO, E. V. D. S. B. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; SANTOS, D. R. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 31, n. 6, p. 1637–1646, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000600039>.

MINELLA, J. P.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, v. 348, n. 3-4, p. 546-563, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.026>.

MINELLA, J. P.; MERTEN, G. H.; CLARKE, R. T. Método "fingerprinting" para identificação de fontes de sedimentos em bacia hidrográfica rural. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 5, p. 633-638, 2009a. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000500017>.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; WALLING, D. E.; REICHERT, J. M. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena**. v. 79, n. 3, p. 228–236, 2009b. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.02.020>.

MINELLA, J. P.; MERTEN, G. H.; BARROS, C. A.; RAMON, R.; SCHLESNER, A.; TIECHER, T.; CARVALHO, C. Long-term hydro-sedimentary monitoring and modelling for the conservationist planning of the soil and water in a small catchment in southern Brazil. In *Geophysical Research Abstracts* (Vol. 21), 2019.

National Institute OF Standards and Technology - NIST. Standard Reference Materials -SRM 2709, 2710 and 2711 Addendum Issue Date: 18 January 2002.

NETO, M. V. B.; DE ARAÚJO, M. D. S. B.; DE ARAÚJO FILHO, J. C.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; ALMEIDA, B. G. Rill and sheet soil erosion estimation in an area undergoing desertification in the Brazilian semi-arid region. **Modeling Earth Systems and Environment**, p. 1-9, 2020. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-01026-y>.

NOSRATI, K.; AKBARI-MAHDIABAD, M.; FIENER, P.; COLLINS, A. L. Using different size fractions to source fingerprint fine-grained channel bed sediment in a large drainage basin in Iran. **Catena**, v. 200, p. 105173, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105173>.

NOSRATI, K.; MOHAMMADI-RAIGANI, Z.; HADDADCHI, A.; COLLINS, A. L. Elucidating intra-storm variations in suspended sediment sources using a Bayesian fingerprinting approach. **Journal of Hydrology**, v. 596, p.126115, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126115>.

OWENS, P. N.; GATEUILLE, D. J.; PETTICREW, E. L.; BOOTH, B. P.; FRENCH, T. D. Sediment-associated organopollutants, metals and nutrients in the Nechako River, British Columbia: a current study with a synthesis of historical data. **Canadian Water Resources Journal**, v. 44, n. 1, p. 42-64, 2019. <https://doi.org/10.1080/07011784.2018.1531063>.

PHILLIPS, J. M.; RUSSELL, M. A.; WALLING, D. E. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. **Hydrological Processes**, v. 14, n. 14, p. 2589-2602, 2000. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(20001015\)14:14<2589::AID-HYP94>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/1099-1085(20001015)14:14<2589::AID-HYP94>3.0.CO;2-D).

PHILLIPS, D. L.; GREGG, J. W. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. **Oecologia**, v. 136 n. 2, p. 261-269, 2003. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1218-3>.

PULLEY, S.; ROWNTREE, K. The use of an ordinary colour scanner to fingerprint sediment sources in the South African Karoo. **Journal of environmental management**, v. 165, p. 253-262, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.037>.

PULLEY, S.; COLLINS, A. L. Tracing catchment fine sediment sources using the new SIFT (Sediment Fingerprinting Tool) open source software. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 838-858, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.126>.

PULLEY, S.; COLLINS, A. L. The potential for colour to provide a robust alternative to high-cost sediment source fingerprinting: Assessment using eight catchments in England. **Science of The Total Environment**, p. 148416, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148416>.

RAMON, R.; EVRARD, O.; LACEBY, J. P.; CANER, L.; INDA, A. V.; DE BARROS, C. A.; MINELLA, J. P.; TIECHER, T. Combining spectroscopy and magnetism with geochemical tracers to improve the discrimination of sediment sources in a homogeneous subtropical catchment. **Catena**, v. 195, p. 104800, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104800>.

- SILVA, Y.J.A.B, CANTALICE, J.R.B, SINGH, V.P, DO NASCIMENTO, C.W.A, PISCOYA, V.C., GUERRA S.M. Trace element fluxes in sediments of an environmentally impacted river from a coastal zone of Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 19, p. 14755–14766, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4670-9>.
- SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; SINGH, V. P.; CRUZ, C. M. C. A.; DA SILVA SOUZA, W. L. Sediment transport under the presence and absence of emergent vegetation in a natural alluvial channel from Brazil. **International Journal of Sediment Research**, v. 31, n. 4, p. 360-367, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.01.001>.
- SILVA, Y. J. A. B.; CANTALICE, J. R. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; SINGH, V. P.; DA SILVA, Y. J. A. B.; SILVA, C. M. C. A. C.; SILVA, M. O.; GUERRA, S. M. Bedload as an indicator of heavy metal contamination in a Brazilian anthropized watershed. **Catena**, v. 153, p. 106-113, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.004>.
- SILVA, E. M.; MEDEIROS, P.; ARAÚJO, J. C. D. Applicability of fingerprinting for identification of sediment sources in a mesoscale semiarid catchment. **Engenharia Agrícola**, v. 38, p. 553-562, 2018a. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n4p553-562/2018>.
- SILVA YJAB, DO NASCIMENTO CWA, DA SILVA YJAB, AMORIM FF, CANTALICE JRB, SINGH VP, COLLINS AL. Bed and suspended sediment-associated rare earth element concentrations and fluxes in a polluted Brazilian river system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 34, p. 34426–34437, 2018b. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3357-4>.
- SIMPLÍCIO, A. A. F.; COSTA, C. A. G.; NAVARRO-HEVIA, J.; DE ARAÚJO, J. C. Erosion at hillslope and micro-basin scales in the Gilbués Desertification Region, North-eastern Brazil. **Land Degradation & Development**, 2020. <https://doi.org/10.1002/ldr.3809>.
- SMITH, H. G.; BLAKE, W. H. Sediment fingerprinting in agricultural catchments: a critical re-examination of source discrimination and data corrections. **Geomorphology**, v. 204, p. 177-191, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.08.003>.
- SOUZA, E. R.; DOS SANTOS FREIRE, M. B. G.; DE MELO, D. V. M.; DE ASSUNÇÃO MONTENEGRO, A. A. Management of *Atriplex nummularia* Lindl. in a salt affected soil in a semi arid region of Brazil. **International Journal of Phytoremediation**, v. 16, n. 1, p. 73-85, 2014. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.759529>.
- STOCK, B.C.; SEMMENS, B.X.; MixSIAR, G.U.I.; 2016. User Manual. Version 3, 1, <https://doi.org/10.5281/zenodo.1209993>.
- TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L. H.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. D. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 639-649, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000200028>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; DOS SANTOS, D. R. Combining visible-based-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportionment. **Science of the Total Environment**, v. 527, p. 135-149, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.103>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; BENDER, M. A.; DOS SANTOS, D. R. Tracing sediment sources in a subtropical rural catchment of southern Brazil by using geochemical tracers and near-infrared spectroscopy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 478-491, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.001>.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O.; MONDAMERT, L.; LABANOWSKI, J.; SANTOS, D. R. Tracing sediment sources using mid-infrared spectroscopy in Arvorezinha catchment, southern Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 5, p. 1603-1614, 2017. <https://doi.org/10.1002/ldr.2690>.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; CANER, L.; EVRARD, O.; ZAFAR, M.; CAPOANE, V.; LE GALL, M.; DOS SANTOS, D. R. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 237, p. 95-108, 2017b. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.004>.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O.; CANER, L.; MERTEN, G. H.; CAPOANE, V.; DIDONÉ, E. J.; DOS SANTOS, D. R. Fingerprinting sediment sources in a large agricultural catchment under no-tillage in Southern Brazil (Conceição River). **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 939-951, 2018. <https://doi.org/10.1002/ldr.2917>.

TIECHER, T.; RAMON, R.; LACEBY, J. P.; EVRARD, O.; MINELLA, J. P. G. Potential of phosphorus fractions to trace sediment sources in a rural catchment of Southern Brazil: comparison with the conventional approach based on elemental geochemistry. **Geoderma**, v. 337, p. 1067-1076, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.11.011>.

TIECHER, T.; MOURA-BUENO, J. M.; CANER, L.; MINELLA, J. P.; EVRARD, O.; RAMON, R.; NAIBO, G.; BARROSA, C. A. P.; SILVA, Y. J. A. B.; AMORIM, F. F.; RHEINHEIMER, D. S. Improving the quantification of sediment source contributions using different mathematical models and spectral preprocessing techniques for individual or combined spectra of ultraviolet-visible, near-and middle-infrared spectroscopy. **Geoderma**, v. 384, n. 114815, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114815>.

TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; DE OLIVEIRA SANTANA, M.; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 73, p. 197-206, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.012>.

UBER, M.; LEGOUT, C.; NORD, G.; CROUZET, C.; DEMORY, F.; POULENARD, J. Comparing alternative tracing measurements and mixing models to fingerprint suspended sediment sources in a mesoscale Mediterranean catchment. **Journal of Soil and Sediment**. p. 1-19, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02270-1>.

VISCARRA ROSSEL, R. A. ColoSol: executable software to perform colour space model transformations for soil colour, 2004.

WIESMEIER, M.; Urbanski, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; MARIN-SPIOTTA, E.; WESEMAEL, B.; RABOT, E.; LIEß, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, v. 333, p. 149-162, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>.

ZHANG, J.; YANG, M.; ZHANG, F.; ZHANG, W.; ZHAO, T.; LI, Y. Fingerprinting sediment sources after an extreme rainstorm event in a small catchment on the Loess Plateau, PR China. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 8, p. 2527-2539, 2017a. <https://doi.org/10.1002/ldr.2803>.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O mangue e os ambientes da interface estuarina-marinha podem ser o destino final de do Th transportado nos sedimentos do rio Ipojuca. Dessa forma, estudos futuros e monitoramentos estratégicos são necessários para avaliar o comportamento e o nível de enriquecimento de diferentes elementos potencialmente tóxicos nos solos e corpos d'água desses ambientes. Os solos do curso médio-inferior do rio Ipojuca também podem ser objeto de outros estudos ambientais, uma vez que alto padrão de Th foi encontrado e outros radionuclídeos podem apresentar tendência semelhante. Essas áreas foram consideradas as principais fontes do Th transportado na saída rio Ipojuca.

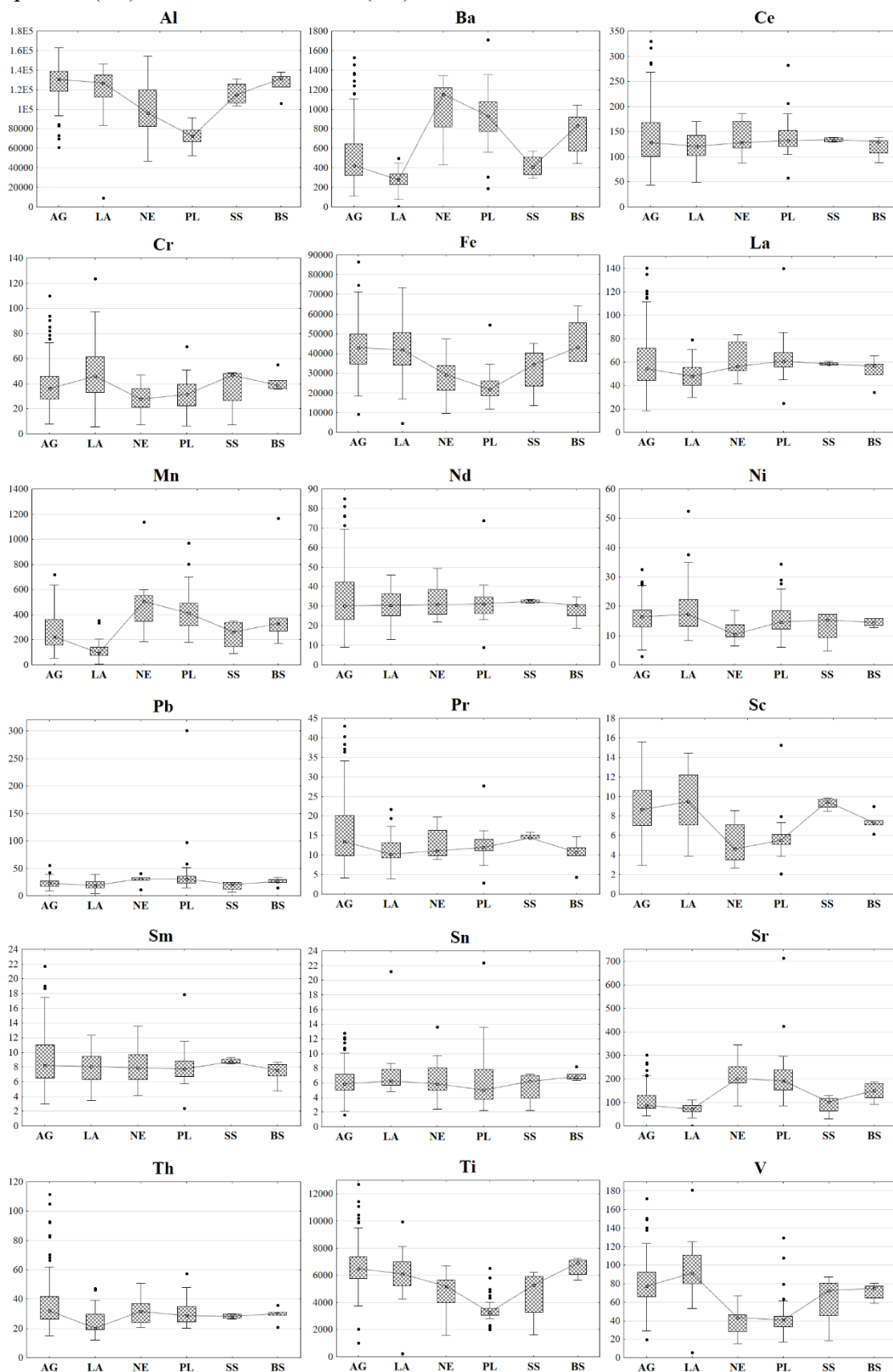
As classes de solo e as fontes regionais mostraram alto potencial geoquímico para abordagem *fingerprinting* na bacia do rio Ipojuca. A determinação apenas de Al, Ti e Sr pode responder grande parte da variação dessas fontes. Isso pode ser um direcionamento importante para minimização de custos para estudos de fontes de sedimentos na bacia do Ipojuca, embora, seja válido ressaltar que, esse potencial pode não ser repetido em sub bacias do Ipojuca ou em outras bacias, mesmo àquelas com características ambientais semelhantes. Ao mesmo tempo, aumentar as discriminações dos usos do solo foram e podem ser desafiadoras. Por isso, outros estudos podem explorar a variabilidade geoquímica dos usos em escalas menores da bacia. Testar outros traçadores e técnicas potenciais nessas fontes também é necessário, como, parâmetros de cor, de espectroscopia e fracionamento de P. Alguns desses traçadores são determinados com baixo custo analítico e podem impulsionar o monitoramento dos comitês de gestão da bacia do Ipojuca, garantindo maior frequência de observação para definição dos padrões de erosão e entrega de sedimentos.

As áreas com Latossolos e sob cultivo de cana-de-açúcar entregam parte significativa dos sedimentos transportados na saída do rio Ipojuca. O trecho inferior, a Caatinga e os bancos de canais apresentam esse mesmo padrão na parte semiárida da bacia. Dessa forma, planos de contenção da erosão nessas paisagens podem diminuir substancialmente o transporte de sedimentos. Entretanto, outros padrões de erosão podem ser encontrados na bacia, por conta da sua extensão e heterogeneidade ambiental. Algumas questões foram levantadas e podem orientar estudos futuros, por exemplo: como as barragens construídas a montante e a mudança de conectividade hidrológica afetaram a distribuição dos sedimentos ao longo dos anos? Pesquisas recentes indicam que partículas sedimentadas em planícies de inundação preservam algumas características das fontes e podem ser utilizadas para reconstrução temporal dos padrões de erosão e entrega de sedimentos. Na bacia do Ipojuca, os sedimentos retidos nas barragens e na interface estuário-mar podem ser utilizados para avaliar essas e outras questões

ambientais atreladas, como a evolução das áreas sob desertificação na porção a montante e mudanças de entrega de diferentes escalas a jusante do rio Ipojuca.

APÊNDICE

Figura suplementar 1 - Box plot das concentrações em massa (mg kg^{-1}) dos elementos traçadores nas fontes com base nas classes de solo e nos sedimentos alvos. Abreviações: Latossolo (LA), Neossolo (NE), Planossolo (PL), Argissolo e Gleissolo (AG), Sedimento em suspensão (SS), Sedimento de fundo (BS).



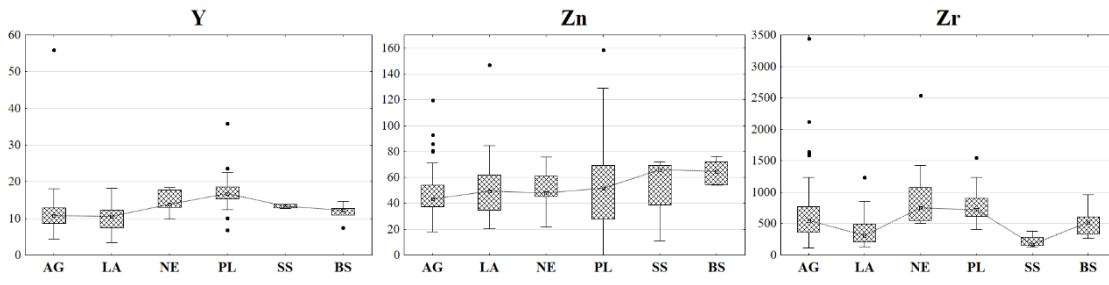
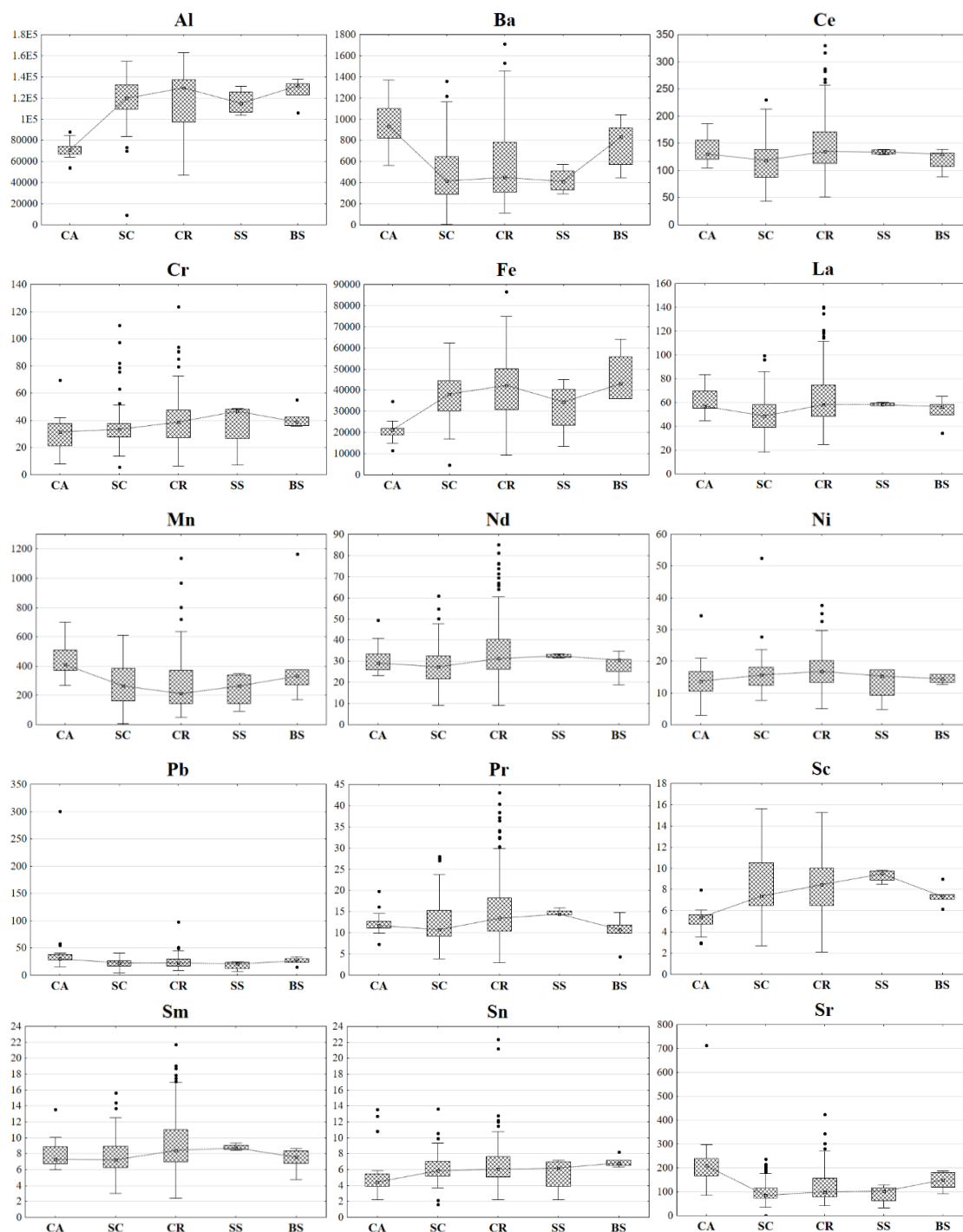


Figura suplementar 2 - Box plot das concentrações em massa (mg kg^{-1}) dos elementos traçadores nos sedimentos alvos e nas fontes com base no uso de solo. Abreviações: Caatinga (CA), banco de canal (CB), Cana-de-açúcar (SC), estradas (UR), banco de canal e estrada (CR), Sedimento em suspensão (SS), Sedimento de fundo (BS).



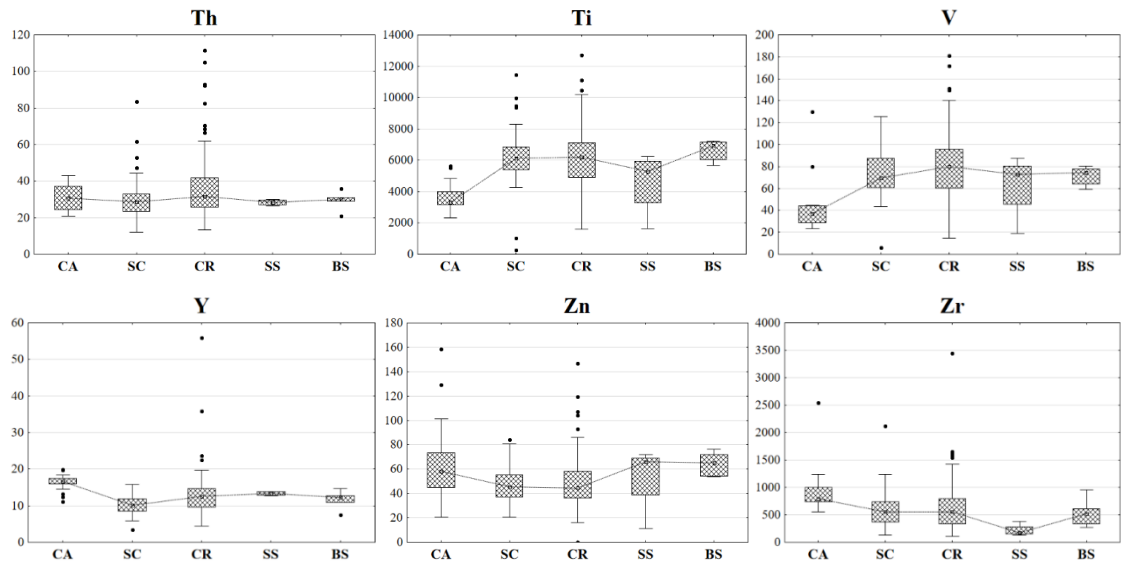


Figura suplementar 3 - Biplot da LDA final em relação as fontes com base na classe do solo. Argissolo-gleissolos (AG), Latossolo (LA), Neossolo (NE) e Planossolo (PL).

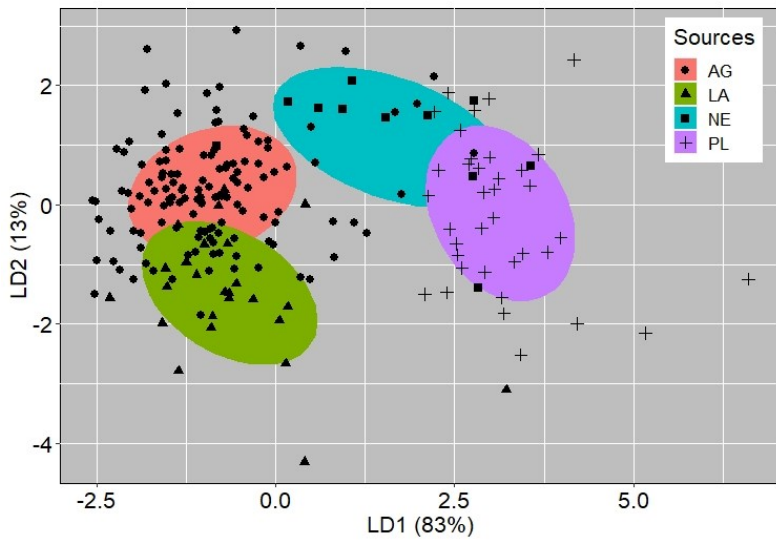


Figura suplementar 4 - Gráfico da LDA final em relação as fontes com base no uso do solo. Caatinga (CA), banco de canal-estrada (CR) e cana-de-açúcar (SC).

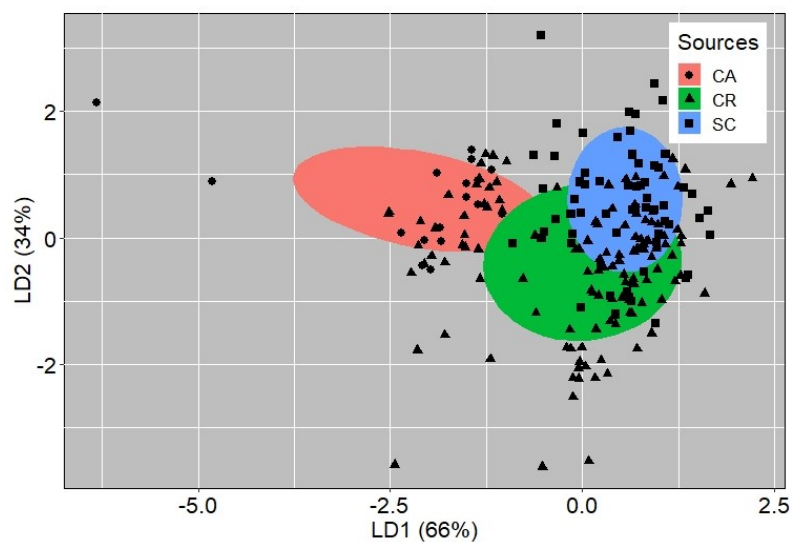


Tabela suplementar 1 - Concentrações médias dos traçadores utilizados nas estimativas do MixSIAR para as fontes regionais.

	Montante		Jusante	
	Média	CV	Média	CV
Al	73565,78	17,02%	126524,63	15,01%
Sr	210,90	49,06%	104,22	47,98%
Y	16,73	25,34%	11,05	41,53%
Ti	3550,56	31,00%	6567,90	25,02%
Pb	38,05	112,10%	22,38	31,13%
La	62,96	25,88%	58,65	39,50%
Fe	22816,00	35,19%	42508,80	27,76%
Zr	843,21	43,12%	588,15	66,92%

Coefficiente de variação (CV).

Tabela suplementar 2 - Concentrações médias dos traçadores utilizados nas estimativas do MixSIAR para as fontes classificadas com base no tipo do solo.

	AG		LA		NE		PL	
	Média	CV	Média	CV	Média	CV	Média	CV
Al	127204,51	14,06%	119297,69	22,69%	99737,27	32,28%	72713,51	14,06%
Ba	525,61	57,14%	277,85	39,89%	1040,98	25,75%	938,70	33,02%
Ni	16,41	30,45%	20,17	48,63%	11,23	31,26%	16,19	40,72%
Ti	6662,61	24,91%	6035,36	29,03%	4901,36	28,46%	3427,41	28,37%
La	60,44	40,78%	49,77	23,83%	61,73	22,18%	62,78	26,69%
Pr	15,63	52,54%	11,27	37,73%	12,84	27,59%	12,53	28,37%
Sr	108,64	46,78%	71,32	33,86%	206,05	36,66%	210,94	50,41%
Zr	630,35	65,02%	390,60	67,48%	934,95	64,17%	782,38	31,60%
Th	37,18	47,54%	25,49	40,46%	31,52	28,48%	30,63	26,15%
Sc	8,73	26,61%	9,48	30,57%	5,22	39,20%	5,78	32,64%

Argissolo-gleissolos (AG), Latossolo (LA), Neossolo (NE) e Planossolo (PL); Coeficiente de variação (CV).

Tabela suplementar 3 - Concentrações médias dos traçadores utilizados nas estimativas do MixSIAR para as fontes classificadas com base no uso do solo.

	CA		SC		CR	
	Média	CV	Média	CV	Média	CV
Al	71197,06	12,82%	118679,9	18,80%	119063,3	23,24%
Ce	138,06	16,89%	118,03	31,90%	148,12	36,65%
Ti	3130,97	24,93%	5759,14	27,48%	5268,78	37,37%
V	42,7	60,76%	73,61	30,63%	77,85	40,13%
Pb	48,39	136,55%	22,03	31,01%	24,67	42,91%
Sr	230,26	60,03%	105,34	49,09%	124,9	55,01%

Caatinga (CA), banco de canal-estrada (CR) e cana-de-açúcar (SC); Coeficiente de variação (CV).

Tabela suplementar 4 - Concentrações médias de todos elementos nos sedimentos em suspensão (SS) e sedimentos de fundo (BS).

	SS		BS	
	Média	CV	Média	CV
Al	116250,00	0,10	127200,00	0,09
Ba	422,59	0,28	773,30	0,29
Cr	37,45	0,54	41,23	0,18
Fe	31932,50	0,42	46318,33	0,26
Mn	242,50	0,50	441,28	0,82
Ni	13,24	0,44	14,47	0,09
Pb	18,23	0,44	25,99	0,25
Sn	5,44	0,41	6,99	0,10
Sr	90,80	0,46	146,71	0,25
Ti	4605,88	0,45	6656,67	0,10
V	63,03	0,48	71,85	0,12
Zn	53,85	0,53	64,43	0,14
Ce	134,05	0,03	121,58	0,16
La	58,64	0,02	53,44	0,20
Nd	32,51	0,03	28,47	0,20
Pr	14,79	0,05	10,40	0,33
Sc	9,33	0,06	7,42	0,13
Sm	8,80	0,04	7,29	0,19
Y	13,37	0,04	11,72	0,21
Th	28,35	0,06	29,47	0,17
Zr	215,00	0,51	536,33	0,46

Coefficiente de variação (CV).

Figura suplementar 5 - correlação posterior dos resultados de distribuição do MixSIAR para as fontes das classes de solo. Argissolo-gleissolos (AG), Latossolo (LA), Neossolo (NE) e Planossolo (PL).

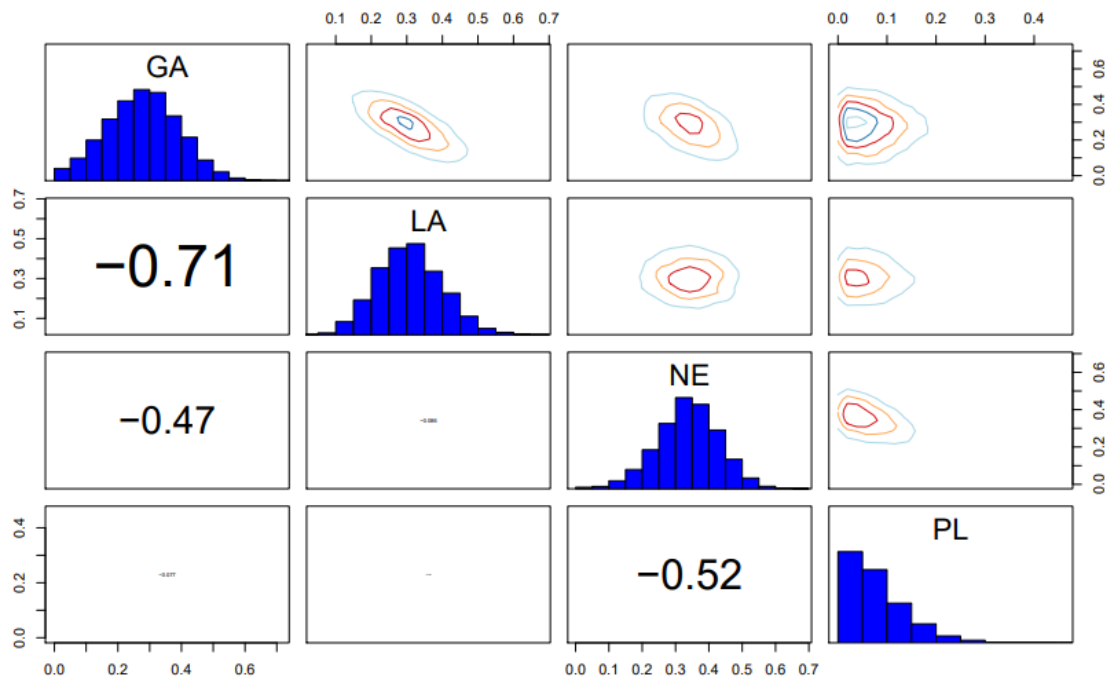


Figura suplementar 6 - correlação posterior dos resultados de distribuição do MixSIAR para as fontes dos usos do solo. Caatinga (CA), banco de canal-estrada (CR) e cana-de-açúcar (SC).

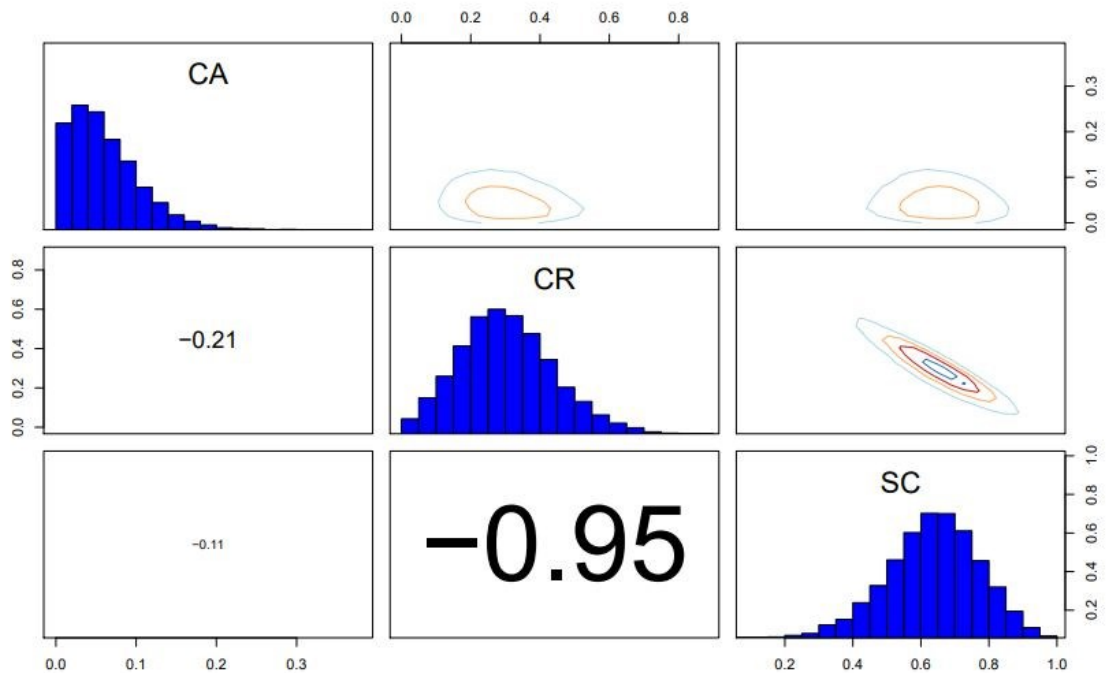


Figura suplementar 7 - correlação posterior dos resultados de distribuição do MixSIAR para as fontes regionais. Montante (MO) e Jusante (JU).

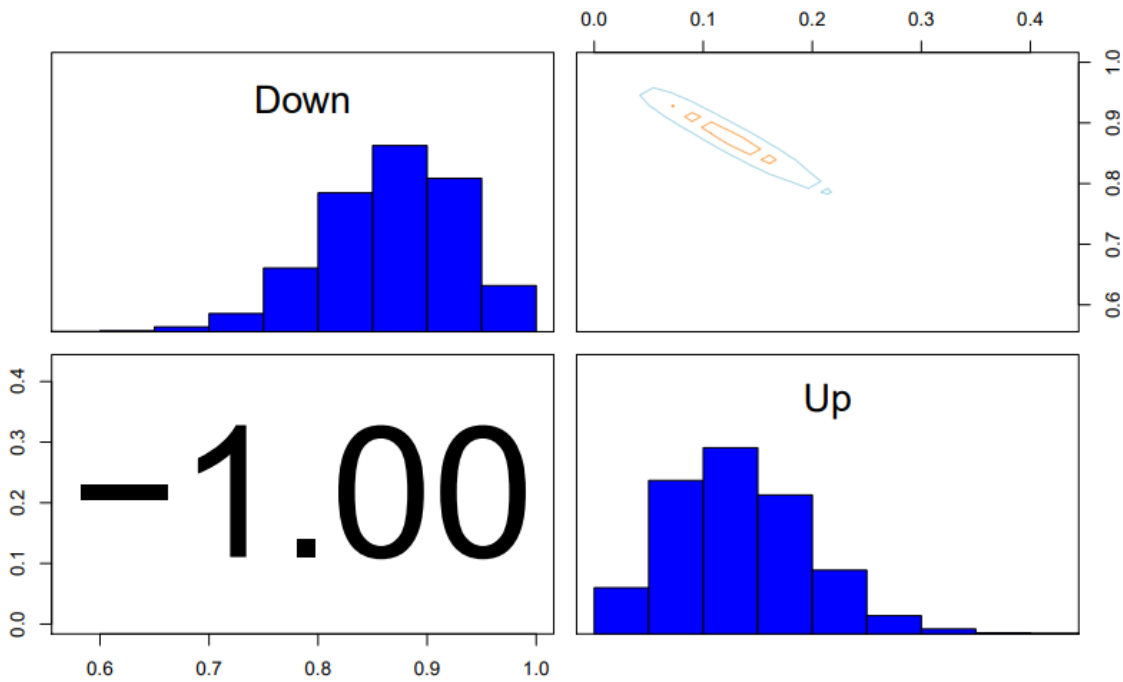


Figura suplementar 8 - Gráfico bidimensional LDA ($p < 0,1$) dos traçadores geoquímicos (a) e combinação geoquímico-cor (b) das fontes regionais da bacia hidrográfica semiárida do rio Ipojuca. As abreviações das fontes são: UP = bacia superior; ME = bacia média; DO = bacia inferior.

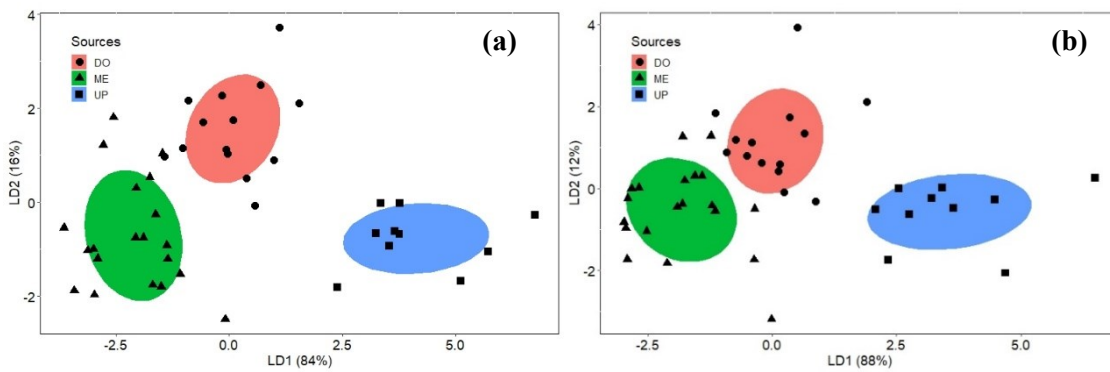


Figura suplementar 9 - Gráfico bidimensional LDA ($p < 0,1$) dos traçadores geoquímicos (a) e combinação geoquímico-cor (b) dos usos do solo da bacia hidrográfica semiárida do rio Ipojuca. As abreviações das fontes são: CA = caatinga; CB = banco de canal; UR = estrada.

