



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

LUIS FELIPE SANTOS MOURA

**ESTUDO DA SEDIMENTAÇÃO FLUVIAL EM DECORRÊNCIA DOS PROCESSOS
EROSIVOS EM MUNICÍPIOS DA REGIÃO DO MACIÇO DO BATURITÉ - CEARÁ**

FORTALEZA

2024

LUIS FELIPE SANTOS MOURA

ESTUDO DA SEDIMENTAÇÃO FLUVIAL EM DECORRÊNCIA DOS PROCESSOS
EROSIVOS EM MUNICÍPIOS DA REGIÃO DO MACIÇO DO BATURITÉ - CEARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em geografia. Área de concentração: Dinâmica Territorial e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Henrique Sopchaki.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- M887e Moura, Luis Felipe Santos.
Estudo da sedimentação fluvial em decorrência dos processos erosivos em municípios da região do Maciço do Baturité - Ceará / Luis Felipe Santos Moura. – 2024.
111 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Carlos Henrique Sopchaki.
1. Sedimentação. 2. Redes Fluviais. 3. Mapeamento. 4. Urbanização. 5. Uso da terra. I. Título.
CDD 910
-

LUIS FELIPE SANTOS MOURA

ESTUDO DA SEDIMENTAÇÃO FLUVIAL EM DECORRÊNCIA DOS PROCESSOS
EROSIVOS EM MUNICÍPIOS DA REGIÃO DO MACIÇO DO BATURITÉ - CE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Geografia. Área de concentração: Dinâmica Territorial e Ambiental.

Aprovada em: 17/07/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Carlos Henrique Sopchaki (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Jader de Oliveira Santos
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. João Luís Sampaio Olímpio
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Dr. Carlos Henrique Sopchaki, pelos ensinamentos, pela paciência, preocupação, compreensão e presença constante no desenvolvimento desta dissertação.

Aos professores e membros da banca Dr. Jader de Oliveira Santos e Dr. João Luís Sampaio Olímpio que com sabedoria compartilharam comigo um pouco de seus conhecimentos e também pelas discussões, ideias e apoio dado desde a qualificação ao momento da defesa.

Às professoras Dra. Maria Elisa Zanella e Dra. Marta Celina Linhares Sales e amigos do Laboratório de Climatologia Geográfica e Recursos Hídricos (LCGRH) que sempre me deram apoio, conselhos e ideias nessa trajetória, além das instalações que permitiram o desenvolvimento desse projeto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida ao longo desta pesquisa, código de financiamento 001.

RESUMO

A erosão e a sedimentação são processos interconectados que desempenham um papel crucial na modelagem da paisagem por meio da produção e recepção das partículas sólidas desagregadas das rochas e do solo. No semiárido, o estudo da sedimentação tem importância na qualidade ambiental dos rios, pois são eles o caminho final de deposição sedimentar, o que denota sua importância através do gerenciamento hidrogeográfico e no controle de problemas hidrológicos provocados, principalmente, pelo assoreamento. Considerando isso, o objetivo desta pesquisa científica é analisar, estimar e discutir sobre o assoreamento dos cursos fluviais localizados ao longo de quatro municípios da região do Maciço do Baturité: Baturité, Guaramiranga, Mulungu e Pacoti. A metodologia empregada utiliza-se do método de razão de aporte de sedimentos para a compreensão do fluxo de sedimentos direcionados aos cursos fluviais com base na erosividade local a partir da equação universal de perda de solos utilizando-se de ferramentas de geoprocessamento e geoestatística, prosseguida de uma visita técnica de campo após os mapeamentos. Com isso, elaborou-se três panoramas/estimativas para interpretar os resultados obtidos da razão de aporte de sedimentos: no primeiro, quantificou-se que na região de pesquisa dos totais 903.144,59 t/ano de perda de solos por erosão, aproximadamente 82.926 toneladas desses sedimentos erodidos, em média, são captados pelas redes de drenagem em uma taxa pouco menor que a média mundial. No segundo panorama, espacializou-se a distribuição das taxas de sedimentação ao longo dos trechos fluviais, podendo distinguir espacialmente as áreas mais ou menos contribuintes com a sedimentação. Por último, no terceiro panorama, discutiu-se as produções de sedimentos passíveis de deposição fluvial provocadas por influência das zonas urbanas asseverando que as zonas periféricas são as maiores responsáveis pelo assoreamento dos rios, entretanto, há uma hipótese que a modelagem aplicada não dê resultados precisos ao mapear zonas urbanas muito pequenas como Guaramiranga. Por fim, declara-se que apesar dos resultados alcançados outras questões permanecem incompletas à exemplo de uma validação mais acurada da pesquisa e a inclusão de outros fatores adversos que afetam o assoreamento, como precipitações extremas.

Palavras-chave: sedimentação; redes fluviais; mapeamento; urbanização; uso da terra.

ABSTRACT

Erosion and sedimentation are interconnected processes that play a crucial role in shaping the landscape through the production and reception of solid particles disaggregated from rocks and soil. In the semi-arid region, the study of sedimentation is important for the environmental quality of rivers, as they are the final path of sediment deposition, which denotes their importance through hydrogeographic management and in the control of hydrological problems caused, mainly, by silting. Considering this, the objective of this scientific research is to analyze, estimate and discuss the silting of river courses located throughout four municipalities in the Baturité Massif region: Baturité, Guaramiranga, Mulungu and Pacoti. The methodology used uses the sediment input ratio method to understand the flow of sediments directed to river courses based on local erosivity based on the universal soil loss equation using geoprocessing and geostatistics tools, continued of a technical field visit after the mapping. With this, three panoramas/estimates were created to interpret the results obtained from the sediment input ratio: in the first, it was quantified that in the research region there were totals of 903,144.59 t/year of soil loss due to erosion, approximately 82,926 tons of these eroded sediments, on average, are captured by drainage networks at a rate slightly lower than the global average. In the second panorama, the distribution of sedimentation rates was spatialized along the river stretches, making it possible to spatially distinguish the areas that contribute most or least to sedimentation. Finally, in the third overview, the production of sediments subject to river deposition caused by the influence of urban areas was discussed, asserting that peripheral areas are the most responsible for the silting of rivers, however, there is a hypothesis that the applied modeling does not give results. accurate when mapping very small urban areas like Guaramiranga. Finally, it is stated that despite the results achieved, other issues remain incomplete, such as a more accurate validation of the research and the inclusion of other adverse factors that affect silting, such as extreme precipitation.

Keywords: sedimentation; river networks; mapping; urbanization; land use.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Área de estudo da pesquisa.....	18
Figura 2	- Comparação da dinâmica fluvial entre áreas naturais e áreas urbanas.....	22
Figura 3	- Morfologia fluvial e sua correlação com o processo de erosão e degradação por urbanização	23
Figura 4	- Informações trocadas entre um elemento/área de referência e seus vizinhos em um raster.....	38
Figura 5	- Fluxo metodológico da pesquisa.....	41
Figura 6	- Mapa hipsométrico e limites municipais da área de estudo.....	43
Figura 7	- Gráfico com as precipitações médias mensais para quatro localidades distintas na região.....	45
Figura 8	- Mapa de localização dos postos pluviométricos	48
Figura 9	- Mapa de trilha de campo com indicações das amostras	62
Figura 10	- Mapa de erodibilidade por pluviometria para a região de estudo.....	64
Figura 11	- Mapa de erodibilidade por grupo hidrológico de solos para a região de estudo.....	65
Figura 12	- Mapa de erodibilidade por fator topográfico para a região de estudo	67
Figura 13	- Mapa de uso e cobertura da terra para a região de estudo.....	68
Figura 14	- Mapa de perda de solos para a região de estudo	69
Figura 15	- Mapa de risco de erosão potencial na área de estudo.....	72
Figura 16	- Estimativa de assoreamento com base na captura pelas redes fluviais.....	76
Figura 17	- Taxa de sedimentos passíveis de deposição fluvial dentro das zonas urbanas da área de pesquisa.....	81
Figura 18	- Mapa das amostras de campo e imagens mais notáveis.....	92

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Diferentes estimativas de razão de aporte de sedimentos	37
Quadro 2 - Comparativo de tipologias de urbanização para quatro zonas urbanas.....	46
Quadro 3 - Avaliação dos valores para o fator de erosividade por pluviometria.....	49
Quadro 4 - Valores para o fator de erosividade para o fator K.....	50
Quadro 5 - Valores dos coeficientes de erosividade para o uso e manejo da terra.....	54
Quadro 6 - Estimativa de perda de solos e sua distribuição quantitativa de perda de solos (fator A) para cada município.....	69
Quadro 7 - Estimativa de perda de solos e sua distribuição de perda de solos (fator A) para toda a região de pesquisa.....	71
Quadro 8 - Estimativa de perda de solos e sua distribuição de erosão potencial para a região de pesquisa.....	72
Quadro 9 - Testes de validação cruzada.....	85
Quadro 10- Grau de correlação entre duas variáveis: fator A (perda de solos) e taxa simulada de assoreamento.....	86
Quadro 11- Descrição e comparação das amostras de campo resultantes de pesquisa de campo.....	88

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APA	Área de Proteção Ambiental
ASAS	Alta Subtropical do Atlântico Sul
CVOP	Correlação entre os Valores Observados e Preditos
EMAE	Empresa Metropolitana de Águas e Energia
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LI	Linhas de Instabilidade
MDE	Modelo Digital de Elevação
ME	Erro Médio dos Valores Residuais
NMSE	Erro Médio Quadrático Normalizado
OL	Ondas de Leste
PAE	Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação do Ceará
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
RAS	Razão de Aporte de Sedimentos
RUSLE	Equação Universal Revisada de Perda de Solos
SCS	<i>Soil Conservation Service</i>
SEMACE	Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Ceará
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
USLE	Equação Universal de Perda de Solos
VCAN	Vórtice Ciclônico de Altos Níveis
VC	Validação Cruzada
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE SÍMBOLOS

\$	Reais
%	Porcentagem
N°	Número
°C	Temperatura em Graus Celsius

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REVISÃO DA LITERATURA	19
2.1	A dinâmica fluvial e o transporte de sedimentos	19
2.2	Aspectos socioambientais da erosão e degradação sobre os recursos hídricos	25
2.3	Equação Universal de Perda de Solos	30
2.4	As consequências do assoreamento na sociedade e na hidrologia fluvial	31
2.5	Modelagem de assoreamento	34
3	MATERIAIS E MÉTODOS	41
3.1	Fluxo metodológico	41
3.1.1	<i>Caracterização da área de estudo</i>	42
3.1.2	<i>Estimativa de perda de solos</i>	47
3.1.3	<i>Estimativa de assoreamento</i>	55
3.1.4	<i>Visita técnica de campo</i>	60
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1	Modelagem de perda de sedimentos pela Equação Universal de Perda de Solos	63
4.2	Modelagem de assoreamento e perspectivas dos resultados mediante panoramas	73
4.2.1	<i>Estimativa da produção total de sedimentos assoreados</i>	73
4.2.2	<i>Estimativa de assoreamento com ênfase nos cursos fluviais</i>	75
4.2.3	<i>Estimativa de assoreamento com ênfase em zonas urbanas</i>	80
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
	REFERÊNCIAS	97
	APÊNDICE A – FICHA DE CAMPO	111

1. INTRODUÇÃO

Os rios são elementos essenciais para o desenvolvimento da humanidade, munido de valor econômico e ao mesmo tempo essencial para a vida. São também um dos elementos mais importantes na metamorfose do relevo ao regredir montanhas e criar vales através do transporte dos sedimentos oriundos dessas transformações para diferentes lugares, desde áreas longínquas como entre a cabeceira de uma bacia hidrográfica e o oceano, ou entre um centímetro e outro no fundo do leito.

A capacidade de transformação das paisagens pelos corpos d'água fluviais depende, sobretudo, de sua intensidade energética. Entretanto, Suguio e Bigarella (1990) destacam que o processo dos corpos hídricos de erodir, transportar e depositar está ligado também a alguns fatores inerentes da fisiografia terrestre como a declividade local, o volume do rio, a forma do talvegue ou a rugosidade do relevo ao qual o rio se situa.

A esse processo específico de transporte e deposição de partículas dá-se o nome de sedimentação. É uma ação natural na evolução do relevo e sua ocorrência está ligada ao processo de intemperismo e erosão sobre as estruturas sólidas do relevo, onde paulatinamente os desagregados originários se transformam em sedimentos (GUERRA e CUNHA, 1995).

Alguns elementos externos como as matas de galeria, por exemplo, atuam como importantes reguladores na sedimentação pelos corpos d'água. Sem a vegetação, o solo e as rochas ficam suscetíveis ao impacto direto da água e com isso há uma desproteção dos rios, que ficam facilmente suscetíveis a entrada de sedimentos excessivos e dos mais variados tamanhos, e a depender do local, até mesmo resíduos sólidos, adubos e defensivos agrícolas podem vir contíguos no fluxo de água (RIBEIRO, 1998).

A Agência Nacional de Águas (ANA) complementa essa ideia ao relatar que a destruição das matas de várzea tem incrementado profundos impactos nas redes fluviais do país e é consequência, principalmente, da ocupação humana irrestrita e da atuação de atividades econômicas, como a mineração e agropecuária (ANA, 2016).

Examinando mais detalhadamente os impactos socioambientais adjacentes aos corpos hídricos, Tucci (2006 *apud* Rebouças, Braga e Tundisi, 2006) argumenta que a alteração da cobertura da terra por áreas impermeabilizadas e construções que suprimem os corpos hídricos como pontes e aterros, são também outros elementos que alteram o ciclo hidrológico através da diminuição da infiltração, do escoamento subterrâneo e aumento do fluxo de água superficial.

Desse modo, compreende-se que além das características próprias do meio ambiente que afetam a dinâmica sedimentar como a vegetação discutida a pouco, mas também a declividade que pressupõe a energia e transporte dos sedimentos, o tipo de solo que presume a resistência à erosão, há um outro fator relevante que pode alterar a dinâmica fluvial, sedimentar e erosiva que é a atuação antrópica. O meio urbano, a agricultura, o desmatamento, o solo exposto e outros processos degradantes e erosivos constituem agentes que alteram a dinâmica natural do solo, e que podem implicar, no fim, em consequências diretas sobre os corpos hídricos (GUERRA e CUNHA, 1995).

E a urbanização é uma das maiores contribuintes por meio de alterações consideráveis na dinâmica hídrica, em, por exemplo, sendo as principais responsáveis pela periodicidade das inundações ao confinar os cursos d'água em canais e no agravamento da qualidade da água pela poluição. Em relação à sedimentação, quando a cidade está em um grande processo de crescimento, zonas naturais vão sendo devastadas e a deposição de sedimentos se eleva radicalmente e que gradualmente vão sendo carreados para os corpos hídricos, intensificando o problema da sedimentação através da urbanização (TUCCI, 1998).

Complementando essa discussão entre impactos ambientais e sedimentação, Duvert *et al.* (2010) explicam que, além dos impactos no trajeto final do depósito de sedimentos, ocorrem também danos no local onde os sedimentos foram retirados, com prejuízos na qualidade do solo, implicando na redução de rendimento de culturas e incitando as práticas agrícolas mais hostis ao solo de modo a compensar essa perda de qualidade pedológica.

O excesso de deposição de materiais sólidos nos cursos d'água, sejam eles por questões naturais ou antrópicas, agravam os problemas ambientais sobre os recursos hídricos e tem um nome: assoreamento. Em reservatórios esse fenômeno diminui gradativamente a capacidade de armazenamento, afetando a disponibilidade hídrica, principalmente em regiões críticas como o semiárido (ICOLD, 1989). Já em relação aos rios, ICOLD (1989) comenta que esse processo ocasiona mudanças na estrutura fluvial que podem alterar a direção de fluxo dos rios ou aumentar o nível de base dos canais e reforçar os problemas durante eventos climáticos extremos de precipitação.

Assim como os impactos socioambientais sobre os recursos hídricos não se restringem a um espaço específico, Tucci (1998) discute que o assoreamento também pode ser agravado tanto em regiões urbanas quanto rurais. Em zonas urbanas, as construções, a constituição de terrenos desmatados, loteamentos, ruas e avenidas, por exemplo, alteram significativamente a produção de sedimentos em escalas muito superiores em relação a uma sedimentação comum.

Em zonas rurais o solo erodido por conta de atividades agrícolas, pecuária, formação de clareira ou superfície exposta, faz com que ele fique menos resistente à erosão e seja transportado mais facilmente e rapidamente para o ambiente fluvial. Dessa forma, pode-se perceber que o assoreamento é um problema multidimensional e complexo e suas consequências são variadas, pois sua dinâmica está ligada também a outros contextos naturais como clima, vegetação e aspectos do solo, que engendram na morfologia dos cursos fluviais e também afetam o tempo de vida dos corpos fluviais em virtude do entulhamento ocasionado, principalmente, pela erosão (RODRIGUES e LEITÃO FILHO, 2001).

A solução para o assoreamento pode ser aparentemente simples, resolve-se com a dragagem de canais atingidos pelo excesso de sedimentos, porém este procedimento demanda valores elevados para sua execução e que além disso pode acabar mascarando outros problemas que podem ter escalas espaciais ainda maiores, a exemplo de erosão e degradação fluvial nos rios de alto curso que acaba sendo remetida aos baixos cursos, em locais distantes do local assoreado (MEDEIROS e CORDERO, 2008).

Dados da Empresa Metropolitana de Águas e Energia (EMAE) indicam, por exemplo, que somente para desassorear o rio Pinheiros em São Paulo foram gastos quase R\$72 milhões para retirada de 1,5 milhões de m³ de sedimentos em um período de 40 meses. Essas informações exemplificam o quão custoso é o procedimento de dragagem para remediação de problemas nos cursos fluviais.

Em resumo, se observa que o assoreamento dos cursos fluviais está além de uma simples alteração do equilíbrio hidrológico local, envolvendo também uma cadeia sistêmica de processos que acontece em escalas diversificadas, estando, portanto, além de um problema ambiental comum, de engenharia ou de planejamento urbano como também ecológico e geográfico, que se amplia mediante o surgimento de consequências provocadas pelas alterações impostas aos recursos hídricos.

Deve-se observar o assoreamento e a perda de solos por erosão como componentes diretamente proporcionais e que são possíveis de serem estimados, observando que existe uma diversidade de métodos e estudos que utilizam de modelagem computacional para observar este fenômeno. Estas ferramentas tornam as análises ambientais mais completas com a definição das áreas que mais cooperam com a produção de sedimentos, fornecendo uma contribuição para o mapeamento dos locais mais atingidos e com isso elaborar o desenvolvimento de medidas corretivas, observar suas causas, delinear consequências e, por conjectura, propor medidas corretivas e de controle.

Há diversos métodos para correlacionar os processos transporte e deposição dos sedimentos dentro do geoprocessamento. O principal deles estima os índices de perda de solo por erosão e replica o direcionamento destes processos para as calhas fluviais. Essa modelagem espacial, que tem como base a física do solo e procedimentos matemáticos, pode ser desenvolvida em meio computacional mediante escalas temporais passadas, presentes e futuras (TUCCI, 1998).

Para prever as perdas de solos por erosão um dos métodos mais comuns é através da *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (WILLIAMS, 1975). Posteriormente, tratamentos baseados em hidrologia e geoprocessamento são utilizados para analisar o transporte difuso dos sedimentos a exemplo do método de Razão de Aporte de Sedimentos (RAS) que já possui grande aplicabilidade pelo semiárido brasileiro e no mundo e é ao mesmo tempo muito versátil, podendo ser utilizada em uma diversidade de escalas espaciais e também parametrizada para incluir outros tipos de particulados (MORIASI *et al.*, 2007).

Outros métodos mais complexos vão desde medições pontuais utilizando instrumentos e equipamentos específicos ou métodos que utilizam dados de redes fluviométricas e batimétricas através de análise temporal dos dados para observar perda de solos ou assoreamento de modo mais acurado (VASCONCELOS, 2018).

E as modelagens na área de sedimentação e erosão podem ajudar a descomplicar esse estudo. Chaves (2010), compilando e estudando as variadas modelagens, conclui que a RAS também pode ser usada para programas de pagamento por serviço ambiental relativos ao abatimento de sedimentação, como o Produtor de Água da ANA, tornando-se uma metodologia com diversas aplicabilidades.

Dentro do semiárido brasileiro, a quantificação da produção de sedimentos ao longo de um curso de água é duplamente essencial no gerenciamento hidrogeográfico. Primeiramente, observa-se que preocupar-se com o assoreamento das redes fluviais é crucial na observação do abastecimento de água para a população do semiárido que pode vir a sofrer com escassez durante o período seco, assim, a manutenção da integridade ecológica de um rio é o ponto chave na redução do esgotamento desse recurso (ICOLD, 1989).

E secundamente que apesar do período de estiagem, algumas regiões apresentam elevada concentração pluviométrica em parte do ano, dessa forma, garantir que as redes fluviais estejam em bom estado de conservação é também evitar o surgimento de catástrofes associadas a problemas hidrológicos (MORIASI *et al.*, 2007).

Sobre este segundo ponto, Tucci (1998) acrescenta que o uso do solo urbano tem impactado significativamente na dinâmica fluvial e que pode contribuir de forma indireta para

a formação de áreas de risco socioambiental. Regiões de moradias irregulares como aquelas próximas às redes fluviais podem ser afetadas pelas inundações provocadas não inteiramente pela pluviometria concentrada, mas com influência também no declínio da capacidade do rio em reter água e nas rápidas mudanças na configuração dos canais.

Dessa forma, é de grande valia que as pesquisas ambientais também deem ênfase à dinâmica sedimentológica como um atributo de observação de áreas críticas de degradação ambiental e que adicionalmente podem estar sujeitas a riscos hidrológicos dentro da região semiárida brasileira.

Considerando sua importância para o ecossistema fluvial, a quantificação da produção de sedimentos ao longo de um curso de água é essencial para o gerenciamento hidrogeográfico e do uso da terra. No Ceará, essa estimativa é principalmente feita na saída de grandes bacias hidrográficas ou através de medições em reservatórios. Isso resulta em uma falta de informações sobre a deposição de sedimentos ao longo da rede fluvial, especialmente em pequenas bacias hidrográficas (MORRIS e FAN, 1997).

Em áreas de alto curso dos rios semiáridos, além da alta suscetibilidade ao assoreamento dos cursos d'água por conta do alto volume de perda de solos comum nessas zonas por conta da grande carga energética dos rios, a introdução de áreas de moradia, agricultura e pecuária em áreas de proteção podem provocar o risco de extermínio de nascentes, contaminação da água na presença de ambiente mais urbanizado por carreamento de poluentes e introdução de partículas provenientes de atividades agrícolas e mineradoras, que podem provocar ameaça à fauna e flora e toda saúde de um rio (MARTINS, 2001).

Um exemplo disso é a região do Maciço do Baturité, uma região serrana localizada no nordeste do estado do Ceará, que tem se desenvolvido a reboque de suas potencialidades paisagísticas e que isso tem provocado impactos socioambientais diversificados e crescente degradação do solo como relatado em pesquisas de Nascimento (2003; 2010), Nascimento (2008), Bastos, Cordeiro e Silva (2017), Ceará (1992), Freire (2007), dentre outros. Isso demonstra que apesar da sua localização em área de proteção ambiental, não se tem garantido uma proteção eficiente desses ambientes.

Carvalho *et al.* (1993) já alertava os progressivos danos ambientais na região do maciço do Baturité e por isso mapeou os níveis de erosão de solos na sub-bacia do rio Aracoiaba, porém não avaliaram a perda a nível quantitativo e também não estimaram as taxas de estimativa de perda de solos. O que foi retomado por Moura e Sopchaki (2023) que estimaram a perda de sedimentos e associaram estas perdas com o nível de assoreamento das seções fluviais nesta

região. Os autores observaram diversas redes fluviais com risco ao assoreamento na região do Maciço do Baturité.

A gravidade e celeridade da pesquisa para o problema está no fato de que muitas regiões do semiárido têm sofrido com a devastação das paisagens, que tem provocado uma aceleração dos processos erosivos. A região do maciço do Baturité, por exemplo, tem enfrentado essa problemática devido ao forte crescimento populacional e também a expansão agrícola e o turismo que tem impactado através da especulação imobiliária (NASCIMENTO, SOUZA e CRUZ, 2010).

Essa situação levou esta pesquisa a buscar analisar além das possíveis consequências do assoreamento e dos locais de maiores índices, também tentar observar suas causas e como e quanto às zonas urbanas têm contribuído para essa problemática. A análise do processo de transporte de sedimentos, em busca de uma melhor gestão e compreensão desse fenômeno pode proporcionar um maior controle ou evitar o processo excessivo de sedimentos que se abate nos corpos hídricos, refletindo na qualidade ambiental daquele corpo d'água e ajudando na tomada de decisões do poder público na instauração de políticas públicas.

A região de estudo delimitada nas seções fluviais entre os municípios de Baturité, Guaramiranga, Mulungu e Pacoti, localizados no Maciço do Baturité, é um excelente campo de pesquisa experimental por se tratar de uma área ambientalmente e urbanisticamente diversificada e que tem crescido amplamente. Deve-se observar o quanto esse desenvolvimento tem lesado os recursos hídricos, muitos deles, localizados majoritariamente nos altos cursos e que, quando afetados, podem provocar impactos à jusante com o potencial de afetar todo o restante da bacia hidrográfica, especialmente nas principais bacias para o abastecimento da região metropolitana de Fortaleza.

Delinear uma conexão entre: Degradação e Erosão; Urbanização; e Assoreamento, partindo da perspectiva e do auxílio da geografia através de uso modelagem dentro do geoprocessamento, constitui a base desta pesquisa.

Tendo em vista isso, o objetivo geral desta pesquisa é compreender a dinâmica de sedimentação em seções fluviais localizadas ao longo dos municípios de Baturité, Mulungu, Guaramiranga e Pacoti, na região do Maciço do Baturité, tendo como base a produção de sedimentos provocada pela erosão das paisagens.

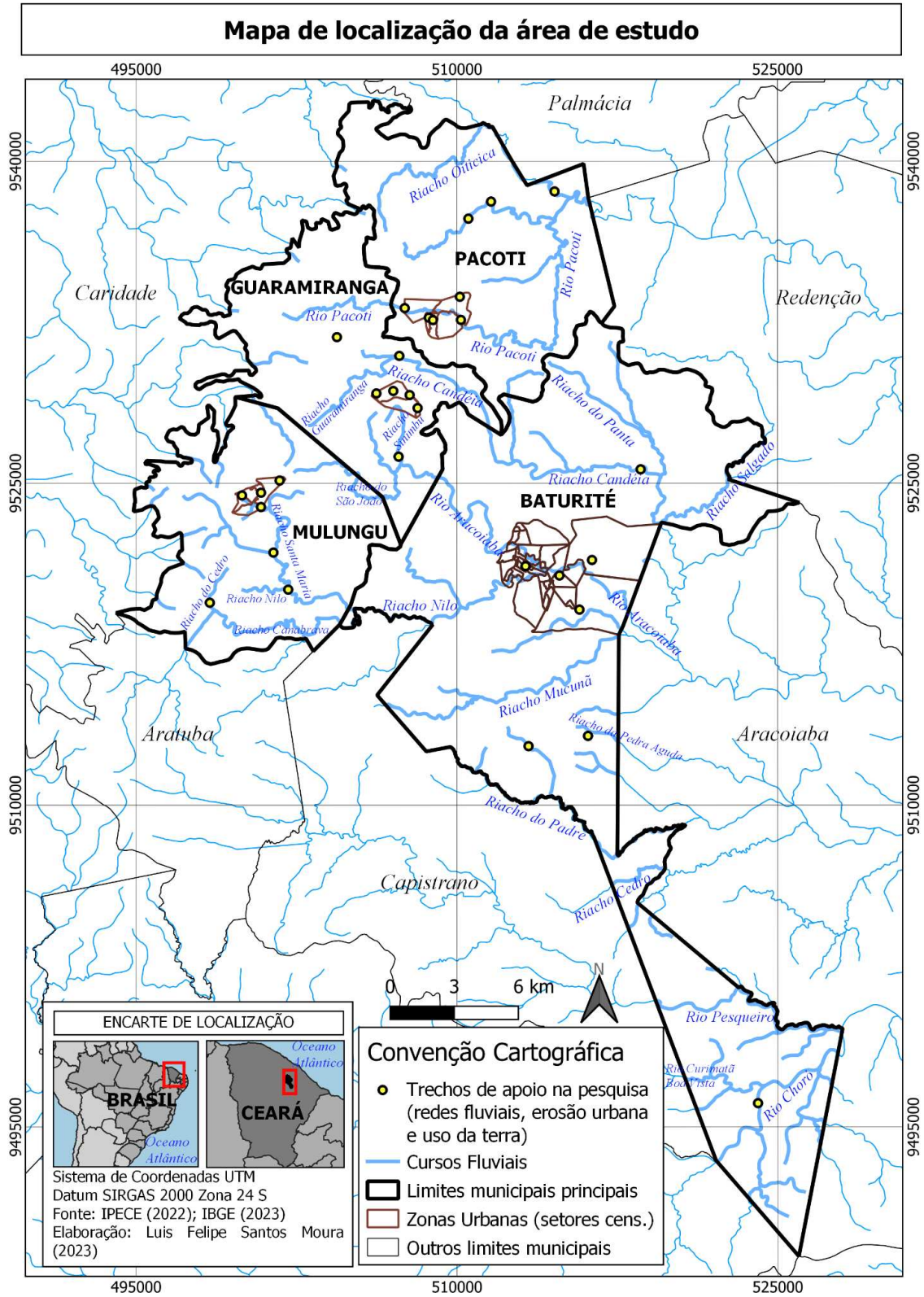
Já os objetivos específicos são:

- Mapear o processo de perda de solos por erosão através da Equação Universal Revisada de Perda de Solos (RUSLE);

- Estimar o transporte de sedimentos para as redes fluviais utilizando-se do modelo hidrológico de Razão de Aporte de Sedimentos com base na RUSLE;
- Determinar a quantidade de sedimentos que são direcionados aos cursos fluviais;
- Espacializar os índices de sedimentação/assoreamento para as seções fluviais;
- Observar a influência das zonas urbanas no processo de produção de sedimentos passíveis de deposição nos cursos fluviais.

Para atender aos objetivos especificados na pesquisa, a área de estudo principal, situada na figura 1, se delimita em duas partes: a primeira compreende seções fluviais localizadas em regiões do alto curso de diversos rios da região do Maciço do Baturité. E além dos cursos fluviais, uma segunda delimitação espacial se destina a analisar os trechos urbanos para os quatro municípios em destaque, delineados a partir dos respectivos setores censitários urbanos com base em dados vetoriais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de modo a investigar a influência do uso da terra desses espaços na erosão e na sedimentação fluvial.

Figura 1 - Área de estudo da pesquisa.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Com isso, a pesquisa propõe as seguintes perguntas norteadoras principais: qual a correlação entre a erosão do solo e o assoreamento dos cursos fluviais? Que aspectos da

urbanização mais tem contribuído com a sedimentação fluvial? Quais os impactos mais consideráveis que o assoreamento tem provocado na morfologia fluvial dessa região?

A principal hipótese para o problema dessa pesquisa é que a correlação da sedimentação fluvial com a dinâmica de erosão das paisagens da região pode demonstrar uma associação linear entre áreas de altos índices de sedimentação e seções fluviais com fortes alterações na estrutura morfológica, identificadas por meio de modelados geomorfológicos de acumulação sedimentar, como também áreas de intensos processos erosivos.

Esta dissertação se estrutura, além desta introdução que é o capítulo 1, de uma dissertação científica de base conceitual, de estudos anteriores e sobre os principais temas pertinentes na área de pesquisa no capítulo 2, tais como transporte de sedimentos, dinâmica fluvial, erosão e modelagem computacional nos estudos de assoreamento.

No capítulo 3 são descritos os materiais e métodos utilizados para pesquisa na área de estudo, e posteriormente, no capítulo 4, após descrição sobre a área de estudo dá-se início aos resultados e discussões desta dissertação, onde serão apresentados os resultados obtidos de modo detalhado, apresentando uma análise das taxas de perda de solo e de estimativa de assoreamento apresentando o panorama de perda e ganhos totais de sedimentos, como as taxas de RAS se especializam para diferentes seções fluviais, e como se distribuem as taxas de produção de sedimentos passíveis de deposição fluvial para dentro das zonas urbanas.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 A dinâmica fluvial e o transporte de sedimentos

A caracterização da dinâmica fluvial de um rio é um importante campo dentro das geociências. Muito além de tratar do gerenciamento de um recurso vital para a vida e para várias atividades da sociedade, entender como os rios se comportam é também primordial na compreensão da evolução da paisagem, na conservação da biodiversidade, na engenharia e no impacto ambiental de comunidades circunvizinhas.

Em termos conceituais, um curso fluvial ou um rio é definido como qualquer fluxo de água confinado ou canalizado em um local (FONTES, 2010). É um elemento da fisiografia terrestre que é influenciado fundamentalmente por dois fatores: pela precipitação e pelo lençol freático, os quais alteram significativamente as características dos deflúvios. Em áreas de grande umidade o nível do lençol freático tende a ser mais alto, enquanto nos ambientes áridos e semiáridos tendem a ser mais rasos.

Em face dessas propriedades, Fontes (2010) relata que os rios podem ser qualificados quanto a seu fornecimento em:

- Efêmeros: em que o rio não é alimentado pelo lençol freático e só existe após e durante um evento chuvoso.
- Intermitente: o rio apresenta fluxo de água em parte do ano, mas seca em outra parte. Muitos desses rios são comuns no semiárido brasileiro por se tratar de rios influentes, isto é, como o rio situa-se muito acima do lençol freático, estes rios acabam perdendo energia para a infiltração do solo.
- Perene: são rios que drenam água durante todo ano, geralmente são rios alimentados por muitos afluentes ou possuem características de rios efluentes, ou seja, rios que são alimentados constantemente pelo lençol freático.

O fornecimento de água para os rios pode ser influenciado também por outros fatores ambientais diversos que impactam no abastecimento e na morfologia dos canais fluviais. A partir desse momento, Florenzano (2008) explica que a dinâmica fluvial não é mais explicada somente pelo lençol freático e pela precipitação, mas também por outras características ambientais como condicionantes geológicos, geomorfológicos, biota e uso e ocupação do solo que alteram direta ou indiretamente o regime hidrológico dos cursos fluviais.

Guerra e Cunha (1998) complementam apontando que a dinâmica fluvial também tem influência exercida pelas características sedimentares no pano de fundo do talvegue, como também por infraestruturas construídas pelo homem como pontes e reservatórios e até mesmo por moradias e outras intervenções antrópicas, que podem desencadear problemas aos cursos fluviais nas mais diversas ordens.

Note-se que se pode observar uma relação sistêmica entre a rede fluvial e os demais elementos geográficos, deixando implícito que a rede fluvial deve manter um determinado equilíbrio dinâmico dentro do ecossistema. Sobre esse assunto, Beroutchachvili e Panareda (1977) comentam que quaisquer fatores ambientais como a rede fluvial possuem uma estrutura geossistêmica onde existem entradas (por exemplo, energia do sol) e saídas (por exemplo, materiais processados e microrganismos) que se organizam internamente em um processo de autorregulação de fluxo de matéria e energia e que também interage com o mundo exterior.

Porém, quando alguma intervenção externa altera o funcionamento e a estrutura de um geossistema, à exemplo das progressivas intervenções humanas, essa autorregulação é afetada, as entradas e saídas acabam ocorrendo de maneira desproporcional, provocando anomalias

ambientais podendo acarretar perda da capacidade de retorno ao estado de normal ou que talvez nunca retorne (TRICART, 1977).

Equiparando a rede fluvial, qualquer desordem entre as variáveis ambientais interrelacionadas aos rios incita de forma direta ou indireta em mudanças na forma e na dinâmica dos cursos fluviais, e uma vez afetado, o mesmo tentará buscar um novo ponto de equilíbrio (CHRISTOFOLETTI, 1981). Por conta disso, a observação e o acompanhamento das condições físicas e ambientais dos corpos d'água podem servir como medida da intensidade das alterações do equilíbrio ambiental, especialmente aquelas decorrentes do meio humano.

A constante troca de matéria e energia e o seu equilíbrio é o que movimentam os sistemas ambientais e define sua qualidade. Conforme Tricart (1977), esse olhar sistêmico é o melhor meio para que se possa analisar o meio ambiente, possibilitando observar os diversos problemas no meio ambiente, favorecendo a integração entre os diversos componentes do ambiente físico e a integração entre os mais variados conhecimentos.

No que tange os corpos hídricos, Guimarães (2008) aponta que estudar os problemas associados à dinâmica, a qualidade e a quantidade da água, pode ser fator preponderante para destrinchar outros problemas ambientais. E ao mesmo tempo que a dinâmica fluvial é sistêmica, a sua gestão e solução também assim deve ser, compreendendo o uso da água com referência na otimização e regulação do uso no espaço e no tempo.

E os sedimentos são os principais componentes que podem afetar a regularidade dos sistemas hídricos. Sedimentos são partículas de solo de tamanho diversificado que surgem por decomposição e desprendimento através de processos erosivos químicos e físicos sobre as rochas formando partículas menores, daí então, esses fragmentos são transportados por diferentes agentes até se depositarem em algum local (CARVALHO, 1994).

Fryirs (2013), por exemplo, analisando de forma sistêmica a dinâmica fluvial, em especial relacionando com a erosão, explica que os sedimentos na terra são normalmente transportados, removidos ou estocados em um constante ciclo podendo, por influência externa, ser erodidos e adicionados ao fluxo novamente, ou seja, os sedimentos erodidos podem ser retrabalhados ou exceder sua parcela de condutividade a depender das condições do relevo, vegetação, clima e ações antropogênicas em uma região, estando interconectados.

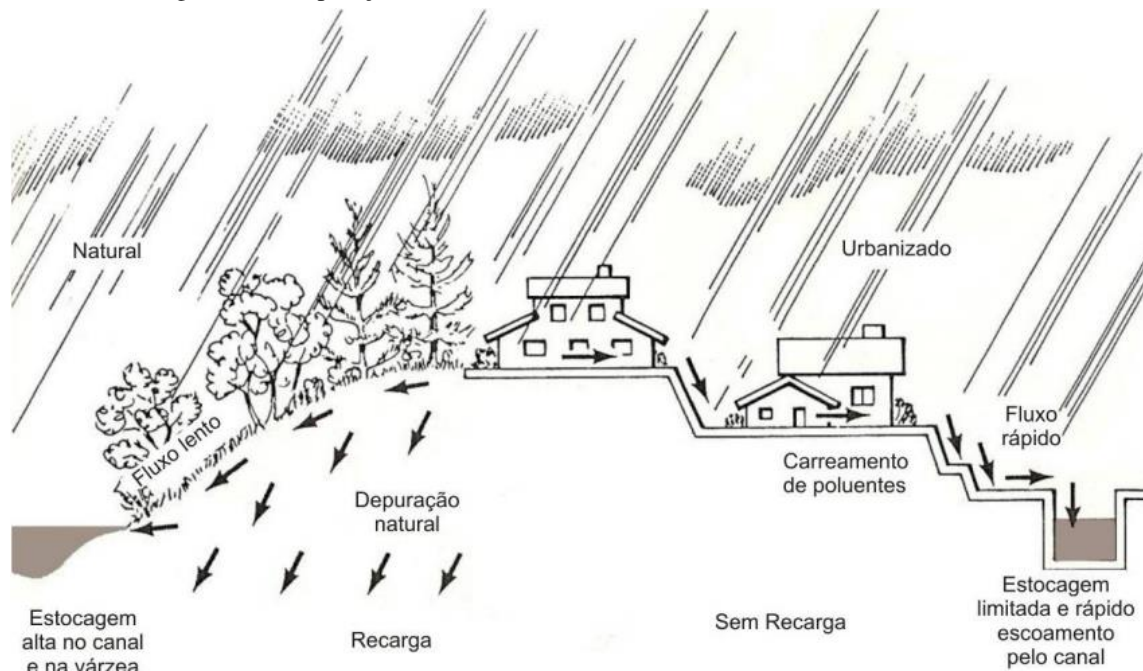
O pensamento abrangente sobre essa dinâmica é importante para entender como a conectividade entre os elementos naturais se manifesta entre os compartimentos da paisagem, ora por contato físico, ora por transferência de energia e matéria entre compartimentos, até então desconectados (CHRISTOFOLETTI, 1981).

Dentro do sistema da dinâmica fluvial é evidente que as ações antrópicas, os impactos socioambientais e de urbanização provocados pela expansão do homem no espaço geográfico são uma das atividades que mais tem alterado o seu equilíbrio natural.

Em relação à urbanização, por exemplo, Riley (1998) considera que a ocupação urbana altera as condições naturais dos ambientes fluviais como a eutrofização, a fraca presença de biota aquática e na modificação da morfologia do canal, onde frequentemente observa-se uma alteração das barras do leito do canal, perda da diversidade dos substratos e redução do fluxo hidráulico.

Porto *et al.* (2000) explica que em condições naturais o escoamento superficial é lento nas vertentes com uma boa taxa de infiltração e recarga hidrogeológica. Por outro lado, em zonas urbanas, há um rápido escoamento do fluxo de água com uma má infiltração, portanto, uma baixa recarga dos aquíferos e concentração de água em outras áreas, proporcionando cheias mais severas durante eventos climáticos extremos e também uma aceleração do processo de seca de rios urbanos. A figura 2 exemplifica como se dá o processo da dinâmica fluvial entre regiões naturais e urbanizadas.

Figura 2 - Comparação da dinâmica fluvial entre áreas naturais e áreas urbanas.



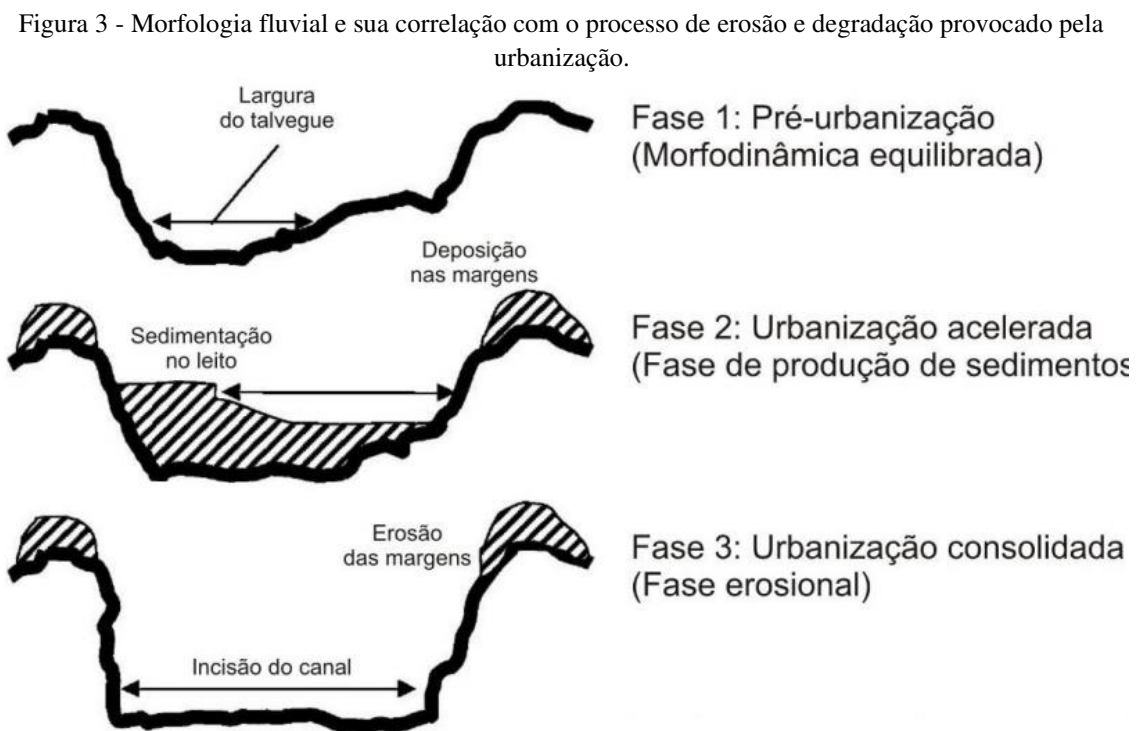
Fonte: adaptado de Dunne e Leopold (1978).

Dunne e Leopold (1978) ao estudar os impactos da erosão devido a estrutura urbana sobre a dinâmica fluvial, explica que a melhor solução do problema a nível de zona urbana é deter águas pluviais em pequenos volumes próximos a fonte e enviar lentamente o fluxo para

jusante, criar cisternas de contenção, realizar infiltração forçada e proteger a mata ciliar. Isto é, deve-se pensar principalmente em métodos artificiais de controle do fluxo de água para evitar as consequências dos processos erosivos urbanos sobre a performance dos canais.

Além disso, a urbanização também afeta a redução da densidade de drenagem hidrográfica, que é basicamente a relação entre o comprimento do rio sobre a área da bacia. Essa ocorrência é influenciada devido ao rebaixamento do lençol freático, alterando a perenidade dos rios e nascentes (PAUL e MAYER, 2001).

Os autores mencionados descrevem mais uma consequência do processo de antropização que é sua influência no aporte de sedimentos do leito, o que corrobora a influência da malha urbana nas mudanças da morfologia fluvial. É um processo que pode ser dividido em três fases históricas e está esquematizada na figura 3:



Fonte: Paul e Mayer (2001).

- Fase 1 - Pré-Urbanização: o rio apresenta um talvegue, margens e planície fluvial bem definidos, muito pouco alterado e condizentes com o ambiente natural;
- Fase 2 - Urbanização acelerada: há a ocorrência generalizada de exposição do solo para a expansão urbana com forte acréscimo de deposição sedimentar na rede fluvial incluindo resíduo antropogênico como lixo e entulho, provocando excessivo soergimento do nível de base dos talvegues.

- Fase 3 - Urbanização consolidada: após a ocupação, cessam as maiores fontes de sedimentação do canal e a morfologia do canal modificada durante a fase 2 torna-se praticamente permanente. O fluxo hidráulico aumenta devido à baixa infiltração e ocorre a incisão e ampliação do canal fluvial que passa a ser influenciado quase em sua totalidade pela sedimentação provocada a montante. A ausência da mata ciliar pode provocar ainda o processo de erosão dos diques marginais e queda de barrancos.

Observando como a dinâmica de assoreamento ocorre na zona urbana, presume-se que a mudança da morfologia fluvial que deve ocorrer de forma natural nos cursos fluviais é afetada, assim, a longo prazo, e essa mudança pode acabar se direcionando para intervenções urbanas adjacentes.

O que se conclui dessa discussão é que as atividades antrópicas têm alterado substancialmente a dinâmica fluvial através da supressão dos aspectos naturais diante do crescimento urbano, e um dos aspectos mais notáveis do impacto desses processos no canal fluvial estão nos sedimentos do leito do canal, tornando-se elemento indicador de alteração desses sistemas.

E é através do estudo do processo de sedimentação que é possível compreender os processos de erosão, transporte e deposição desses sedimentos que são claramente os mais preponderantes agentes modificadores dos ambientes fluviais e muito além de indicadores de qualidade ambiental de um rio, o estudo da sedimentação também é importante para áreas como náutica, infraestruturas urbanas e rurais e estudos de assoreamento (SILVA, SCHULZ e CAMARGO, 2003). Assim, nota-se que alterações e problemas relativos à perda de sedimentos tem a capacidade de impactar empreendimentos, na qualidade de vida da população e no equilíbrio ambiental.

Deve-se ainda enfatizar que a perda de sedimentos é um processo irreversível, uma vez que os sedimentos têm origem nas rochas e não podem retornar ao estado primário, diferentemente do ciclo hidrológico, por exemplo. Assim, conforme salientam Medeiros e Cordero (2008), a perda de solos é de extrema preocupação porque é praticamente irreparável.

O desequilíbrio na produção de sedimentos provoca problemas diversificados, seu excesso sobre os recursos hídricos pode afetar a qualidade da água para consumo humano e industrial e encarecendo os custos de tratamento, alteração da qualidade estética e carreamento de vírus, bactérias e poluentes, provocar a extinção de nascentes e rios, indicar redução da camada fértil dos solos e até mesmo dar indicativos de desertificação e arenização. Para zonas

urbanas, os impactos do excesso de perda de sedimentos geram impactos no assoreamento e entupimento de canais, por exemplo (CARVALHO, 1994).

É sabido que os fragmentos sólidos nos escoamentos, seja pluvial ou fluvial, ou são carreados ou se depositam. Na hidráulica fluvial, a interação entre o fluido e os sedimentos podem ser classificadas em dois tipos básicos de transporte dos sólidos que são: suspensão e arraste. A suspensão inclui partículas chamadas de carga de lavagem ou carga de finos que é definido como uma espécie de “pano de fundo de sedimentos” e geralmente tem grande influência do ambiente ao redor, caracterizada por sedimentos *ex situ*, enquanto o arraste é aplicado aos fragmentos mais pesados e são definidos através da capacidade de energia fluvial em transportá-los, geralmente indicam os sedimentos *in situ* (SILVA, SCHULZ e CAMARGO, 2003).

Medeiros e Cordero (2008), ao analisarem a dinâmica sedimentar em trechos fluviais, observaram uma cadeia complexa de interação entre fluidos e elementos abióticos comentando que uma determinada área da bacia ou de um trecho fluvial não é necessariamente igual à jusante pois parte pode ficar depositada em algum ponto do caminho.

Para tanto, métodos de avaliação hidrossedimentológica devem utilizar-se do uso de amostragem em trechos diversificados dos rios ao realizar pesquisas, de forma a espacializar a variação relativa entre o trecho em suspensão e o trecho que fica estagnado no caminho, depositado, já que catalogar todo trecho em alta acurácia demanda uso de dados excessivos quando se considera um rio inteiro ou uma bacia hidrográfica (MEDEIROS e CORDERO, 2008).

Em casos de investigação mais complexa, Carvalho (1994) explica que o escoamento de sedimentos para uma amostra de trecho fluvial também deve ser observado para uma seção transversal de um rio, além da longitudinal explanada anteriormente. Isso porque os sedimentos com granulometrias variadas apresentam distribuição diferente na vertical em que partículas grossas como areia apresentam variação quantitativa decrescente da superfície ao leito, enquanto as mais finas como argila tem distribuição mais uniforme.

2.2 Aspectos socioambientais da erosão e degradação sobre os recursos hídricos

Conforme já se tem explícito nos parágrafos anteriores, os fatores antrópicos que mais têm alterado a dinâmica de aporte de sedimentos estão relacionados com a degradação das paisagens, como o desmatamento. E que também alguns aspectos propriamente naturais também colaboram com essa variabilidade. A exemplo do que relatam Guerra e Cunha (1995),

quando a energia para o transporte de sedimento é insuficiente, o material se deposita, para isso, características do relevo ou intensidade pluviométrica são bons favorecedores. Tais características têm uma grande correlação com um importante fenômeno de modelagem dos relevos: a erosão.

Para melhor entender a dinâmica do processo erosivo é importante convencionar uma subdivisão entre fatores internos e externos do solo. No interno, Guerra e Cunha (1995) relatam que se deve ponderar que o solo possui uma certa capacidade de agregação de partículas, isto é, um determinado potencial intrínseco para sua própria erodibilidade. A erosão acontece quando esse potencial de transporte fluvial ou pluvial ultrapassa o limite de agregação entre as partículas, se desprendendo entre elas e permitindo que possam ser transportados.

Guerra e Cunha (1995) relatam ainda que também podem contribuir para isso fatores como teor de argila, matéria orgânica, densidade e porosidade.

Portanto, a erosão das terras depende de vários fatores intrínsecos, que afetam a sua capacidade de infiltração, permeabilidade e retenção da água. Mas também outros fatores como impacto da força da água da chuva, cobertura vegetal, forma do relevo e principalmente a antropização, são exemplos de fatores externos que afetam a dinâmica erosiva (SILVA *et al.*, 2003).

À exemplo da forma do relevo, características geomorfológicas locais podem potencializar o transporte de sedimentos aos rios como grau de entalhamento do talvegue, distância interfluvial, além de processos relativos a movimentos de massa e gravitacionais como a corrasão de encostas, solapamento de margens hídricas e deslizamento do relevo que potencializa a entrega de sedimentos e podem acabar sendo intensificados ainda mais com a ausência ou desmatamento das matas ciliares e na alteração dos diques marginais. Por isso, também deve-se levantar os detalhes geomorfológicos do relevo durante a avaliação da erosão de um determinado trecho fluvial (BOTELHO, 1999).

Zachar (1982) ainda aponta outra discussão em relação à erosão sobre os corpos hídricos, expondo que a erosão intensa também tem impactos no local onde as partículas foram desagregadas, provocando esgotamento de nutrientes, arenização, laterização e salinização. O autor ainda relata que quanto mais próximo o rio é da área atingida por degradação, mais rápido esses materiais podem chegar às calhas fluviais e mais facilmente pode atingir rios e reservatórios.

Wünsche e Denardin (1980) complementam essa discussão ao argumentar que o impacto da gota de chuva no solo descoberto é responsável por 95% da erosão existente, isto é, a ação erosiva da chuva é muito maior quando o solo está descoberto. Porém, quando a

cobertura do solo atinge níveis próximos a 80%, as perdas de solo são reduzidas significativamente.

Cunha (2006) alerta que se deve dar importância ao processo de erosão acelerada porque esse processo indica que há um grande problema não somente local, mas também regional em um intrincado sistêmico que pode acarretar grandes prejuízos para a sociedade, às atividades econômicas, agrícolas e ao próprio meio ambiente.

Maia e Cavalcante (2004), por exemplo, estudando os impactos da erosão regional sobre o rio Jaguaribe na zona urbana de Limoeiro do Norte, detalha, por exemplo, como os impactos provocados pelos mais diversos agentes antropogênicos como demanda de areia e argila para a construção civil, reestruturação produtiva pela fruticultura e rizicultura e remoção da mata ciliar tiveram impactos consideráveis no fornecimento de partículas granulométricas aos ambientes fluviais do rio Jaguaribe o que poderia incrementar na alteração do regime de cheias, além de destacar vários outros impactos socioambientais relativos ao tema.

O próprio termo “impactos socioambientais” é um conceito que está além de fatos relativos à relação entre sociedade e natureza. Teixeira (2021) discute o termo como um adjetivo não acadêmico, mas organizacional, estando ligado a termos administrativos e empresariais, associado a consumo e economia dos materiais. Mas em grande parte das vezes o termo está ligado a estratégias de gestão ambiental e territorial, ou seja, denota uma associação política na observação dos impactos das atividades humanas no meio ambiente (SILVA FILHO, 2007).

De modo correto, o termo deve trazer equilíbrio de todas as partes e que seja incorporado principalmente a gestão e a responsabilidade dos agentes públicos ou privados envolvidos, avaliando principalmente impactos na qualidade de vida, saúde, economia e principalmente problemas ambientais diversos (SUMARGO, KASUMA e TSANG, 2019).

Ao afetar a disponibilidade hídrica, os impactos socioambientais sobre os corpos hídricos são pontos prioritários na busca da sustentabilidade do semiárido. Muitos estudos vêm sendo feitos com o objetivo de estudar a influência da morfologia dos cursos hídricos na disponibilidade hídrica para garantir abastecimento aos usuários ou com objetivo de analisar as áreas mais suscetíveis a riscos hidrológicos (CARVALHO *et al.*, 2000). O diagnóstico dessas áreas próximas a determinadas alterações nos cursos fluviais tem o intuito de resolver problemas como escassez, vulnerabilidade climática e múltiplos usos.

Tendo em vista essas noções de risco e vulnerabilidade, nota-se que os impactos socioambientais podem atingir as mais variadas escalas, indo desde o local ao global e são mais

intensas sobre as populações pobres e grupos sociais marginalizados (ACSERALD, 2010), convertendo-se em um fenômeno que deve ser resolvido com celeridade.

Essa urgência acontece pois o homem tenta buscar novos espaços desordenadamente e acaba desprezando os limites e potencial de uso natural. Costa (2006) afirma que é nos rios urbanos a preocupação maior, pois é onde os rios estão sufocados pelo excesso habitacional irrestrito e também pelas atividades e produtos que impactam diretamente na função ecológica das calhas fluviais e seus conflitos socioambientais são resolvidos mais precisamente com drásticas alterações nas estruturas naturais dos rios.

E todos esses processos têm forte influência no processo de perda de sedimentos, que por sua vez, recai indiretamente sobre os recursos hídricos, sejam eles urbanos ou rurais. Porém, o processo de impactos socioambientais imediatamente adjacentes aos corpos d'água têm impactos ainda maiores, principalmente em seu reflexo sobre a recarga de sedimentos (PORTO *et al.*, 2000).

Por exemplo, as plantações de bananas, amplamente difundidas nas regiões serranas do semiárido, aumentam a erosão do solo e o assoreamento, ainda mais sabendo que muitas estão próximas a corpos d'água. Freire (2007) menciona que elas têm raízes curtas e finas, o que diminui a retenção do solo e suas folhas em calhas intensificam o impacto no solo, além de outras que são plantadas em áreas inclinadas.

Sendo assim, os impactos socioambientais sobre os recursos hídricos devem estar constantemente ligados a ferramentas de gestão das águas e as normativas jurídicas de modo a salvaguardar esses ambientes mais frágeis. No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH) são normativas que dispõem de instrumentos que assegurem a preservação dos corpos hídricos, adotando um modo de pensar integrado e ao mesmo tempo descentralizado (BRASIL, 1997).

Em seus objetivos, a PNRH lei 9.433 (que instituiu o PNRH e o SINGREH) reitera em seu artigo 2º e inciso III que uma das bases da gestão dos recursos hídricos é “a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais” (BRASIL, 1997).

No artigo 5º, o primeiro inciso estabelece a criação do “plano de recursos hídricos” que fundamenta, orienta e atua como plano diretor, observando os impactos socioambientais sobre os recursos hídricos de uma região, com informações que contribuam para a eficiência da gestão, quanto no fomento dos órgãos gestores nacionais quanto estaduais.

Além dessas normativas, o Código Florestal (lei 12.651/2012) também reforça a proteção da vegetação nativa como subsídio para o disciplinamento do uso da terra e dos

recursos naturais do Brasil (BRASIL, 2012). As normas, por exemplo, indicam uma área mínima de mata ciliar para nascentes e para os rios de acordo com sua largura, o que torna crucial no controle da erosão local e na sedimentação fluvial.

Dentro do estado do Ceará, o controle dos impactos socioambientais e da gestão dos recursos hídricos está indicado na lei 14.844 de 2010, que institui a Política Estadual de Recursos Hídricos (CEARÁ, 2010) e descreve instrumentos semelhantes ao do PNRH. Contudo, há pontos complementares e suplementares no contexto normativo do Ceará. Um exemplo desse último fato está indicado no artigo 54 que dispõe de assistência financeira em escala municipal que celebram cooperação em programas como:

- I** - a manutenção do uso sustentável dos recursos hídricos;
- II** - a racionalização do uso múltiplo dos recursos hídricos;
- III** - o controle e a prevenção de inundações e de erosão, especialmente em áreas urbanas;
- IV** - a implantação, a conservação e a recuperação da cobertura vegetal, em especial das matas ciliares;
- V** - o zoneamento e a definição de restrições de uso de área inundáveis;
- VI** - o tratamento de águas residuárias, em especial dos esgotos urbanos domésticos;
- VII** - a implantação de sistemas de alerta e de defesa civil para garantir a segurança e a saúde públicas em eventos hidrológicos adversos;
- VIII** - a instituição de áreas de proteção e de conservação dos recursos hídricos. (CEARÁ, 2010).

Estes incisos demonstram como o fator de erosão, degradação e riscos hidrológicos são tratados como temas próximos e que também devem ser levados em conta no planejamento ambiental, principalmente no que interessa às seções fluviais, aos rios, às bacias hidrográficas que operam em escala espacial intermunicipal e que tenham em comum a qualidade ambiental dos recursos hídricos no semiárido, onde estes recursos são escassos.

Caso não sejam solucionados, os problemas relativos ao assoreamento podem provocar impactos a nível de risco hidrológico para a sociedade. À exemplo do que diz Hernani *et al.* (2002), caso os impactos socioambientais sobre os recursos hídricos não sejam limitados, pode-se ocasionar efeitos severos aos sistemas de produção agrícola para zonas rurais e perdas materiais e até mesmo humanas em regiões urbanas mediante extremos climáticos, gerando prejuízos econômicos ao país.

Relativo à mitigação dessa problemática, Mafra (1997) recomenda que durante o processo de planejamento do uso da terra, o estudo dos processos erosivos e seus impactos

sobre os corpos d'água deve ser levados em consideração de modo a observar a amplitude dos impactos ambientais provocados por atividades erosivas e também aqueles ambientes naturalmente facilmente erodíveis.

2.3 Equação Universal de Perda de Solos

Chorley e Haggett (1967) argumentam que o conhecimento do potencial de erosão do solo é importante para a compreensão de problemas ambientais, pois permite identificar as áreas e práticas que mais contribuem para a preservação ou degradação dos solos. Avaliar quantitativamente os processos de perda de solos, seja física ou mecanicamente, consorciada com uma avaliação qualitativa dos locais de maior ou menor potencial erosivo, pode levar a consolidação de estratégias racionais de uso e ocupação do solo, especialmente em regiões de ambientes frágeis como o semiárido.

Observando a preocupação ambiental decorrente da erosão e da perda de sedimentos e sua reincidência sobre a dinâmica de rios e reservatórios, diversos modelos nas geociências e na engenharia foram e estão sendo desenvolvidos para observar, quantificar e estimar as perdas decorrentes dos processos erosivos e degradantes.

Os modelos utilizados para perceber este processo utilizam-se geralmente de expressões matemáticas que simulam os processos que existem nas paisagens que influenciam na dinâmica de perda de solos decorrentes da erosão tais como: impacto da água da chuva, resistência do tipo de solo, influência da morfometria do relevo, alterações humanas na cobertura do solo, dentre outros. Farinasso *et al.* (2006) compreende esses modelos a partir de dois grupos: modelos empíricos e modelos baseados em processos de leis da física, ambos os modelos buscam uma estimativa dos processos relativos aos processos erosivos.

Os modelos empíricos são os mais recomendados para o planejamento e gestão do solo tendo em vista a sua facilidade na elaboração e também os dados têm maior disponibilidade. Dentre os modelos pode-se citar a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) ou sua versão revisada, *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) que são os modelos mais utilizados para prever a perda de solos em uma região (WISCHMEIER e SMITH, 1965). Dentro da literatura encontram-se ainda outras variações como a Equação Universal de Perdas do Solo Modificada [MUSLE (WILLIAMS, 1975)].

A USLE foi desenvolvida primordialmente para determinar perdas do solo por erosão laminar em sulcos de pequenas áreas rurais e para longos períodos de tempo. As primeiras

modelagens por perda de solo tiveram início com Zing (1940) que associou perdas de solos com entalhamento das vertentes e declividade.

Buscando melhor definir fatores que alteram esse modelo, introduziu-se posteriormente uso e cobertura da terra (ELISSON, 1947) e quando foi acrescentado a pluviometria como fator mais forte passou-se a denominar-se como Equação de Musgrave (MUSGRAVE, 1947). Ficou conhecida posteriormente pelo termo ‘universal’ para se distinguir das equações que visam prever perdas de solo em regiões específicas onde foram levantados os primeiros estudos (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

A diferença entre o USLE e o RUSLE está na constante atualização que as ciências do solo vêm realizando entre os modelos para melhor estimar a perda de solos. Enquanto a primeira foi aplicada utilizando medições precisas em zonas rurais, com trabalhos de campo e foi realizada utilizando-se de padrões de áreas temperadas do globo terrestre, a segunda, tem-se utilizado de equações mais abrangentes, com correções e com dados disponíveis para a sua realização para qualquer região do globo, além de não precisar necessariamente de medições *in loco* (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012).

Farinasso *et al.* (2006) comenta que as “equações universais” deixaram de ser, há muito tempo, métodos avaliadores de práticas agrícolas para serem empregados em escalas regionais, limites diversificados, intermunicipais, bacias, dentre outras organizações espaciais, permitindo observar áreas de diferentes graus de susceptibilidade à erosão.

O mais importante dos modelos de perda de solos como a RUSLE é que se trata de um método que avalia de forma engenhosa o processo de erosão hídrica com base principal no carreamento pluvial e em como também pode contribuir com processos que incidem sobre os o processo da dinâmica fluvial, isto é, no assoreamento dos cursos fluviais (CREPANI, MEDEIROS e PALMEIRA, 2004).

2.4 As consequências do assoreamento na sociedade e na hidrologia fluvial

O término do ciclo sedimentar, tanto de modo natural, quanto o influenciado pelo processo de degradação, urbanização, dentre outros modos de produção de sedimentos, tendem a recair quase sempre nas seções fluviais. Em alguns casos os níveis de sedimentação podem ser mais altos que os comumente observados, levando a ocorrência de sobrecarga sedimentar.

Infanti e Fornasari (1998) definem essa sobrecarga sedimentar como assoreamento. É o processo de acumulação excessiva de partículas sólidas no meio aquoso e ocorre quando a força do agente transportador natural é sobrepujada pela força da gravidade. Essa dinâmica de

assoreamento pode acontecer tanto em terra firme através da erosão por carreamento pluvial quanto dentro dos corpos hídricos como estágio final da deposição da erosão pluvial somado com a erosão pluvial.

O assoreamento é natural em qualquer trecho de água corrente ou estagnada da natureza e ocorre de maneira gradual e em escalas quase imperceptíveis e com um devido equilíbrio no transporte de sedimentos ao qual se deposita a depender da carga fluvial, peso da partícula no fluido ou turbulência no escoamento (CABRAL, 2005).

ICOLD (1989) relata que o assoreamento pode provocar danos com alta dificuldade de remediação, principalmente se tratando de zonas áridas e semiáridas, podendo portar problemas socioeconômicos a longo prazo, ameaçar abastecimento humano e as atividades econômicas como a irrigação, produção de energia elétrica, turismo etc. (MORRIS e FAN, 1997).

Alguns aspectos geomorfológicos podem ser indicadores ou desencadear uma elevada produção de sedimentos. Movimentos de massa, voçorocas, sulcos, ravinas são fenômenos que contribuem de forma concentrada no assoreamento. Já as ilhas fluviais, a presença de colúvios de vertentes, formação de paleomeandros e meandros abandonados, terraços fluviais alargados, pontos de colmatação, intensificação de barras de canal e de pontal e complexos deltaicos e estuarinos demonstram evidências de mudanças na configuração do canal fluvial pelo excesso sedimentar (MORRIS e FAN, 1997).

Os meandros abandonados, por exemplo, também conhecidos como braço morto ou paleo-canais, são antigas curvas de rios que mudaram de posição pelo elevado aporte de sedimentos oriundos principalmente pelas chuvas intensas e a baixíssima energia fluvial (STEVAUX e LATRUBESSE, 2017). Neste caso, observa-se que a morfologia fluvial é alterada de modo indireto por dois fatores ambientais, a pluviometria e a topografia ao qual o rio está submetido.

Já é sabido que processo de aumento do assoreamento dos rios constitui um problema sério oriundo principalmente da erosão. Porém suas implicações podem atingir outros aspectos hidrológicos, sociais e ambientais.

Silva (2003) discute que o excesso de sedimentação tende a reduzir a capacidade de retenção dos rios ao diminuir o nível de base dos canais e também altera o excedente de carreamento para a jusante, tornando por exemplo, os reservatórios obsoletos com o passar do tempo.

O assoreamento também tem consequências na área de saúde pública. Esse fato é mais severo em áreas urbanas onde o processo de sedimentação também pode levar consigo vetores de doenças e também pode portar lixos e outros resíduos sólidos que recaem sobre os corpos

hídricos. Nesse caso, as áreas onde há maior aporte de assoreamento ou perda de solos também podem ser áreas potenciais de risco a contaminação e agravamento de doenças (SILVA, 2003).

Outras mudanças na morfologia fluvial podem ser provocadas por essa dinâmica. Gazel, Ramos e Dias (2009), Christoffoletti (1981) e Charlton (2008) são unânimes em indicar que o assoreamento tende a alterar as feições dos canais fluviais indicando problemas diversos, dentre os quais pode-se citar mudanças na calha, surgimento de anomalias de drenagem, manifestação de margem, planície dos rios com desvios antropogênicos, formação de ilhas e lagoas artificiais, a aceleração da formação de meandros abandonados, redução do fluxo da água, extinção de cursos d'água intermitentes e risco a eventos extremos.

Sobre este último Oliveira (2010) ressalta que o assoreamento pode provocar áreas vulneráveis, principalmente urbanas, pois o excesso de sedimentos aumenta o nível de base dos canais, que por consequência, também aumenta a extensão da área que será alagável, além do mais, a mudança da morfologia dos canais pode ser direcionada para áreas de habitação humana e áreas agricultáveis.

Um outro problema relacionado ao assoreamento está também ligado aos processos de arenização e desertificação em zonas de avançado estágio de erosão.

Troleis e Santos (2011) identificaram que o assoreamento é um dos fatores que desencadeiam o surgimento de areais no estado do Rio Grande do Sul, tendo em vista que a ação das águas no escoamento provoca erosão lateral e regressiva na calha dos rios provocando intenso assoreamento a montante e largos depósitos arenosos em forma de leque a jusante, que, em conjunto com a ação dos ventos, provocam o surgimento de areais, ravinas e voçorocas.

Araújo *et al.* (2002) estudando a gênese do processo de desertificação no semiárido nordestino, também observou que um dos fatores que desencadeia esse processo é o fato de que bases produtivas como agropecuária ou mineração tem devastado os sistemas ambientais e seus efeitos podem ser observados antecipadamente na intensificação do processo de assoreamento dos rios e reservatórios.

Programas de políticas ambientais de combate à desertificação como o Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação, do estado do Ceará (PAE/CE), são excelentes instrumentos normativos que levam em consideração para a instauração de políticas públicas de mitigação da degradação e a desertificação, que seja analisado o processo de assoreamento, interligando este fenômeno a outros processos como perda física e de fertilidade dos solos como também a redução da capacidade dos reservatórios, degradação de matas de várzeas e agravamento de inundações em anos excepcionais.

2.5 Modelagem em assoreamento

Considerando a grande importância em compreender o processo de produção de sedimentos como crucial no entendimento e auxílio na definição de diretrizes para minimizar o assoreamento e definir a qualidade dos corpos hídricos e sua vida útil, é de grande relevância também que o pesquisador utilize de mecanismos que sejam capazes de identificar e espacializar este problema.

Schleiss *et al.* (2016) comenta que é importante no estudo da erosão que se utilize de métodos e técnicas que possam prever, analisar e quantificar a carga sedimentar fluvial e sua relação com o transporte de sedimentos incluindo a sua conexão com a perda de solos por processos erosivos.

Dessa forma, medidas de proteção e controle podem ser tomadas a nível local, salvaguardando os reservatórios e os cursos fluviais, e também ao mesmo tempo abre-se a possibilidade de estado de alerta para altos índices de degradação ambiental a nível regional. Brune (2014) relata que na ausência de equipamentos e procedimentos mais acurados para observação dos níveis de assoreamento, parte-se para o uso de modelagem computacional e numérica.

Fernandes (2021) discute que a modelagem matemática em bases físicas na geografia tem como intuito simplificar e simular a espacialização de processos ambientais complexos de forma a torná-los parâmetros mensuráveis aos profissionais das geociências por conta da vasta questão de escalas dos processos naturais. Os procedimentos e modelagens em hidrossedimentologia são ferramentas que facilitam o estudo do comportamento dos fluidos, o transporte de sedimentos e também outros processos físicos relativos ao comportamento do solo e das águas.

De acordo com Sousa (2006), apesar dos grandes benefícios da modelagem, seu uso pode ser limitado a depender da falta de dados necessários para a sua aplicação ou que um único modelo seja insuficiente para análise, mas superando esse problema, sua elaboração pode apresentar ganhos significativos na eficiência do gerenciamento dos corpos hídricos, principalmente considerando o tempo de mudanças dos mesmos, ou seja, considerando processos a longo prazo e que também possa ser aplicado a ambientes semelhantes.

Para tanto, existem atualmente softwares e metodologias específicas para que se possa observar esse fenômeno. Um exemplo é o *software Hydrologic Engineering Center's River Analysis System* (HEC-RAS) que é um programa gratuito e desenvolvido para analisar o escoamento dos corpos hídricos e o processo de deposição e transporte de sedimentos, podendo

observar o escoamento livre ou regime de reservatórios e até mesmo auxiliar riscos hidrológicos (SANTOS, 2015).

Além de softwares, também são utilizadas modelagens baseadas em geoprocessamento para avaliar a carga sedimentar. O mais conhecido deles utiliza a RUSLE para mapear o envio de sedimentos que recaem sobre os corpos hídricos através da razão de aporte de sedimentos. Branco (1998) define este método como a relação entre a produção efetiva e a produção bruta de sedimentos que chegam até uma seção de referência dentro de uma região, de modo a observar a produção de sedimentos que podem vir a assorear rios.

De forma mais detalhada, a RAS estima o aporte de sedimentos que poderiam ser transportados para aquele trecho fluvial (área de referência) a partir da relação entre particulados recebidos à montante e/ou de sua planície e a taxa de erosão bruta por perdas de solos, demonstrando uma eficiência hidrológica no transporte de sedimentos (RENARD, 1991). Geralmente são calculados por “longos prazos”, como décadas, devido ao fato de que as mudanças ambientais às quais os cursos fluviais estão sujeitos são lentas.

No mundo, a RAS tem sido aplicada em estudos de assoreamento para climas e regiões diversas. Em regiões semiáridas, existem estudos em Cabo Verde (TEIXEIRA, 2011) e em Burkina Faso (MAHÉ *et al.*, 2005), por exemplo. Alguns dos resultados dos estudos citados inclusive já apontam que a erosão hídrica em regiões tropicais semiáridas pode ser muito superior àquela medida em regiões tropicais úmidas.

Tsegaye e Bharti (2021), em estudos no semiárido etíope, por exemplo, conseguiu com sucesso modelar a estimativa de assoreamento utilizando a RAS para os cursos fluviais, entretanto não conseguiu gerar uma visibilidade espacial adequada para a dinâmica de assoreamento ao longo dos rios (os dados foram distribuídos sem critério e hierarquização bem definidos e com uma visibilidade inadequada) e nem validou os dados modelados no presente estudo.

No Brasil, o método de RAS tem sido utilizado tanto para avaliar a disponibilidade hídrica de reservatórios e também em estudos para outros tipos de sedimentos carregáveis pelos rios, como poluentes.

Através de uma pesquisa simplificada de dados bibliométricos do portal *Web of Science* é possível encontrar pesquisas aplicadas tanto a zonas subtropicais (ZANCHIN, 2020), quanto em semiáridas (ARAÚJO, 2003; GHEYI *et al.*, 2012; RABELO, 2018) e até mesmo com outros tipos de partículas (VIANA *et al.*, 2009).

Em alguns estudos mais específicos para dentro do estado do Ceará, a modelagem de RAS já foi aplicada para diversas bacias hidrográficas de reservatórios. Araújo (2003), por

exemplo, tratou de avaliar as taxas de perda de solos e seus impactos no assoreamento em açudes urbanos e rurais no semiárido cearense. Estes fatos demonstram de maneira implícita que há escassos estudos aplicados às redes e seções fluviais.

Chaves (2010) compilando o estado da arte voltado a modelagem pela RAS, abre a possibilidade de adaptações das expressões matemáticas e também a aplicabilidade para diferentes formatos da área de pesquisa, possibilitando utilizar essa modelagem além de seu uso em barragens e açudes, aplicando também para trechos fluviais e diferentes climas ou regiões. Dessa forma, é relevante que se discuta abordagens metodológicas que dê viabilidade a outros estudos de assoreamento.

Aliás, a discussão do parágrafo anterior demonstra claramente como grande maioria dos modelos existentes evoluem ao longo do tempo, seja com correções nas equações, inclusão de novos fatores, dentre outros. Da mesma forma acontece com os modelos hidrossedimentológicos que evoluíram ao longo do tempo de modo a serem utilizados de forma adaptada para diversos aspectos e diversas regiões do mundo. A própria RUSLE é um exemplo conforme a discussão do estado da arte feita nos capítulos anteriores.

No Brasil, por exemplo, as pesquisas que utilizaram modelagem em assoreamento foram inicialmente utilizadas para tratar de estudar regularização de vazões em redes de alta densidade de reservatórios de modo a salvaguardar as condições de escoamento perante condições mais hostis. Neste caso, o semiárido prepondera de forma significativa com estas redes que são construídas artificialmente para reter água e utilizá-la no período de estiagem (TUCCI, 1998).

Enquanto que estudos iniciais utilizavam-se de modelagem mais restrita a reservatórios, sua evolução, em um segundo momento, retirou a limitação de aplicabilidade a climas temperados e a reservatórios através do uso de teorias da probabilidade admitindo que os deflúvios também seguem leis da probabilidade semelhantes a modelagem aplicadas a reservatórios através de métodos como simulação de Monte Carlo e método de Aguiar, que são utilizados no semiárido (TUCCI, 1998). Ou seja, essas pesquisas em reservatórios abriram caminho para sua aplicabilidade em outras partes do país como também para os cursos fluviais, assim como também foram aprimorados na trajetória dos estudos acadêmicos.

O método de Aguiar por exemplo, foi criado pelo engenheiro Francisco de Aguiar, do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), que utilizou de características ambientais, a exemplo da geomorfologia, como fator de correção e calibração no cálculo de vazões e outras aplicabilidades hidrológicas através de modelos gerados através de fórmulas

polinomiais, ou seja, seguindo os princípios de teoria da probabilidade para estimar condições hidrossedimentológicas dos deflúvios semiáridos (AGUIAR, 1978).

E a estimativa de RAS também teve esse dinamismo (CHAVES, 2010). O quadro 1 demonstra uma variabilidade de mudanças a que o método de RAS foi submetido, mostrando sua versatilidade, podendo ser utilizado em grande maioria para bacias, mas também para seções fluviais, diferentes climas e até mesmo considerando a pluviometria.

Quadro 1 - Diferentes estimativas de razão de aporte de sedimentos.

Equação	Definições	Referência
$\text{LogRAS}=2,962+0,869*\log R-0,854*\text{LogL}$	R = Diferença entre o ponto mais alto e o exutório (m) L = Comprimento da bacia (m)	Maner (1958)
$\text{LogRAS}=4,5-0,23*\text{LogA}-0,51*\text{Colog}(R/L)-2,79*\text{LogBr}$	A = Área hidrográfica (Km ²) R = Diferença entre o ponto mais alto e o exutório (m) L = Comprimento da bacia (m) Br = Relação de bifurcação de Horton	Roehl (1962)
$\text{RAS}=0,627*D^{0,403}$	D = Gradiente médio na seção de referência	Williams e Berndt (1972)
$\text{LogRAS}=1,793-0,142*\text{LogA}$	A = Área da bacia (Km ²)	Renfro (1975)
$\text{RAS}=0,42*A^{-0,125}$	A = Área da bacia (Mi ²)	Vanoni (1975)
$\text{RAS}=1,37*10^{-11}*A^{-0,00998}*(R/L)^{0,363}*CN^{5,44}$	A = Área de referência (Km ²) R = Diferença entre o ponto mais alto e o exutório (m) L = Comprimento da bacia (Km) CN = Número-curva do NRCS	Williams (1977)
$\text{RAS}=0,51*A^{-0,11}$	A = Área da bacia (Mi ²)	NRCS (1979)
$\text{RAS}=2*(Tr/Tc)\{1-(Tr/Tc)+(Tr/Tc)*\text{Exp}[(Tc/Tr)]\}$	Tr = Duração do excesso de precipitação (h) Tc = Tempo de concentração (h)	Lu <i>et al.</i> (2006)

Fonte: Chaves (2010) adaptado pelo autor.

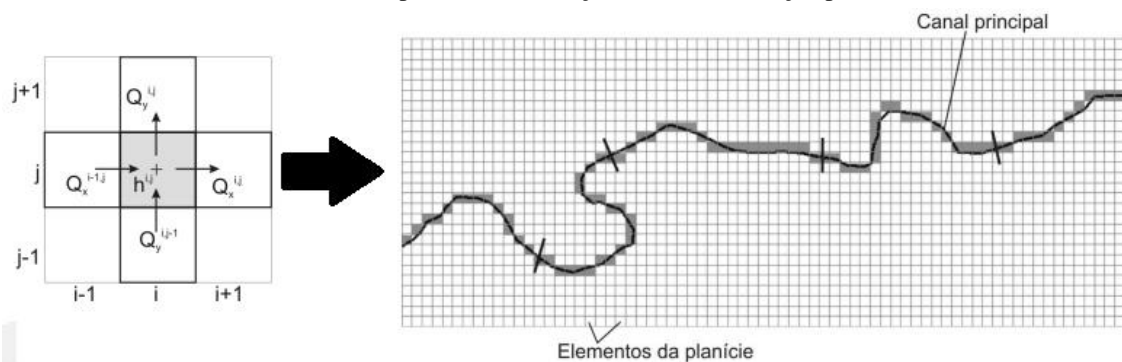
Observando a versatilidade e multifuncionalidade deste método numérico, extraiu-se dele vários métodos padronizados como o *HidroSed* para observações de reservatórios (ARAÚJO, 2003). E também o *LisFlood* que faz simulações hidrológicas de cursos fluviais através de uma relação direta que rio faz com as suas respectivas planícies, isto é, a relação dos rios e sua região através de uma observação hidrodinâmica do carreamento de águas fluviais e pluviais (HELLWEGER e MAIDMENT, 1999; HERRITT e BATES, 2001).

O funcionamento do *LisFlood* ou qualquer método com base na RAS está na modelagem em SIG. Ele considera uma malha matricial que relaciona a recepção de sedimentos

de um trecho do rio com uma região de referência adjacente, tratada como planície, considerando perdas e ganhos em função da inter-relação entre os dados espaciais, onde a base matricial é um dado relativo à erosão (HANCOCK *et al.*, 2020).

A figura 4 demonstra de maneira simples que a planície é discretizada em pixels a partir do ambiente SIG de forma a ter elementos interconectados, tal qual como a relação entre elementos vizinhos (planície) e o canal principal (VAN DER KNIJFF, YOUNIS e DE ROO, 2010). O resultado final é determinado pelo tipo de modelo RAS utilizado e da quantidade de troca de informações entre planície e canal.

Figura 4 - À esquerda, informações trocadas entre um elemento/área de referência $[i, j]$ e seus vizinhos em um raster. À direita, representação em larga escala da discretização da planície e o canal (em cinza) e alguns pontos amostrais exemplificativos de seção transversal (traços pretos).



Fonte: Adaptado de Van Der Knijff, Younis e De Roo, 2010.

Quando contido nos canais fluviais, os rios são basicamente unidimensionais, ou seja, são aparentemente observados tão somente como um traçado que corta o relevo, porém possuem uma considerável e complexa influência externa de interação entre atmosfera e o continente, a partir disso os processos tridimensionais começam a ter relevância e é nesse propósito o qual os modelos em baseados em RAS trabalham.

Sendo um elemento crucial na observação da dinâmica planície-rio, a RAS tem a intenção de retificar o resultado final da RUSLE, visto que esta última não considera a quantidade de sedimentos que se depositam no rio ou que são transportadas por ele. A RUSLE então, acaba funcionando como parâmetro de calibragem da modelagem através de simulação dos níveis de erosão, tornando possível a estimação o valor de sedimentos que chegam até uma determinada seção utilizando-se de modelagens hidrodinâmicas.

Vestena (2008) explica que o valor carregado pelo assoreamento fluvial e pluvial considerado é, certamente, muito menor do que todo aquele valor da área considerada quando é considerada quantificação pelo RUSLE, mas são importantes para estimar o assoreamento das

calhas de rios e reservatórios e na dinâmica de processos hidrossedimentológicos na área de estudo.

Existem também possibilidades metodológicas no que tange estudo do dinamismo de outros tipos de partículas sólidas como metais pesados, poluentes, resíduos orgânicos e coloides (SZABÓ *et al.*, 2020; LIMA *et al.*, 2016). Isso demonstra como os estudos da relação entre os cursos fluviais e sua rede de interações adjacentes na planície não é restrita aos sedimentos e é dada atualmente como uma alternativa de modelagem mais promissora, se adequando às decisões do pesquisador e a uma maior gama de problemas (STELLING e DUIJNMEIJER, 2003).

Para espacializar os dados observados, o uso de métodos incluídos em programas de geoprocessamento como mapa de densidade, mapa de calor, inverso do quadrado da distância, krigagem, dentre outros métodos de estimação, são formas suplementares na modelagem de RAS no geoprocessamento, tanto no uso de amostragens quanto nas diversas bases de estudos de assoreamento com o intuito de observar áreas mais propensas ao assoreamento e de perda de solos em que se utilizam as potencialidades computacionais na observação da dinâmica ambiental (NASH e WILLIAMS, 2017; ENGI, *et al.*, 2017; OROSI e KISS, 2005)

No semiárido brasileiro, os estudos de assoreamento têm dado relevância maior a estudos que envolvam seus impactos nos reservatórios, pois estes são essenciais para reter água com a finalidade de abastecimento humano que é sazonal em toda a região devido ao clima. O uso da RUSLE nesses ambientes tem como objetivo observar as mudanças batimétricas que os mesmos passam ou irão passar a longo prazo devido ao excesso sedimentar.

Pesquisas que se utilizam de modelagem para compreender os impactos da produção de sedimentos nos corpos d'água pode ser encontradas de forma diversificada na literatura acadêmica em maior parte aplicado aos reservatórios, e alguns apontam como elemento exíguo o fator da aplicabilidade às seções fluviais e que necessita de maior relevância.

Cavalcante, Araújo e Farias (2003) identificaram através de fatores de erodibilidade dos solos em ensaios geotécnicos na Estação Ecológica de Aiuaba que determinados parâmetros de perda de sedimentos podem ajudar a estudar o comportamento do assoreamento para seções fluviais em bacias semiáridas, encontrando correlações satisfatórias.

Alencar (2018) utilizou-se de modelagem probabilística aplicada ao uso e ocupação da terra para avaliar a relação da construção de estradas, fluxo de água e formação de voçorocas com o processo de perda de sedimentos em Madalena - CE. Rossi e Santos (2018) identificaram pontos extremamente críticos no rio Salitre - BA em que até mesmo o chão alcançou a base da ponte, identificando extinção de nascentes, atividades agrícolas, e outras causas, relacionando

até mesmo com disputa por água ao correlacionar perda de solos e assoreamento em estudos prévios de assoreamento dos cursos fluviais.

Simplício (2020), utilizando o RAS para identificar a influência do núcleo de desertificação de Gilbués - PI no assoreamento dos cursos fluviais, mapeou os locais mais críticos e identificou até mesmo criação de barragens preparadas especialmente para reter sedimentos na tentativa de abrandar os índices de assoreamento.

Rabelo, Araújo e Cavalcante (2022) utilizaram-se do RUSLE para avaliar a produção de sedimentos no assoreamento e suas implicações morfoestruturais, drenagem e no processo de alometria positiva no rio Seridó, encontrando dados mais críticos em regiões com alto índice de degradação.

Além dos diversos estudos que se utilizam de modelagem de RAS, outros estudos têm encontrado diferentes índices de assoreamento em diferentes contextos ambientais utilizando-se de mesmo estudo baseado na RUSLE. No mundo, algumas pesquisas, como a de Morris *et al.* (2008) já indicam que a taxa média de assoreamento é de 10,0% por década.

Entretanto, sabe-se que as taxas de assoreamento não são unânimes e variam bastante de uma região a outra. Pelo mundo, por exemplo, De Vente *et al.* (2008) ao compilar estudos em 61 bacias hidrográficas que variam entre 29 km² a 13.246 km² no semiárido espanhol encontrou taxas com elevadas amplitudes onde a RAS varia entre 0,3% a 55,5%. O mesmo é encontrado em estudos de clima subtropical/temperado, à exemplo do estudo de Zhou e Wu (2008) que encontraram índices de RAS variando de 0,1% a 37% nas sub-bacias do rio *Chaobaihe* e seus respectivos impactos no reservatório de *Miyun*, na China.

Especificamente sobre o semiárido, os estudos citados anteriormente não abordam causas específicas para determinados índices com exatidão, mas outros aspectos específicos da fisiografia terrestre do semiárido já foram discutidos em conclusões de outros estudos e que podem alterar de sobremaneira as taxas de assoreamento.

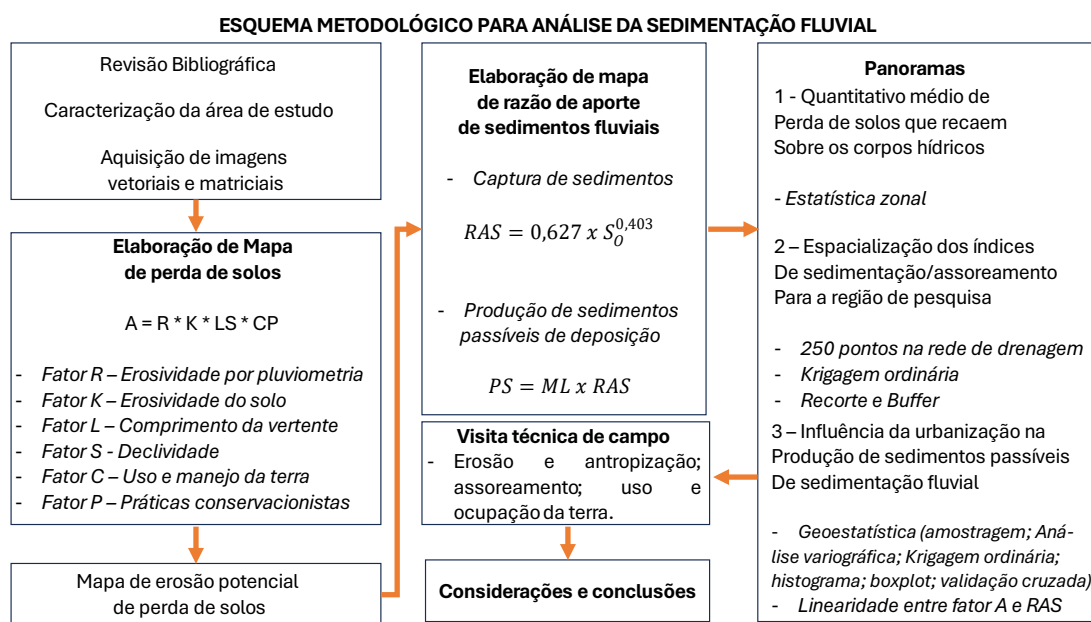
Estudos de Santos *et al.* (2017) apontam por exemplo, que encostas maiores em regiões próximas de interflúvios contribuem para baixos índices de RAS no clima semiárido, isso porque geralmente a litologia cristalina local dificulta a formação de sedimentos, mesmo em casos de extremos climáticos. Alguns autores também citam outros fatores inesperados como baixas declividades próximas ao escoamento, pois esta característica não favorece uma relevante dissolução de agregados e dificulta a entrega de sedimentos (MEDEIROS *et al.*, 2014).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Fluxo metodológico

Para se alcançar os objetivos propostos, esta pesquisa seguirá o esquema descrito na figura 5.

Figura 5 – Fluxo metodológico da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo autor.

De início, de modo a realizar uma troca de ideias entre os autores da literatura acadêmica sobre a relação entre cada elemento da paisagem diante dos processos erosivos e sua influência na sedimentação fluvial, foi realizada uma revisão bibliográfica básica que já é discutida de modo introdutório mediante análise da caracterização ambiental da área de estudo. Em seguida, fez-se uma catalogação dos materiais vetoriais e matriciais que serão usados na etapa de gabinete (modelagem) pra realização da pesquisa.

Dessa forma, revendo a figura 5, note-se que a pesquisa se subdivide em três etapas principais: estudo da perda de solos, estudo da razão de aporte de sedimentos e visita técnica de campo. Cada uma dessas etapas metodológicas principais será explicada de modo detalhado nos próximos três subcapítulos subsequentes após a caracterização da área de estudo da pesquisa.

3.1.1 Caracterização da área de estudo

O estado do Ceará possui uma grande diversidade geológica-geomorfológica. No seu interior, os maciços residuais são os que mais se destacam na paisagem por se tratarem de montes rochosos isolados em meio a paisagem predominantemente aplainada (BRANDÃO e FREITAS, 2014).

Silva (2013) conceitua um maciço residual como corpos intrusivos isolados, delimitados por encostas íngremes sob a influência, sobretudo do intemperismo físico. Em virtude do gradiente de suas encostas, estas se encontram sujeitas a processos denudacionais com presença, por vezes, de depósito de tálus em sua base. Dentre eles destacam-se Serra da Meruoca, Maranguape, Uruburetama, das Matas, Aratanha e Baturité.

Esses maciços residuais, quando localizados próximos ao litoral, atuam como barreira contra os ventos úmidos litorâneos, que, em conjunto com a elevada topografia, transformam-se em espaços úmidos e ambientalmente diversificados, como por exemplo o Maciço do Baturité localizado a pouco mais de 75km do litoral (IBAMA, 2002).

IBAMA (2002) acrescenta que o Maciço do Baturité está incluído na faixa de dobramento jaguaribana e sua geomorfologia é auxiliada por feições de estruturas geológicas pretéritas com feições dissecadas na forma de cristas, colinas, lombadas alongadas e vales fechados com rochas constituídas principalmente de granitos, migmatitos, gnaisses, pegmatitos, quartzitos, basaltos, diabásios, anfíbolitos e leptinitos.

Os processos erosivos mais intensos do maciço do Baturité tiveram início no Cenozoico e terminaram no quaternário entre 70 e 1 milhão de anos atrás, quando, segundo Campos (2000), ocorreram severas eversões no pavimento nordestino, desgastando-se até se formar a configuração atual da depressão sertaneja. O IBAMA (2002) complementa:

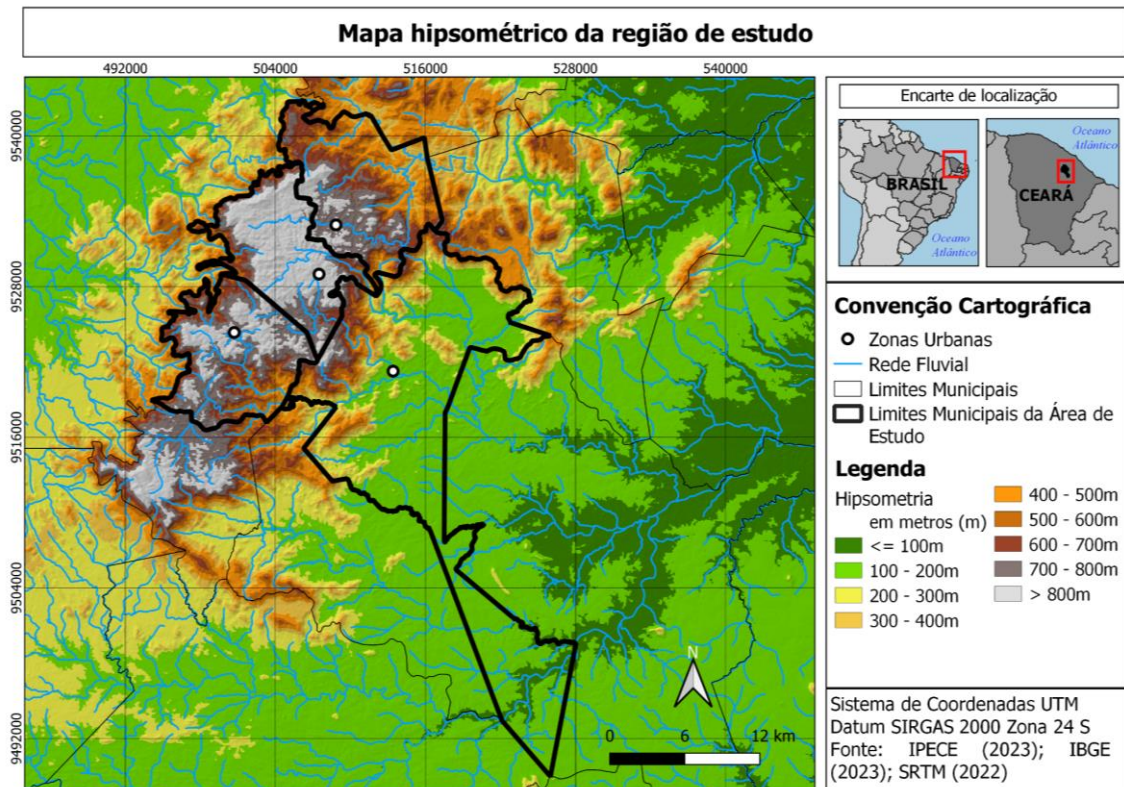
A estrutura geológica do Maciço do Baturité está incluída no domínio dos escudos e maciços cristalinos, o qual as rochas são caracterizadas como escudo cristalino datado da época pré-cambriana. Trata-se de um maciço oriundo da erosão diferencial do relevo [...] de forma indiscriminada ocorrem ainda depósitos sedimentares quaternários oriundos de colúvio e aluvião que revestem algumas zonas de depressão alveolar (IBAMA, 2002).

As características do relevo incrementam uma maior incidência pluviométrica e amenizam o efeito das temperaturas e da evapotranspiração. Campos (2000) descreve suas interfaces em diferentes topoclimas como platô úmido, vertente oriental úmida e vertente

meridional subúmida, além de temperaturas atenuadas pelo efeito da altitude, com médias bem mais baixas que o restante do estado, embora encravado no meio do semiárido, com temperaturas mínimas facilmente ficando abaixo dos 20°C.

Conforme observado na figura 6, a região apresenta elevada amplitude hipsométrica que tem declive abrupto tanto na porção oriental quanto na ocidental.

Figura 6 - Mapa hipsométrico e limites municipais da área de estudo.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Campos (2000) também ressalta que até mesmo em zonas mais rebaixadas, como no município de Palmácia, as médias ficam por volta de 24°C e nos sopés das serras como Baturité a média fica em 26,3°C. Mas no geral, as maiores temperaturas apresentam ápice nos meses de dezembro e janeiro e as mais baixas nos meses de junho e julho.

Da área de estudo geral correspondente à região do maciço do Baturité, especificou-se quatro municípios como região principal de estudo: Baturité, Guaramiranga, Mulungu e Pacoti. Juntos perfazem 614,1km², abrangem cidades de destaque na região e fazem parte de três sub-bacias hidrográficas principais: Aracoiaba, Alto Pacoti e do Choró.

Distanciando-se algumas dezenas de quilômetros dos pontos mais elevados onde se localizam municípios como Mulungu, Guaramiranga e Pacoti, que se localizam acima da cota dos 700 metros, já é possível encontrar o sopé da serra com regiões mais baixas como o

município como Baturité, com uma cota altimétrica de pouco mais de 150 metros (CAMPOS, 2000).

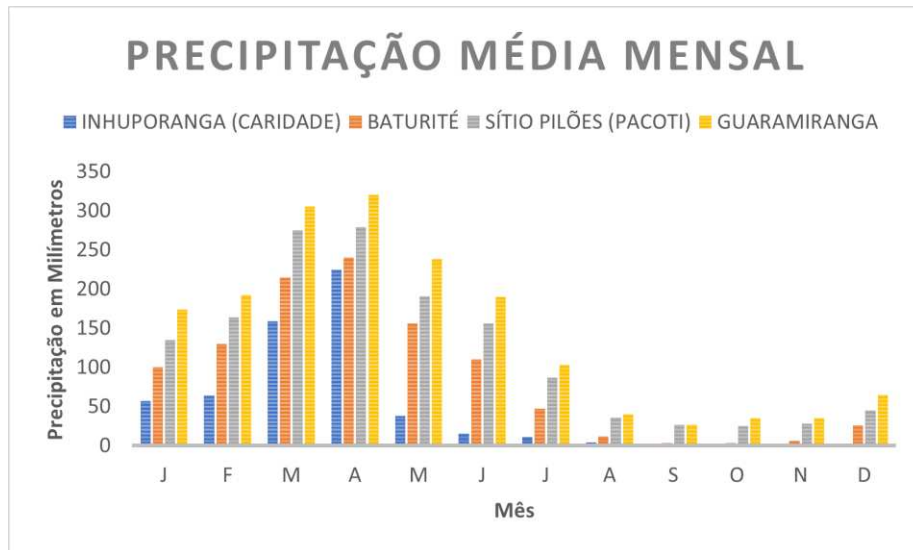
Considerando os municípios de Baturité, Mulungu, Guaramiranga e Pacoti, a pluviometria, sob contribuição das chuvas orográficas, varia de 1.053mm a 1.627mm anuais (FUNCEME, 2023). Combinando essa exposição do relevo e o deslocamento das massas de ar úmidas do litoral, essas áreas do maciço têm uma das mais altas precipitações do estado. Estas condições climáticas irão refletir diretamente na relevância hidrológica dessa região para várias bacias hidrográficas, principalmente a bacia Metropolitana.

O principal sistema atmosférico atuante nesta região e também na porção norte do Nordeste, onde se localiza o estado do Ceará, é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que atua principalmente durante o primeiro semestre do ano (SEMACE, 1992). Mas outros sistemas também atuam e ajudam a complementar a pluviometria, que são os Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCAN), Linhas de Instabilidade (LI) e Sistema de Brisas e Ondas de Leste (OL) (SEMACE, 1992).

Já no segundo semestre do ano, o estado fica sujeito a atuação da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) e sob domínio dos ventos anticiclônicos de nordeste e leste, impedindo a entrada de sistemas atmosféricos de chuva e consolidando o período de estiagem (NIMER, 1989).

A figura 7 exemplifica o resultado dessa grande variedade climática que se altera principalmente por conta da orografia local. A vertente ocidental é exemplificada pela localidade de Inhuporanga, em Caridade. A vertente oriental é exemplificada pela cidade de Baturité. Já Guaramiranga exemplifica o platô úmido e a localidade de Sítio Pilões em Pacoti representa a vertente setentrional úmida.

Figura 7 - Gráfico com as precipitações médias mensais para quatro localidades distintas na região.



Fonte: FUNCEME (2023)

Situados dentro da grande bacia hidrográfica metropolitana, os municípios constataam uma diversidade de nascentes de importantes rios como o rio Pacoti e Choró. De outros rios e riachos locais principais pode-se citar Capitão Mor, Cedro, Aracoiaba, Estreito, Cangati, Canindé, Castro, Pirangi e São Gonçalo (IPECE, 2020).

Esta variabilidade climática e geológico-geomorfológica provoca o surgimento de solos de natureza colúvio-aluviais com maior expressividade de argissolos vermelho-amarelos distrófico no platô úmido onde os processos erosivos dão-se por meio de intemperismos químico e bioquímico com lavagem dos solos pela lixiviação. Por outro lado, nas vertentes há um ganho geoquímico dos elementos alcalinos lixiviados, provocando o surgimento de argissolos eutróficos e por isso muito utilizados para as atividades agrícolas, principalmente por se tratarem de solos férteis, porém, susceptíveis à erosão das vertentes (FREIRE, 2007).

Relativos à vegetação local, levantamentos feitos por Brasil (2002) indicam uma cobertura complexa com uma grande alternância dos diversos padrões florísticos encontrando desde padrões florestais densos a caatingas. A grande variedade decorre das grandes relações entre relevo, altitude, solo e clima, que também ocasiona o surgimento de uma fauna biodiversa e com muitas espécies endêmicas.

Ceará (1992) descreve o surgimento de cinco tipologias florísticas na região, partindo da região mais úmida até a mais seca pode-se citar: floresta úmida perenifólia, floresta úmida subperenifólia, floresta úmida semi-caducifólia, floresta caducifólia/matias secas, e, vegetação arbustiva xerófila. Mais recentemente, Moro *et al.* (2015) atualizando a carta fitoecológica de Figueiredo (1997) observa apenas dois padrões: mata úmida do cristalino (vegetação florestal)

na região mais elevada e mata seca do cristalino (caatinga com um porte maior do que o típico) na região circunvizinha à mata úmida.

A elevada importância ambiental que essa região porta consolidou o surgimento da Área de Proteção Ambiental (APA) do Maciço do Baturité que protege quaisquer trechos localizados acima da cota de 600 metros através do Decreto Estadual N° 20.956, de 18 de setembro de 1990 (CEARÁ, 1990).

A antropização desse ambiente pela urbanização e pelo turismo é um fator de preocupação para a degradação da APA do Maciço do Baturité (NASCIMENTO e CARVALHO, 2005).

Considerando que a crescente urbanização tende também a contribuir com os danos erosivos, fez-se um levantamento para identificar os diferentes padrões de desenvolvimento urbano nessas cidades comparando-se variáveis como quantitativo populacional, relação urbano-rural, produto interno bruto (PIB) e densidade demográfica (VEIGA, 2002).

Conforme observa-se no quadro 2, esses municípios podem ser hierarquizados por diferentes dimensões urbanas que são essencialmente rurais, relativamente rurais, relativamente urbanos e essencialmente urbanos, conforme metodologia de Veiga (2001) que considera densidade demográfica, população total e também conforme critérios do IBGE de população residente na zona urbana e o PIB.

Quadro 2 - Comparativo de tipologias de urbanização para quatro zonas urbanas.

Municípios	População	Taxa de população urbana (%)	Produto Interno Bruto (R\$ mil)	Densidade Demográfica (hab./km²)	Classificação
Baturité	36.127	73,34%	327.259	117,06	Essencialmente Urbano
Guaramiranga	5.073	59,92%	50.492	85,40	Relativamente Rural
Mulungu	11.056	36,55%	87.727	82,13	Essencialmente Rural
Pacoti	12.313	40,88%	99.165	109,93	Relativamente Urbano

Fonte: IPECE (2023); IBGE (2023a; 2023b); adaptado pelo autor.

3.1.2 Estimativa de perda de solos

Antes de estimar e quantificar a sedimentação das seções fluviais é necessário um parâmetro calibrador que define a perda de solos em uma determinada região, para tanto utilizou-se o método RUSLE que foi modelado utilizando de *software* de sistema de informações geográficas Qgis. A equação 1 indica os procedimentos para se calcular a estimativa de perda de solos (fator A) que pode ser configurado através do processo de álgebra de mapas utilizando a ferramenta calculadora *raster*.

$$A = R * K * LS * CP \quad \text{(Equação 1)}$$

Em que:

A é a estimativa de perda de solo (em t.ha-1.ano-1);

R é o fator de erosividade por pluviometria (em MJ.mm.ha-1.h-1.ano-1);

K é o fator de erosividade do solo (em t.ha.MJ-1.mm-1);

LS é a erosividade pelo fator topográfico (sem grandeza) e;

CP é o fator de erosividade pelo uso e manejo da terra (sem grandeza).

Apesar de não ser muito relevante no cálculo oficial do RUSLE, os fatores L (comprimento da rampa) e S (declividade) normalmente são inseridos juntos, pois além dos dois estarem integrados ao se referirem essencialmente como fatores topográficos, para a elaboração de um, faz-se necessário obrigatoriamente o outro (DESMET e GOVERS, 1996; TARBOTON, 1997).

O mesmo acontece com os fatores C (fator de uso e manejo da terra) e P (fator de práticas conservacionistas), mas neste caso os dois fatores podem ser considerados um só. Já o fator P é uma variável quase exclusivamente voltada para atividades agrícolas, fator que pode estar incluído dentro do fator C, assim, quando o enfoque é exclusivamente perda de sedimentos por erosão, os dois podem ser considerados um só (STEIN *et al.*, 1987).

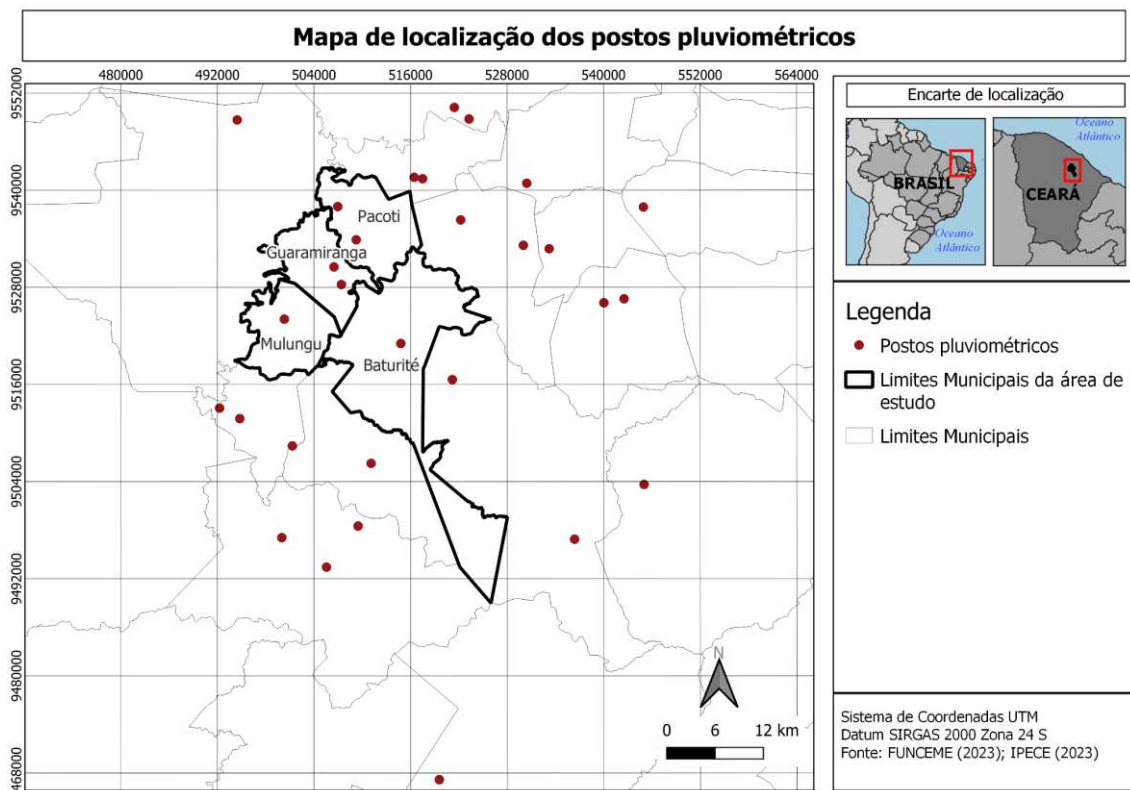
Para estimar o primeiro fator, que é a erosividade por pluviometria (fator R), expressa como a capacidade das chuvas de erodir uma área sem proteção (PAIVA, 2003), originalmente Wischmeier e Smith (1978) indicam que deve ser medido mediante chuva em intensidade máxima em um intervalo de 30 minutos consecutivos. Porém, devido a escassez de instrumentos e de realização do exercício *in loco* esta metodologia torna-se inviável.

Assim, várias pesquisas e métodos buscaram estimar o fator de erodibilidade pelo fator R, principalmente através de dados pluviométricos que estão disponíveis em uma região, como alternativa para o problema mencionado anteriormente (AQUINO, OLIVEIRA e SALES, 2006; OLIVEIRA, WENDLAND e NEARING, 2013).

Para tanto, um método de mensuração do fator R mais acessível às características do Nordeste, considerando uma discussão sobre as especificidades climáticas regionais relativas à concentração pluviométrica, é exemplificado por Silva (2001 *apud* Silva, 2004) em estudos de Juazeiro (BA) utilizando de uma equação para determinação da erosividade baseada em dados como precipitação média mensal e anual para monitoramento da intensidade cinética através da equação de Fournier, que ajusta a modelagem ao regime climático vigente.

A mensuração do fator R para a área de pesquisa levou em conta 29 postos pluviométricos dentro e fora da região de pesquisa (figura 8) sendo aplicada a equação 2 conforme Silva (2001 *apud* Silva, 2004). Os dados dos postos foram adquiridos através da FUNCEME (2023).

Figura 8 - Mapa de localização dos postos pluviométricos.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

$$R_x = 42,307 \times \left(\frac{M_x^2}{p}\right)^1 + 69,763 \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

R_x é o índice de erodibilidade por pluviometria;

M_x^2 é a precipitação média mensal e;

P retrata a precipitação média anual para postos com série histórica de no mínimo 15 anos.

A série histórica utilizada para o fator R foi baseada em 30 anos (1991 - 2020). Após o cálculo do fator R para todas as estações, os dados foram interpolados por meio do método IDW com o propósito de observar a distribuição espacial do fator. Para tanto utilizou-se de manipulação dos dados através de ferramentas de geoestatística do SAGA no Qgis. Os valores resultantes foram discretizados e classificados de acordo com Carvalho (1994), conforme pode ser observado no quadro 3.

Quadro 3 - Avaliação dos valores para o fator de erosividade por pluviometria.

Intervalo (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹)	Avaliação
R < 250	Baixa erosividade
250 < R < 500	Média erosividade
500 < R < 750	Média a forte erosividade
750 < R < 1000	Forte erosividade
R > 1000	Muito forte erosividade

Fonte: Carvalho (1994).

Para elaboração do fator K, que indica a capacidade do solo em resistir a erosão, originalmente é sugerido que o solo deva ser avaliado conforme a quantidade de solo erodida em determinada área de 25m x 4m, em um declive de 9%, mediante uma observação temporal de vários anos, ou conforme determina um nomograma, a partir do qual considera-se a erodibilidade do solo a partir de fatores como granulometria, matéria orgânica, estrutura e permeabilidade (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Porém, um outro caminho para elaborar um levantamento da resistência dos solos à erosão é considerar padrões de limites de tolerância do solo. Já existem diversos estudos envolvendo levantamentos de solos que tratam da erodibilidade do solo a partir do limite de tolerância do solo (JONHSON, 1987).

A tolerância de perda de solo por erosão é definida como um limite de perda do solo para que o mesmo ainda mantenha alto nível de produtividade para uma cultura, para práticas econômicas e manter indefinidamente sua fertilidade e capacidade produtiva, podendo ainda incluir aspectos sociais presentes e futuros (WISCHMEIER e SMITH, 1978). E desde que se tem estudado padrões de perda de solo pela literatura acadêmica, tem-se usado a sua mensuração com base em ordens e subordens de solos.

Apesar de sua importância no RUSLE, ainda não há consenso entre pesquisadores sobre a tolerância à perda de solos. Sobre isso, Bertol e Almeida (2000) discutem que os métodos de estimativa da tolerância de perda de solo por erosão, embora utilizem atributos e características que influenciam a erosão do solo e tenham uma base de sustentação lógica e racional, são empíricos.

No entanto, há uma compilação dos limites de tolerância do solo a partir da classificação brasileira de solos, mais especificamente relativos à ordem e à subordem pedológica (RENARD *et al.*, 1997). Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005) optam por classificar estes solos de acordo com o grupo hidrológico de solos com o objetivo de sintetizar os vários níveis categóricos e evitar uma possível interferência de saturação por bases (eutrofismo e distrofismo) e outras propriedades do solo que interferem na análise da permeabilidade e na avaliação de erodibilidade dos solos.

Acatando essa observação para elaboração do fator K, os dados pedológicos foram então extraídos do IBGE (2021) na escala de 1:250.000 e o levantamento dos grupos hidrológicos de solos estão baseados em Sartori, Neto e Genovez (2004) e SCS (1972 *apud* Mockus, 2004) que foram compilados no quadro 4.

Quadro 4 - Valores para o fator de erosividade para o fator K.

Subordem de solos	Grupo Hidrológico	Valor de erosividade (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fonte
Argissolo vermelho-amarelo eutrófico	Grupo C	0,069725	Fiorio (1998)
Argissolos vermelho-amarelo distrófico			
Planossolos Háplicos	Grupo D	0,043	Jardim <i>et al.</i> (2017)
Luvissolos Crômicos		0,0436	Queiroz <i>et al.</i>

			(2021)
--	--	--	--------

Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Conforme USDA (2009), o grupo hidrológico de solos é um componente fundamental para relacionar os limites de tolerância do solo com a estimativa de escoamento superficial da chuva. São agrupados em quatro classes: A, B, C e D que correspondem, respectivamente, a um escoamento superficial baixo, moderadamente baixo, moderadamente alto e alto.

Solos úmidos tem alto potencial de escoamento, independente da classificação do solo e de sua textura. Caso exista um lençol freático a no mínimo 60 cm da superfície, receberão então denominação dupla como A/D, B/D, C/D ou D/D, por exemplo (ROSS *et al.*, 2018). Mas o semiárido, em geral, não se encaixa nessa última denominação tendo em vista a natureza do relevo com subsolos cristalinos, onde inexistente porosidade para acumulação da água, e portanto, muito difícil a existência de lençol freático (IBAMA, 2002).

A força do impacto da erosão hídrica também é afetada tanto pelo intervalo ao longo do qual se prossegue o escoamento superficial no relevo quanto pela declividade do terreno. Estas características são representadas no RUSLE pelo fator LS, respectivamente. Esse fator, originalmente representa a relação entre as perdas de solo em uma parcela de área com declividade e comprimento de encosta quaisquer e as perdas que ocorrem em uma parcela unitária padrão, com 22,1 m de comprimento e 9% de declividade (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

A USLE e sua versão reformulada, a RUSLE, foram concebidas inicialmente para calcular a média de perda de sedimentos para erosão em áreas agrícolas (FARINASSO *et al.*, 2006). Com o surgimento e aprimoramento do geoprocessamento e dos Modelos Digitais de Elevação (MDEs) foram aplicadas diversas alterações e adaptações nesses cálculos para estimar a perda de solo em relevos complexos como por exemplo em bacias hidrográficas e vertentes diversificadas em uma mesma região (GALDINO e WEILL, 2010).

Resumidamente, o fator LS simboliza basicamente a distância que vai do início da constituição do escoamento até o local onde este escoamento encontra um canal, reservatório, ou uma condição que favoreça a deposição dos sedimentos, o que considera também sua declividade (RENARD *et al.*, 1997).

Entretanto, a aplicação prática desse fator não é simples, devido à dificuldade de identificar o início da formação do escoamento e dos locais de deposição. Essa situação torna

imprecisa o cálculo tradicional do fator LS em áreas de grande extensão e de relevo complexo (MINELLA, MERTEN e RUHOFF, 2010). Por conta disso, faz-se necessário enfatizar essa discussão de acordo com diferentes referenciais teóricos e aplicabilidades anteriores.

Para o fator topográfico LS, que se trata basicamente da influência do relevo no escoamento e erosão dos solos, sua elaboração é baseada no cálculo do comprimento de rampa ou vertente (fator L) e no índice de declividade (fator S). Os dados para construção deste fator foram elaborados através de tratamento de um MDE em ambiente SIG provenientes do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) com resolução de 30 metros (VALERIANO, 2005).

A obtenção do fator L se deu através da equação 3 e está baseada conforme os estudos de Bertoni e Lombardi Neto (2012). Em seguida, baseado nos dados do fator L foi possível elaborar o fator LS, conforme indicado na equação 4.

$$L = \sqrt{P^2 + \left[\left(\frac{D}{100}\right) * P\right]^2} \quad (\text{Equação 3})$$

$$LS = 0,00984 * L^{0,63} * D^{1,18} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

P é o tamanho da resolução espacial do MDE;

D é a declividade em porcentagem.

Para o fator CP que se refere ao uso e manejo da terra e representa os principais tipos de uso e ocupação, pois a perda de solo tem relação direta com a capacidade da vegetação ou qualquer outro tipo de cobertura de proteger a capa pedológica contra a erosão.

Inicialmente, em relação ao fator C, Bertoni e Lombardi Neto (2012) indicam que além da vegetação, os tipos de culturas agrícolas e as práticas de manejo aos quais as mesmas estão sujeitas também interferem na perda de solos. Contudo, estabelecer que apenas elementos vegetacionais interferem na dinâmica sedimentar é insuficiente pois podem existir outros tipos de variáveis que alteram a dinâmica de perda de solos que não são elementos cultivados, como fatores antrópicos que interferem de maneira substancial na erodibilidade tal qual uma cultura agrícola (RENARD *et al.*, 1997).

Originalmente este fator se obtém a partir da relação entre as perdas de sedimentos em uma zona cultivada em dadas circunstâncias e as perdas equivalentes de um mesmo terreno só que descoberto. Partindo desse pressuposto, aplicam-se equações como as descritas nos

trabalhos de Renard *et al.* (1997), que levam em consideração o uso anterior da terra, cobertura do solo pelas copas, cobertura do solo por plantas ou resíduos em contato direto, rugosidade superficial do solo e umidade do solo.

Isto é, depende de uma base de dados extensa e que demanda tempo quando aplicadas a grandes áreas, além do fato de que as variáveis são majoritariamente voltadas para elementos rurais ou agrícolas. Assim, para contornar esse problema, diversos autores fazem levantamento do fator C de modo generalizado utilizando-se de geoprocessamento a partir de classificação de imagens de satélite (SCHMITT, 2007; KARABURUN, 2009).

Já o fator P avalia as práticas conservacionistas ao qual o solo está sujeito. Considera-se prática conservacionista aquelas práticas que modificam o sistema de cultivo de modo a controlar a erosão e contribuir ou manter a fertilidade do solo, assim, aumentando a resistência do solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990). Essas práticas são, por exemplo: plantio em curva de nível, rotação de culturas, plantio direto e terraceamento.

Stein *et al.* (1987) sugerem que a avaliação de modo separado dos fatores C e P sejam mais recomendáveis quando se desejar avaliar a aptidão agrícola local e em parcelas de solo pequenas. Para uso em áreas amplas e para estimar a perda de solos em conformidade com o RUSLE, os fatores C e P podem ser utilizados como um só, prevalecendo o fator C, conforme Silva *et al.* (2017) enquanto o fator P permanece com valor 1 para toda extensão da área de estudo (OZCAN *et al.*, 2008).

O fator CP foi elaborado através de uma vetorização manual das imagens de satélite Landsat-8 (cena órbita 217, ponto 63), datado de 06.09.2020 baseando esta data na disponibilidade das imagens de satélite e também da cobertura de nuvens.

Foi estruturado uma composição entre as bandas 4, 3 e 2 (visível) com resolução espacial de 15 metros obtida através de melhoramento com uma fusão com a banda pancromática (banda 8) e com o auxílio do Google Satélite para visualização das feições menores, de acordo com Jensen (2009)

Para o uso e manejo da terra convencionou-se utilizar classes adaptadas conforme Bertoni e Lombardi Neto (2012) e complementando outras classes por meio de pesquisa bibliográfica que foram integradas àquelas existentes na área de estudo, que são: estradas; sede municipal; agricultura; campo, pasto e solo exposto; localidades, distritos e outros; vegetação herbácea/rasteira; vegetação de várzea e corpos hídricos; vegetação arbustiva densa e; vegetação florestal/área preservada.

Ao fazer o levantamento bibliográfico, observou-se que diferentes autores estipulam diferentes índices para uma mesma classe. Contudo todos os autores estipulam a padronização

do índice conforme o RUSLE que varia de 0 (erodibilidade muito baixa) a 1 (erodibilidade muito alta). Boix-Fayos *et al.* (2006) e Oliveira, Wendland e Nearing (2013) recomendam que sejam elaboradas médias devido a variabilidade espaço-temporal no uso e ocupação e nas culturas, necessitando de avaliações contínuas ou inserindo modelos mais flexíveis ao integrar diferentes índices para predizer a erodibilidade, como uma média.

Dessa forma, as classes foram reclassificadas de acordo com valores previamente estabelecidos para o fator CP com base em valores padrões encontrados por meio de pesquisas bibliográficas estabelecendo um fator CP médio único e com classes e simbologias em conformidade com o manual de uso da terra (IBGE, 2013) que estão disponibilizadas no quadro 5.

Quadro 5 - Valores dos coeficientes de erosividade para o uso e manejo da terra.

Classe de uso e manejo da terra	Fator CP	Fator CP médio	Referências
Estradas	1,0	1,0	Castro <i>et al.</i> (1994)
Área Urbanizada	0,001	0,0155	Farinasso <i>et al.</i> (2006)
	0,030		Wischmeier e Smith (1978)
Agricultura	0,290	0,1774	Bertoni e Lombardi Neto (2012)
	0,0648		Didoné <i>et al.</i> (2014)
Campo, pasto e área descoberta	0,05	0,525	Silva <i>et al.</i> (2010)
	1,0		Macedo <i>et al.</i> (2012)
Localidades, distritos e outros	0,001	0,1005	Farinasso <i>et al.</i> (2006)
	0,200		Morgan (2005)
Vegetação campestre	0,005	0,005	Silva <i>et al.</i> (2010)
Corpos d'água continentais e vegetação ripária	0,0004	0,0002	Silva <i>et al.</i> (2010)
	0		Bertoni e Lombardi Neto (2012)

Vegetação florestal	0,00004	0,00004	Silva <i>et al.</i> (2010)
Vegetação Arbustiva Densa	0,0010	0,0007	Graça <i>et al.</i> (2015)
	0,0004		Demarchi (2012)

Fonte: elaborado pelo autor.

Após o procedimento de confecção dos mapas e cartas, os fatores que estavam em formato vetorial foram reclassificados para o formato matricial e, dentro do processo de álgebra de mapas o fator A foi padronizado para uma resolução espacial de 15 metros que corresponde à melhor resolução utilizada nas camadas do RUSLE. Além disso o mapa foi adaptado e hierarquizado conforme Borges (2009), com a perda de sedimentos por erosão variando conforme a grandeza de t.ha⁻¹.ano⁻¹ na faixa de: nulo a muito baixo (0 - 10); baixo (10 - 15); médio (15 - 50); alto (50 -200) e muito alto (>200).

Em seguida, de modo complementar, elaborou-se um mapa de erosão potencial baseado em Borges (2009) e Toniolo *et al.* (2021) com a finalidade de observar de modo prático e espacializado a importância da cobertura da terra na região de pesquisa para a proteção contra a erosão do solo. Neste caso, a escala de erosão potencial também se baseia em t.ha⁻¹.ano⁻¹ nas seguintes faixas: muito baixo (<2); baixo (2 - 4); médio (4 - 6); alto (6 - 20) e muito alto (>20).

3.1.3 Estimativa de assoreamento

Com os dados de estimativa de perda de solos foi possível elaborar a estimativa de captura de sedimentos direcionados para setores de referência baseado no método RUSLE através da RAS. A RAS pode ser calculada conforme a expressão de Williams-Berndt (WILLIAMS e BERNDT, 1977) que está localizada na equação 5 que considera fundamentalmente a influência da declividade e o transporte difuso na perda de solos.

$$RAS = 0,627 \times S_0^{0,403} \quad (\text{Equação 5})$$

Em que:

S_0 é a declividade média no trecho de referência.

Deve-se ressaltar que existem outras modelagens que avaliam a transferência de sedimentos, tais como as equações de Vanoni, Renfro, USDA, USDA-NRCS, Maner, Roeh. Comparando estes diferentes modelos de RAS, Farias *et al.* (2005) relata em estudos experimentais no semiárido para o município de Aiuaba - CE que os modelos empíricos pouco superestimaram ou subestimaram a taxa de produção de sedimentos em relação àqueles efetivamente observados, mas o método de Williams-Berndt não apresentou diferença, apresentando desvio nulo.

A partir do cálculo do RAS, utiliza-se de uma outra equação (equação 6) para elaborar a estimativa de assoreamento por produção de sedimentos que podem ser passíveis de deposição fluvial, conforme Maner (1958 *apud* ARAÚJO, 2003).

$$P_s = ML * RAS \quad \text{(Equação 6)}$$

Em que:

P_s é a influência da perda de solos na produção de sedimentos assoreados (t);

ML é a massa de sedimentos erodida localmente por unidade de área ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e;

RAS é a fração percentual do sedimento que consegue atingir a rede de drenagem.

O resultado obtido avalia o assoreamento para todas as áreas de referência estudadas, no caso, cada pixel da imagem. Utilizando-se de interpolação baseada em geoestatística, o método de krigagem ordinária foi utilizado para espacializar e observar os dados de assoreamento em escala generalizada, tendo em vista o amplo tamanho da área de pesquisa.

Considerando os resultados finais obtidos relativos à perda de solos, aos índices estimados de assoreamento e para as áreas que mais contribuem para o assoreamento, sintetizou-se os resultados desta pesquisa conforme três panoramas/resultados/estimativas possíveis com o intuito de exemplificar as possibilidades de uso do modelo de acordo com problemas ambientais/geográficos possíveis (MORO, 2005):

- Panorama 1: Estimação quantitativa da retenção média de sedimentos para toda a região de pesquisa (4 municípios) baseada nas unidades de referência de perda de solos, incluindo a captura de sedimentos pelos cursos fluviais.
- Panorama 2: Espacialização dos índices de sedimentação que recaem sobre as calhas fluviais através de pontos amostrais fictícios ao longo dos rios, representando trechos da seção fluvial.

- Panorama 3: Estimar a produção de sedimentação fluvial por consequência do uso e ocupação da terra urbano baseando-se nas sedes municipais como seções de referência na produção de sedimentos com a finalidade espacializar as regiões mais ou menos contribuintes com a deposição sedimentar fluvial por influência da intervenção antrópica.

Para o primeiro panorama, calculou-se primeiramente o percentual médio de retenção de sedimentação fluvial através da RAS em toda extensão da área de pesquisa mediante média simples das taxas obtidas para todas as seções de referência (estatística zonal) e posteriormente, tendo como base os dados de totais de perda de solos pelo RUSLE, extraiu-se o quanto dessa fração de solos perdidos pela erosão são direcionados na forma de assoreamento para os corpos d'água.

Para o segundo panorama, utilizou-se da RAS para estimar as taxas de transporte de sedimentos para seções fluviais tendo como área de referência 250 pontos amostrais fictícios e aleatórios, mas com distância mínima de 1 km entre cada uma nos cursos fluviais. Este tipo de método é sugerido por se tratar de uma pesquisa experimental e o intuito básico é verificar e testar a acurácia da metodologia proposta por meio de teste controlado, algo semelhante ao elaborado por Lisbôa (2011). Assim, a distância mínima de 1 km entre cada ponto foi escolhida por ser aquela que melhor permitiu visualizar a variação dos dados no mapa.

Para tanto, as taxas representativas em cada ponto são interpoladas através do método de krigagem ordinária com o intuito de espacializar e estimar as taxas entre os locais amostrais. Em seguida, a matriz interpolada foi recortada de modo a visualizar apenas o traçado dos cursos fluviais em que ainda se acrescentou ainda um *buffer* para poder melhorar a acuidade visual.

Para o terceiro panorama, estudou-se a influência das zonas urbanas na sedimentação fluvial, julgando os setores censitários urbanos como a região indicada como sede municipal. Considerando esta definição, foram distribuídos pontos amostrais aleatórios ao longo da zona urbana (GESLLER *et al.*, 1995). Segundo Hengl (2003), esse tipo de amostragem fornece estimativas estatísticas representativas da totalidade da área de estudo.

A quantidade de pontos amostrados dependeu do tamanho da zona urbana, assim, para Baturité foram amostrados 119 pontos, para Guaramiranga foram 51 pontos, para Mulungu foram 76 pontos, e para Pacoti foram 64 pontos, dispondo de uma amostragem representativa para realização de inferências (FONTELLES *et al.*, 2010).

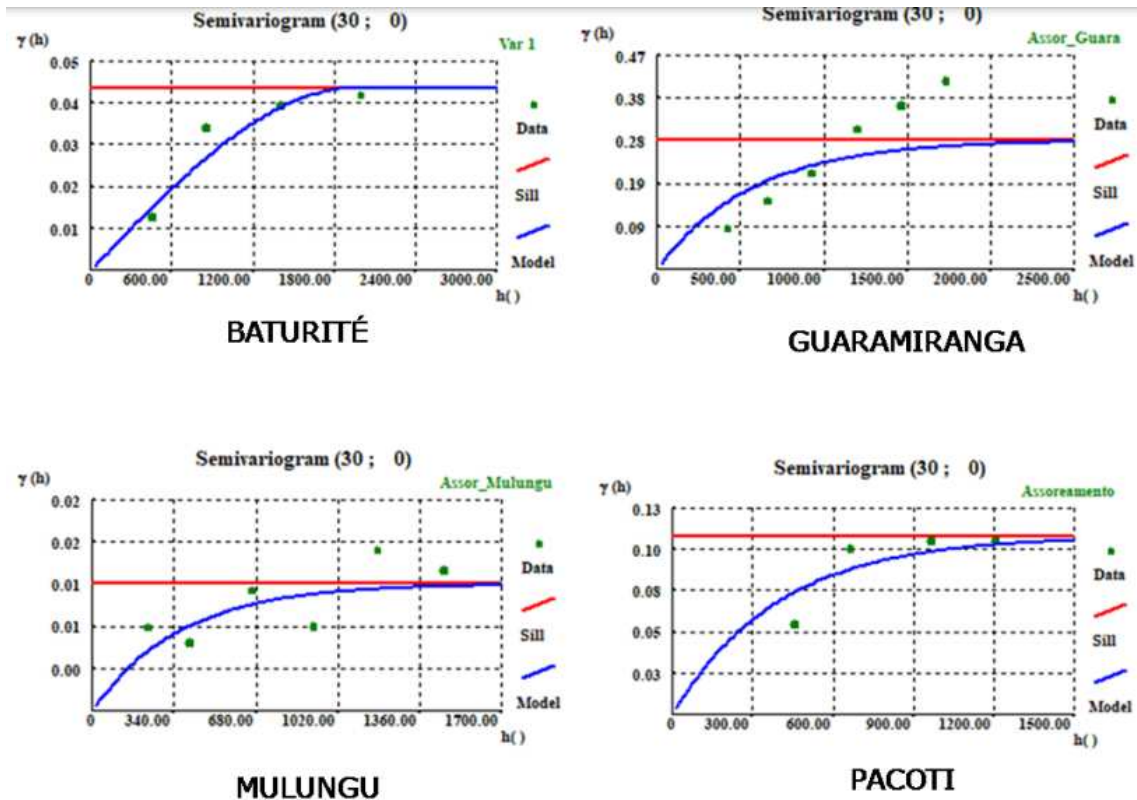
A amostragem foi necessária pois sua finalidade foi saber o comportamento dos dados sem precisar analisar todos os elementos presentes (o que afeta o desempenho do *software*) e foi levantada de modo exemplificativo, pois, considerando que se trata de um estudo piloto

integralmente experimental, a medida de pontos amostrais foi a esmo, sem cálculo amostral prévio para definição da quantidade exata de pontos.

Neste último cenário, as taxas de produção de sedimentos foram adotadas como variáveis regionalizadas por representarem um conjunto de dados distribuídos espacialmente, e com uma determinada tendência espacial dos dados em estudo (ALLESSI, 2011). Para este terceiro cenário utilizou-se de tratamento geoestatístico com o auxílio do programa GeoMS.

Para elaborar o modelo de correlação espacial da variável regionalizada realizou-se preliminarmente uma análise variográfica. Essa análise permite entender o comportamento espacial da variável regionalizada (gráfico 1), verificar a existência ou não de anisotropia geométrica ou zonal e identificar o tamanho da zona de influência de uma amostra através da construção de semivariogramas que indica a descrição de dependência espacial dos atributos de nível sedimentar (YAMAMOTO e LANDIM, 2013).

Gráfico 1 - Semivariogramas exponenciais para as quatro áreas de estudo



Fonte: autor (2023).

No processo geoestatístico escolhe-se o modelo ou função que melhor se ajusta aos dados amostrados e realiza-se a interpolação. Yamamoto e Landim (2013) relatam que os modelos esféricos, exponenciais e gaussianos são capazes de representar a maioria dos fenômenos espaciais. Neste trabalho foi adotado o modelo exponencial dos dados, pois foi o que melhor se ajustou aos azimutes ou direções durante os experimentos computacionais.

No programa GeoMS construiu-se semivariogramas cruzados experimentais unidirecionais (30°) para definição do raio no modelo anisotrópico, isto é, propriedades espaciais dos fenômenos de taxa simulada de sedimentação fluvial que se tornam diferentes dependendo da direção em que são analisadas. Os dados de *Lag Distance* e *Tolerance* ideais para cada área de pesquisa foram testadas e definidas respectivamente como 267 e 25.

Um dos produtos deste tratamento geoestatístico será um modelo matricial espacial interpolado e aperfeiçoado através de krigagem ordinária referentes às cotas das taxas estimadas de assoreamento, que, em seguida, foram importadas para uma plataforma SIG, neste caso, o ArcGIS que foi conveniente com o formato ASCII disponibilizado pelo programa GeoMS.

Nesta ocasião, o mapa gerado será discutido no capítulo de resultados mediante uma avaliação qualitativa dos resultados alcançados, relacionando os índices alcançados na modelagem com os elementos existentes na região de pesquisa por meio de visita de campo.

Já discutindo de o caráter quantitativo dos dados observados pela modelagem no cenário 3, avaliou-se ainda os dados através de gráficos por histogramas e por *bloxpots* dos dados criados pelo programa GeoMS (expostos mais adiante no capítulo referente aos resultados) com o objetivo de visualizar as medidas de posição e variação relativa das variáveis quantitativas. Os bloxpots fornecerão medidas de outliers; máximo; primeiro, segundo (mediana) e terceiro quartis; e, mínimo relativo aos índices de estimados de produção de sedimentos passíveis de deposição fluvial (TUKEY, 1977).

Os dados ainda passaram por teste de validação cruzada (VC) com o intuito de avaliar o grau de predição das taxas simuladas de assoreamento pelo modelo geoestatístico (DEUTSCH e JOURNAL, 1998). A técnica de VC omite o valor real da variável e prediz este valor utilizando o restante das amostras, posteriormente, compara os valores amostrados com aqueles preditos. Este procedimento pôde ser feito no próprio software GeoMS e os dados foram transferidos para o programa Microsoft Excel.

Para analisar os dados obtidos na VC utilizou-se de três parâmetros para observar o desempenho dos dados: o erro médio quadrático normalizado (*Normalized Mean Square Error - NMSE*), o erro médio dos valores residuais (*Mean Error - ME*) e a correlação entre os valores observados e preditos (CVOP), sendo utilizados como indicadores da qualidade das modelagens geoestatísticas (JONHSTON *et al.*, 2001).

Por último, por conveniência própria, analisou-se se existe alguma relação entre a perda de solos (fator A) e as taxas de sedimentação fluvial modeladas neste último cenário através de procedimentos de análise bivariada, supondo experimentalmente que as duas sejam diferentes variáveis, pois sabe-se que o fator A é uma das etapas para se alcançar a taxa de sedimentação fluvial elaborada pela razão de aporte de sedimentos.

Para observar a linearidade entre as duas variáveis utilizou-se do coeficiente de correlação de Pearson e a covariância. Estas duas ferramentas têm o intuito de observar a relação de linearidade entre duas ou mais variáveis e são também bastante similares, uma vez que a correlação de Pearson é uma função da covariância (HEIJ *et al.*, 2004).

Apesar disso, não se deve achar uma modelagem que é uma simplificação idealizada da realidade, como uma fonte de dados incontestáveis e exatos, deve-se ir a campo para cruzar os dados e comprovar as informações.

3.1.4 Visita técnica de campo

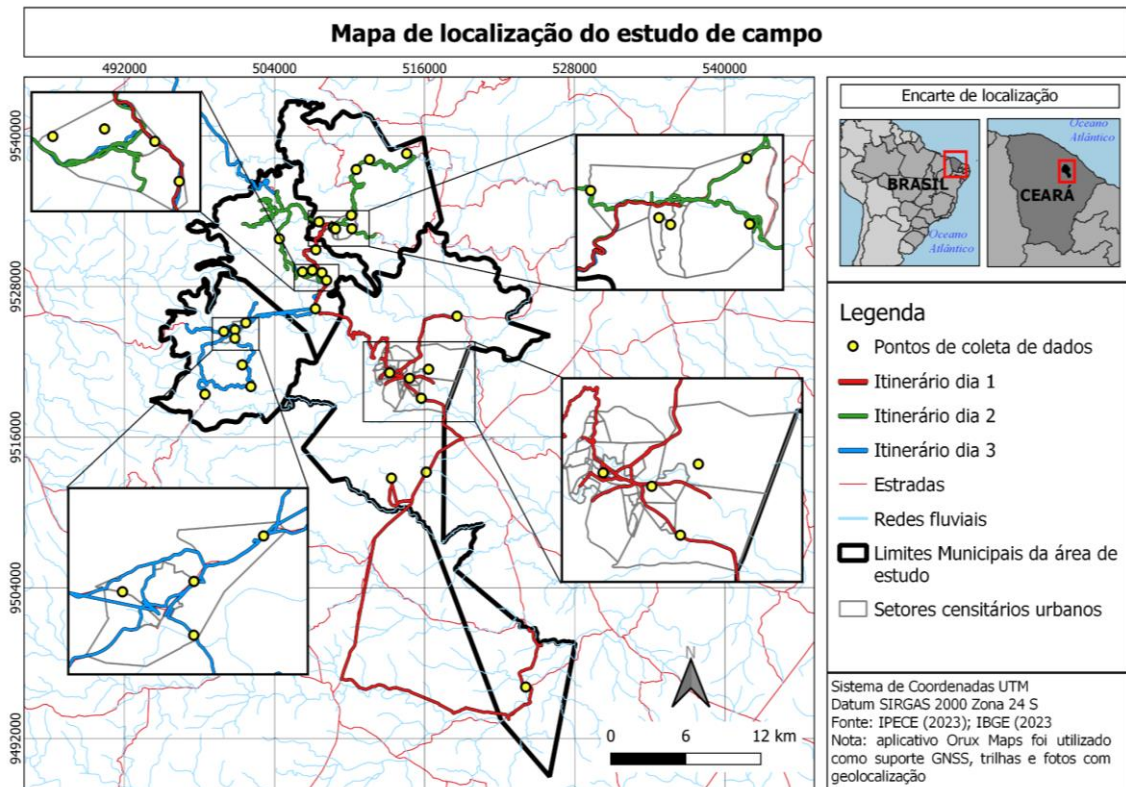
Por isso, após a realização dos trabalhos de gabinete envolvendo as modelagens, realizou-se uma atividade de reconhecimento de campo com o intuito de explorar a área de estudo. O intuito também desta última fase de trabalho de pesquisa é realizar uma validação empírica e confrontar os resultados identificados em campo com os dados mapeados, verificando ou não a sua consistência com a realidade.

Deve-se salientar previamente que os pontos amostrais nesta etapa da pesquisa não têm relação com a amostragem discutida na etapa da elaboração dos panoramas, pois, como explicado, a amostragem do panorama 2 tem um caráter experimental para melhor espacializar os dados, e no panorama 3 a amostragem é uma das etapas obrigatórias para se alcançar o mapeamento geoestatístico, justificado em sua referida metodologia, mas que ainda assim não os validam, e que a visita de campo tem o intuito de observar e estudar algumas dessas áreas mapeadas onde se encontram índices de destaque e que fortuitamente podem validar os dados gerados no modelo computacional, assim, se tratando de uma validação qualitativa (MAGRI, 2013).

A validação qualitativa dessa pesquisa consistiu em analisar alguns pontos de apoio para coleta de dados a partir de uma análise empírica dos atributos ambientais da paisagem e confrontar os dados observados com aqueles previamente mapeados através, principalmente, de uma ficha de campo e fotografias.

Para esta última atividade foram utilizados 30 pontos amostrais visitados ao longo da área de estudo entre os dias 7 e 9 de dezembro de 2023. As regiões observadas foram estrategicamente selecionadas para estar próximas de corpos d'água e próximo a estradas acessíveis. A figura 9 exibe o mapa semelhante ao que foi utilizado em prática com a indicação das amostras e os caminhos que foram percorridos ao longo de cada dia.

Figura 9 - Mapa de trilha de campo com indicações das amostras.



Fonte: autor (2023).

Deve-se observar ainda que o período climático ao qual se realiza a coleta de dados é o seco, que é quando quase todos os rios e riachos estão sem água, e portanto, acessíveis, coincidindo também com o período o qual o mapeamento de uso e ocupação da terra também foi produzido, assim, podendo inferir maior confiabilidade na comparação e análise entre os dados reais e o mapeados.

Assim, a justificativa para a visita e escolha dos pontos visitados, além da facilidade de acesso ao local, tem também o intuito de observar as áreas de destaque na pesquisa (índices altos e baixos, por exemplo) para realizar posteriores comparativos entre os dados adquiridos, sejam eles entre os dados reais e modelados de mesmo índice (analisa a qualidade da modelagem), ou entre baixos e altos (analisa se os patamares dos índices estão corretos), de modo a realizar a validação qualitativa, dados esses que estão indicados na ficha de campo (Apêndice I) a exemplo do item 7 do campo II (Correspondência entre nível de assoreamento/área produtora de sedimentos passíveis de deposição fluvial mapeado e real?)

A ficha de campo também foi tomada como base na catalogação de dados ambientais em que a mesma foi dividida em três seções: processos relativos à erosão e antropização, processos relativos a assoreamento, e, uso da terra. No primeiro, a avaliação dos níveis de

assoreamento foi realizada através de uma catalogação de feições morfométricas e geomorfológicas que sugerem intensa deposição sedimentar ou mudanças morfológicas das calhas fluviais conforme IBGE (2009) e Dantas (2001), sendo avaliadas empiricamente como baixo, médio ou alto índice de deposição a partir da quantidade de elementos identificados.

Outros dados complementares também foram utilizados, como o relativo à escala de urbanização conforme Paul e Mayer (2001), turbidez da água ou presença de lixo, pois são fatores que poderiam, de alguma forma demonstrar ou interferir nos atributos de qualidade fluvial.

Uma segunda parte das amostras buscou estudar a ocupação do solo urbano e sua influência na sedimentação fluvial em uma escala experimental também de baixo, médio e alto a partir da catalogação de processos erosivos, buscando correlacionar também se os índices mapeados também conferem com a realidade.

E uma terceira parte das amostras foram escolhidas com o intuito de validar o mapeamento de uso e ocupação da terra realizado na etapa de mapeamento de perda de solos de forma a obter um mapeamento do fator CP aprimorado ao observar a correlação entre o mapeado e o real, com o intuito de confirmar ou corrigir o mapeamento.

Os materiais utilizados nesta pesquisa de campo envolveram um mapa básico de apoio impresso com imagens em colorido e informações sobre as amostras, estradas, setores censitários urbanos e limites municipais. Além disso, o suporte do aplicativo *OruxMaps* disponível em celular foi crucial para a captura de fotos com geolocalização, posicionamento GNSS e mapear trilhas durante o percurso.

Após a aquisição dos dados em campo, os dados de campo foram comparados com os mapeados e sintetizados em um quadro que será discutido nos capítulos referentes aos resultados e discussão.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

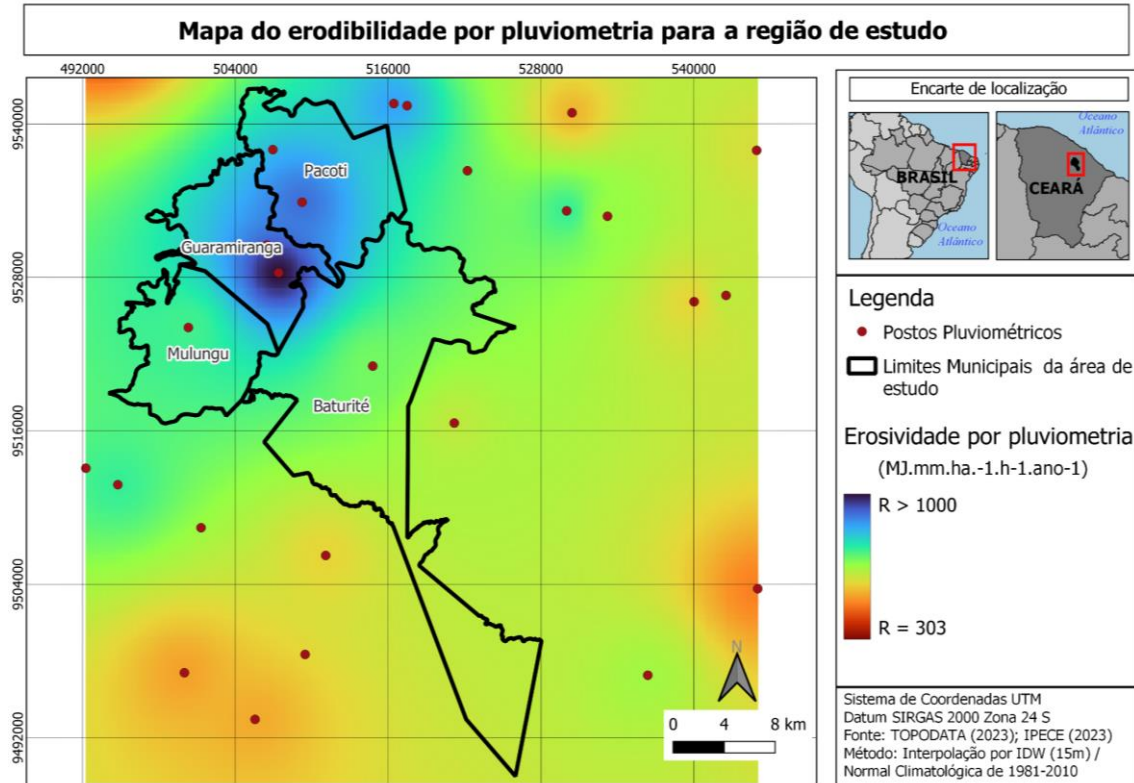
4.1 Modelagem de perda de sedimentos pela Equação Universal de Perda de Solo

Nesta seção serão apresentados os resultados do primeiro passo para a elaboração de estimativa de assoreamento que é a aplicação do RUSLE com uma breve discussão para cada fator descrito.

Relativo ao fator de erosividade pela chuva, fator R, observou-se que na região estudada o fator de erosividade varia entre 303,06 e 1.119,44 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ com uma média de

erosividade de $747,78 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, classificando o índice como erosividade média a forte. A figura 10 exibe a espacialização do fator R para a região de pesquisa.

Figura 10 - Mapa de erodibilidade por pluviometria para a região de estudo.



Fonte: autor (2023).

Os resultados para o fator R indicam, além da presença de elevados níveis energéticos da erosividade por pluviometria, também uma elevada amplitude dos dados. Estes aspectos demonstram indiretamente que há a interferência de outros fatores que induzem a precipitação, principalmente o relevo, exemplificada pelo efeito orográfico em zonas elevadas do Maciço do Baturité.

Deve-se salientar ainda que, conforme Bertoni e Lombardi Neto (2012), o fator R não é proporcional à pluviometria média anual, mas que depende de como a chuva se distribui no período analisado. Porém, pesquisas de Aquino, Oliveira e Sales (2006) demonstram que há uma correlação de 99% entre os dois aspectos. Assim, a erosividade por pluviometria e a pluviometria propriamente dita tem altíssima correlação no que concerne aos dados observados.

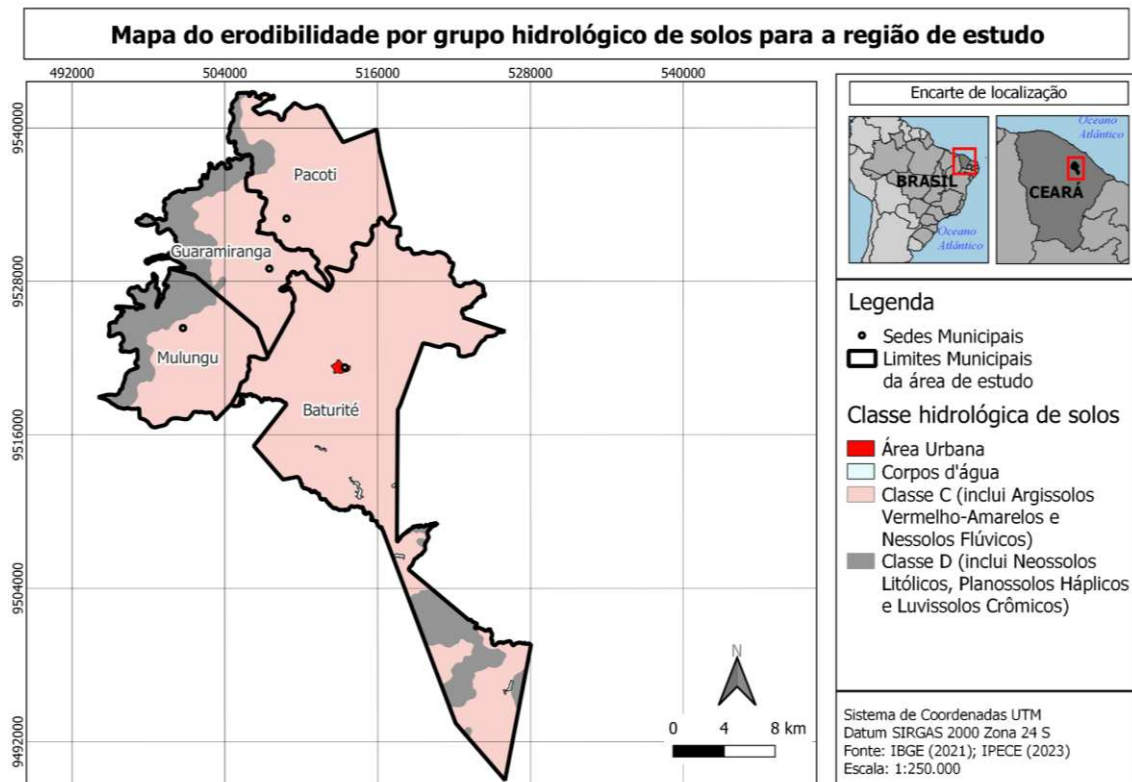
Para o fator de erosividade do solo, fator K, observa-se que na região do Maciço há o predomínio de argissolos vermelho-amarelos sendo especificamente distróficos na região úmida caracterizado pela pedogênese de alta lixiviação e com drenagem profunda. Já nas zonas

subúmidas e secas observa-se o predomínio desses argissolos vermelho-amarelos só que eutróficos, indicando que há um menor processo de lixiviação nesse tipo de solo.

Já em zonas onde se observa densas redes de drenagem relativas à bacia do rio Choró no interior do município de Baturité, nota-se o predomínio dos planossolos háplicos que são ricos em argilas, com drenagem imperfeita e facilidade com encharcamento no período úmido (IBGE, 2007).

Na figura 11 observa-se o agrupamento dos solos encontrados conforme o grupo hidrológico de solos entre os quatro municípios de estudo. A área de estudo abarca ainda uma distribuição com 69,98% composta pela classe C da classificação hidrológica de solos, 26,60% para a classe D da classificação hidrológica e 3,42% corresponde a outras convenções.

Figura 11 - Mapa de erodibilidade por grupo hidrológico de solos para a região de estudo.



Fonte: autor (2023).

Todos os solos predominantes na área de estudo correspondem a solos que variam de argilosos a muito argilosos. Estes solos se caracterizam pela alta coesão entre as partículas granulométricas e por isso geralmente possuem deficiência no processo de infiltração aumentando o processo de escoamento superficial indicando um menor carreamento de sedimentos por material transportado pela força da água. Além disso, a água que infiltra nesses

solos mais argilosos é lentamente retirada, mantendo a capa pedológica úmida por mais tempo (IBGE, 2007).

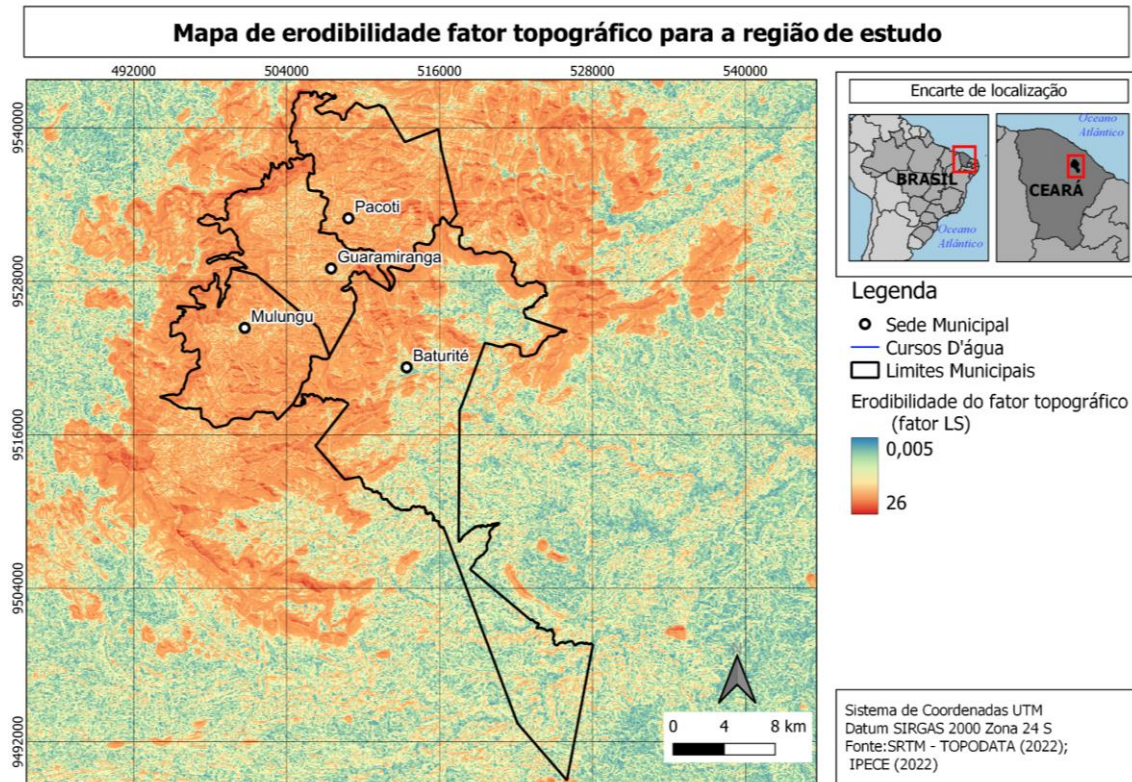
Em relação ao fator topográfico, fator LS, a declividade da região varia bastante desde o predomínio de zonas mais planas na zona da depressão sertaneja ao predomínio de zonas escarpadas como a zona serrana. Porém, zonas declivosas ocorrem de maneira indiscriminada região devido aos maciços residuais em forma de lombadas e colinas.

O fator de comprimento da rampa para a região indica uma elevada amplitude entre 0,0m e 58,20m, estes valores indicam de modo implícito a velocidade do escoamento. Assim, sua influência na perda de solo decorre do fato de que quanto maior sua extensão, maior será a velocidade do escoamento, favorecendo a erosão.

A sintetização dos fatores LS gerou o mapa de fator topográfico (figura 12), demonstrando um relevo com rugosidade predominante e explicitando uma morfologia de denudação dos relevos com forte carreamento de sedimentos em função da geomorfologia.

Os menores valores do fator topográfico encontram-se sob áreas inundáveis, interflúvios e rios ou riachos de alta ordem hídrica, deixando implícito a suscetibilidade ao assoreamento das calhas fluviais por se tratarem de zonas receptoras de sedimentos.

Figura 12 - Mapa de erodibilidade por fator topográfico para a região de estudo.



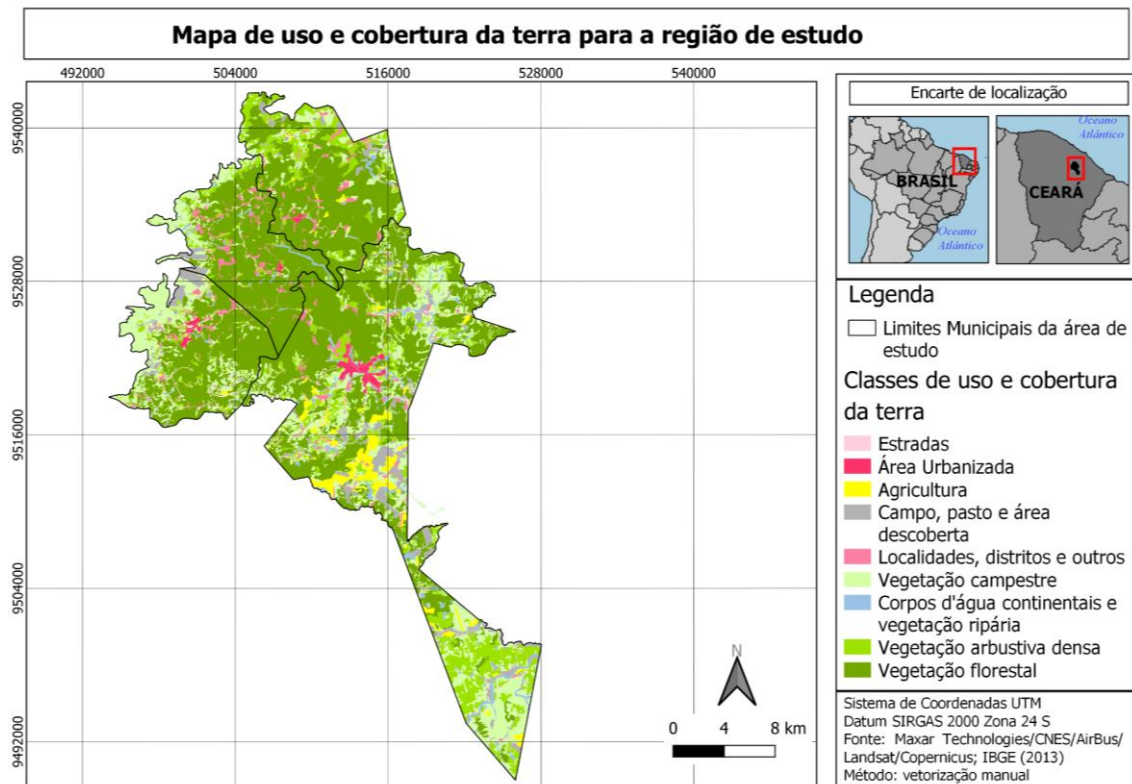
Fonte: autor (2023).

Já, em relação ao fator de uso e ocupação da terra, fator CP, as atividades mais degradantes dentro da APA estão ligadas principalmente a influência das zonas urbanas, atividades agrícolas de frutas e grãos, e fora da zona de APA, as atividades agropastoris e antropogênicas são mais intensificadas, nesse caso exemplificada pelo município de Baturité com atividades agropecuárias mais dominante e manifestada.

Além do processo degradante, os meios utilizados são antiquados que envolvem por exemplo, a retirada da vegetação nativa, a exposição completa do solo e até queima da vegetação intencional para produção de café, milho, feijão e mandioca. Essas atividades acarretam maior produção de sedimentos e por sua vez erosão.

Conforme se observa na figura 13, é visualizado notoriamente que grande parte das áreas florestais se localizam em áreas do platô úmido. Estas áreas são indispensáveis no fator de uso e manejo da terra ao amplificar a conservação do solo.

Figura 13 - Mapa de uso e cobertura da terra para a região de estudo.



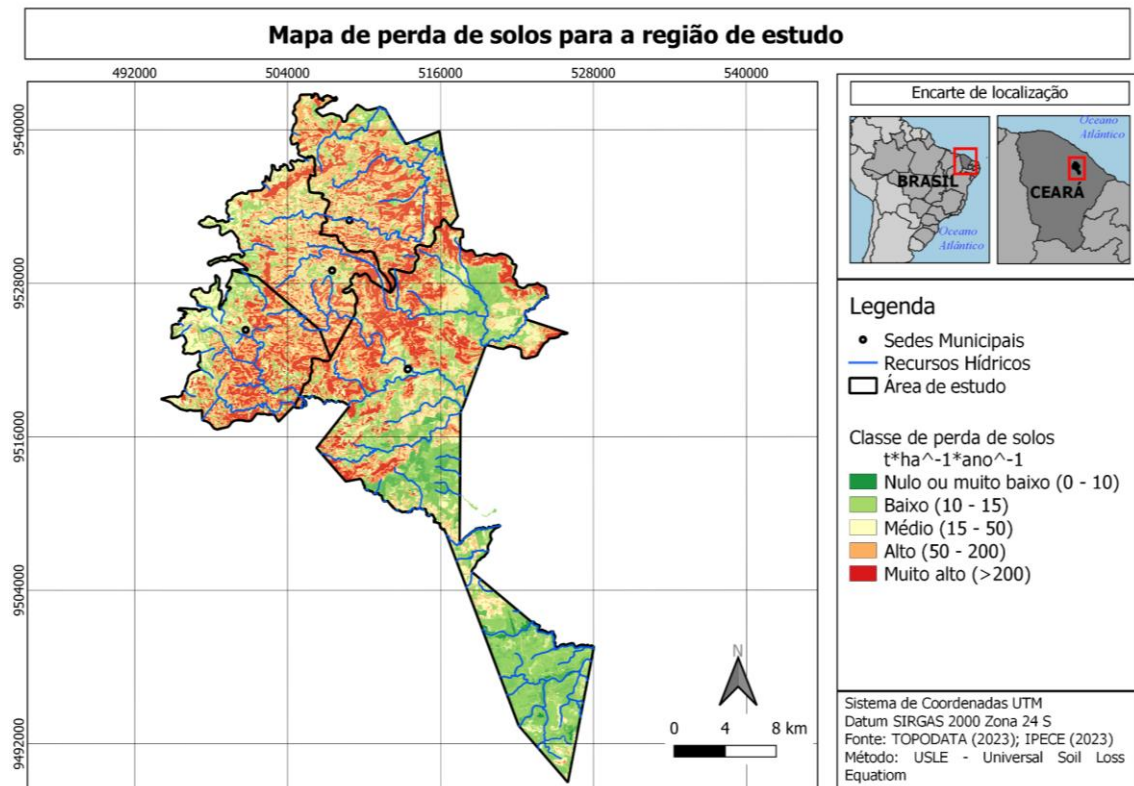
Fonte: autor (2023).

Porém, é uma situação provisória, pois apesar de haver instrumentos com força de lei para evitar o prejuízo ao meio ambiente, os responsáveis pela alta especulação imobiliária na região e a chegada de novas indústrias, como a de água mineral e sucos, tendem a encontrar brechas e exceções que dão permanência à sua instauração, que, juntamente com o aumento populacional, reduzem cada vez mais o espaço preservado.

Deve-se atentar ainda que existem vastas áreas mais degradadas que se encontram a sota-vento imediato da região do maciço (à oeste dos municípios de Guaramiranga e Mulungu) e também de forma dispersa no interior do município de Baturité, indicada pela presença de tonalidades verde-claros na legenda relacionado às matas mais abertas.

Integralizando todos os fatores anteriores, a figura 14 indica o mapa de perda de solos, fator A, para a região de pesquisa, e demonstra uma grande variedade e dispersão das classes entre os municípios, porém observa-se um padrão onde as regiões mais elevadas têm perdas de sedimentos com maior proporcionalidade para valores de classes intermediárias enquanto que as regiões de encostas que marcam a transição entre o maciço e a depressão sertaneja tem valores mais elevados, e as regiões mais secas e planas possuem valores de perda de solos mais baixas.

Figura 14 - Mapa de perda de solos para a região de estudo.



Fonte: autor (2023).

No quadro 6 observa-se de modo detalhado como as classes de perda de solos se distribuem quantitativamente e sua requerida frequência de ocorrência para os municípios. Os dados indicam que o município de Pacoti, Mulungu, Guaramiranga e Baturité foram, respectivamente, aqueles que mais tiveram maior perda média de solos por seção de referência com $92,62 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, $79,55 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, $63,50 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ e $17,99 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, respectivamente. E no total, o somatório total de perda de sedimentos para todo município está na ordem de $910.841 t \cdot ano^{-1}$ de sedimentos.

Quadro 6 – Estimativa de perda de solos e sua distribuição quantitativa de perda de solos (fator A) para cada município.

Estimativa de perda em $t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$	Área BATURITÉ (ha)	Frequência (%)	Área GUARAMIRANGA (ha)	Frequência (%)	Área PACOTI (ha)	Frequência (%)	Área MULUNGU (ha)	Frequência (%)
Nulo a	3.890,6	12,61	253,6	4,27	439,6	3,91	450,8	3,35

muito baixo (0 -10)								
Baixo (10 -15)	10.770,2	34,88	932,5	15,70	1.514,4	13,47	2.829	21,02
Médio (15 -50)	4.983,7	16,14	1.784,9	30,05	2.697,1	23,99	2.671,6	19,85
Alto (50 -200)	4.816,9	15,60	1.925,7	32,42	4.573,6	40,68	5.137,3	38,17
Muito alto (>200)	6.413,3	20,77	1.049	17,66	2.018,1	17,95	2.370,1	17,61
Total	30.878	100,00 %	5.940	100,00 %	11.243	100,00 %	13.459	100,00 %

Fonte: autor (2023).

Os maiores ápices nos índices de erodibilidade pelo fator A são encontrados principalmente no município de Baturité, concentrados mais especificamente na região de transição entre os maciços e a depressão sertaneja no sopé do maciço, indicando que essas zonas são intensas supridoras de sedimentos para as regiões próximas.

Estes valores mais elevados de perda de solos, indicam que essa região é onde mais se combinam fatores ambientais que influenciam na perda de sedimentos como por exemplo, relevos mais escarpados que atuam com maiores níveis energéticos de carreamento de sedimentos que atuam conjuntamente com a elevada pluviometria e altos índices de degradação.

Já as áreas de valores mais baixos são encontradas também no município de Baturité, mais especificamente no interior do município ao sul, abarcando índices mais inferiores onde os fatores ambientais menos combinam elementos que influenciam na perda de sedimentos, apesar de ainda ocorrer os altos índices de degradação, prevalece baixo a influência de todos os outros índices ambientais como a baixa pluviometria e os relevos mais aplainados.

Já no quadro 7 é feita uma distribuição quantitativa das classes para toda a região de pesquisa indicando que os dados variam, em geral, uniformemente em torno da classe média.

Quadro 7 – Estimativa de perda de solos e sua distribuição de perda de solos (fator A) para toda a região de pesquisa.

Estimativa de perda em t.ha⁻¹.ano⁻¹	Área total (ha)	Frequência (%)
Nulo a muito baixo (0 -10)	5.034,6	8,18
Baixo (10 -15)	16.046,1	26,08
Médio (15 -50)	12.137,3	19,72
Alto (50 -200)	16.453,5	26,89
Muito alto (>200)	11.850,5	19,26
Total	61.522	100,00%

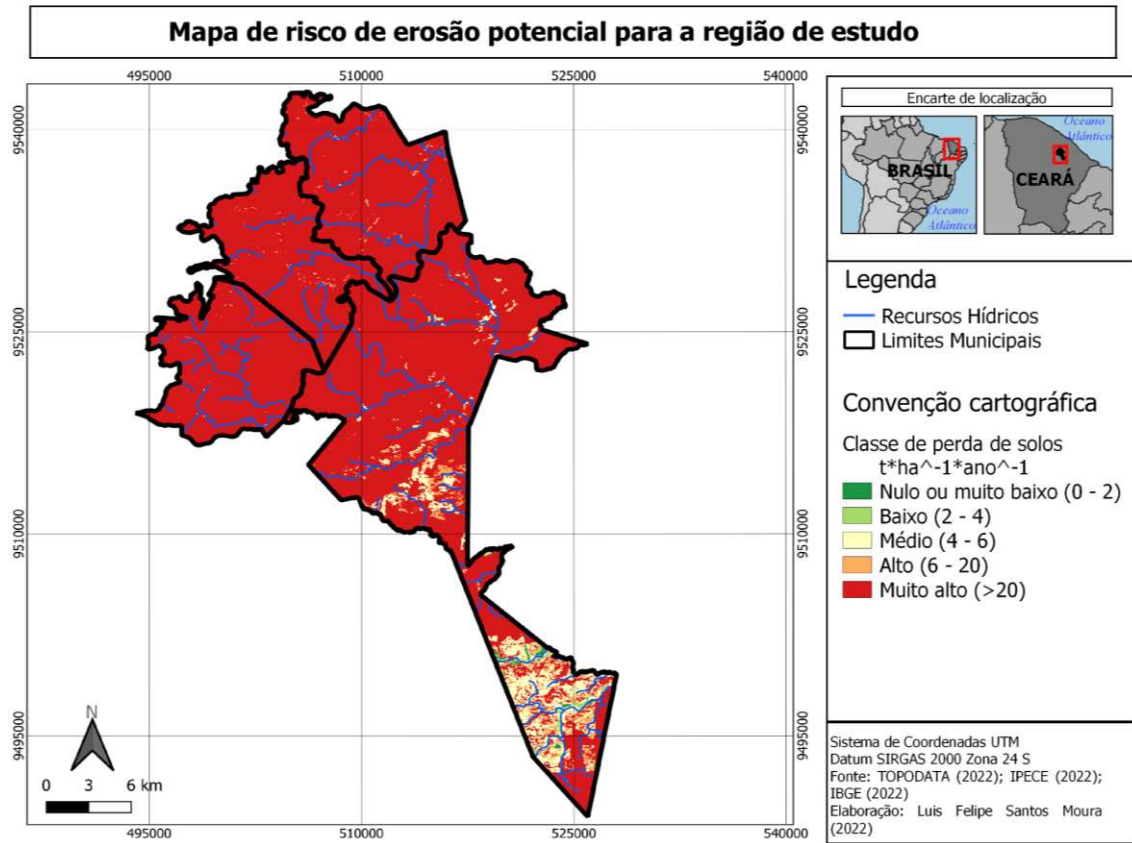
Fonte: autor (2023).

A semiaridez, que se reflete na função edafológica local, indica uma camada de solo e vegetação efêmeras contra os processos erosivos, intensificados principalmente no período chuvoso concentrado. Entretanto, outros tipos de coberturas de solos também contribuem para a perda de solo mediante a facilitação ou dificuldade no processo de carreamento de sedimentos.

Sem a cobertura atual do uso da terra, principalmente derivados das áreas conservadas, a região pesquisada poderia ter uma perda de solos para a erosão potencializada. Para observar a importância desta cobertura na conservação contra os processos erosivos, elaborou-se o mapa de risco potencial à erosão objetivando entender a importância da conservação ambiental do maciço na minimização da perda de solos.

O mapa de risco de erosão potencial conforme observado na figura 15, demonstra que, na hipótese da ausência da cobertura da terra pela vegetação, atentando-se principalmente àquelas da APA, a região poderia sofrer severos índices de erosivos. A cobertura da terra, indicada pelos fatores C e P atuam como elementos determinantes da perda de sedimentos e pode ser notada ao comparar as distribuições e frequências das classes entre o fator A e o mapa de risco de erosão potencial.

Figura 15 - Mapa de risco de erosão potencial na região de estudo.



Fonte: autor (2023).

Estas classes estão indicadas no quadro 8, e reafirmam que a vegetação florestada da área de pesquisa tem forte importância na conservação do solo. Os dados, por exemplo, indicam que a taxa de muito alto risco de erosão potencial (76,61%) é quatro vezes maior que a perda comum de solos do fator A e recobre mais de $\frac{3}{4}$ da área dos quatro municípios. Em comum aos dois índices, os “menores” dados de perda de solos estão localizados no interior do maciço do Baturité.

Quadro 8 - Estimativa de perda de solos e sua distribuição de erosão potencial para a região de pesquisa.

Estimativa de perda em $t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$	Área total (ha)	Frequência (%)
Nulo a muito baixo (0 - 2)	1.833,3	2,95
Baixo (2 - 4)	4.128,1	4,67
Médio	6.306	5,21

(4 - 6)		
Alto (6 - 20)	3.968,2	9,42
Muito alto (>20)	45.286,4	76,76
Total	61.522	100,00%

Fonte: autor (2023).

Os baixos índices de perda de solo por erosão potencial ao sul, no interior de Baturité, se devem principalmente ao fato de que essa área já possui uma cobertura do solo mais frágil que predomina na maior parte dessa região, assim, sua ausência ou não, altera muito pouco as taxas de erosão que por si só já são baixas. Dessa forma, o cálculo da erosão potencial desconsidera pouca coisa em relação entre o fator A e a erosão potencial nesta região do interior de Baturité.

4.2 Modelagem de assoreamento e perspectivas dos resultados mediante panoramas

4.2.1 Estimativa da produção total de sedimentos assoreados

Para avaliar como a degradação das terras influencia na dinâmica do assoreamento para os municípios de pesquisa estudou-se algumas aplicabilidades de modelagem pela RAS. Nesse primeiro panorama produziu-se o cálculo de forma absoluta que estima e quantifica de forma absoluta os níveis de produção de sedimentos para o assoreamento em todas as unidades de área da região de pesquisa tendo como base o fator A.

Como a resolução espacial da imagem foi padronizada para a escala de 15 metros, computou-se que a área de estudo conta com 41.014.666 unidades de área/seções de referência (em m²). Com isso, é possível indicar de modo preciso que a taxa média observada de erosão que recai nas calhas de sedimentação dos canais para os municípios gira em torno de 9,182%. Morris *et al.* (2008) indica que a taxa média mundial é de 10,000%, demonstrando que a região de pesquisa apresenta patamar pouco abaixo desse valor base, podendo dizer que está dentro da média global.

Com a taxa de erodibilidade para cada área de referência, é possível apontar ainda o total médio de volume de sedimentos que recaem nos canais fluviais por ano. Considerando

que o total erodido para a área de pesquisa por perda de solos previamente estipulado gira em torno de 903.144,59 t/ano e extraído deste dado a taxa média de erodibilidade para assoreamento (9,182%), calcula-se que aproximadamente 82.926 toneladas desses sedimentos erodidos, em média, são efetivamente captados pelas redes de drenagem.

Apesar da taxa de perda de sedimentos para o assoreamento estarem abaixo da média, ela ainda é um valor considerável por se situar próximo da média. O valor também condiz com o ambiente semiárido ao qual se localiza a região de pesquisa, indicando que não prepondera fortes fatores que influenciam a perda de sedimentos, como a precipitação (TEIXEIRA, 2011; MAHÉ *et al.*, 2005; TSEGAYE e BHARTI, 2021).

Porém, o considerável volume assoreado tende a recair nas calhas fluviais e provocar mudanças hidrológicas consideráveis, com mais intensidade que o comum para outras regiões semiáridas, já que a parte ocidental da região de pesquisa tende a ter uma pluviometria maior e também concentrada no semestre inicial do ano, apesar de também receber influência de um período de estiagem na outra parte do ano. Assim, mediante eventos climáticos extremos, a consequência do assoreamento impacta diretamente no desvio do curso d'água devido ao excesso de depósito de sedimentos no fundo do talvegue.

Além disso, como a camada subsuperficial do relevo semiárido, é, em geral, impermeável por conta do terreno geológico cristalino, a capacidade de infiltração dos cursos fluviais é mínima, assim, este fator em conjunto a sedimentação intensa provocada pela concentração pluviométrica da quadra chuvosa em conjunto com o padrão dendrítico diante da topografia local que favorece a erosão e o transporte de sedimentos tende a facilitar a elevação da base fluvial dos rio devido a formação rápida de aluvião, consequentemente levando a extrapolação rápida dos canais que tendem a percorrer caminhos não regulares e também encontrar novos trechos conforme se desloca.

As inundações e alagamentos provocadas pelo aumento do nível de base, mais notórias nas regiões rurais, tendem a intensificar a deterioração de ombreiras, terraços fluviais e diques marginais, levando a uma intensificação dos processos de produção de sedimentos, já que normalmente estes depósitos tendem a ser facilmente carregados podendo até levar à queda de barrancos e solapamento de encostas mediante o processo de desgaste destas superfícies pelo material transportado pela rede fluvial através da abrasão fluvial no processo de corrasão.

Para as zonas urbanas, os impactos das mudanças na morfologia dos canais fluviais e do processo de corrasão das encostas tendem a impactar diretamente a sociedade, uma vez que pressupõem risco hidrológico, podendo o fluxo ser direcionado para áreas domiciliares, ou seja, áreas incomuns onde esses corpos hídricos normalmente não atingem, portando indiretamente

risco por eventos climáticos extremos. A intensificação destes processos pode ser potencializada caso as áreas estiverem ausentes a mata ciliar ou os diques marginais dos rios.

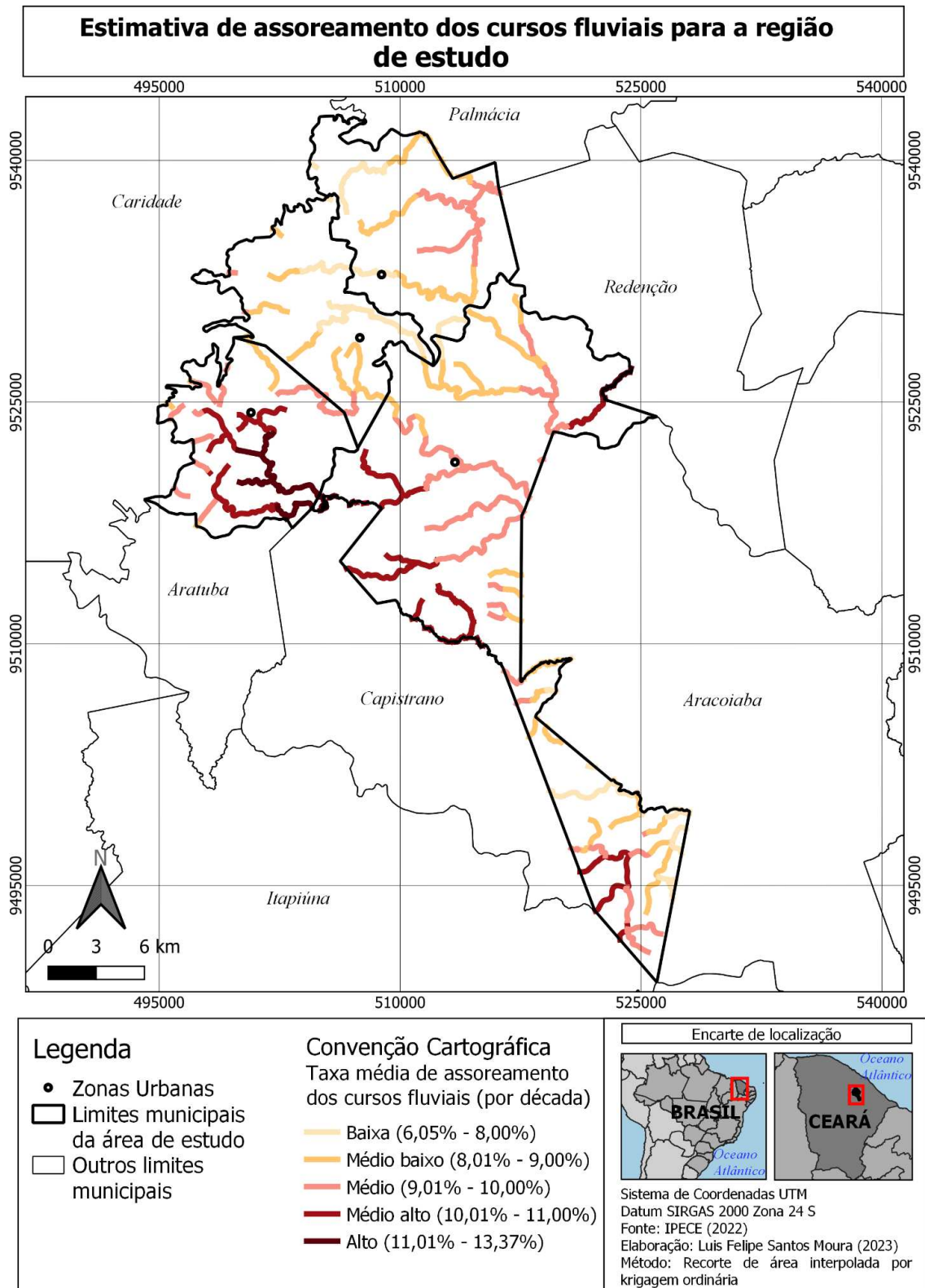
4.2.2 Estimativa de assoreamento com ênfase nos cursos fluviais

As taxas simuladas de captura de sedimentos passíveis de deposição não são uniformes em todas as regiões, principalmente aquelas direcionadas para as zonas de maior interesse hidrológico que são as redes fluviais. No primeiro panorama apresentado estipulou-se uma média, e estes dados são imprecisos e generalizados ainda mais quando comparado com a localização das redes fluviais, uma vez que no universo de 615,22 km² da área de pesquisa a medida de área dos rios praticamente somem pois os mesmos estão, em grande maioria, na escala de uma ou duas no máximo dezenas de metros de largura.

Por conta disso, elaborou-se um novo panorama a fim de observar de forma detalhada e especificamente as modificações que recaem somente nos cursos fluviais através de 250 pontos amostrais ao longo dos tributários sob a forma de unidades amostrais estimadas de produção de sedimentos para o assoreamento. Esta quantidade de amostras permite visualizar a variação espacial das taxas de sedimentação na escala de observação dos tributários fluviais.

A variação espacial pode ser inferida a partir de pares de pontos amostrais com intervalos aleatórios, predefinidos pelo *software*, mas com distância mínima de 1km entre cada par. O mapa da figura 16 indica a estimativa de assoreamento para os cursos fluviais para a próxima década (com base no mapa de uso da terra, 2020), podendo ser observadas as áreas onde os índices são mais intensos e as áreas onde os índices são menos intensos, classificando essa estimativa respectivamente entre alta e baixa.

Figura 16 - Estimativa de assoreamento com base na captura pelas redes fluviais.



Fonte: autor (2023).

No mapa da figura 16, os trechos mais intensos para o processo de sedimentação, indicado no mapa pelas cores mais fortes, podem ser mais notáveis em três regiões:

- Região A - a sudeste dos municípios de Mulungu e sudoeste de Baturité;
- Região B - a nordeste dos municípios de Baturité e sudoeste de Redenção;
- Região C - extremo sul do município de Baturité.

Nessas regiões os índices de assoreamento podem chegar ao máximo de 13,37% por década, atestando regiões onde pode haver um veloz aumento da altura do nível de base fluvial e modificação da morfologia dos rios por excesso de sedimentação e, por ventura, áreas com problemas hidrológicos que modificam drasticamente a morfologia dos cursos fluviais de forma acelerada.

A retirada da cobertura vegetal, a dispersão de domicílios, a criação de regiões turísticas e outras alterações ambientais podem intensificar ainda mais a produção de sedimentos, direcionando-os aos tributários e elevando os impactos causados pelas redes fluviais diante de eventos climáticos extremos.

Explorando uma explicação para as altas taxas, uma das hipóteses está no uso e ocupação do solo. Os municípios de Aratuba e Mulungu (estão na região A) são os que possuem as maiores taxas de população rural (67,31% e 63,45%, respectivamente), estando a população distribuída ao longo do município.

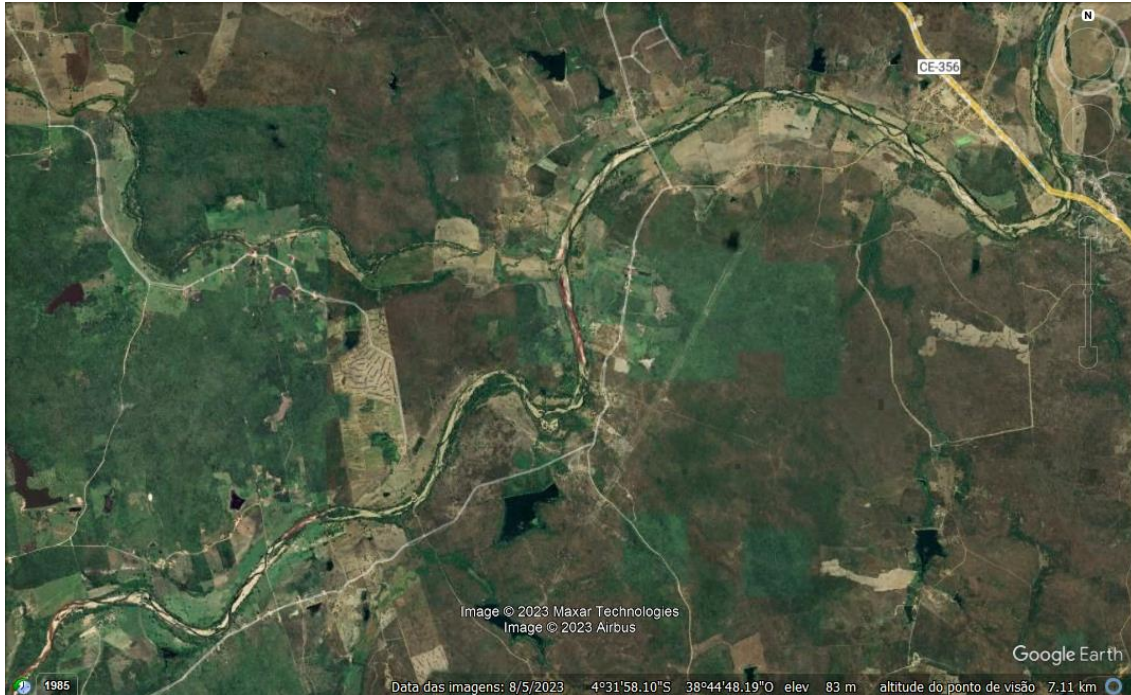
Essa configuração implica em um maior quantitativo de estradas e de domicílios de forma desconcentrada cuja as cercanias dos terrenos incrementam parcelas consideráveis de influência de solo exposto seja para quintais, entradas da casa, plantio, áreas de lazer e vias rurais, ocorrendo diretamente nas regiões protegidas do maciço do Baturité (região A) mas também no trecho subúmido (região B) que tem como ponto de referência o grande distrito de Antônio Diogo, em Redenção, e, também na sub-bacia do rio Choró (com destaque para os rios do Cachimbo, Cangati e Riacho Pesqueiro) que corta o município de Baturité ao sul próximo a comunidade de Angicos e Choró-Junco (região C).

Além da hipótese exemplificada no parágrafo anterior, o ponto 22 da figura 18 exemplifica um outro processo que acontece na prática em diversos pontos próximos à região A, no município de Mulungu, onde a agricultura tem devastado vertentes florestadas em largos lotes, o que pode contribuir com a problemática não somente local, mas também por outros trechos à jusante.

O assoreamento pode ser exemplificado de forma evidente na região C, no rio Choró, no município de Baturité, podendo ser visualizado em imagens simples de satélite como as demonstradas na imagem 1, próximo a comunidade de Choró-Junco, demonstrando também de

maneira implícita, o grande acúmulo de sedimentos nos cursos fluviais para várias partes da região.

Imagem 1 - Imagem de satélite para o extremo sul de Baturité com centralização para a comunidade Choró Junco e trechos da sub-bacia do rio Choró (Região C).

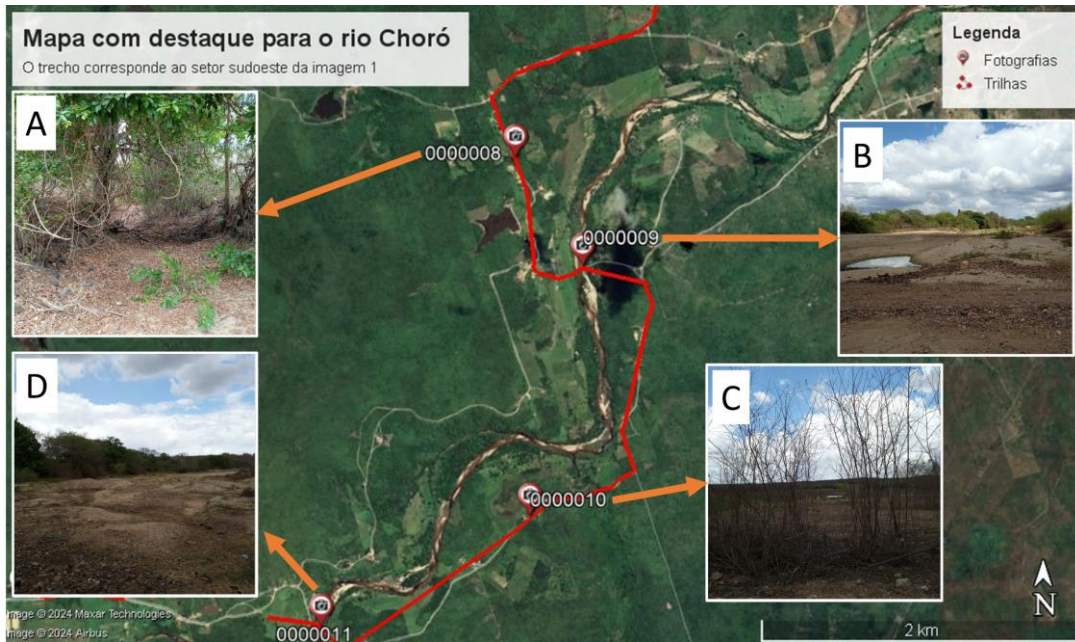


Fonte: Google Satélite, 2023.

É possível ainda discriminar informações da imagem anterior em relação aos grandes depósitos sedimentares de tonalidades amareladas que se destacam na paisagem, indicando alto processo de lixiviação do solo estocados no leito recentemente de modo a ainda não consolidar vegetações pioneiras, descartando que seja tão somente uma exposição do leito fluvial por conta do nível baixo do rio e ratificados durante a visita de campo.

Com a visita de campo foi possível observar mais especificamente alguns trechos dessa região conforme exemplificado na imagem 2 (e indicado também no ponto 30 da figura 18). O ponto A da imagem 2 indicam córregos afluentes do rio Choró em bom estado de conservação, entretanto no ponto B já se observam vastos depósitos arenosos expostos ao longo do largo comprimento do canal fluvial o que inclui a presença de algumas lagoas resultantes do estrangulamento da rede fluvial pela sedimentação com observação de vários terrenos para a agricultura e para a pecuária nos povoados ao redor.

Imagem 2 - Mapa com destaque para o rio Choró.



Fonte: Google Earth, 2024 (elaborado pelo autor).

No ponto C da imagem 2, já se evidencia ausência de mata de galeria com adicional da presença de queimadas, vegetações muito esparsas e porções de terras para agricultura e pecuária, e por fim, no ponto D já se encontram novamente alguns trechos mais conservados de mata de galeria, mas com grande destaque para extensos depósitos arenosos, presença de alguns paleomeandros e assim como no ponto B, também a presença de alguns lagos resultantes de entulhamento fluvial.

Em relação às regiões com menores índices, observa-se que elas se espacializam de forma indiscriminada ao longo da área de pesquisa, mas deve-se dar destaque para alguns pontos como na proximidade da localidade de Pernambuco, região central de Guaramiranga, a oeste do município de Pacoti em fronteira com Guaramiranga, e na região centro-sul de Baturité onde os menores índices chegam a 6,05%.

Apesar dos valores serem mais baixos que outros registrados nos arredores, eles indicam ainda um acréscimo no volume dos índices de sedimentação nos setores delimitados, só que de maneira mais lenta, permitindo diagnósticos e planejamento por parte do órgão ambiental e de planejamento e podem estar relacionados com o baixo uso da terra ou baixo volume de retenção da água, seja por baixa pluviometria (em regiões secas) ou por baixo impacto direto pluviométrico sobre o solo por influência da cobertura vegetal (em regiões mais úmidas) ou ainda por baixa energia de carreamento dos cursos hídricos.

Pode-se acrescentar ainda motivos mais complexos para a observação dessas taxas, tais como, a retenção de grande parte dos elementos sedimentados nos trechos à montante por conta

de reservatórios, o menor tempo de retenção da água nos trechos fluviais por conta de sua energia, o fato da área circundante possuir maior quantidade de solo coberto ou a ausência de pluviometria no segundo semestre do ano, necessitando para a sua ponderação e mensuração, análises mais apuradas, bem como análises hidrossedimentológicas.

4.2.3 Panorama de assoreamento com ênfase em zonas urbanas

Conforme observou-se em algumas discussões já expostas, as zonas urbanas são locais complexos considerando o uso e ocupação da terra, onde se observa as mais diversas classes de uso e ocupação do espaço geográfico.

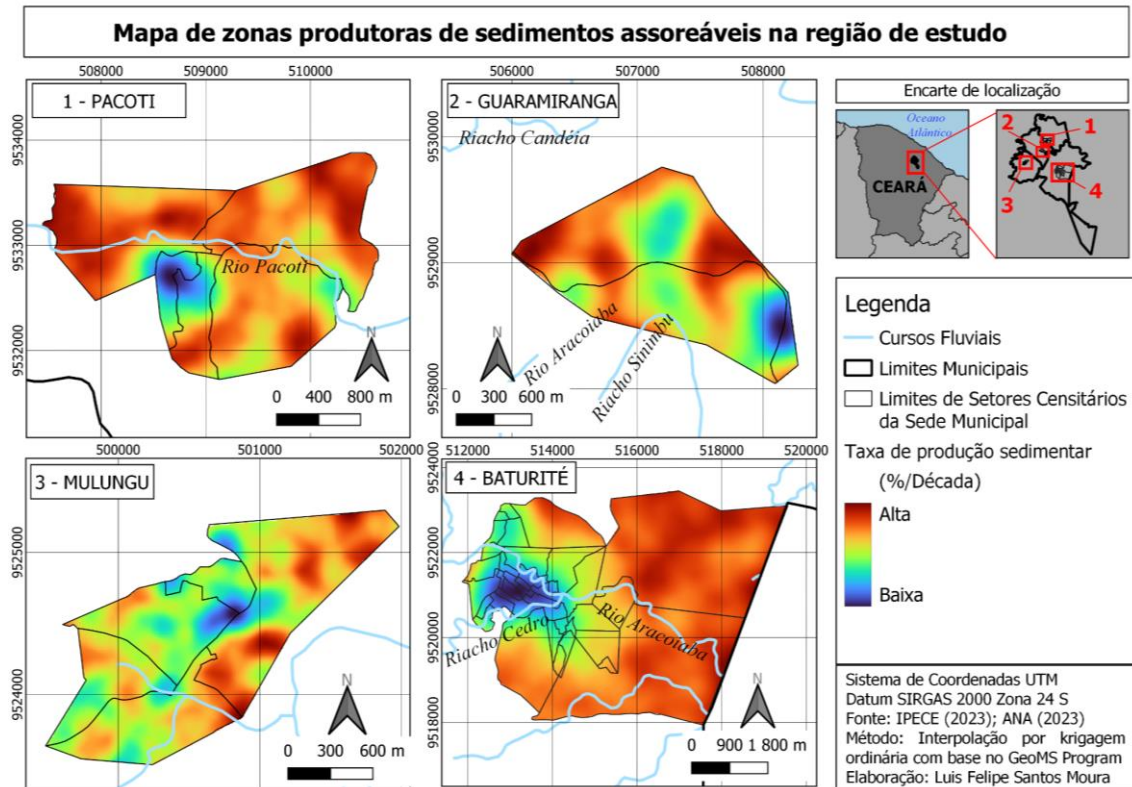
Entretanto, a mensuração de como se dá a distribuição do assoreamento dentro de uma zona urbana não é possível através da escala de observação a nível generalizado conforme se vê no subcapítulo anterior devido às suas pequenas escalas de observação espacial. Como algumas modelagens abrangem uma amplitude de taxa de produção de sedimentos passíveis de deposição de forma generalizada, isso pode acarretar, por exemplo, na representação do mapa de uma mesma escala de intensidade para toda uma área como zona urbana.

A solução para isso é modelar cada zona urbana de forma separada, considerando que as taxas variam entre “alta” e “baixa” de modo a espacializar quais pontos de cada uma das quatro zonas regiões são expressivos ou não, isto é, demonstrando hierarquias para uma mesma região e não para todas como um só.

Isso é necessário pois, por exemplo, uma região X indicada como taxa alta pode ser considerada como baixa para a região Y, assim, evitando o enviesamento dos dados. Contudo, essa última discussão não se encerra e será melhor descrita posteriormente ao observar as informações quantitativas através dos gráficos das taxas.

Sendo assim, no cenário 3, os índices foram simulados e espacializados através de uma imagem de falsa cor representando a interpolação das taxas de produção de sedimentos passíveis de deposição (sedimentação fluvial), onde a cor vermelha representa as taxas mais altas e em azul a representação das taxas mais baixas (figura 17).

Figura 17 - Taxa de sedimentos passíveis de deposição fluvial dentro das zonas urbanas da área de pesquisa.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Na zona urbana de Pacoti se observa que a periferia urbana ao norte apresenta as taxas mais altas, contudo nesse ambiente se observa o predomínio de mata úmida, mas que está sujeita ao crescimento urbano, dessa forma, tem-se notado o uso da terra para o crescimento de residências esparsas e estradas rurais, por exemplo. As regiões de índices mais baixos se localizam na região central da zona urbana, nesta região é onde se localiza a maior parte do adensamento urbano.

Na zona urbana de Guaramiranga, observa-se uma quase regular distribuição das taxas de produção de sedimentos. Mas deve-se ressaltar que a porção norte apresenta taxas no geral variando de médio a alta e é onde o adensamento urbano é mais esparsa recortado por estradas rurais e lotes para construção de casas de veraneio o que inclui uma notável área para aeródromo, enquanto que a porção sul apresenta taxas no geral variando de média a baixa onde o aspecto urbano é mais concentrado e também há uma maior preservação da mata úmida florestal onde seu núcleo mais baixo se constatou à leste.

Na zona urbana de Mulungu, as taxas demonstram estar bem distribuídas. Mas nota-se que a porção nordeste da sede prevalece as taxas mais altas, onde há um menor povoamento, porém se localiza na direção de crescimento urbano ao longo da estrada CE-065, em

contrapartida na porção central se observa as taxas mais baixas, nesta região há uma maior concentração urbana.

Para a zona urbana de Baturité, as taxas de produção de sedimentos passíveis de deposição são preponderantemente altas, mas destaca-se que na porção oeste há um pico de taxas baixas onde há o encontro dos riachos Cedro e Aracoiaba, mas também onde há um maior adensamento urbano. As taxas mais altas se localizam na periferia urbana, principalmente na porção nordeste e leste, onde o adensamento urbano é menor e há uma maior extensão de vegetação de porte menor, estradas rurais e loteamentos imobiliários que tendem a tornar o solo mais exposto.

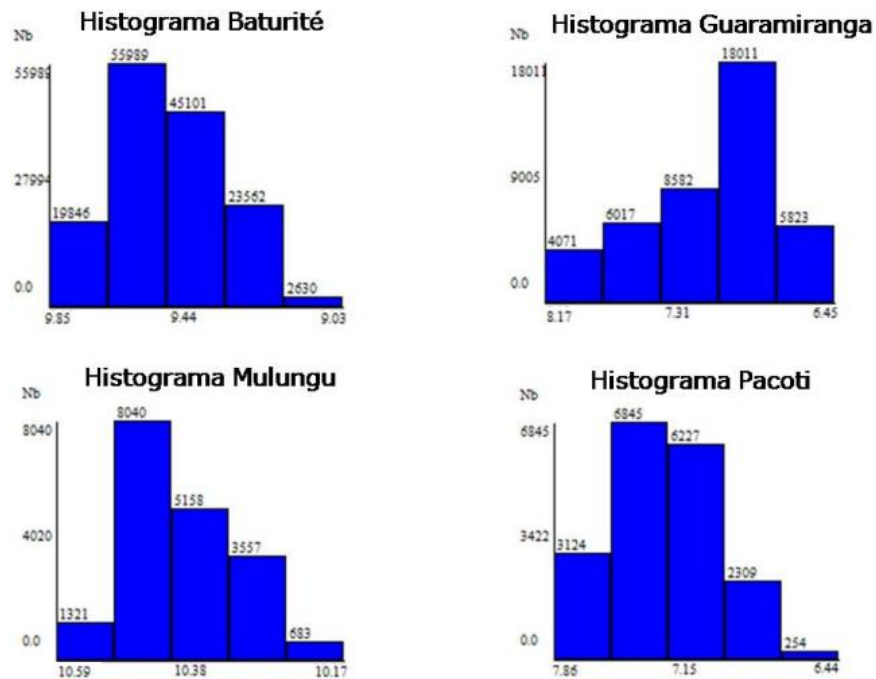
Diante dos resultados para as quatro zonas urbanas, se conclui que no geral as taxas de produção de sedimentos passíveis de deposição fluvial tendem a serem maiores em regiões de expansão urbana, ou seja, nas periferias urbanas, onde as ações antropogênicas são mais intensas na degradação das terras para formação de novos aglomerados urbanos. Contudo, quando o aglomerado urbano já é consolidado, se observa taxas mais baixas de produção de sedimentos devido a estagnação da perda de solos, comprovando a dissertação apresentada anteriormente no estado da arte desta pesquisa.

Das cidades observadas a única que fugiu a regra foi a zona urbana de Guaramiranga onde o pico mais baixo indicou uma área florestada comum próximo a uma rodovia. Este fato pode indicar que o estudo de produção de sedimentos passíveis de deposição fluvial em zonas urbanas muito pequenas tende a não gerar dados tão confiáveis com a realidade devido ao porte urbano e também devido a predominância de regiões naturais, ainda mais florestada como é maior parte da zona urbana de Guaramiranga.

Observando quantitativamente a distribuição dos dados, é notório mais algumas observações acerca da produção de solos para o assoreamento e estes elementos podem ser observados através de histogramas. Eles fornecem pistas importantes para o desempenho das amostras, possibilitando notar os valores de frequência dentro de um intervalo para cada uma das propriedades estudadas.

Observando os histogramas dos dados (gráfico 2) referentes às taxas de produção de solos passíveis de deposição para as quatro áreas de pesquisa, nota-se que a classe 2 para três das quatro zonas urbanas apresentaram a maior frequência (maior altura do retângulo), isso demonstra que na maioria das zonas urbanas prevalecem taxas médio-altas, enquanto que a quinta classes, que indica os dados mais baixos, apresentou a menor frequência, indicando que não prevalecem baixos índices de perda de solos que são redirecionados para as redes fluviais nas regiões urbanas.

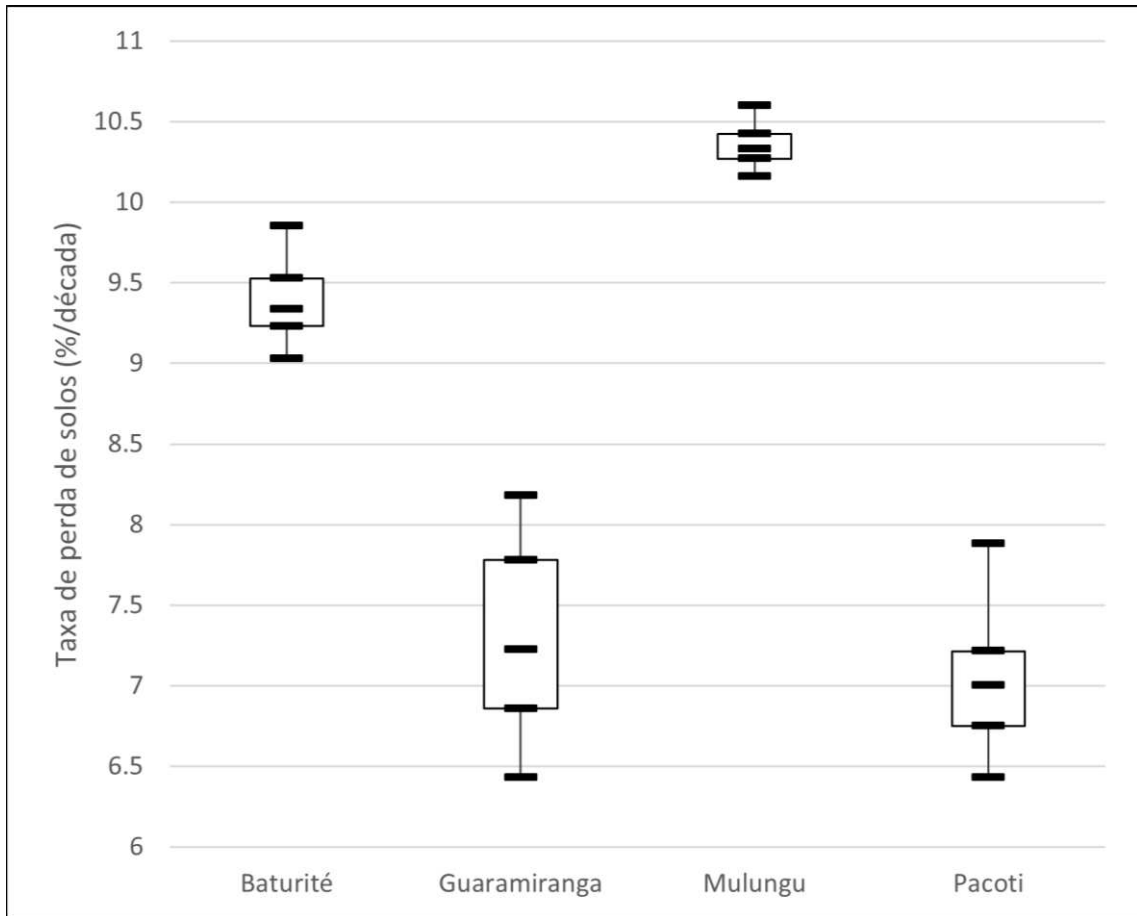
Gráfico 2 - Histogramas para as quatro áreas de pesquisa.



Fonte: autor (2023).

Para visualizar e comparar de maneira detalhada os dados das taxas de produção de sedimentação utilizou-se de análise por *bloxpots* (gráfico 3). A posição dos dados indica que o grupo de dados da sede urbana do município de Mulungu foi a que mais sobressaiu em relação às outras sedes urbanas, enquanto que Pacoti foi aquela apontada como a de taxas mais baixas.

Gráfico 3 - *Bloxpots* de perda de solos passíveis de sedimentação para as quatro áreas de pesquisa.



Fonte: autor (2023).

Ainda analisando estes dados, principalmente relativos à dispersão dos dados, que no gráfico está indicado pelo intervalo interquartílico, observa-se um coeficiente de variabilidade mais preciso dos dados, uma vez que não foi encontrado *outliers* no conjunto, e aponta que a sede urbana de Guaramiranga foi a que mais sofreu variação na amplitude dos dados, indicando que as taxas de perda de solos nesta zona urbana varia muito entre uma região e outra, nessa região, as taxas variam desde 6,43% à 8,18%, que se deve a formas discrepantes de uso e ocupação da terra nessa região.

Além disso, o resultado da modelagem geostatística no terceiro cenário passou por VC utilizando-se do erro médio quadrático normalizado (*Normalized Mean Square Error* - NMSE), erro médio dos valores residuais (*Mean Error* - ME) e a correlação entre os valores observados e preditos (CVOP).

Os resultados estão indicados no quadro 9 e percebe-se que os valores interpolados estão adequados quanto aos dados que foram estimados, indicando que os valores simulados não apresentam diferenciações tão abruptas quanto àqueles originalmente modelados,

demonstrando uma boa qualidade da aplicação da modelagem por krigagem ordinária, resultado do melhoramento realizado pela modelagem geoestatística antes da geração do mapa.

Quadro 9 - Testes de validação cruzada.

Tipo de teste	Valores originais de taxa de produção de sedimentos passíveis de deposição na VC	Valores estimados da taxa de produção de sedimentos passíveis de deposição na VC	Valores a se esperar
ME	0,0079	0,0142	Idealmente 0
NMSE	0,0987	0,0888	Idealmente 0
CVOP	0,9248	0,9063	Idealmente 1

Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Em última análise, com interesse particular em investigar se existe uma relação entre os dados de perda de solos (fator A) e as taxas de assoreamento modeladas, é necessário montar uma análise bivariada que permita comparar e relacionar as duas variáveis.

Assim, ao invés da taxa referente ao fator A ser uma das etapas metodológicas para se alcançar a taxa de assoreamento, supõe-se que as duas sejam duas diferentes variáveis. Para observar a tendência entre as duas variáveis utilizou-se do coeficiente de correlação de Pearson e a covariância. Dessa forma se observaria uma possível relação entre a erodibilidade do solo pelo RUSLE e a modelagem de taxas de produção de sedimentos passíveis de deposição pela RAS.

Os resultados estão no quadro 10 onde se observa que o coeficiente de Pearson se manteve em um valor de dados com uma correlação não tão forte (próximo de 1) e nem tão fraca (próximo de 0), podendo convencionalmente ser considerado com correlação intermediária com os dados seguindo um padrão nem tão linear e nem tão dispersos. O mesmo pode ser dito aos dados obtidos pela covariância que indicam uma correlação intermediária ao comparar os dois métodos, onde os dados não estão tão elevados e nem tão baixos.

Quadro 10 - Grau de correlação entre duas variáveis: fator A (perda de solos) e taxa simulada de assoreamento.

Teste de correlação	Valor de estatística bivariada
Coefficiente de correlação de Pearson	0,67
Covariância	1,944

Fonte: elaborado pelos autores (2023).

Estes resultados indicam que ambos fatores, apesar de possuírem uma grande relação, tem também distanciamentos e limitações, que se deve sobretudo aos diferentes métodos para a sua execução e à submissão de diferentes processos matemáticos aos quais o fator A e a taxa de assoreamento estão sujeitos.

Além do mais, a baixa acurácia devido à falta de validação dos dados para esta etapa geoestatística de produção de sedimentos passíveis de deposição fluvial pelas zonas urbanas através de análises hidrossedimentológicas são também um empecilho para confirmar essas análises estatísticas de relação entre perda de solos e formação de sedimentos.

No geral nota-se nos resultados obtidos para o terceiro cenário que a aplicação da geoestatística se apresenta como uma alternativa na elaboração de estudos mais complexos de modo a ajudar de forma complementar os estudos baseados em análises geográficas e pedológicas.

Pondera-se ainda que foi possível observar áreas com maior potencial de produção de sedimentos, indicando que a longo prazo pode ocorrer, em decorrência do processo de transporte do excedente particulado, consequências potenciais para mudanças nos cursos fluviais urbanos, ou seja, suscetibilidade a eventos hidrológicos extremos e alterações morfométricas dos cursos fluviais, podendo levar a perdas econômicas e infraestruturais, e até mesmo, no planejamento de instalações de equipamentos urbanos como residências, escolas e etc.

A figuras representadas nos histogramas e *boxplots* demonstram que não há uma relação geral entre o tamanho ou tipo da zona urbana e a produção de sedimentos passíveis de deposição e tampouco o clima (observando a pluviometria média anual) e que uma das chaves da problemática da perda de solos para o assoreamento se encontra na conexão com o uso e ocupação da terra da periferia.

Nas regiões periféricas de zonas urbanas de médio a grande porte (considerando as dimensões urbanas disponíveis na área de pesquisa), como Pacoti, Mulungu e Baturité, são

observados padrões de grande contribuição para o assoreamento enquanto que zonas urbanas muito pequenas, como Guaramiranga, tendem a perceber, muito possivelmente, taxas mais discrepantes e mapeamento menos consistente com a realidade devido a predominância de fatores ambientais diante dos antrópicos ou conforme já discutido anteriormente, devido às formas discrepantes de uso e ocupação da terra nessa região.

A vantagem do método para elaboração do terceiro cenário, assim como os outros, se apoia no fato de que muitos dados geoambientais estão disponíveis publicamente ou são de fácil elaboração em SIG, economizando tempo, custos e redução das complexidades voltadas para engenharia.

Entretanto, deve-se ressaltar que não se deve descartar análises batimétricas e levantamentos exploratórios ou físico-químicos do solo para a realização de validação de taxas reais para obter uma maior confiabilidade.

Entretanto é possível o pesquisador realizar um levantamento de dados *in situ* de modo a observar os fenômenos do assoreamento analisando a dinâmica de uso de ocupação da terra, as macroformas geomorfológicas do relevo que induzem a presença de assoreamento e catálogo de fenômenos erosivos na paisagem de forma que também possa se realizar uma validação empírica da modelagem elaborada.

Elaborou-se uma listagem sintética dos dados adquiridos após a visita de campo para observar se essas amostras corresponderam com a realidade. Dos pontos visitados, cerca de 11 pontos foram para avaliar as taxas de assoreamento, 13 foram para correlacionar a relação entre urbanização e assoreamento e 6 foram para avaliar o mapeamento de uso da terra (quadro 11).

Conforme se observa nos dados adquiridos, grande parte dos dados indicados em campo corresponderam àqueles dados previamente mapeados. Constata-se que nos locais de maior índice de assoreamento foram observados também maiores indicadores de processos geomorfológicos que indicam produção de sedimentos como também grande número de elementos que portam processos erosivos.

Conforme se observa na figura 18, que indica algumas imagens observadas em campo, em regiões de alto índice de assoreamento foram encontrados graves problemas

Quadro 11 - Descrição e comparação das amostras de campo resultantes de pesquisa de campo.

I - Avaliação dos índices de assoreamento na rede fluvial											
Ponto	Município	Tipo	Descrição de atividades agropecuárias e antrópicas	Presença de Mata ciliar	Grau de antropização	Grau de assoreamento identificado	Grau de assoreamento mapeado	Densidade de trechos assoreados	Padrões geomorfológicos	Evidências de mudanças na morfologia fluvial	Correspondência da modelagem
1	Pacoti	Rural	Bananeiras; solo exposto	Sim	Pouco	Intermediário	Intermediário	Poucos	Erosão linear: sulcos; terraços fluviais	Depósitos coluviais; leitos fluviais colmatados	Sim
3	Pacoti	Rural	Bananeira	Sim	Pouco	Intermediário	Intermediário	Poucos	Colúvio de vertente	Encostas convexas	Sim
9	Guaramiranga	Rural	Pouca alterado	Sim	Pouco	Baixo	Baixo	Poucos	Domínio colinoso	Morfologia preservada	Sim
10	Guaramiranga	Rural	Riachos com coloração amarelada (causa desconhecida)	Parcial	Pouco	Baixo	Baixo	Poucos	Morrotos e morros baixos isolados	Morfologia preservada	Sim
15	Guaramiranga	Rural	Barramento	Sim	Pouco	Baixo	Baixo	Poucos	Movimentos de massa	Morfologia preservada	Sim
20	Mulungu	Rural	Bananeiras	Sim	Pré Urb	Alto	Alto	Muitos	Ilhas fluviais; Colúvio de vertente; Movimento de massa	Encosta convexa; Leitos fluviais colmatados	Sim
21	Mulungu	Rural	Plantação de fruta; Encosta descoberta; rios soterrados	Sim	Pouco	Alto	Alto	Médio	Ilhas fluviais	Leitos fluviais colmatados	Sim

22	Mulungu	Rural	Bananeira; Serras desmatadas; Queimadas; Agricultura em degraus	Parcial	Pouco	Alto	Alto	Muitos	Terraços fluviais	Encosta convexa; Inundações; Leitos fluviais colmatados	Sim
27	Baturité	Rural	Pecuária	Sim	Pouco	Alto	Alto	Muitos	Terraço fluvial; paleomeandros; Colúvio de vertentes; Ilhas fluviais	Leitos colmatados; Encosta convexa; Inundações	Sim
28	Baturité	Rural	Pastagens; Cajueiros	Não	Pouco	Intermediário	Intermediário	Pouco	Terraço fluvial; Consolidação por vegetação pioneira	Inundações	Sim
30	Baturité	Rural	Pouco alterado	Sim	Pouco	Alto	Alto	Muitos	Paleomeandros; Ilhas fluviais; Consolidação por vegetação intermediária	Encostas convexas	Sim

II - Correlação entre urbanização e produção de sedimentos passíveis de deposição fluvial

Ponto	Município	Tipo	Descrição de atividades agropecuárias e antrópicas	Grau de antropização	Grau de produção de sedimentos passíveis de deposição identificado	Grau de produção de sedimentos passíveis de deposição mapeado	Observações	Correspondência da modelagem
6	Pacoti	Urbano	Esgotos	Urbanização consolidada	Baixo	Baixo	Canalização do rio por residências	Sim
7	Pacoti	Urbano	Sítios; Bananeiras; Estradas de terra	Pouco	Alta	Alto	Riachos com coloração amarelada (causa desconhecida)	Sim

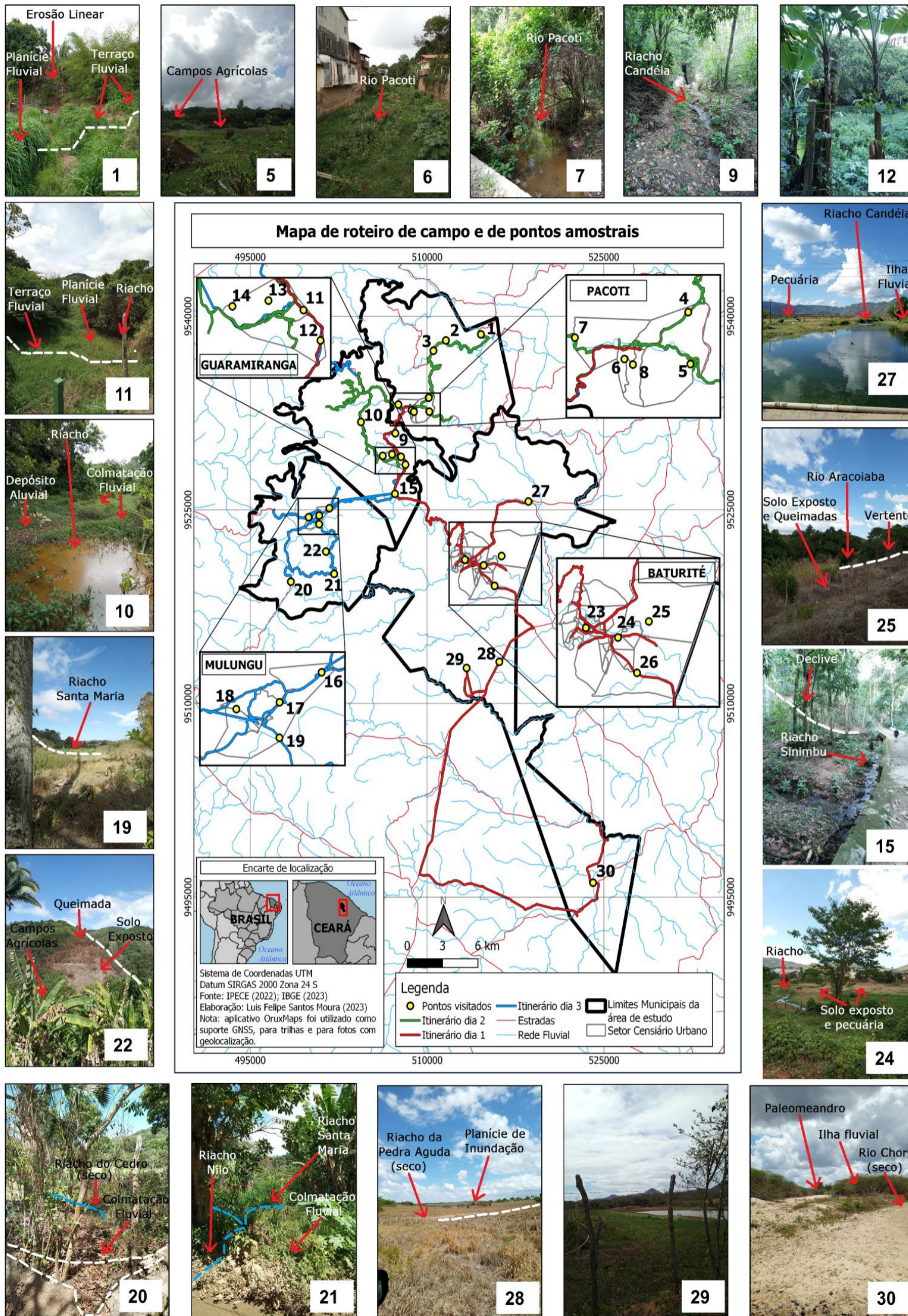
11	Guaramiranga	Urbano	Pouco alterado	Intermediário	Baixo	Alto	Estrada com área florestal pouco urbanizada	Não
12	Guaramiranga	Urbano	Bananeiras	Pouco	Baixo	Baixo	Área completamente florestada	Sim
13	Guaramiranga	Urbano	Solo exposto	Pré Urbanização	Alto	Intermediário	Presença de um extenso campo para aeródromo	Não
14	Guaramiranga	Urbano	Condomínios e terrenos	Pré Urbanização	Alto	Alto	Vastos condomínios de segunda residência	Sim
16	Mulungu	Urbano	Bananeiras; Terrenos; Construções de casas	Pré Urbanização	Alto	Alto	Saída da cidade	Sim
17	Mulungu	Urbano	Região densamente povoada	Urbanização Consolidada	Baixo	Baixo	Área central da cidade	Sim
19	Mulungu	Urbano	Queimadas; vertentes expostas	Urbanização	Alto	Alto	Presença de lixo	Sim
23	Baturité	Urbano	Região densamente povoada	Urbanização Consolidada	Baixo	Baixo	Área central da cidade	Sim
24	Baturité	Urbano	Pecuária; Entulho; solo exposto	Urbanização	Alto	Intermediário	Presença de lixo	Não
25	Baturité	Urbano	Solo exposto; Queimadas	Pouco	Alto	Alto	Extensos lotes de terrenos sobre vertente	Sim
26	Baturité	Urbano	Solo exposto; Queimadas	Pouco	Alto	Alto	Grande presença de vegetação herbácea	Sim

III - Mapeamento de uso e ocupação da terra

Ponto	Município	Tipo	Uso da terra identificado	Uso da terra mapeado	Observações	Correspondência
2	Pacoti	Rural	Corpos Hídricos	Vegetação campestre	Rio estava coberto por plantas aquáticas	Não
4	Pacoti	Urbano	Agricultura (bananeira)	Vegetação Florestal	Plantações confundidas com área comum de floresta	Não
5	Pacoti	Urbano	Agricultura (legumes e frutas)	Vegetação de várzea/Vegetação campestre	Plantações confundidas com área comum de vegetações	Não
8	Pacoti	Urbano	Vegetação florestal	Vegetação florestal	Vegetação florestal sobre colinas	Sim
18	Mulungu	Urbano	Vegetação arbustiva densa	Vegetação arbustiva densa	Presença de queimadas	Sim
29	Baturité	Rural	Diversificados	Diversificados	Presença de leitos fluviais colmatados	Sim

Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 18 - Mapa das amostras de campo e imagens mais notáveis.



Fonte: Autor (2023).

envolvendo colmatação de leitos fluviais em paralelo a graves devastações nas paisagens que vão desde plantios em degraus, à queimadas em regiões de serra, exemplificados em regiões rurais do interior de Mulungu nas amostras 20, 21 e 22.

Ainda em Mulungu, observa-se por exemplo que determinados cursos fluviais com água corrente não possuem água à jusante. Pressupõe-se que os diversos trechos de rios entulhados à montante podem contribuir com o problema, mas não se deve descartar outros motivos para a ocorrência desse fenômeno.

Em regiões rurais do interior de Baturité, especialmente no ponto 30, encontrou-se extensos trechos fluviais com fortes processos produtores de sedimentos como grandes paleomeandros e largas encostas convexas que indicam transporte de sedimentos pluvialmente carregados de outras regiões através de colúvios e não por tálus nas vertentes. Uma das hipóteses também é que zonas de intensa produção de sedimentos como Mulungu também contribuam devido ao carreamento gravitacional que desce as serras.

Já no ponto 27, identificou-se uma grande diversidade de feições deposicionais voltadas principalmente para mudanças nos cursos fluviais em relevos mais aplainados da paisagem.

Para o município de Pacoti nota-se que os dados de assoreamento indicam uma preponderância de índices baixos, mas conforme se dirige à Nordeste os índices tendem a elevar alcançando taxas intermediárias. Verificou-se em campo que os maciços em regiões próximas à Palmácia, indicados pelas amostras 1 e 2 possuem fortes indícios de degradação e desmatamento que dão lugar à agricultura e à pecuária.

Dentro do município de Guaramiranga não se encontrou dados tão preocupantes relativos ao assoreamento, mas em alguns momentos do trajeto observou-se alteração na cor da água do rio Pacoti que variou de cores escuras a cores amareladas como no ponto 10, deve-se destacar que essa cor amarelada da água também foi encontrada no ponto 7, à jusante, na zona urbana de Pacoti, que podem deduzir a o transporte de outros tipos de partículas para a rede fluvial, o que inclui poluentes.

Em relação a correlação entre urbanização com a produção de sedimentos passíveis de deposição fluvial, apenas os dados levantados na zona urbana de Guaramiranga deram credibilidade satisfatória à modelagem elaborada onde 2 de 4 amostras não corresponderam.

Esta discussão já foi observada anteriormente no debate do gráfico 3 que indicou que as taxas de sedimentação fluvial em Guaramiranga variam muito entre uma região e outra com formas discrepantes de uso e ocupação da terra nessa região, pois existe a dominância da vegetação florestada e com a presença de trechos de solo exposto ocorre pouco desvio-padrão dos dados interpolados, podendo zonas de alta erodibilidade serem reconhecidas como

intermediária, por exemplo, assim, zonas urbanas muito pequenas tendem a perceber taxas mais discrepantes e mapeamento menos consistente com a realidade.

Por último deve-se salientar que antes de adentrar nas amostras de campo e também durante o percurso, identificou-se erros de comissão e omissão em relação ao mapeamento de redes fluviais. Em situações de erro de comissão, alguns trechos de rios que deveriam existir na realidade não existem e não há evidência de redes fluviais naquela região, já outras regiões dão indicativos de erros de omissão, onde alguns trechos de rios existem na realidade, mas que não são indicados na cartografia. Estes tipos de erros, quando em demasia tendem a diminuir drasticamente a qualidade da modelagem.

Assim como erros de comissão e omissão na cartografia de redes fluviais, um mapeamento inadequado de uso e ocupação da terra também tende a reduzir a qualidade da pesquisa quando é confeccionado sem observar a realidade, considerando que este parâmetro é crucial no estudo da erosão e do assoreamento. É por isso que a terceira parte das amostras de campo dedicou-se a fazer esse tipo de levantamento, com isso foi possível realizar algumas correções e confirmações nos mapas de uso e ocupação da área de pesquisa com o intuito de melhorar a acurácia das observações.

Conforme observado no Anexo I, outros aspectos também foram levantados como grau de conservação das matas de galeria, presença de lixo, energia fluvial e outras informações adicionais que ajudaram a descrever os aspectos naturais e antrópicos da região de pesquisa.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base no levantamento de parâmetros ambientais, modelos digitais de elevação e imagens de satélite manipulados e confeccionados através de recursos disponíveis publicamente foi possível obter um detalhamento da distribuição espacial da dinâmica erosiva através da RUSLE tornando-se base para os demais mapeamentos e discutindo a produção de sedimentos desde os principais elementos ambientais.

O mapeamento de erosão potencial de perda de solos demonstrou de modo claro que o uso da terra pela flora, principalmente as vegetações mais densas, encontradas nas regiões da serra do Maciço do Baturité, são regiões cruciais para salvaguardar a dinâmica de perda de solos que poderiam comprometer o ecossistema local e também potencializar a entrega de sedimentos a jusante.

Como um elemento de dinâmica complexa, essa entrega difusa de sedimentos foi modelada pela RAS e apontou as principais regiões produtoras de sedimentos através da erosão

que puderam ser elucidadas, de modo satisfatório, através de validação empírica de campo. Comparando RUSLE e RAS, observa-se um verdadeiro equilíbrio dinâmico no relevo entre o Maciço do Baturité e sua planície, a depressão sertaneja, demonstrando de forma clara o comportamento do padrão morfogenético das paisagens do semiárido brasileiro.

Em relação à urbanização e sua relação com o assoreamento, observou-se que as regiões periféricas urbanas foram atestadas como as maiores produtoras de sedimentos passíveis de deposição, entretanto, em zonas urbanas pequenas, à exemplo do município de Guaramiranga, a modelagem não se aplicou muito bem, sendo necessário mais testes para identificar o limiar da aplicabilidade metodológica, se esse mesmo problema se aplica a outras zonas urbanas de mesma dimensão, ou se há especificidades nessa região que afetaram a espacialização do modelo, sendo necessário observações mais aprofundadas.

O uso e ocupação da terra é crucial no entendimento da dinâmica sedimentar, considerando isso, a amplificação da ocupação irregular por agricultura, pecuária, extensos terrenos para construção de casas de veraneio em regiões protegidas em paralelo com a destruição da camada natural de vegetação, tendem a incrementar uma maior parcela de produção sedimentar alterando as condições hidrológicas à jusante.

A abordagem metodológica empregada permitiu o uso de ferramentas de geoprocessamento com o intuito de modelar a propagação sedimentar e que sugere uma alternativa nos estudos voltados para o assoreamento dos cursos fluviais considerando que não há ainda uma metodologia apropriada voltada para a mesma.

Mas estes métodos poderiam ser reunidos em torno de um modelo único com o objetivo de solucionar problemas, principalmente os geográficos, pois as ferramentas utilizadas nesta pesquisa estão ao alcance de pesquisadores com menos cobiça de compreender aspectos mais técnicos e mais com a ênfase na relação socioambiental.

Apesar disso, a viabilidade dessa pesquisa voltada para o assoreamento dos cursos fluviais depende ainda de mais estudos geotécnicos com o intuito de precisar e validar os dados obtidos na modelagem de forma a obter taxas de aporte de sedimentos no trecho fluvial fidedignas, realizando posteriormente, por exemplo, uma comparação entre taxas reais de sedimentação e taxas na modelagem, podendo realizar correções nos *scripts* existentes na modelagem e aplicando a outros panoramas de problema de pesquisa no semiárido.

Além disso, não se sabe bem com profundidade como outros fatores hidrológicos e ambientais mais complexos, por exemplo, as redes de reservatórios e barramentos a montante, tendem a alterar o aporte de sedimentos aos rios, da mesma forma pode-se dizer de um aporte sedimentar pós evento climático extremo, necessitando que futuras pesquisas realizem novos

panoramas e até mesmo cenários futuros utilizando-se, por exemplo, de modelagem *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) ou indicadores morfométricos aplicados à canais, por exemplo.

O excesso de produção sedimentar tem grande relevância na geografia como também na qualidade ambiental dos corpos hídricos, estimulando na população e também no poder público no que concerne os problemas ambientais relacionados aos riscos a eventos hidrológicos e outros relativos a excesso de deposição sedimentar, estimulando a busca de soluções de planejamento ambiental como dragagem, limpeza e desobstrução de canais.

REFERÊNCIAS

ACSERALD, H. Ambientalização das lutas sociais: o caso do movimento por justiça ambiental. **Estudos Avançados**, São Paulo, v.24, n.68, 103-119. 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Verde Grande**. Brasília: ANA, 2016. p. 138. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/60548. Acesso em: 23 jun. 2023.

AGUIAR, F. G. **Estudo Hidrométrico Do Nordeste Brasileiro**. Boletim Técnico. Inspetoria Civil de Obras Contra As Secas. v.36, n.2, 1978.

ALENCAR, P. H. L. **Medição e modelagem de voçorocas no bioma Caatinga: o caso da bacia representativa de Madalena, CE**. 2018. 80p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

ALLESSI, C. C. **Análise estatística e geoestatística da distribuição de CO², CH⁴ Rn e microbiota em uso no campo petrolífero do Recôncavo Baiano (BA)**. 2010. 218p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - PUC - RJ, Rio de Janeiro, 2010.

AQUINO, C. M. S.; OLIVEIRA, J. G. B.; SALES, M. C. L. Estimativa da erosividade das chuvas (R) nas terras secas do Estado do Piauí. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 37, n. 3, p.287-291, 2006.

ARAÚJO, A.; SANTOS, M.; MEUNIER, I.; RODAL, M. **Desertificação e seca**. Recife: Gráfica e Editora do Nordeste Ltda, 2002. 63p.

ARAÚJO, J. C. de. Assoreamento em Reservatórios do Semi-árido: Modelagem e Validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, v.8 n.2 p.39-56. 2003.

BEROUTCHACHVILI, N. L.; PANAREDA, J. M. Tendencia actual de la ciencia del paisaje en la Unión Soviética: El estudio de los geosistemas en la estación de Martkopi (Georgia). **Revista de Geografia**, Barcelona. v. 11, n. 1, p. 23-36. 1977.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012. 360p.

BOIX-FAYOS, C.; MARTÍNEZ-MENA, M.; ARNAU-ROSALÉN, E; CALVO-CASES, A.; CASTILLO, V.; ALBALADEJO, J. Measuring soil erosion by field plots: Understanding the sources of variation. **Earth-Science Reviews**, Iowa, v. 78, n. 3-4, p. 267-285. 2006.

BORGES, K. M. R. **Avaliação da susceptibilidade erosiva da Bacia do Rio Carinhanha (MG/BA) por meio da EUPS - Equação Universal de Perda de Solos**. 2009. 91 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

- BOTELHO, R. G. M. Planejamento ambiental em microbacia hidrográfica. *In*: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M (Org.). **Erosão e Conservação dos Solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Editora Bertrand, 1999. p. 269-300.
- BRANCO, N. **Avaliação da produção de sedimentos de eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica rural de encosta**. 1998. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Rural, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1998.
- BRANDÃO, R de L.; FREITAS, L. C. B. **Geodiversidade do estado do Ceará**. Fortaleza: CPRM, 2014. 28p.
- BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Brasília, DF. 1997.
- BRASIL. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Institui o novo Código Florestal brasileiro**. Brasília, DF. 2012.
- BRASIL. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). **Planejamento Biorregional do Maciço de Baturité (CE)**. Fortaleza: Banco do Nordeste, 2002. 179p.
- BRUNE, R. A. **Métodos de Estimativa de Descarga Sólida em Rios**, - Análise Comparativa. 2014, 147p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo – UFES, Vitória. 2014.
- CABRAL, J. B. P. Estudo do processo de assoreamento. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v.6, n.14, p.62-69, 2005.
- CAMPOS, J. A. **Aspectos histórico-econômicos, geoambientais e ecológicos do maciço de Baturité**. Fortaleza: CEPEMA, 2000.
- CARVALHO, G. M. B. S.; VALÉRIO FILHO, M.; MEDEIROS, J. S. Aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento na identificação da erosão dos solos na bacia do Rio Aracoiaba – CE. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7.;1993, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: INPE/SBC, 1993, p. 188 -198.
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 1. ed. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372 p.
- CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P; SANTOS, P.M.C; LIMA, J.E.F.W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL. 2000. 140p.
- CASTRO, A. L. C. CALHEIROS, L. B. CUNHA, M. I. R. BRINGEL, M. L. N. C. **Manual de Desastres: Desastres Naturais**. Brasília: Ministério da Integração Nacional. 2003. 174p.
- CASTRO, T. M. de; ALAMINO, A. L. M.; ARAÚJO, R. R. de; NUNES, J. O. R; TAVARES, C. R. G.; SOARES, P. F.; BASSANI, F.; TEIXEIRA, T. M. Perda de Solo Antes e Depois da Adequação em Estradas Não Pavimentadas. Estudo de caso: trecho da PSP-428

de Presidente Prudente - SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18.;2009, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Acqua Consultoria, 2009, p. 1-20.

CAVALCANTE, S. de P. P.; ARAÚJO, J. C. de.; FARIAS, T. Q. L. Caracterização geotécnica e da erodibilidade dos solos da bacia experimental do Neco - Aiuaba/CE. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 15.; 2003, Curitiba, **Anais...** Curitiba: ABRH, 2003. p.1-17.

CEARÁ. Decreto Estadual N° 20.956, de 18 de setembro de 1990. Cria a Área de Proteção Ambiental da Serra de Baturité e dá outras providências. Fortaleza, CE. 1990.

CEARÁ. **Zoneamento Ambiental da APA da Serra de Baturité:** Diagnósticos e diretrizes. Fortaleza: SEMACE, 1992. 136 p.

CHAVES, H. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, vol. 34, p. 1469-1477, 2010.

CHARLTON, R. **Fundamentals of fluvial geomorphology**. New York: Routledge, 2008. 264p.

CHORLEY, R. J.; HAGGETT, P. Models in Geomorphology. In: CHORLEY, R.J. e HAGGETT, P. (Eds.) **Models in Geography**. Londres: Methuen e Co, 1967. p. 43–96.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia fluvial**. São Paulo: E. Blücher, 1981. 314p.

COSTA, F. C. **Gestão de Recursos Hídricos e Capital Social:** o caso dos comitês de gerenciamento de bacia hidrográfica do RS. 2006, 117p. Dissertação (Mestrado em Administração) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal: UFRN, 2006.

CREPANI, E; MEDEIROS, J. S. DE; PALMEIRA, A. F. **intensidade pluviométrica:** uma maneira de tratar dados pluviométricos para análise da vulnerabilidade de paisagens à perda de solo. São José dos Campos: INPE, 2004. 30p.

CUNHA, K. L. **Diagnóstico das áreas suscetíveis à erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu (Viçosa –MG) como subsídio à conservação do solo e da água.** 2006. 74 f. Monografia (Graduação em Geografia) – Centro de Ciências Humanas, Artes e Letras, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

DANTAS, M. E. **Geomorfologia do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília: CPRM. 2001. 63p.

DEMARCHI, J. C. **Geotecnologias aplicadas à estimativa de perdas de solo por erosão hídrica na Sub-Bacia do Ribeirão das Perobas, município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP.**2012. 150 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS Procedure for Automatically Calculating the USLE LS Factor on Topographically Complex Landscape Units. **Journal of Soil and Water Conservation**. [s. l.], v. 51, n. 5, p. 427-433. 1996.

DE VENTE, J.; POESEN, J.; VERSTRAETEN, G.; ROMPAEY, A. V.; GOVERS, G. Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. **Global and Planetary Change**, v. 60, p. 393-415, 2008.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; REICHERT, J. M.; MERTEN, G. H.; DALBIANCO, L.; BARROS, C. A. P.; RAMON, R. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchments in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, Berlin, v.14, n. 1, p. 1287-1297, 2014.

DEUTSCH, C.V.; JOURNAL, A.G. **GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide**. Oxford University Press, New York. 1998. 375p.

ELLISON, W. D. Soil erosion. Soil Science Society American Proceedings. **Madison**, Wisconsin, v. 12, p. 479- 484, 1947.

ENGI, Z.; TÓTH, G.; BRAUN, M.; HUBAY, K.; HERCSEL, R. Study of the silting up process of the Mura River's floodplain in Hungary. In: XXV CONFERENCE OF THE DANUBIAN COUNTRIES. 25, 2011, Budapest, **Anais...** Budapest: UNESCO, 2011.

FARIAS, T. R. L.; COSTA, A. C.; ARAÚJO, J. C. Produção de sedimentos em uma estação experimental do semi-árido: medida e modelagem. in: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH. 2005.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. D.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba - PI/MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 73-85, 2006.

FERNANDES, N. F. Modelagem matemática em geomorfologia: potencialidades e limitações. **Sociedade & Natureza**, [S. l.], v. 8, n. 15, 2021.

FIORIO, P. R. **Avaliação cronológica do uso da terra e seu impacto no ambiente da microbacia hidrográfica do Córrego do Ceveiro da região de Piracicaba - SP**. 1998. 114 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

FIGUEIREDO, M. A. **A cobertura vegetal do Ceará (Unidades Fitoecológicas)**. In: Atlas do Ceará. Governo do Estado do Ceará. Fortaleza: IPLANCE. 65p. 1997.

FLORENZANO, T. G. **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 320p.

FONTELLES, M. J.; SIMÕES, M. G.; ALMEIDA, J. C. de; FONTELLES, R. G. S. Metodologia da pesquisa: diretrizes para o cálculo do tamanho da amostra. **Revista Paraense de Medicina**. v. 24, n. 2, p.57-64. 2010.

FONTES, A. L. **Geomorfologia fluvial e hidrografia**. São Cristóvão: CESAD/UFSE. 2010. 153p.

FREIRE, L. M. **Paisagens de exceção: problemas ambientais no município de Mulungu, serra de Baturité – Ceará.** 2007, 134p. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2007.

FRYIRS, K. A. (Dis) Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at sediment delivery problem. **Earth Surface Process and Landforms**, v. 38, p. 30-46, 2013.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS (FUNCEME). **Boletim da pluviometria anual na plataforma de chuvas diárias.** 2023. Disponível em: <http://www.funceme.br/app-calendario/ano/municipios/maxima/2023>. Acesso em: 16 jul. 2023.

GALDINO, S.; WEILL, M. A. M. Estimativa e análise do fator topográfico (LS) da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) para a bacia do Alto Taquari – MS/MT. *In: III SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS DO PANTANAL*, 3.; 2010, Cáceres. **Anais...** Campinas: EMBRAPA/INPE, 2010. p. 260-269.

GAZEL, D. L. T.; RAMOS, D. C.; DIAS, H. C. T. Revegetação das áreas mineiradas pela extração de ouro por draga nas margens do Rio Gualaxo do Norte, Mariana - MG. *In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL*, 2, 2009, Taubaté. **Anais...** Taubaté: ABRH. 2009. p.297-304.

GESSLER, P. E.; MOORE, I. D.; McKENZIE, N. J. & RYAN, P. J. Soil landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. **International Journal Geography Information System**, London, v. 9, p.421-432, 1995.

GHEY, H. R.; PAZ, V. P. da S.; MEDEIROS, S. de S.; GALVÃO, C. de O. **Recursos hídricos em regiões semiáridas.** Campina Grande: INSA/UFRB, 2012. 282p.

GRAÇA, C. H.; PASSIG, F. H.; KELNIAR, A. R.; PIZA, M. A.; CARVALHO, K. Q.; ARANTES, E. J. Multitemporal analysis of estimated soil loss for the river Mourão watershed, Paraná-Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 4, p. 120-130, 2015.

GUERRA, A. J. T. CUNHA, S. B. da. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. 472p.

GUERRA, A. J. T. CUNHA, S. B. da. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos.** 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998. 474p.

GUIMARÃES, L. J. R. **Levantamento das áreas potenciais ao assoreamento em Piraquara.** Curitiba. 2008. 91 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Setor de Ciências da Terra. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

HANCOCK, G. R., SAYNOR, M., LOWRY, J. B. C., ERSKINE, W. D. How to account for particle size effects in a landscape evolution model when there is a wide range of particle sizes. **Environmental Modelling & Software**, [s.l.], v. 124, 2020.

HEIJ, C.; BOER, P. de.; FRANCES, P. H.; KLOEK, T.; DIJK, H. K. V. **Econometric methods with applications in business and economics**. New York: Oxford University Press Inc., 2004. 816p.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. A erosão e seu impacto. *In*: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. (ed.) **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2002. p. 47-61.

HELLWEGER, F. L.; MAIDMENT, D. R. Definition and connection of hydrologic elements using geographic data. **Journal of Hydrologic Engineering**, [s.l], v. 4, n.1, p.10-18. 1999.

HORRIT, M. S.; BATES, P. D. Effects on spatial resolution on a raster based model of flood flow. **Journal of Hydrology**. [s.l], v. 253, p. 239-249. 2001.

HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**. [s.l], v. 106, p. 211-232, 1989.

INFANTI, J. N.; FORNASARI, F. N. **Geologia de Engenharia**. São Paulo: ABGE, 1998. 269p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Planejamento biorregional do Maciço de Baturité (CE)**. Fortaleza: Banco do Nordeste, 2002. 177p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Panorama do censo de 2022**. 2023a. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>. Acesso em: 16 jul. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativa de população dos municípios brasileiros**. 2023b. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html>. Acesso em: 16 jul. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Informações ambientais de pedologia**. Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia.html>. Acesso em: 21 jan. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico de Geomorfologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico de Pedologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

INSTITUTO DE PESQUISA ESTRATÉGICA DO CEARÁ (IPECE). Perfil Municipal 2017. 2023. Disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/perfil-municipal-2017/>. Acesso em: 16 jul. 2023.

INSTITUTO DE PESQUISA ESTRATÉGICA DO CEARÁ (IPECE). **I3geomaps**: Metadados de Cursos D'Água Secundários do estado do Ceará. 2020. Disponível em: <http://mapas.ipece.ce.gov.br.php/>. Acesso em: 24 ago. 2023.

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS (ICOLD). **Sedimentation control of reservoirs/Maîtrise de l'alluvionnement des retenues**. Committee on Sedimentation of Reservoirs. Paris: ICOLD Central Office, 1989. 159p.

JARDIM, A .M. R. F.; JUNIOR, G. M. A.; SILVA, M. J.; MORAIS, J. E. F.; SILVA, T. G. F. Estimativas de perda de solo por erosão hídrica para o município de Serra Talhada, PE. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, Recife, v.2, n.3, p.186-193, 2017.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: uma perspectiva em recursos naturais. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009. 598p.

JOHNSON, L.C. Soil loss tolerance: Fact or myth? **Journal of Soil Water Conservation.**, v.42, p. 155-160, 1987.

JOHNSTON, K.; HOEF, J. M. V.; KRIVORUCHKO, K.; LUCAS, N. **Using ArcGIS Geostatistical Analyst**. Redlands: ESRI Press. 2001. 57p.

KARABURUN, A. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. **Ozean Journal of Applied Sciences**, v. 3, n. 1, p. 77-85. 2010.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos**. 2.ed., Editora UNESP, 2003. 256p.

LIMA, E. S. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. D.; PÉREZ, D. V.; COUTINHO, I. B. Comparing methods for extracting heavy metals from Histosols for establishing quality reference values. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 40, n. 1, p. 1-14. 2016.

LIRA, C. C. S. **Modelagem do impacto do manejo do sedimento sobre o nível trófico do Açude Tijuquinha**. 2017. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

LISBÔA, E. G. **Sistema de inferência fuzzy aplicado ao mapeamento da vulnerabilidade intrínseca de aquíferos**. 2011, 159f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Tecnologia, Belém, 2011.

MACEDO, F. L.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; MARCELLINI, S. S.; PEDROTTI, A. Modelagem da produção de sedimentos na sub-bacia hidrográfica do Riacho Jacaré-SE. **Revista Ra'e Ga -Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 24, n.1, p. 272-289, 2012.

MAFRA, N. M. C. **Esquema metodológico para la planificación de usos del suelo em zonas tropicales húmedas**: aplicación a la Region Norte del Estado del Rio de Janeiro.1997, 229 f. Tese (Doutorado em Edafologia) - Universitat de València. Facultat de Geografia e Historia, València, 1997.

MAGRI, R. A. F. **Análise da suscetibilidade à erosão da região do Médio Rio Grande (MG)**. 2013. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

MAHÉ, G.; PATUREL, J. E.; SERVAT, E.; CONWAY, D.; DEZETTER, A. Impact of land use change on soil water holding capacity and river modelling of the Nakambe River in Burkina Faso. **Journal of Hydrology**, v. 300, p. 33-43, 2005.

MAIA, R. P.; CAVALCANTE, A. A. Erosão e assoreamento do rio Jaguaribe em Limoeiro do norte – CE: Marcas de uma evolução acelerada. *In*: V SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 5.; 2004. **Anais...** Santa Maria: FAPESP 2004.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 219p.
MEDEIROS, P. H. A. Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model. **Hydrological Sciences Journal**, v. 55, p. 636-648, 2010.

MEDEIROS, P. A, CORDERO, A., Transporte de Sedimentos em Suspensão em 3 Postos Sedimentométricos da Bacia do Rio Itajaí - Açú. *In*: VIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 8.; 2008. **Anais...** Campo Grande: EECA/UFG, 2004.

MINELLA, J. P. G., MERTEN, G. H., RUHOFF, A. L. Utilização de métodos de representação espacial para cálculo do fator topográfico na equação universal de perda de solo. **Revista Brasileira De Ciência Do Solo**, v. 34, n.4, p.1455–1462. 2010.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers** , v.50, n.3, p. 885-900, 2007.

MORGAN, R. P. C. **Soil Erosion and Conservation**. 3. ed. Malden: Blackwell Publishing Ltda, 2005. 320 p.

MORO, M. **A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos**. 2005. 100p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MORO, M. F., MACEDO, M. B., MOURA-FÉ, M. M., CASTRO, A. S. F., COSTA, R. C. Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. **Rodriguésia**, v.66, n.3, p. 717-743. 2015.

MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir Sedimentation Handbook**. New York: McGraw-Hill, 1997. 784p.

MORRIS, G. L.; ANNANDALE, G.; HOTCHKISS, R. Reservoir Sedimentation. *In*: GARCIA, M. H. (Org.). **Sedimentation engineering: processes, measurements, modeling, and practice**. Reston (Virgínia): ASCE Manual of Practice 110 - American Society of Civil Engineers. 2008. p. 579-612.

- MOURA, L. F. S.; SOPCHAKI, C. H. Modelagem espacial da erosão por perda de sedimentos para a região da sub-bacia do rio Aracoiaba – Ceará e sua influência no assoreamento dos cursos fluviais. **Boletim Paulista de Geografia**, [S. l.], v. 109, n. 1, p. 213–234, 2023.
- MUSGRAVE, G. W. A quantitative evaluation of factors in water erosion - A first approximation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 2, n. 170, p. 133-138. 1947.
- NASCIMENTO, A. S. **A (re) produção do espaço do maciço do Baturité**: análise das políticas de desenvolvimento urbano-regional. 2008, 241p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.
- NASCIMENTO, F. R do.; SOUZA, M. J. N de.; CRUZ, M. L. B. da. Diagnóstico socioeconômico da área de proteção ambiental da Serra do Baturité – Ceará. **RA’EGA – Espaço Geográfico em Análise**, v.1, n.20, p. 19-33, 2010.
- NASCIMENTO, F. R do.; CARVALHO, O. Conservação do meio ambiente e bacia hidrográfica: elementos para sustentabilidade do desenvolvimento. **Sociedade e Natureza**. v. 17, n. 32, p. 87-131. 2005.
- NASCIMENTO, F. R do.; SOUZA, M. J. N de.; CRUZ, M. L. B. da. Diagnóstico socioeconômico da área de proteção ambiental da Serra do Baturité – Ceará. **RA’EGA – Espaço Geográfico em Análise**, v.1, n.20, p. 19-33, 2010.
- NASCIMENTO, F. R do. **Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável**: manejo geoambiental na subbacia do baixo Pacoti – Ceará. Dissertação (Mestrado Acadêmico em Geografia) - Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2003.
- NASH, C.; WILLIAMS, C. K. The shape variational autoencoder: A deep generative geomodel of part-segmented 3d objects, **Computer Graphics Forum**, v.36, n.1, p. 1–12. 2017.
- NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1989, 421p.
- OLIVEIRA, L. M. **Acidentes geológicos urbanos**. 1 ed. Curitiba: Mineropar-Serviço Geológico do Paraná, 2010. 78p.
- OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**. [s.l.], v. 100, n.1, p. 139-147. 2013.
- OROSZI, V. G.; KISS, T. The analysis of sediment accumulation and silting-up of a cutoff channel on River Maros near the city of Makó. **Acta Geographica Szegediensis**, Szeged, v.38, n.1, p. 27-38, 2005.
- OZCAN, A.U.; ERPUL, G.; BASARAN, M.; ERDOGAN, H.E. Use of RUSLE/GIS technology integrated with geostatistics to assess soil erosion risk in different land uses of Indagi Mountain Pass–Çankiri, Turkey. **Environmental Geology**, [s.l.], v. 53, n. 8, p. 1731-1741. 2008.

- PAIVA, E. M. C. D. Métodos de Estimativa da Produção de Sedimentos em Pequenas Bacias Hidrográficas. *In*: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C.D (Orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH/UFSM, 2003. p.365-394.
- PIEDRA, J. I. G. Pérdidas de suelo por la erosión hídrica en cuencas del occidente de Cuba. *In*: CONVENCION INTERNACIONAL DE GEOGRAFIA, MEDIOAMBIENTE Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL, 2, 2011, **Anais...** Havana: Editorial Científico-Técnico. 2011.
- QUEIROZ, K. B. de.; RIBEIRO, G. do N.; FRANCISCO, P. R. M.; SILVA, V. F.; SANTOS, D. Potencial natural de erosão e limite de tolerância de perdas de solo na bacia hidrográfica do açude do Namorado, Paraíba. **Revista GEAMA**, v. 7, n. 3, p. 36-48, 2021.
- RABELO, D. R. **Análise espacial da razão de aporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Seridó, RN-PB**. 2018. 116 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.
- RABELO, D. R.; ARAUJO, J. C.; CAVALCANTE, A. A. Sediment yield in a basin in Brazilian Semiarid Regions: A discussion on positive allometry. **Catena**, v. 221, 2023.
- RIBEIRO, J. F. **Cerrado: matas de galeria**. Planaltina: Embrapa - CPAC. 1998. 178p.
- RILEY, A. L. **Restoring streams in cities: a guide for planners, policy makers, and citizens**. Washington, DC: Island Press. 1998. 423p.
- RENARD, K. G.; FOSTER, G. A.; WEESIES, G. A.; McCOLL, D. K. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: USDA, 1997. 407 p.
- RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. P. RUSLE: revised universal soil loss equation. **Journal of Soil Water Conservation**, v.46, n.1, p.30–33. 1991.
- RODRIGUES, R. R. LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares, conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2001. 320p.
- ROSSI, R. A.; SANTOS, E. (2018). CONFLITO E REGULAÇÃO DAS ÁGUAS NO BRASIL – a experiência do Salitre. **Caderno CRH**, Salvador, v. 31, n. 82., p. 151–167. 2018.
- SANTOS, J. C. N. dos.; ANDRADE, E. M. de.; MEDEIROS, P. H. A.; PALÁCIO, H. A da Q.; NETO, J. R. de A. Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed under conditions of low connectivity. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 48, n. 1, p. 49-58, 2017.
- SANTOS, K. A. **Utilização de Modelo Hidrodinâmico para Mapeamento de Áreas Inundáveis**. Dissertação (Mestrado Engenharia do Meio Ambiente) - Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 2015.
- SARTORI, A.; NETO, F.; GENOVEZ, A. Classificação hidrológica de solos brasileiros para estimativa da chuva excedente com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro, v.10, n.4, p.5-18, 2005.

SCHLEISS, A. J.; FRANCA, M. J.; JUEZ, C.; CESARE, G. Sedimentation Transport. **Journal of Hydraulic Research**, London, v. 54, n.6, p. 595-614. 2016.

SCHMITT, A. K. Developing and applying a soil erosion model in a datapoor context to an island in the rural Philippines. **Environment Development Sustain**, Duluth, v.11, p 19-42. 2007.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Revista Ra'e Ga -Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 42, n.1, p. 72-85, 2017.

SILVA, A. M.. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, v.57, p.251-259, 2004.

SILVA, F. G. B.; MINOTTI, R. T.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Predição da perda de solo na Fazenda Canchim –SP utilizando Geoprocessamento e o USLE 2D. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n.2, p.141-148, 2010.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. São Carlos: RiMa, 2003. 138p.

SILVA FILHO, J. C. L. Socioambiental: O perigo da diluição de dois conceitos. **Revista Eletrônica de Gestão Organizacional**, Recife, v.5, n.2, p.198-209. 2007.

SILVA, D. G. da. **Evolução paleoambiental dos depósitos de tanques em Fazenda Nova, Município de Brejo da Madre de Deus - Pernambuco**. 2007, 155p.
Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

SIMPLÍCIO, A. Á. F. **Avaliação de processos erosivos intensos no núcleo de desertificação de Gilbués - PI**. 2020. 87 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020.

SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS). **National Engineering Handbook**: Section 4, Hydrology. Washington: USDA, 1972.127 p.

SOUSA, L. B. S. **Estudo Experimental e Modelagem Numérica do Escoamento e do Assoreamento em uma Armadilha de Sedimentos**. 2006. 165p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos. 2006.

SOUZA, K. I. S.; CHAFFE, P. L. B.; PINTO, C. R. S.; NOGUEIRA, T. M. P. Proteção ambiental de nascentes e afloramentos de água subterrânea no Brasil: histórico e lacunas técnicas atuais. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 33, n.1, p.76-86, 2019.

STEIN, D.P.; DONZELLI, P.L.; GIMENEZA, A.F.; PONÇANO, W.L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico, na Bacia do Peixe Paranapanema. *In*:

SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO. 4.,1987, **Anais...** Marília: ABGE/DAEE, 1987. p. 105-135.

STELLING, G. S.; DUIJNMEIER, S. P. A. A staggered conservative scheme for every Froude number in rapidly varied shallow water flows. **International Journal for Numerical Methods in Fluids**. Nova York, v. 43, 1329-1354. 2003.

STEVAUX, J. C.; LATRUBESSE, E. M. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Oficina de Textos. 2017. 320p.

SUGUIO, K.; BIGARELLA, J.J. **Ambientes Fluviais**. Florianópolis: Editora da UFPR, 1990. 183p.

SUMARGO, B.; KASUMA, K. A. P.; TSANG, Y. F. Social-environment factor as a weak point of sustainable development in Indonesia. **AIP Conference Proceedings**, Nova York, v.1, n.1, p. 1-13. 2019.

SZABÓ, Z.; BURÓ, B.; SZABÓ, J.; TÓTH, C.A.; BARANYAI, E.; HERMAN, P.; PROKISCH, J.; TOMOR, T.; SZABÓ, S. Geomorphology as a Driver of Heavy Metal Accumulation Patterns in a Floodplain. **Water**, v.12, n.2, p. 563-573, 2020.

TARBOTON, D. G. A. New Method for the Determination of Flow Directions and Up slope Áreas in Grid Digital Elevation Models. **Water Resources Research**, v. 33, p. 309-319. 1997.

TEIXEIRA, R. L. P. **Problemas socioambientais emergentes: Contribuições teóricas e práticas**. Bauru, SP: Gradus. 2021. 140p.

TEIXEIRA, J. J. L. **Hidrossedimentologia e disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica da Barragem de Poilão, Cabo Verde**. 2011. 99 f. Dissertação (Mestrado em engenharia agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza - CE, 2011.

TONIOLO, B. P.; PAIXÃO, B. M. da.; SILVA, D. C. da.; MEDEIROS, G. A. de.; FILHO, A. P.; RIBEIRO, A. I. Análise espacial da perda de solo por erosão na bacia hidrográfica do rio Jundiá-Mirim – SP. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável - GUAJU**, Matinhos, v. 7, n. 2, p. 209-236. 2021.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro. Fundação IBGE, 1977. 97p.

TROLEIS, A. L.; SANTOS, A. C. V. **Estudos do Semiárido**. 2 ed. Natal: EDUFRN. 2011. 168p.

TSEGAYE, L.; BHARTI, R. Soil erosion and sediment yield assessment using RUSLE and GIS-Based approach in Anjeb Watershed, Northwest Ethiopia. **SN Applied Sciences**. v. 3, n. 582, p.1-19, 2021.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. UFRGS/ABRH: Porto Alegre, 1998. 669p.

TUCCI, C. E. M. Água no meio urbano. *In*: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B. TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 399-432.

TUKEY, J. W. **Exploratory Data Analysis**. Massachusetts: Addison-Wesley. 1977. 688p.

VAN DER KNIJFF J.M.; J. YOUNIS; A.P.J. DE ROO. LISFLOOD: a GIS-based distributed model for river-basin scale water balance and flood simulation. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 24, n.2, p.189-212, 2010.

VALERIANO, M. M. Modelo digital de variáveis morfológicas com dados SRTM para o território nacional: o projeto TOPODATA. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12.; 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005. p. 1-8.

VASCONCELOS, Y. Alerta contra inundações: Sistema desenvolvido na USP pode ajudar a reduzir transtornos gerados pelo transbordamento de rios urbanos. **Explorando a abordagem sensor web e o sensoriamento participatório no monitoramento de rios urbanos**, Revista Pesquisa Fapesq, ano 19, n. 12, ed. 263, p. 74-75, 1 jan. 2018. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/folheie-a-edicao-263/>. Acesso em: 30 jul. 2023.

VEIGA, J. E. da. O Brasil rural ainda não encontrou seu eixo de desenvolvimento. **Estudos Avançados**. v. 15, n. 43, p.101-119. 2001.

VEIGA, J. E. da. Cidades imaginárias: o Brasil é menos urbano do que se calcula. **GeoUSP - Espaço e Tempo**, v.1, n.43, p. 179-187. 2002.

VESTENA, L. R. **Análise da relação entre a dinâmica de áreas saturadas e o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica por meio de monitoramento e modelagem**. 2008. 268 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

VIANA, R. B.; CAVALCANTE, R. M.; BRAGA, F. M. G.; VIANA, A. B.; ARAÚJO, J. C. de; NASCIMENTO, R. F.; PIMENTEL, A. S. Risk assessment of trihalomethanes from tap water in Fortaleza, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.151, p. 317– 325, 2009.

WILLIAMS, J. R. Sediment-Yield Prediction with Universal Equation Using Runoff Energy Factor. **Agriculture Research Service**, Washington, v.40, p. 244-252. 1975.

WILLIAMS, J. R. BERNDT, H. D. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. **American Society Agriculture Engineering**. v.20, p. 1100-1104. 1977.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: Aguide to conservation planning**.Washington: USDA, 1978.67 p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. Transaction, **American Geophysical Union**, v. 39, n.2, p.280-285, 1958.

WÜNSCHE, A., DENARDIN, J.E. **Conservação e manejo dos solos I. Planalto Rio-grandense**: considerações gerais. Passo Fundo: EMBRAPA. CNPT, 1980. 20p.

YAMAMOTO, J.K.; LANDIM, P.M.B. **Geoestatística**: conceitos e aplicações. São Paulo, Oficina de Textos. 2013. 215p.

ZACHAR, D. Soil Erosion. **Developments in Soil Science**, Amsterdã. v. 10, p. 3-547. 1982.

ZANCHIN, M. **Perda e aporte de sedimentos estimados pelos modelos RUSLE e SEDD em regiões de clima subtropical**. 2020. 142f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2020.

ZHOU, W.; WU, B. Assessment of soil erosion and sediment delivery ratio using remote sensing and GIS: a case study of upstream Chaobaihe River catchment, north China. **International Journal of Sediment Research**, v. 23, p. 167- 173, 2008.

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it effects soil loss in runoff. **Agricultural Engineering**, Saint Joseph, n. 21, p. 59-64, 1940

APÊNDICE A – FICHA DE CAMPO**FICHA DE CAMPO**

PONTO Nº: _____

MUNICÍPIO: _____

TIPO: () RURAL () URBANO

PERÍODO: () ÚMIDO () SECO

LAT: _____; LONG: _____

I. PROCESSOS RELATIVOS À EROSÃO E ANTROPIZAÇÃO

1. Presença de área agrícola ou pecuária próxima? () Não () Sim: do tipo _____
2. Presença de mata ciliar? () Sim () Parcialmente () Não: Substituída por _____
3. Turbidez do curso fluvial: () Límpido () Turvo () Semiturvo () Não se aplica
4. Presença de lixo? () Não () Sim: do tipo _____
5. Grau de antropização próximo ao trecho assoreado: () Não se aplica () Pouco () Pré urbanização () Urbanização () Urbanização consolidada
6. Outros processos degradatórios: _____

II. PROCESSOS RELATIVOS AO ASSOREAMENTO

1. Carga/Energia fluvial: () Rio seco () Rio fraco () Rio corrente () Não se aplica
2. Presença de trechos assoreados? () Não () Sim () Não se aplica
3. Grau de assoreamento do trecho: () Alto () Médio () Baixo () Não se aplica
4. Densidade de trechos assoreados na paisagem: () Muitos () Médio () Poucos () Sem trechos () Não se aplica
5. Elementos geomorfológicos relativos a sedimentação fluvial: () Colúvio de vertentes/encostas () Ilhas fluviais () Terraço fluvial () Paleomeandros () Barras de pontal () Meandro abandonado () Erosão laminar – voçoroca, sulco, ravina () Movimento de massa () Sem elementos () Não se aplica
6. Grau de consolidação do trecho assoreado: () Sedimentação recente – sem vegetação () Com vegetação pioneira () Com vegetação intermediária () Não se aplica () Com estruturas antrópicas () Outros: _____
7. Correspondência entre nível de assoreamento/área de produtora de sedimentos passíveis de deposição fluvial mapeado e real?
() Sim () Não: Mapa _____ Real _____
8. Evidências de mudanças na morfologia fluvial: () Encosta convexa () Depósitos coluviais/tálus nas vertentes () Leitões fluviais colmatados () Inundações/Alagamentos () Sem evidências () Não se aplica
9. Informações adicionais: _____

III. USO DA TERRA

1. Correspondência entre uso da terra mapeado e real? () Sim () Não: Mapa _____
Real _____