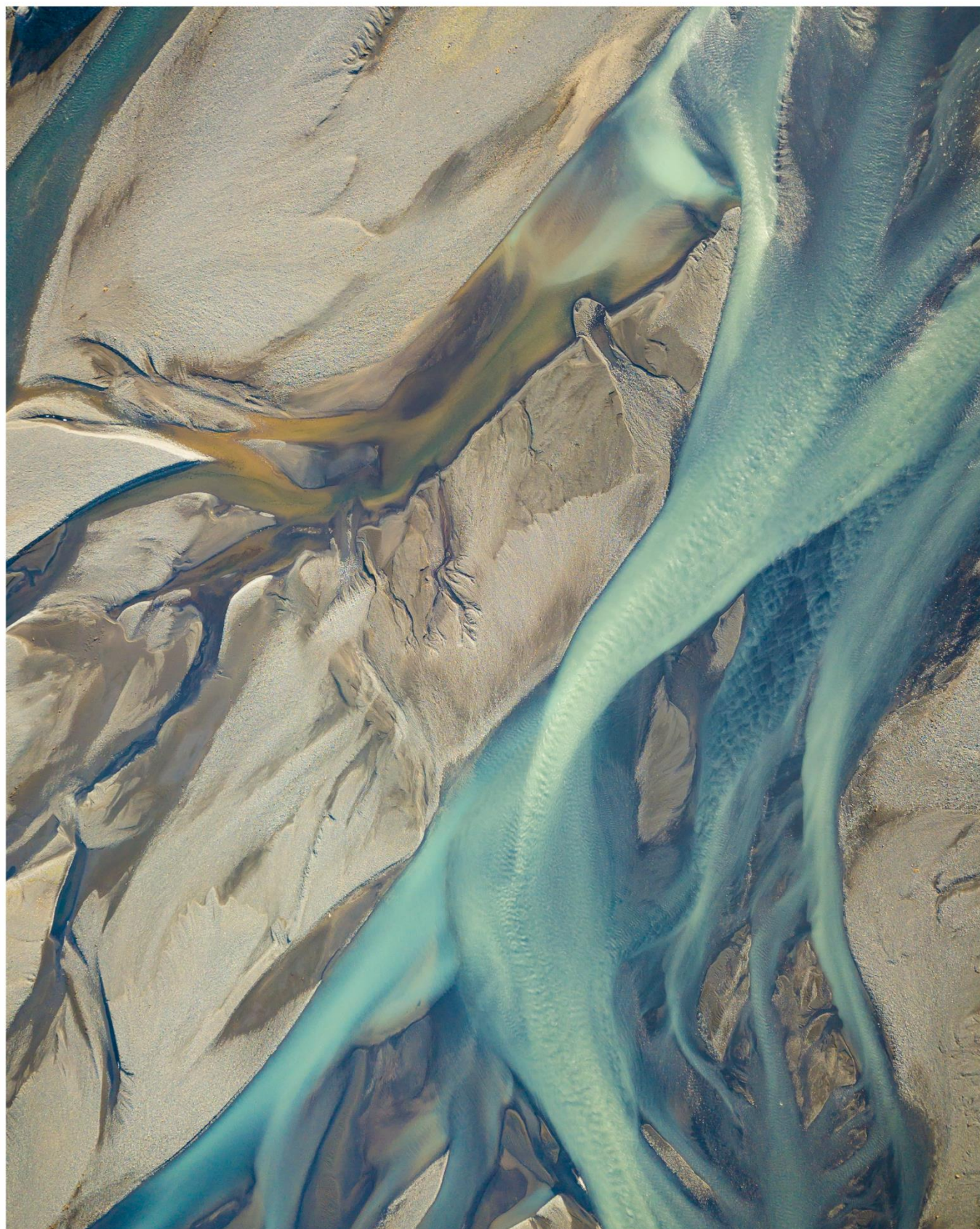


ANAIS_{do}

4º Congresso Internacional de
Hidrossedimentologia



Organizadores

Maurício Andrades Paixão – IPH/UFRGS

André Luis Sotero Salustiano Martim – UNICAMP

ANAIS DO 4º CONGRESSO
INTERNACIONAL DE
HIDROSEDIMENTOLOGIA



Madrid – España
2023

Copyright © 2023, by IAHR Publishing.

Direitos Reservados em 2023 por **IAHR Publishing.**

Organização Geral da obra: Maurício Andrades Paixão, André Luis Sotero Salustiano Martim

Diagramação: Cícero Manz

Revisão: Elissandro Voigt Beier

Capa: Juliane Fagotti

Copyright © 2023, by IAHR Publishing.

Derechos Reservados en 2023 por **IAHR Publishing.**

Organización General de la Obra: Maurício Andrades Paixão, André Luis Sotero Salustiano Martim

Maquetación: Cícero Manz

Relectura General: Elissandro Voigt Beier

Portada: Juliane Fagotti

Andrades Paixão, Maurício; Sotero Salustiano Martim, André Luís (Organizadores)

Anais do 4º Congresso Internacional de Hidrossedimentologia / Organizadores:
Maurício Andrades Paixão; André Luís Sotero Salustiano Martim – MADRI, España:
IAHR Publishing, 2023.

210p.: il.;

ISBN • 978-90-833476-3-9

CDD: 600

*É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por qualquer meio, sem
autorização escrita da Editora ou dos Organizadores.*

*ES AUTORIZADA la libre reproducción, total o parcial, por cualquier medio, sin
autorización escrita del Editor o de los Organizadores.*

Comissão Organizadora

Maurício Andrades Paixão – IPH/UFRGS
André Luís Sotero Salustiano Martim – UNICAMP

ORGANIZAÇÃO



PATROCÍNIO



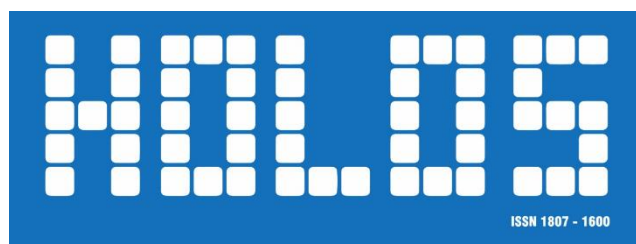
APOIO



APOIO ESPECIAL

ProfÁgua

Mestrado Profissional em Rede Nacional
em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos



ISSN 1807 - 1600



COMISSÃO CIENTÍFICA

ADELMO LOWE PLETSH - UTFPR
ÁLVARO JOSÉ BACK - UNESC
ANA FLÁVIA BRANCALION - AUBURN UNIVERSITY
ANDRÉ LUIS SOTERO SALUSTIANO MARTIM - UNICAMP
ANDRÉ LUIZ DE LIMA REDA - MACKENZIE
AYAN SANTOS FLEISCHMANN - INSTITUTO MAMIRAUÁ
CRISTIANO POLETO - UFRGS
EDSON CAMPANHOLA BORTOLUZZI - UPF
EDUARDO PUHL - UFRGS
FELIPPE FERNANDES - CONSULTOR
FREDERICO FABIO MAUAD - EESC / USP
GERALDO DE FREITAS MACIEL - UNESP
GERSON SALVIANO ALMEIDA FILHO - IPT / SP
GILBERTO LOGUERCIO COLLARES - UFPEL
GUILHERME KRUGER BARTELS - EMBRAPA SOLOS
HUGO DE OLIVEIRA FAGUNDES - UFRGS
JEFFERSON DE LIMA PICAÑO - UNICAMP
JOSÉ ANDERSON DO NASCIMENTO BATISTA - UNICAMP
JOSÉ AUGUSTO COSTA GONÇALVES - UNIFEI
JOSÉ CARLOS ARAÚJO - UFC
JOSÉ GILBERTO DALFRÉ FILHO - UNICAMP
JULIANA DORN NOBREGA - UFG
LUIS EDUARDO SUZUKI - UFPEL
MARCELO LATUF - UNIFAL
MARINA BATALINI DE MACEDO - UNIFEI
MAURÍCIO ANDRADES PAIXÃO - UFRGS
NILZA MARIA DOS REIS CASTRO - UFRGS
PEDRO CUNHA - ANA
RENATO BILLIA MIRANDA - USP
RICARDO PEROBELLI BORBA - UNICAMP
RICARDE MARQUES DA SILVA - UFPB
RONALTON EVANDRO MACHADO - UNICAMP
STENIO DE SOUSA VENANCIO - UFTM
SUELI YOSHINAGA PEREIRA - UNICAMP
WALSZON TERLLIZZIE ARAÚJO LOPES - ANA
YURI JACQUES - UFPI

Qual a importância do estudo da hidrossedimentologia?

A avaliação de processos hidrossedimentológicos é fundamental para diagnosticar problemas relacionados à erosão, transporte e deposição de sedimentos em rios e reservatórios, que influenciam diretamente em aspectos da qualidade da água e conservação dos recursos hídricos, além de interferir nos processos operacionais e vida útil de usinas hidrelétricas.

A falta de estudos na área da hidrossedimentologia pode ocasionar impactos negativos na conservação do meio ambiente com reflexos na vida da população. A Água e Solo atua no monitoramento, análises laboratoriais e elaboração de estudos para pleno entendimento dos processos hidrossedimentológicos.



Atua desde 1998 na área de recursos naturais, água e solo, realizando levantamentos, desenvolvendo estudos e projetos de engenharia e meio ambiente e implantando e operando redes de monitoramento de recursos hídricos.

HIDROMETRIA

- Levantamentos Batimétricos;
- Levantamentos sedimentométricos;
- Instalação, operação e manutenção de Estações Hidrológicas e Climatológicas Telemétricas em atendimento a Resolução Conjunta ANA/ANEEL 127/2022, (antiga 003/2010);
- Medição de vazão líquida e sólida;
- Estudo de Assoreamento de Rios e Reservatórios;
- Laboratório próprio para realização de Análises Sedimentológicas;
- Fornecimento de Equipamentos e Comissionamento de Estações Hidrológicas.

ESTUDOS E PROJETOS

- Estudos Hidrológicos Qualitativos e Quantitativos;
- Simulações e Modelagens Matemáticas;
- Estudos Hidrogeológicos;
- Estudos de Previsão de Vazão;
- Estudos Ambientais;
- Planos Diretores de Recursos Hídricos;
- Planos Municipais de Saneamento Básico;
- Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto e Montagem de Banco de Dados SIG para Subsídio aos Projetos;
- Capacitações de Temas Associados a Gestão de Recursos Hídricos;
- Estudos de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental;
- Projetos de Estruturas Hidráulicas para Armazenamento e Distribuição de água.

(51) 3237-6335

contato@aguaesolo.com

**PARA MAIS
INFORMAÇÕES
ENTRE EM CONTATO**

Rua Baronesa do Gravataí,
137 - Sala 406 / Poa - RS



ProfÁgua



Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos

Sobre o ProfÁgua

O ProfÁgua é um curso de mestrado stricto sensu, GRATUITO, na área de ciências ambientais, que proporciona ampla formação aos profissionais, aliando teoria e prática, de modo a aumentar a eficácia de sua atuação na área de recursos hídricos.

Acesse nosso site:



Mais informações

(18) 3743 - 1978 (ramal 1917 ou 1921)
profagua@unesp.br

ÁREAS DE CONCENTRAÇÃO

1 - Instrumentos da Política de Recursos Hídricos ..

2 - Regulação e Governança de Recursos Hídricos ..

Linhas de pesquisa

1.1 - Ferramentas Aplicadas aos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos ..

1.2 - Metodologias para Implementação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos ..

2.1 - Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos ..

2.2 - Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água ..



3º Congresso Internacional de Engenharia Ambiental



Edição Luso-Brasileira



Participe em 2024:

3º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL

Luso-Brasileiro

www.3ciea.com.br



Organização:



| SUMÁRIO |

RESUMOS

ÍNDICE DE EROSIVIDADE DE CHUVAS PARA O ESTADO DO RIO DE JANEIRO	14
AVALIAÇÃO DOS VOLUMES, DO POTENCIAL DE DANO AMBIENTAL E DA CATEGORIA DE RISCO DAS BARRAGENS DE CONTENÇÃO DE SEDIMENTOS EM MINAS GERAIS.....	15
DESENVOLVIMENTO E CALIBRAÇÃO DE TURBIDÍMETRO DE BAIXO CUSTO COM AMOSTRAS DE SEDIMENTO EM SUSPENSÃO DO RIO PIRAÍ, SP	21
O CARBONO ORGÂNICO TOTAL COMO UMA FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO NA QUALIDADE DE SEDIMENTOS	19

ARTIGOS COMPLETOS

INTERAÇÕES ENTRE O RESÍDUO DE MINÉRIO DE FERRO DA BARRAGEM DE FUNDÃO (MG) E SEDIMENTOS NO BAIXO RIO DOCE (ES): UMA ABORDAGEM TEMPORAL.....	22
SAZONALIDADE DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAMAQUÃ POR MEIO DE CURVAS-CHAVE DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO	27
CALIBRAÇÃO DO PARÂMETRO DE AJUSTE DO MODELO SEDIMENT DELIVERY DISTRIBUTED (SEDD) (β) NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO CANDIOTA	37
DESAFIOS E SOLUÇÕES NA ATUALIZAÇÃO DAS CURVAS COTA-ÁREA-VOLUME DE UM GRANDE RESERVATÓRIO	46
MONITORAMENTO HIDROMÉTRICO E DE DESCARGA SÓLIDA NO PROCESSO DE ASSOREAMENTO NO IGARAPÉ URUMARI, SITUADO NA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE SANTARÉM, PARÁ.....	56
UMA ANÁLISE DOS PRINCIPAIS ELEMENTOS ENVOLVIDOS NA DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS EM RESERVATÓRIOS NA AMÉRICA DO SUL	62
ESTIMATIVA DE VIDA ÚTIL DE UM RESERVATÓRIO EM FUNÇÃO DO ASSOREAMENTO: CASO DO RIO JUNDIAÍ EM SÃO PAULO, BRASIL	68
LEVANTAMENTO E ANÁLISE TEMPORAL E EVOLUTIVA DAS EROSÕES HÍDRICAS LINEARES EM UMA ENCOSTA AMOSTRAL DO CÓRREGO DO LEOPOLDO.....	78
IMPACTO DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DO SOLO E DE PRECIPITAÇÃO NA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA JI-PARANÁ - RO.....	88

OCUPAÇÃO URBANA IRREGULAR E SUAS INFLUÊNCIAS NOS HIDROSEDIMENTOS - MICROBACIA DO CÓRREGO JACARÉ, VÁRZEA GRANDE - MT	95
DESAFIOS NA COMPREENSÃO DO FLUXO DE SEDIMENTOS DO LAGO GRANDE DE CURUAI NA AMAZÔNIA CENTRAL: UMA ABORDAGEM ATRAVÉS DE MODELAGEM NUMÉRICA EM 2D	104
IMPLEMENTAÇÃO DE GATILHOS PARA SIMULAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS POR MOVIMENTOS DE MASSA NO MGB-SED	114
ESTUDO DA VARIABILIDADE DE ENSAIOS LABORATORIAIS EM UM SIMULADOR DE CHUVA	125
ANÁLISE SEDIMENTAR E MORFOMÉTRICA DA DINÂMICA FLUVIAL DO TRAÇADO DO RIO IGUAÇU, PR.	132
BATIMETRIA CON TECNOLOGÍA MULTIBEAM Y CÁLCULO DE CURVA COTA-ÁREA-VOLUMEN DEL EMBALSE DE ITAIPU	134
ESTIMATIVAS DE PERDA DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BOA HORA.....	142
REVISÃO DA LITERATURA E ENSAIOS DE LABORATÓRIO DE SEDIMENTO PLUVIAL URBANO COMO AGREGADO FINO PARA MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO: UMA ESTRADA NECESSÁRIA PARA A CIRCULARIDADE DO SEDIMENTO URBANO	150
LEVANTAMENTO GRANULOMÉTRICO DE SEDIMENTOS ORIUNDOS DE VIAS NÃO PAVIMENTADAS - ESTUDO DE CASO NA MICROBACIA DO CÓRREGO QUARTA-FEIRA EM CUIABÁ-MT.....	158
IMPACTOS DO MANEJO E ROTAÇÃO DE CULTURAS NA MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO CADEIA/CANGUÇU, RS	165
AVALIAÇÃO DE MÉTODOS PARA ESTIMATIVA DA EROÇÃO UTILIZANDO GEOPROCESSAMENTO EM MICROBACIA DO RIO PARÁ/MG	176
SENSIBILIDADE DE ESTIMATIVAS DO NÍVEL DE ÁGUA E DA DESCARGA SÓLIDA À VARIAÇÃO DE ABORDAGENS DA MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA 1D	183
IMPACTOS AMBIENTAIS DA ESPECULAÇÃO IMOBILIÁRIA EM UM IGARAPÉ NO BAIRRO PONTA NEGRA, ZONA OESTE DE MANAUS-AM.....	193
MONITORAMENTO DE SEDIMENTOS E ASSOREAMENTO DE RESERVATÓRIOS DE USINAS HIDROELÉTRICAS E A NOVA FREQUÊNCIA DE LEVANTAMENTOS BATIMÉTRICOS A SER DEFINIDA NA RESOLUÇÃO CONJUNTA ANA/ANEEL N. 127/2022.....	197
EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RIBEIRÃO DOS MENINOS QUANTO A SEDIMENTOS E PESQUISA DE PADRÕES DE OSCILAÇÃO NO TRANSPORTE SÓLIDO.....	203



RESUMOS

4° Congresso Internacional de
Hidrossedimentologia



ÍNDICE DE EROSIVIDADE DE CHUVAS PARA O ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Álvaro José Back¹, Gabriel da Silva Souza², Sérgio Luciano Galatto³, Franciele Zanandrea⁴

¹Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina EPAGRI, e-mail: ajb@epagri.sc.gov.br;

²Universidade do Extremo Sul Catarinense UNESC, e-mail: eng.agrimensorgabriel@gamil.com;

³Universidade do Extremo Sul Catarinense UNESC, e-mail: sga@unes.net;

⁴Universidade Federal Fluminense UFF, e-mail: francielez@id.uff.br

Palavras-chave: erosão; conservação do solo; USLE

Resumo:

A erosão hídrica é considerada um dos maiores problemas ambientais, responsável pela perda de áreas agrícolas, redução de produtividade, assoreamento de rios e reservatórios e contaminação da água em diversos países. As alterações climáticas observadas nas últimas décadas e as mudanças nos regimes de precipitações tem aumentado a preocupação com eventos extremos que causam desde erosão hídrica superficial até movimentos de massa que desencadeiam grandes desastres. O conhecimento dos índices de erosividade da chuva e sua variação sazonal e espacial são ferramentas importantes para o planejamento das práticas de manejo e conservação do solo. Este estudo teve como objetivo determinar o índice de erosividade das chuvas para o estado do Rio de Janeiro e avaliar sua distribuição espacial e sazonal. Foram calculados os valores mensais do índice de erosividade da chuva EI30, muito utilizado no cálculo da erosão do solo a partir da Equação Universal de Perda de Solo (USLE). Para o cálculo do EI30 foram utilizadas as médias mensais de precipitação de 11 estações pluviométricas do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet) e 73 estações pluviométricas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). O valor de EI30 foi obtido utilizando dezesseis equações de regressão estabelecidas para o Rio de Janeiro. Os valores de EI30 foram interpolados utilizando o método da Krigagem no software ArcGis 10.8 para espacialização dos dados. A partir disso, obteve-se os valores médios para cada município do Estado do Rio de Janeiro. Os resultados mostram que a precipitação média anual varia de 1000 a 1800 mm e que 76,4% do estado do Rio de Janeiro apresentou índice de Fournier (IFM) maior que 160, classificado como muito alto em relação a agressividade das chuvas. O índice de erosividade variou de 1750 a 15000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, sendo que 22,9 % do território Fluminense tem erosividade classificada como Alta (7500 a 10000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹) e 51,8% tem erosividade media (5000 a 7500 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹). A erosividade apresentou os maiores valores nos meses de novembro a março, evidenciando que as práticas de controle de erosão e

conservação do solo devem, preferencialmente, ser reforçadas neste período do ano.



AVALIAÇÃO DOS VOLUMES, DO POTENCIAL DE DANO AMBIENTAL E DA CATEGORIA DE RISCO DAS BARRAGENS DE CONTENÇÃO DE SEDIMENTOS EM MINAS GERAIS

Eliana Oliveira Costa¹, José Augusto Costa Gonçalves²

¹Universidade Federal de Itajubá, e-mail: elianaoliveiracosta2@gmail.com; ²Universidade Federal de Itajubá, e-mail: jaucosta@unifei.edu.br

Palavras-chave: Barragens de Contenção; Risco das Barragens

Resumo

Os processos sedimentológicos podem impactar severamente os setores sociais, reduzindo a fertilidade do solo, assoreando rios e reservatórios, transportando contaminantes, fragilizando obras civis. Objetivando avaliar os volumes de sedimentos existentes nas barragens de contenção considerando o potencial de dano ambiental destas estruturas visando categorizar os riscos de desastres no estado de Minas Gerais. Barragens de contenção de sedimentos são estruturas construídas para conter os materiais resultantes do beneficiamento do minério, construídas na medida em que os rejeitos são gerados, reduzindo os custos da construção e operação. Este trabalho se desenvolveu a partir de dados obtidos das plataformas dos órgãos ambientais de Minas Gerais. A Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) realiza um trabalho de cadastramento e classificação das barragens seguindo parâmetros da Deliberação Normativa (DN) 62 (COPAM, 2002), que foi alterada pela DN 87 (COPAM, 2005) e pela DN 113 (COPAM, 2007). A classificação indicada nestas deliberações estabelece classes de potencial de dano ambiental, estimando as consequências em relação ao dano ambiental em caso de uma ruptura. De acordo com esta classificação são estabelecidos prazos (um, dois ou três anos) para realização de auditorias técnicas periódicas, realizadas por consultor externo ao quadro de funcionários da empresa. Os relatórios destas auditorias levantam as condições físicas e estruturais das barragens para atestar se elas apresentam condições seguras de estabilidade. Neste contexto verificou-se que 23 barragens foram construídas com alçamento a jusante (quando a barragem é ampliada em etapas, ao longo de sua vida útil, em direção à sua parte externa), 3 a montante (quando a barragem é ampliada em etapas, ao longo de sua vida útil, com diques novos que se assentam sobre a borda do reservatório), 6 em Linha de centro (solução intermediária, sendo uma estrutura muito mais estável que a de montante e não necessitando de tanto volume de material quanto a de jusante) e 77 em Etapa única (quando a barragem inteira consiste em um único dique, construído de uma só vez). O valor médio dos volumes atuais das barragens é de 553.795,03 m³, tendo o menor volume de 1 m³ e o maior volume de 12.633.508,00 m³, com altura média de 18,49 m, tendo a menor altura de 2 m e a de maior em 55 m.

O potencial de dano ambiental é calculado em função das características da barragem: altura, volume de reservatório,

existência de vidas humanas e/ou de instalações de valor econômico a jusante, e possibilidade de impacto sobre o meio ambiente. Desta forma foram obtidos os seguintes resultados, Figura 1, demonstrando que majoritariamente as barragens de contenção de sedimentos em Minas Gerais apresentam alto potencial de danos ambientais.

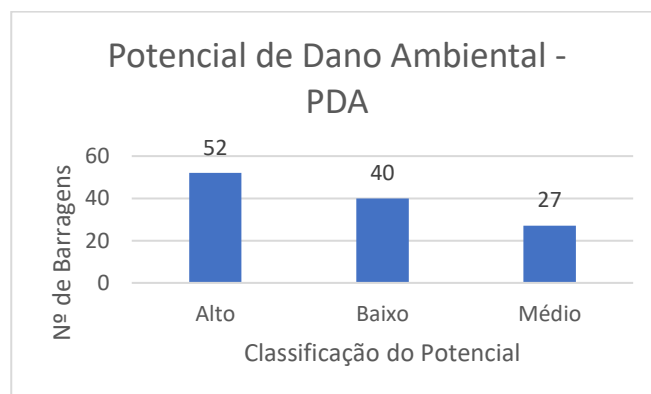


Figura 1: Avaliação atual do Potencial de Dano Ambiental em Minas Gerais.

A partir dos resultados obtidos apresentados A Categoria de Risco (CRI), quantifica e combina os parâmetros primários dos três critérios de desempenho/vulnerabilidade para uma barragem específica: características técnicas (altura, comprimento, tipo, fundação, idade e vazão de projeto), estado de conservação e conformidade com o plano de segurança de barragem. A finalidade principal dessa classificação é avaliar e medir a integridade estrutural da barragem. Seguindo estes fundamentos e fazendo as avaliações, os resultados apresentados na Figura 2, mostram que a maioria das barragens apresentam baixo risco de desastres considerando principalmente as rupturas.

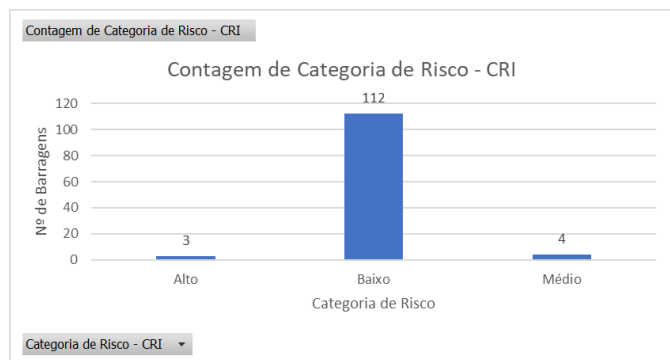


Figura 2: Avaliação atual das Categorias de Risco em Minas Gerais.

Comentários finais

Considerando a legislação, o conhecimento existente e as novas tecnologias disponíveis, as barragens de contenção de sedimentos (rejeitos e resíduos), permanecem causando preocupações e desastres, causando prejuízos econômicos, sociais e ambientais. As razões para estas situações é que as barragens não são operadas seguindo os critérios mais adequados de projeto, de construção e de operação.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.



DESENVOLVIMENTO E CALIBRAÇÃO DE TURBIDÍMETRO DE BAIXO CUSTO COM AMOSTRAS DE SEDIMENTO EM SUSPENSÃO DO RIO PIRAÍ, SP

Maria Eduarda de C. Ferreira¹, Luis Murillo-Bermúdez², Hugo de Oliveira Fagundes³ Débora de Jesus Siqueira⁴ André Luís Sotero⁵

¹Universidade Estadual de Campinas, e-mail: m183991@dac.unicamp.br; ²Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; ³Universidade Estadual de Campinas, e-mail: hugofagundes@unicamp.br;

⁴Universidade Estadual de Campinas, e-mail: d231831@dac.unicamp.br; ⁵ Universidade Estadual de Campinas, e-mail: sotero@fec.unicamp.br

Palavras-chave: Transporte de sedimentos em suspensão, turbidímetro, calibração

Introdução

O transporte de sedimentos afeta diretamente dutos, reservatórios e demais obras hidráulicas. Dessa forma, é essencial o estudo das taxas de transporte de sedimentos a fim de facilitar estratégias de preservação dos recursos hídricos (Sari et al., 2017). Há diversos métodos de determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS), como medições periódicas nos rios, levantamentos topo-batimétricos de reservatórios, regionalização de dados e estimativa da erosão através de modelos de perda de solo (Coiado, 2001 e Carvalho 2008). Uma vez que a turbidez mede a transparência da água, a qual é afetada pelos sólidos suspensos que impedem a passagem da luz, a análise de turbidez da água é um método eficaz para o estudo da CSS. A medição da turbidez pode ser realizada por aparelhos eletrônicos, como o turbidímetro, disco de secchi ou pelo método espectrofotométrico (Nardy et al., 2020). Mas devido a altos custos, dificuldade de manuseio devido à natureza do local que será medido ou devido ao uso da formazina, substância reagente utilizada no método de calibração espectrofotométrico, a qual é uma substância cancerígena, estes métodos tornam-se pouco acessíveis. Neste sentido, o presente estudo objetivou a construção e a calibração de um turbidímetro de baixo custo para medições contínuas de CSS *in situ*, a partir de amostras coletadas no rio onde será implementado o monitoramento, visando melhoria no processo final de aquisição de dados.

Material e Métodos

A construção do turbidímetro é baseada no código aberto da placa microcontroladora Arduino UNO. Outros componentes como o sensor de turbidez, datalogger para cartão SD e display de visualização foram empregados. Uma adaptação no sensor foi realizada para possibilitar que a leitura do sensor fosse em iguais condições sem a interferência de fontes externas de luz (Figura 1).

O processo de calibração foi realizado com amostras coletadas no período de chuvas (out-dez de 2022) empregando o amostrador USDH-48 no rio Pirai. no ponto com coordenadas 23°11'07.1"S; 47°14'20.1"N, dentro da bacia hidrográfica do rio Jundiá, SP. As amostras foram mescladas homogeneamente e separada a porção sólida, posteriormente, foram preparadas 11 amostras com água

destilada e com concentrações específicas (0, 12,28,48,68,100,300,500, 700, 1000, 2000 e 2960 mg/l). Paralelamente, executou-se uma análise de granulometria pelo método de difração laser para identificar os tamanhos da partícula, devido que esta característica pode influenciar em grande medida a resposta do sensor (Merten, Capel e Minella (2014).

Medições com um turbidímetro comercial de bancada (HACH modelo 2100 N) foram feitas para cada uma das amostras, proporcionando os dados para identificar a relação com a resposta analógica do sensor e assim descrever a correlação entre estas duas variáveis. Implementou-se uma outra forma de calibração, na qual diretamente os valores do sinal analógico do sensor foram comparados diretamente com os valores de CSS. A leitura do turbidímetro programou-se para ser a média da leitura de 10 valores.

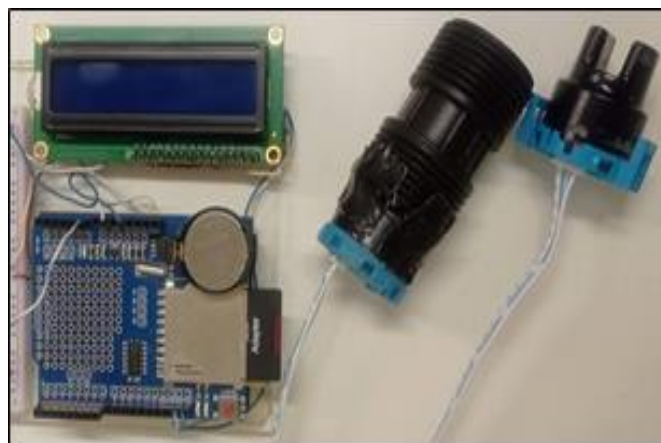


Figura 1: Turbidímetro desenvolvido com placa Arduino UNO.

Resultados e Discussão

A análises granulométrica mostrou que os sedimentos do rio Pirai são majoritariamente material fino (argila e silte) com um D_{50} aproximado de 18,74, μm (Figura 2), e com uma porcentagem menor ao 10% de areias, viabilizando a aplicação do método de turbidimetria.



Figura 2: Granulometria dos sedimentos do rio Pirai usados no processo de calibração do turbidímetro.

A partir dos dados de turbidez medidos no turbidímetro comercial e os dados de resposta analógica do sensor foi realizada a correlação mostrada na Figura 3. Encontrou-se uma relação polinomial quadrática com coeficiente de determinação de 0,99. Ainda que implementada a média de 10 medições por amostra, houve uma dispersão para os valores com menores concentrações e consequentemente menor turbidez.

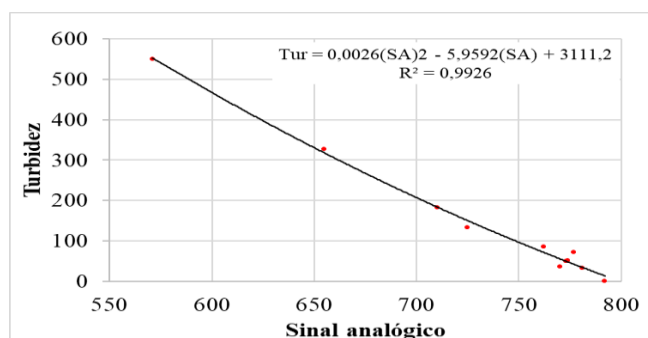


Figura 3: Correlação do sinal analógico com a turbidez medida no turbidímetro de bancada.

Por outro lado, a correlação direta do sinal analógico e os valores de CSS, mostrou uma relação negativa com um coeficiente de determinação de 0,97, tal como mencionado em Droujko e Molnar (2022) a calibração direta com CSS, evita o uso de formazina e reduz o tempo de trabalho, além de reduzir os erros do processo de calibração.

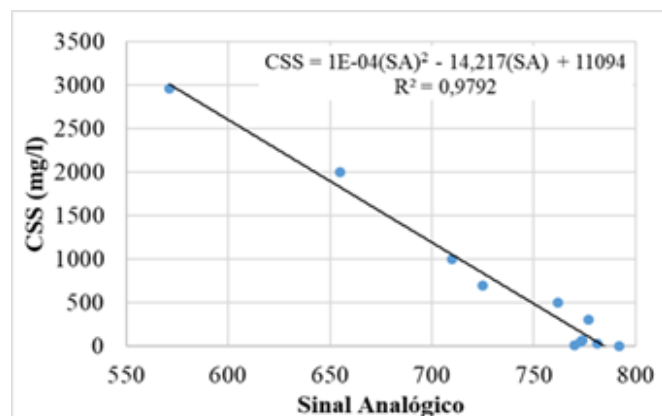


Figura 4. Correlação do sinal analógico com a CSS.

Conclusões

O uso de dispositivos de baixo custo como o construído em este trabalho possibilitará a medição de sedimentos em suspensão de forma contínua e em evento de chuva. A calibração a partir de sedimentos do próprio rio traz como vantagens o conhecimentos das características do material e como o sensor responderá em diferentes concentrações. Espera-se que futuros protótipos com detectores de luz de maior precisão auxiliem na leitura de concentrações baixas.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica – PIBIC CNPQ pelo apoio recebido.

Referências bibliográficas

Carvalho, N. O.(2008). Hidrossedimentologia Prática. 2ª.Ed. Interciência, Rio de Janeiro/RJ, 599 p.

Coiado, E.M. (2001). “Uso do amostrador fixo programável na determinação da concentração dos sedimentos transportados em suspensão no rio Atibaia-SP” XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Aracaju, SE.

Droujko, J., Molnar, P. 2022. Open-source, low-cost, in-situ turbidity sensor for river network monitoring. Sci Rep 12, 10341 (). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14228-4>

Merten, G. H., Capel, P. D. and Minella, J. P. G. (2014) ‘Effects of suspended sediment concentration and grain size on three optical turbidity sensors’, Journal of Soils and Sediments, 14(7), pp. 1235–1241. doi: 10.1007/s11368-013-0813-0.

NARDY, J. F. Estudo espectrofotométrico de turbidez em água para as indústrias de bebidas e alimentos de origem animal. Disponível em: <Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal (v.14, n.3) p. 1 – 12>.

Sari, V.; Castro, N.M.R.; Kobiyama, M. (2015) “Estimativa da Concentração de Sedimentos Suspensos com Sensores Ópticos: revisão”. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Versão On-line ISSN 2318-0331 RBRH vol. 20 no. 4 Porto Alegre out./dez. 2015 p. 816 – 836.



O CARBONO ORGÂNICO TOTAL COMO UMA FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO NA QUALIDADE DE SEDIMENTOS

Denise Parizotto¹, Rose Mary Teixeira de Lemos², Camila Bermond Borges Ruezzene³, Mariana Abibi de Araujo Barbosa⁴, Renato Billia de Miranda⁵, Frederico Fábio Mauad⁶

¹Universidade de São Paulo, e-mail: deniseparizotto@usp.br; ²Universidade de São Paulo, e-mail: rose.lemos@usp.br; ³Universidade de São Paulo, e-mail: camila.ruezzene@usp.br; ⁴Universidade de São Paulo, e-mail: mariana.abibi@usp.br; ⁵Universidade de São Paulo, e-mail: rbm1706@gmail.com; ⁶Universidade de São Paulo, e-mail: maudffn@sc.usp.br

Palavras-chave: carbono orgânico; reservatório; qualidade de sedimentos.

Introdução

A presença do carbono orgânico (CO) no ambiente associa-se com fatores naturais e antropogênicos. Predominantemente os fatores antropogênicos recebem maior atenção nos últimos tempos devido as múltiplas atividades humanas (IFTIKHAR et al, 2022).

Os poluentes originários de ambientes terrestres e aquáticos podem trazer problemas e o carbono orgânico apresenta uma afinidade de sorção e adsorção de íons metálicos sobre diferentes constituintes nos sedimentos (BENEDETTI, et al., 1996).

Importância da avaliação do carbono orgânico total (COT)

A investigação do carbono orgânico total nos sedimentos corresponde aos processos de urbanização, agricultura, construção de barragens e uso e ocupação de áreas que apresentam interesses humanos (PARIZOTTO, 2021). Os processos humanos podem causar desequilíbrio ambiental por tempo indeterminado (OLIVEIRA et al., 2018). No estudo de Oliveira et al (2018), a avaliação do COT apresentou alta concentração nos pontos monitorados nas áreas próximas a intensificação urbana e menor taxa no ponto de menor influência antropogênica.

Outro estudo nacional como de Cervi (2017) o autor avaliou o COT no reservatório Billings sobre diferentes pontos de monitoramento. Os resultados demonstraram que os pontos próximos as áreas urbanas como a Barragem Pedreira os teores encontrados foram superiores, concluindo que o adensamento populacional na região entorno do reservatório e as cargas de resíduos domésticos e industriais influenciaram nos resultados.

Dessa forma, o COT é uma ferramenta importante na qualidade de sedimentos demonstrando que existe influência de estressores antropogênicos.

Reservatório Guarapiranga

O reservatório Guarapiranga (23° 43' S; 46° 32' W) é um importante reservatório localizado na Região Metropolitana de São Paulo. A construção do reservatório se deu principalmente para fornecimento energético e posteriormente, a finalidade serviu para o abastecimento público (LÓPEZ-DOVAL et al., 2017, PARIZOTTO, 2021). No entanto, o reservatório apresenta função no controle de cheias e recreação (PADIAL, 2008).

No decorrer dos anos, a partir da construção, as áreas do reservatório sofreram perdas de vegetação, poluição por insumos químicos, despejos de poluentes domésticos e industriais, fatores que comprometeram a degradação da qualidade do ambiente. (LÓPEZ-DOVAL et al., 2017, PARIZOTTO, 2021).

Objetivo

O presente estudo tem por objetivo apresentar por meio de dados de históricos de anos do reservatório Guarapiranga a importância do carbono orgânico total como ferramenta na investigação da qualidade dos sedimentos sofrido por fatores antropogênicos.

Metodologia

Foram extraídos dados públicos da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) do reservatório Guarapiranga, no qual apresenta o histórico de alguns anos avaliados, as coordenadas geográficas e os pontos monitorados de interesse.

Resultados e Discussão

Conforme a Tabela 1 as concentrações de COT (%) foram maiores nos anos de 2015 e 2019 enquanto os menores nos de 2010 e 2014. Ainda na apresentação dos dados nota-se que apenas o ano de 2014 foi menor que 3% no teor de COT.

Estações	Anos	COT (%)
GUAR00900	2010	3.85
GUAR00900	2011	5.57
GUAR00900	2012	3.29
GUAR00900	2013	4.87
GUAR00900	2014	2.7
GUAR00900	2015	6.84
GUAR00900	2017	7.1
GUAR00100	2019	5.51
GUAR00751	2019	7.97
GUAR00900	2019	6.84

Tabela 1: Dados de COT (%) dos pontos monitorados do reservatório Guarapiranga



No relatório da Cetesb (2010) o carbono orgânico adotado foi de 0,3%, valores encontrados acima da referência adotada representa incremento do material orgânico. Nos dados apresentados da Tabela 1 todos foram acima de 0,3%.

No estudo de Pômpeo et al (2013) nos pontos monitorados os valores encontrados para o reservatório de Guarapiranga foram acima de 10%.

Os dados demonstraram que as interferências humanas são responsáveis pelos resultados encontrados, principalmente entorno dos reservatórios, no qual o despejo de cargas orgânicas na água oriunda de fontes domésticas e industriais podem ser associadas. Por outro lado, o incremento do carbono orgânico pode estar associado também a fatores erosivos e que sofreram transporte até o represamento, contendo matéria orgânica de raízes e restos de plantas (CERVI, 2017, PARIZOTTO, 2021). No represamento o material orgânico depositado decompõe lentamente por anos (ISIDOROVA, 2020).

Comentários finais

Os resultados do COT mostraram incremento por atividades antropogênicas nos pontos de monitoramento. A medição do COT é uma ferramenta importante na avaliação na qualidade dos ambientes uma vez que os sedimentos podem conter constituintes de diferentes fontes antropogênicas que levam ao desequilíbrio e a degradação da qualidade da água do reservatório.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e a Cetesb pelos dados públicos publicados.

Referências bibliográficas

Benedetti, M. F.; van Riemsdijk, W. H.; Koopal, L.K.; Kinniburgh, D. C.; Gooddy, D. C.; Milne, C. J. 1996. Metal ion binding by natural organic matter: From the model to the field. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 60, n. 14, pp. 2503 – 2513.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. 2010. Aplicação da tríade na avaliação da qualidade de sedimentos em redes de monitoramento. Relatório Técnico,

Cervi, E. C. 2017. Avaliação da qualidade de sedimentos do reservatório Billings – SP por meio de linhas de evidências químicas e ecotoxicológicas. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, pp. 90.

Iftikhar, F.; Shiliang, L.; Sun, Y.; Liu, Y.; Imran, M.; 2022. Spatial distribution of trace elements associated with organic carbon along the Beiyun River basin, Beijing, China. *International Journal of Sediment Research*, v. 37, pp. 335-345.

López-Doval, J. C.; Montagner, C. C.; Albuquerque, A. F.; Moschino-Carlos, V.; Umbuzeiro, G.; Pômpeo, M. 2017. Nutrients, emerging pollutants, and pesticides in a

tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of the Total Environment*, v. 575, pp. 1307 – 1324.

Oliveira, G. M. T. S.; Oliveira, E. S.; Santos, M. L. S.; Melo, N. F. A. C.; Krag, M. N. 2018. Concentrações de metais pesados nos sedimentos do lago Água Preta (Pará, Brasil), *Revista de Engenharia Ambiental e Sanitária*, v. 23, n.3, pp. 599 – 605.

Isidorova, A. 2020. The origin and fate of sediment organic carbon in tropical reservoirs. *Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertation*

Padial, P. R. 2008. Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP). Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Ecologia de Ecossistemas Terrestre e Aquáticos), Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, pp. 109.

Parizotto, D. 2021. Avaliação dos teores de Carbono Orgânico Total, granulometria e elementos químicos dos sedimentos de três reservatórios sofridos por pressões antrópicas no Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, pp. 107.



ARTIGOS COMPLETOS

4º Congresso Internacional de
Hidrossedimentologia



INTERAÇÕES ENTRE O RESÍDUO DE MINÉRIO DE FERRO DA BARRAGEM DE FUNDÃO (MG) E SEDIMENTOS NO BAIXO RIO DOCE (ES): UMA ABORDAGEM TEMPORAL

Ana Carolina Dutra Fumian¹, Lucas Esteves Machado¹, Fabricia Benda de Oliveira¹,
Mirna Aparecida Neves¹, Carlos Henrique Rodrigues de Oliveira², Eduardo Baudson Duarte³,
Tiago Trevenzoli Siqueira¹

¹Universidade Federal do Espírito Santo, e-mail: a.carolinadfumian@gmail.com, lucasestevessmm@gmail.com, fabriciabenda@gmail.com, mirnaan@gmail.com, tiago.siqueira@edu.ufes.br;

²Instituto Federal do Espírito Santo – Campus de Alegre, e-mail: carlos.oliveira@ifes.edu.br;

³Instituto Federal do Espírito Santo – Campus Nova Venécia, e-mail: eduardo.duarte@ifes.edu.br

Palavras-chave: granulometria; rejeito mineral; monitoramento ambiental

Introdução

Com o rompimento da Barragem de Fundão em Mariana (MG) em 2015, foram lançados no ambiente cerca de 50.000.000 m³ de resíduo de minério de ferro (FERNANDES et al., 2016; SEGURA et al., 2016; CARMO et al., 2017). Grande parte desses resíduos atingiu o curso do Rio Doce, provocando o desequilíbrio do sistema fluvial, atingindo a fauna e a flora e alterando os padrões sedimentares originais existentes (CHRISTÓFARO et al., 2016; HIRANO; NAGY; FRACAROLLI, 2017; GUERRA et al., 2017; QUEIROZ et al., 2018; REIS et al., 2019; CARMO et al., 2020; DUARTE, 2020; DUARTE et al., 2021).

Estudos de impacto ambiental exigem monitoramento ao longo do tempo, pois a velocidade das interações com o meio pode ser muito lenta. Os resíduos despejados no Rio Doce continuam sendo transportados e incorporados aos sedimentos fluviais e área oceânica. Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo a caracterização química, mineralógica e textural dos resíduos de minério de ferro depositados no ambiente e dos sedimentos fluviais, comparando-os com dados pretéritos, de coleta realizada após o desastre.

Materiais e métodos

Foram coletadas amostras de sedimentos e de resíduo em 12 pontos predeterminados, georreferenciados com GPS de navegação ao longo da planície aluvionar na porção capixaba do Rio Doce (Figura 1).

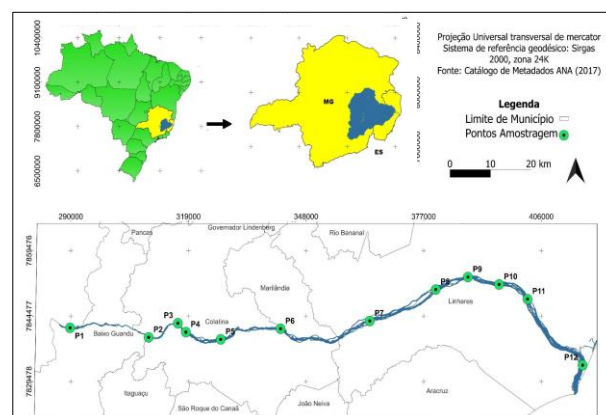


Figura 1: Localização dos pontos de coleta de amostras no trecho estudado do Baixo Rio Doce. Fonte: Adaptado de Duarte (2020).

A coleta das amostras foi realizada nos dias 12, 13 e 14 de abril de 2022, seis anos após o rompimento da barragem de Fundão (MG). Para a coleta de sedimentos, foram utilizados tubos de PVC com 60 mm de diâmetro e 1 m de comprimento, enquanto a coleta de resíduos ocorreu de forma superficial, com auxílio de uma pá de material inerte revestida por saco plástico estéril. Ao todo foram obtidas 19 amostras, sendo 11 de resíduo e 8 de sedimentos da planície aluvial do Rio Doce.

As amostras foram preparadas no Laboratório da Geologia Aplicada do Departamento de Geologia da UFES. Inicialmente, as amostras foram secas em estufa por cerca de 24 horas, sob temperatura constante de 60° C e posteriormente divididas em alíquotas para a realização das análises subsequentes.

A análise química foi realizada por espectrometria de fluorescência de raio x (FRX) com semicondutor Si (Li) e raios X de 50 kV e 30 µA, e varredura de leitura do elemento sódio até o urânio, no Laboratório de Geoquímica do Departamento de Geologia da UFES.



A análise mineralógica foi feita em diferentes frações do resíduo de minério de ferro, sendo elas: areia, silte e argila, utilizando a técnica de difratometria de raios x (DRX). As amostras foram analisadas no Laboratório de Engenharia Química da UFES, em goniômetro equipado com tubo de cobre, sendo o intervalo de leitura com ângulo 2θ entre 4° e 70° , passo de $0,02^\circ$ e taxa de varredura de $4^\circ/\text{minuto}$. A identificação e quantificação de fases minerais por meio do refinamento de Rietveld foram realizadas utilizando o *software* X'Pert HighScore Plus da Malvern Panalytical, com banco de dados associado.

Para o imageamento em microscópio eletrônico de varredura (MEV), as amostras foram quarteadas e uma alíquota de cerca de 100 g foi submetida à secagem em estufa a 45°C por 24 horas. Após serem destorroadas, alíquotas representativas foram metalizadas em banho de ouro e submetidas ao MEV, no Laboratório de Microscopia Eletrônica de Varredura do Departamento de Ciências Florestais e da Madeira, para captura de imagens com diferentes ampliações.

Para a análise granulométrica, as alíquotas secas passaram por um processo de destorroamento e foram colocadas em um becker, onde foram adicionados 200 mL de água deionizada. A mistura foi passada em uma peneira com abertura de 0,063 mm obtendo-se duas frações: retida e passante. A fração retida foi pesada em balança de precisão após secagem. A fração passante foi armazenada em beckers para decantação e a água foi eliminada por meio de sucção utilizando-se uma pipeta. Para remover qualquer tipo de material orgânico eventualmente presente na fração passante, foi adicionado peróxido de hidrogênio (H_2O_2 a 40 volumes), aguardando-se até o fim da reação exotérmica. Foram adicionados novamente 200 mL de água deionizada no material para realizar novo processo de decantação. A etapa de retirada da água por sucção e adição de 200 mL de água deionizada e decantação foi repetida três vezes para maior pureza do material decantado. Ao final, as alíquotas foram secas novamente em estufa a 60°C por um período 24 horas. Após preparação, as amostras foram enviadas ao Laboratório de Oceanografia Geológica, da UFES, onde foram submetidas à análise por sedígrafo, que abrangeu o intervalo granulométrico de 1,4 mm a 0,00001 mm. A partir dos dados granulométricos obtidos, foram elaboradas curvas granulométricas acumuladas no *software* Excel.

Os dados das amostras coletadas em 2022 foram comparados com dados de uma etapa anterior, realizada pela equipe no ano 2016, ou seja, um ano após a ocorrência do desastre ambiental

Resultados e discussão

Nos trabalhos de campo realizados em 2022, foram identificadas ocorrências do material ferruginoso remanescente, constituído pelo resíduo de minério de ferro proveniente da barragem de Fundão (MG). Portanto, após seis anos decorridos do rompimento da barragem, ainda há influência do resíduo de mineração no ambiente sedimentar fluvial (Figuras 2a e 2b). O resíduo depositado está sendo integrado com os sedimentos fluviais compondo crostas ferruginosas ou material particulado misturado à

areia. Segundo Duarte, Neves, Oliveira (2023), esse material pode liberar metais potencialmente tóxicos a depender das condições geoquímicas exógenas.



Figura 2: (a) Vista de um dos pontos de coleta de sedimento aluvial às margens do Rio Doce e (b) Resíduo depositado em planície de inundação após ressecamento.

As imagens do resíduo de minério de ferro obtidas por MEV (Figuras 3a e 3b) mostram grãos angulosos com ranhuras e aspecto fragmentado e laminar, enquanto os sedimentos arenosos (Figura 3c) são subangulosos a subarredondados, retrabalhados pelos processos de transporte fluvial.

É possível observar, por meio de imagens de MEV, que os grãos do resíduo de minério de ferro compõem aglomerados, o que é típico dessa fração mais fina. Por outro lado, um material mais grosso, como os sedimentos aluviais do Rio Doce, que são compostos em sua maioria, por grãos de quartzo onde na escala de granulometria se enquadram como areia, com aspecto bem selecionado e formas subangulosas a subarredondadas.

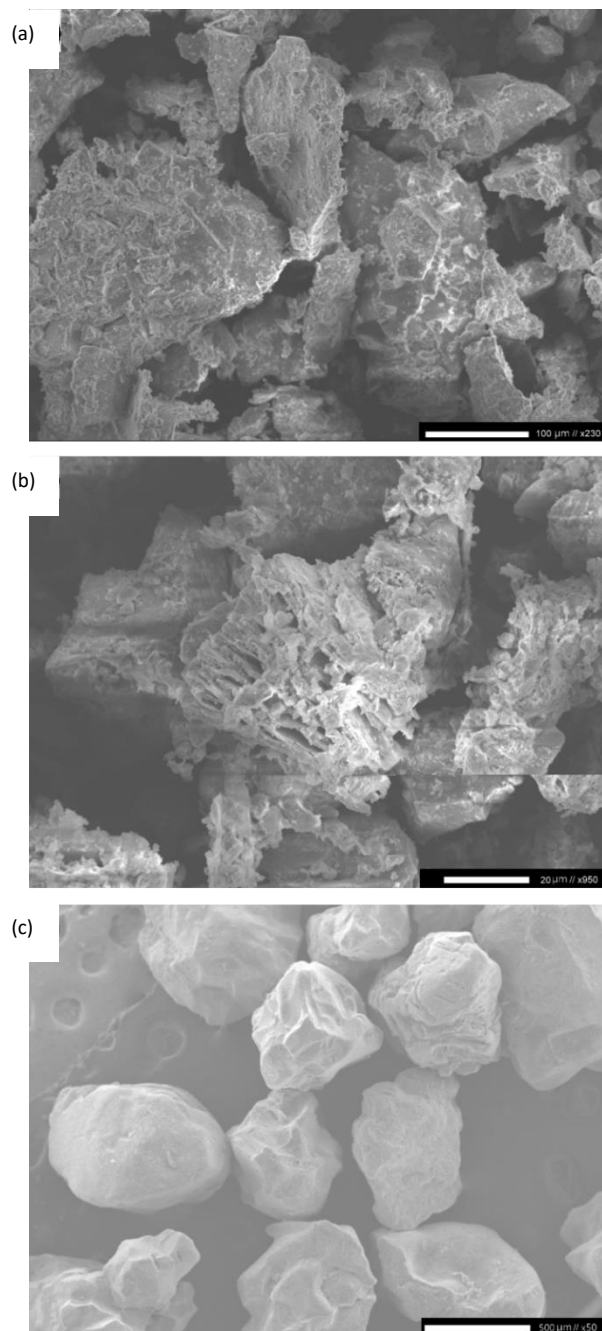


Figura 3: Imagens obtidas por MEV mostrando (a) e (b) resíduo do minério de ferro depositado na planície aluvionar do Baixo Rio Doce (ES) e (c) sedimento da planície aluvionar do Baixo Rio Doce (ES) compostos basicamente por grãos de quartzo.

A composição química do resíduo de minério de ferro depositado no Rio Doce (Tabela 1) é caracterizada por altos teores de Silício (64,5 %), Alumínio (21,6 %) e Ferro (9,1 %), com teores menores de Potássio (1,9 %), Titânio (1,0 %), Manganês (0,9 %), Cálcio (0,9 %) e outros elementos com teores mais baixos.

A composição da química total dos sedimentos (Tabela 1), apresenta valores significativos com médias variando, sendo o silício (93,97%), seguidos do alumínio com (3,39%), e do potássio (1,03%), sendo possível perceber uma diferença da

composição dos resíduos, que apresentam concentrações maiores de outros elementos, como citado acima.

Tabela 1: Composição química total (%) do resíduo de minério de ferro depositado ao longo da faixa ribeirinha do Baixo Rio Doce e dos sedimentos aluvionares. Fonte: Produção dos autores (2023).

Amostras	Al ₂ O ₃	CaO	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	MgO	MnO	Na ₂ O	P ₂ O ₅	SiO ₂	SO ₃	TiO ₂	ZrO ₂
P1	3,79	0,27	0,71	0,66	0	0	0	0	94,4	0	0,15	0,01
P4	2,82	0,17	0,82	0,93	0	0	0	0	95,11	0	0,13	0,02
P5	2,58	0,18	0,93	0,98	0	0	0	0	95,11	0	0,21	0,01
P6	4,65	0,36	1,32	1,18	0,18	0	0,37	0	91,68	0	0,2	0,02
P7	3,71	0,29	1,1	1,14	0	0	0,35	0	93,17	0	0,18	0,02
P8	3,14	0,3	1,03	1,04	0	0	0,34	0	93,96	0	0,18	0,02
P9	3,79	0,28	1,17	1,2	0	0	0,4	0	92,96	0	0,18	0,02
P12	2,6	0,18	0,71	1,08	0	0	0	0	95,35	0	0,06	0,01
Média	3,39	0,25	0,97	1,03	0,02	0,00	0,18	0,00	93,97	0,00	0,16	0,02
D. P	0,72	0,07	0,22	0,18	0,06	0,00	0,20	0,00	1,29	0,00	0,05	0,01
Min	2,58	0,17	0,71	0,66	0	0	0	0	91,68	0	0,06	0,01
Máx	4,65	0,36	1,32	1,2	0,18	0	0,4	0	95,35	0	0,21	0,02
L1	15,71	0,33	3,89	2,09	0,79	0,03	0	0	76,49	0	0,63	0,04
L2	26,75	0,53	14,33	1,95	1,15	0,17	0	0	53,6	0,11	1,32	0,09
L3	25,88	0,59	11,01	2,1	1,23	0,15	0	0,17	57,53	0	1,24	0,08
L4	26,44	0,49	12,61	2,09	1,2	0,16	0,36	0	55,21	0	1,27	9
L5	19,59	0,62	7,62	2,08	0,89	0,07	0,38	0	67,17	0	1,28	0,2
L6	23,4	0,44	9,48	1,89	0,92	0,15	0	0,18	62,53	0	0,99	0,03
L7	25,45	0,4	12,06	1,89	0,95	0,16	0	0	57,81	0	1,17	0,07
L8	22,07	0,53	8,62	2,2	1,23	0,14	0,37	0	63,73	0	1,03	0,06
L9	13,25	0,38	4,8	1,39	0,52	0,09	0,34	0	78,6	0	0,61	0,04
L10	18,09	0,21	6,7	1,37	0,52	0,03	0,3	0	71,82	0	0,86	0,05
L12	21,27	0,46	8,66	2,11	0,78	0,1	0,35	0	65,14	0	1,06	0,07
Média	21,63	0,45	9,071	1,92	0,93	0,11	0,19	0,03	64,51	0	1,04	0,88
D. P	4,55	0,12	3,26	0,29	0,26	0,05	0,18	0,07	8,41	0,03	0,25	2,69
Min	13,25	0,21	3,89	1,37	0,52	0,03	0	0	53,6	0	0,61	0,03
Máx	26,75	0,62	14,33	2,2	1,23	0,17	0,38	0,18	78,6	0,1	1,32	9

Com relação à composição mineralógica dos resíduos, os difratogramas das três frações granulométricas analisadas mostram minerais que condizem com a composição química total do material depositado junto aos sedimentos aluviais do Rio Doce. Na fração areia, foram identificados quartzo, muscovita e caulinita como fases minerais principais (Figura 4); na fração silte, há quartzo, muscovita, caulinita e hematita (Figura 5); enquanto na fração argila, o quartzo é ausente e há gibbsita e goethita, além da muscovita, caulinita e hematita (Figura 6).

De acordo com Duarte, Neves, Oliveira (2023), a muscovita, o quartzo e a gibbsita são minerais associados aos sedimentos fluviais, enquanto os minerais de ferro, como a goethita e a hematita, assim como a caulinita, estão relacionados ao minério.

Os dados apresentados na Figura 7 mostram os intervalos granulométricos das amostras de resíduo e sedimentos provenientes dos pontos visitados nos anos 2016 e 2022. As amostras de resíduo possuem, majoritariamente, grãos na fração silte (WENTWORTH, 1992), enquanto os sedimentos aluviais do Rio Doce são enquadrados em uma faixa granulométrica de maior tamanho dos grãos, variando entre as classes areia fina e areia grossa.

Nos resíduos também estão presentes grãos na fração argila (menor do que 4 µm), que de acordo com Davila et al. (2019), é encontrado e esperado nos resíduos da barragem de Fundão de Mariana (MG).

Comparando-se os dados granulométricos dos diferentes anos de coleta, percebe-se que, com o tempo, tem permanecido depositados no Rio Doce os grãos mais finos



do resíduo de minério de ferro (Figura 7a), enquanto os grãos mais grossos (silte grosso), provavelmente têm sido transportados para a área oceânica. A permanência de grãos mais finos pode ser consequência da aderência das partículas nos grãos arenosos dos sedimentos fluviais, bem como da deposição dos finos na planície de inundação do Rio Doce. Tal fato traz consigo um risco de alteração das características naturais do ambiente fluvial pois, conforme destacado por Duarte, Neves, Oliveira (2023), as condições de oxirredução são controladoras da disponibilização de elementos potencialmente tóxicos no meio físico (água e solo).

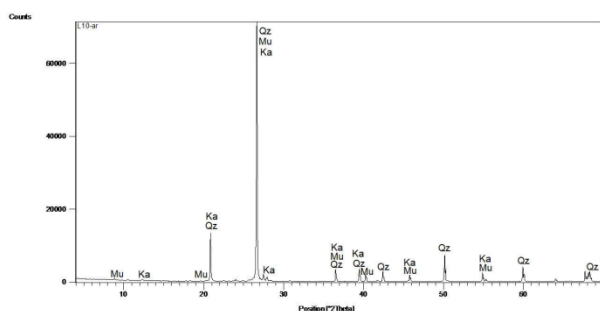


Figura 4: Difratograma da fração areia do resíduo de minério de ferro depositado no Baixo Rio Doce, contendo Qz (quartzo), Ka (caulinita) e Mu (muscovita). Fonte: Produção dos autores (2023).

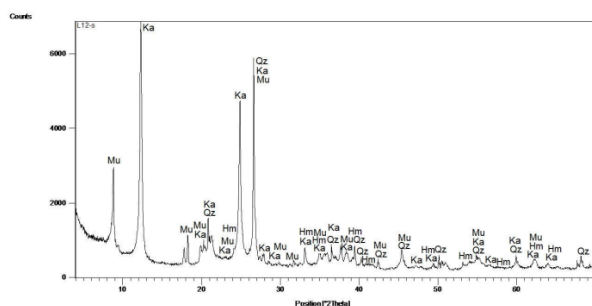


Figura 5: Difratograma da fração silte do resíduo de minério de ferro depositado no Baixo Rio Doce, contendo Qz (quartzo), Mu (muscovita), Hm (hematita) e Ka (caulinita). Fonte: Produção dos autores (2023).

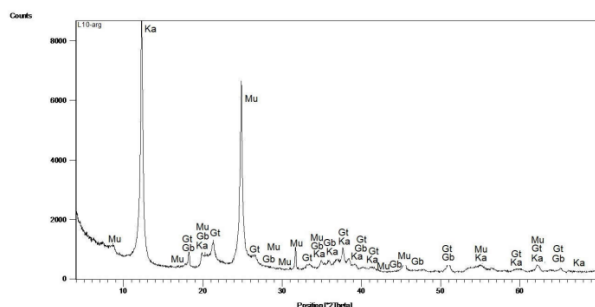


Figura 6: Difratograma da fração argila do resíduo de minério de ferro depositado no Baixo Rio Doce, contendo Gb (gibbsita), Gt (goethita), Mu (muscovita), Ka (caulinita) e Hm (hematita). Fonte: Produção dos autores (2023).

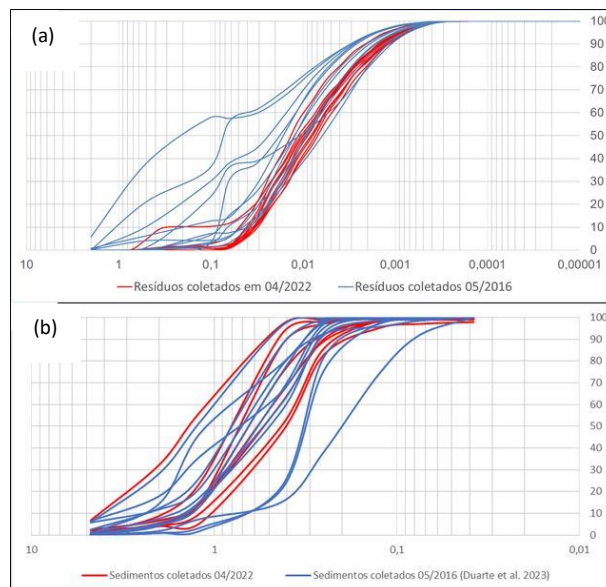


Figura 7: (a) Distribuição granulométrica em gráfico de frequência acumulada dos tamanhos das partículas do resíduo de minério de ferro depositado no Baixo Rio Doce coletado nos anos de 2016 (linhas azuis) e 2022 (linhas vermelhas); (b) distribuição granulométrica em gráfico de frequência acumulada dos sedimentos depositados no Baixo Rio Doce, nos anos 2016 e 2022 (Observação: o desastre ocorreu em 2015).

Com relação à fração arenosa (Figura 7b), observa-se uma tendência, embora não muito marcante, de engrossamento das frações granulométricas, o que pode estar ligado à remoção parcial do resíduo que tem sido levado pela corrente fluvial, principalmente em épocas de chuva. Duarte, Neves, Oliveira (2023) apresentam em seu trabalho o gráfico de porcentagem acumulada das frações granulométricas dos sedimentos depositados na planície aluvionar do Baixo Rio Doce de amostras coletadas em 2013, preteritamente ao rompimento da barragem de Fundão, bem como posteriormente ao desastre. Os autores relatam que houve afinamento das frações granulométricas frente à introdução de resíduos minerários no ambiente. Com a continuidade da pesquisa e coletas subsequentes aqui apresentadas, pode-se afirmar que o material fino depositado após o acidente está sendo remobilizado pela dinâmica fluvial, com a retirada da fração mais grossa do resíduo (fração silte) e permanência da fração mais fina (argila).

O alto teor de Fe, Al e Mn nas frações mais finas do resíduo pode causar impactos no solo, água e cadeias bióticas. A muscovita, caulinita e hematita presentes nas partículas mais finas, promovem alta capacidade de sorção e dessorção de metais, variando de acordo com condições redox naturais ou induzidas. Desta forma, esses componentes podem tanto absorver quanto liberar elementos tóxicos para o meio, nem sempre previsíveis. O monitoramento do meio físico é, portanto, imprescindível para proteger o ambiente e evitar danos futuros.



Considerações finais

Após decorridos sete anos desde o rompimento da barragem de Fundão (MG), o resíduo de minério de ferro permanece depositado na planície aluvial do Rio Doce.

O minério de ferro é composto predominantemente por silício, alumínio e ferro, que ocorrem associados às fases minerais: quartzo, muscovita, caulinita, gibbsita, hematita e goethita. A hematita aparece nas frações silte e argila, enquanto a goethita e gibbsita só ocorrem na fração argila.

A fração argila do resíduo é a que está permanecendo por mais tempo retida junto aos sedimentos aluviais do Rio Doce, o que se torna preocupante, visto que, conforme consta na literatura, há risco de liberação de metais potencialmente tóxicos que possam estar adsorvidos às partículas finas do resíduo.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES) pelo aporte financeiro para o desenvolvimento deste trabalho por meio da concessão de bolsas e recursos para coleta e análise de dados.

Referências bibliográficas

CARMO, F. F. do; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I. C. de; CARMO, F. F. do; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. da S. X. de; MAURO, M. L.; RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. de S.; PINTO, C. E. F. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 145-151, 2017.

CARMO, R. F.; TRINDADE FILHO, O. L.; DELGADO, J. U.; EVANGELISTA, H.; CONCEIÇÃO, D. A. Radiometric signature as an indicator of radiological pollution on Rio Doce after the disaster in tailings dam. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 1, n. 1, 2020.

CHRISTÓFARO, A. S.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS J. D.; FRANCO JUNIOR, R.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. de M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON J. D.; FERNANDEZ-OUTON, L. E.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. da S.; SILVA, L. C. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44-53, 2016.

DAVILA, R. B.; FONTES, M. P. F.; PACHECO, A. A.; FERREIRA, M. da S. Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 1-11, 2019.

DUARTE, E. B. **Impacto do Resíduo Proveniente do Rompimento da Barragem de Fundão (MG) nos Sedimentos do Baixo Rio Doce**. 2020. 70 f. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2020.

DUARTE, E. B.; NEVES, M. A.; OLIVEIRA, F. B. de; MARTINS, M. E.; OLIVEIRA, C. H. R. de; BURAK, D. L.; ORLANDO, M. T. D.; RANGEL, C. V. G. T. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 262, p. 1-9, 2021.

DUARTE, E. B.; NEVES, M. A.; OLIVEIRA, F. B. Main chemical and mineralogical components of the Rio Doce sediments and the iron ore tailing from the Fundão Dam disaster, Southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment** (Dordrecht. online), v. 195, p. 1-13, 2023.

FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D. C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI JUNIOR, P. M.; MILLAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. (2016). Deep into the mud: Ecological and socioeconomic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, 14, p. 35-45.

GUERRA, M. B. B.; TEANEY, B. T.; MOUNT, B. J.; ASUNSKIS, D. J.; JORDAN, B. T.; BARKER, R. J.; SANTOS, E. E.; SCHAEFER, C. E. G. R. (2017). Post-catastrophe analysis of the Fundão tailings dam failure in the Doce River system, Southeast Brazil: Potentially toxic elements in affected soils. **Water, Air & Soil Pollution**, 228 (252), 1–12.

HIRANO, S. C.; NAGY, L. K.; FRACAROLLI, J. A. Soil Loss Estimate in the Area Affected by the Dam Rupture, Mariana-MG, Brazil. **International Journal of Food and Biosystems Engineering**, v. 6, n. 1, p. 1-7, 2017.

QUEIROZ, H. M.; NOBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; ALMEIDA, L. S.; ROMERO, T. B.; SANTAELLA, S. T.; BERNARDINO, A. F.; OTERO, X. L. (2018). The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment**, 637, p. 498-506.

REIS, D. A. dos; NASCIMENTO, L. P.; ABREU, A. T. de; NALINI JÚNIOR, H. A.; ROESER, H. M. P.; SANTIAGO, A. da F. Geochemical evaluation of bottom sediments affected by historic mining and the rupture of the Fundão dam, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 1, n. 1, p. 1-11, 2019.

SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.; BRAGA, G. U. L.; PEDREIRA FILHO, W. dos R.; BARBOSA JUNIOR, F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813-825, 2016.

WENTWORTH, C. K. 1922. An scale of grade and class terms for clastic sediments. **Journal of Geology**, v. 30.



SAZONALIDADE DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAMAQUÃ POR MEIO DE CURVAS- CHAVE DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO

Ana Paula Knapp¹, Maria Cândida Moitinho Nunes², Tamara Leitzke Caldeira Beskow³, Danielle de Almeida Bressiani⁴, Adão Pagani Junior⁵, Tainara Vaz de Melo⁶, Samanta Tolentino Cecconello⁷ e Maria Bertaso de Garcia Fernandez⁸

¹Universidade Federal de Pelotas, e-mail: anapaulaknapp@gmail.com; ²Universidade Federal de Pelotas, e-mail: nunes.candida@gmail.com; ³Universidade Federal de Pelotas, e-mail: tamaraleitzkecaldeira@gmail.com;

⁴Universidade Federal de Pelotas, e-mail: daniebressiani@gmail.com; ⁵Universidade Federal de Pelotas, e-mail: jr.paganii@gmail.com; ⁶Universidade Federal de Pelotas, e-mail: tainaravaz@hotmail.com; ⁷Universidade Federal de Pelotas, e-mail: satolentino@gmail.com; ⁸Universidade Federal de Pelotas, e-mail: mariabgfernandez@gmail.com

Palavras-chave: Erosão hídrica; Sedimentos; Conservação do Solo.

Introdução

O fluxo de sedimentos em uma bacia hidrográfica está associado ao processo de erosão sofrido, uma vez que a perda de solo e consequentes processos de transporte e deposição de sedimentos podem ser indicadores de mudanças ambientais. A erosão hídrica e as partículas de solo desprendidas em função dela, são, na maioria dos casos, a principal fonte de sedimentos que chegam aos cursos d'água. Entretanto, não representa ou equivale à produção de sedimentos em si, já que partículas desprendidas podem, por exemplo, sofrer deposição temporária e serem removidas posteriormente (NEARING et al., 2017). Em uma bacia hidrográfica, a erosão bruta representa o total de sedimentos perdidos na área, seja na forma de sedimento propriamente dito ou como sólidos dissolvidos, enquanto a quantidade total de material erodido que consegue concluir seu trajeto desde seu ponto de origem até o exutório da bacia ou uma seção de controle (estação fluviométrica), chama-se produção de sedimentos (CARVALHO, 2008). Frente à relação clara existente entre a erosão do solo e a produção de sedimentos, as ações antrópicas sobre o solo, vegetação e água são fontes potenciais de alteração dos componentes do ciclo hidrológico, como o escoamento superficial, impulsionando o transporte de sedimentos, acarretando em danos ambientais como o assoreamento de corpos d'água, poluição hídrica, aumento da propensão da bacia à inundação e influência na disponibilidade de água a nível local (MELLO; SILVA, 2013). Nesse contexto, reduzir perdas de solo e de água pode auxiliar na redução dos sedimentos que chegam aos corpos hídricos. A adoção de sistemas de manejo conservacionistas em áreas agrícolas é capaz de reduzir de forma significativa às perdas de solo e de forma menos acentuada, as perdas de água (BERTOL et al., 2007). O efeito protetor que a cobertura vegetal exerce sobre o solo, em áreas onde é adotado o manejo conservacionista, reduz a desagregação das partículas do solo frente à ação da

chuva e, com isso, há menor disponibilidade de partículas para transporte pela ação da água, culminando em menor transporte de sedimentos. Uma parte considerável dos sedimentos é transportada em suspensão nos cursos d'água, sendo possível aplicar modelos empíricos para entender como se dá esse transporte. As curvas-chave de sedimentos em suspensão são um desses modelos e relacionam a descarga líquida e a concentração de sedimentos suspensos em um determinado ponto do curso d'água. Os coeficientes das curvas-chave permitem inferir sobre a gravidade da erosão, poder erosivo do rio e fontes de sedimentos (ASSELMAN, 2000). Segundo Walling (1977), as curvas-chave de sedimentos suspensos podem ser utilizadas a fim de estimar a carga de sedimentos em rios onde não exista um programa contínuo de monitoramento e amostragem de concentração de sedimentos. Entretanto, Walling e Fang (2003) destacam que, em longo prazo, a carga de sedimentos em um curso d'água tende a um comportamento não estacionário, pois a carga de sedimentos pode ser alterada por mudanças no uso do solo, adoção de medidas conservacionistas, mudanças climáticas, etc. Além disso, a produção de sedimentos também está associada a características intrínsecas da bacia hidrográfica, tais como área de drenagem, topografia, clima e tipo de solo (LU et al., 2006). Apesar de apresentarem certas limitações quanto à subestimação ou superestimação da concentração e descarga de sedimentos suspensos, em altas e baixas vazões, respectivamente, as curvas-chave de sedimentos são uma ferramenta simples, barata e difundida para o propósito de estimar a carga de sedimentos suspensos (GIROLAMO et al., 2015; HAPSARI et al., 2019) e permitem o entendimento da dinâmica de sedimentos por meio de gráficos (ASSELMAN, 2000). Contudo, a escassez de programas de monitoramento de sedimentos de longo prazo dificulta a utilização do método das curvas-chave, principalmente em países em desenvolvimento, como é o caso do Brasil, onde há coletas de sedimentos em suspensão com baixa frequência de amostragem (WALLING, FANG;



2003). A Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã (BHRC) se destaca pela atividade agropecuária, sendo a parte alta da bacia ocupada pela agropecuária extensiva, enquanto a parte baixa é ocupada pela agricultura irrigada e a porção média da bacia se destaca pela agricultura intensiva, com destaque para a produção de tabaco. Nas áreas da bacia onde se destaca a atividade agrícola intensiva, já há relatos de problemas relacionados à erosão hídrica do solo (PBHRC, 2016). Há também relatos de problemas ambientais na área da bacia relacionados com a poluição das águas, assoreamento e remoção de vegetação nativa e ciliar (LIMA; SILVA, 2013), por isso a importância de estudos relacionados à quantificação de sedimentos na região. O presente estudo teve como objetivo determinar curvas-chave de sedimentos em suspensão que representem a carga de sedimentos em suspensão na Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã - Passo do Mendonça (BHRC-PM), a fim de estimar a produção de sedimentos anual e sazonal na área. Para isso foram construídas curvas-chave de sedimentos em suspensão com a utilização de dados de entrada subdivididos em períodos sazonais (estações do ano) e para o período completo de análise (1997-2019). Além disso, buscou-se estimar a produção de sedimentos na seção de controle do curso d'água, a partir das diferentes abordagens da curva-chave de sedimentos, e entender como ocorre o transporte sazonal de sedimento no Rio Camaquã.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Este trabalho foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã (BHRC), localizada na região central do Estado do Rio Grande do Sul, que compreende uma área de drenagem de 21.657 km² e abrange 28 municípios. O Rio Camaquã nasce nos municípios de Dom Pedrito e Lavras do Sul e se estende por 430 km até desaguar na Lagoa dos Patos entre os municípios de Camaquã e São Lourenço do Sul (CGBHRC, 2023). Definiu-se como área de interesse para este estudo a Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã - Passo do Mendonça (BHRC-PM), ilustrada na Figura 1, cuja seção de controle (estação fluviométrica) encontra-se no município de Cristal, sendo monitorada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Esta sub-bacia representa 72% da área de drenagem da BHRC, totalizando 15.600 km². A BHRC-PM enquadra-se no tipo climático "Cfa", segundo a classificação climática de Köppen (KUINCHTNER; BURIOL, 2001). A temperatura média encontra-se entre 17 e 19 °C e a precipitação pluviométrica média anual varia de 1500 a 1600 mm (WREGE et al., 2012). A BHRC-PM está inserida na província geomorfológica do Escudo Sul-Riograndense, sendo composta por solos das ordens dos Neossolos, Argissolos, Luvisolos, Planossolos, Chernossolos e Gleissolos (STRECK et al., 2018).

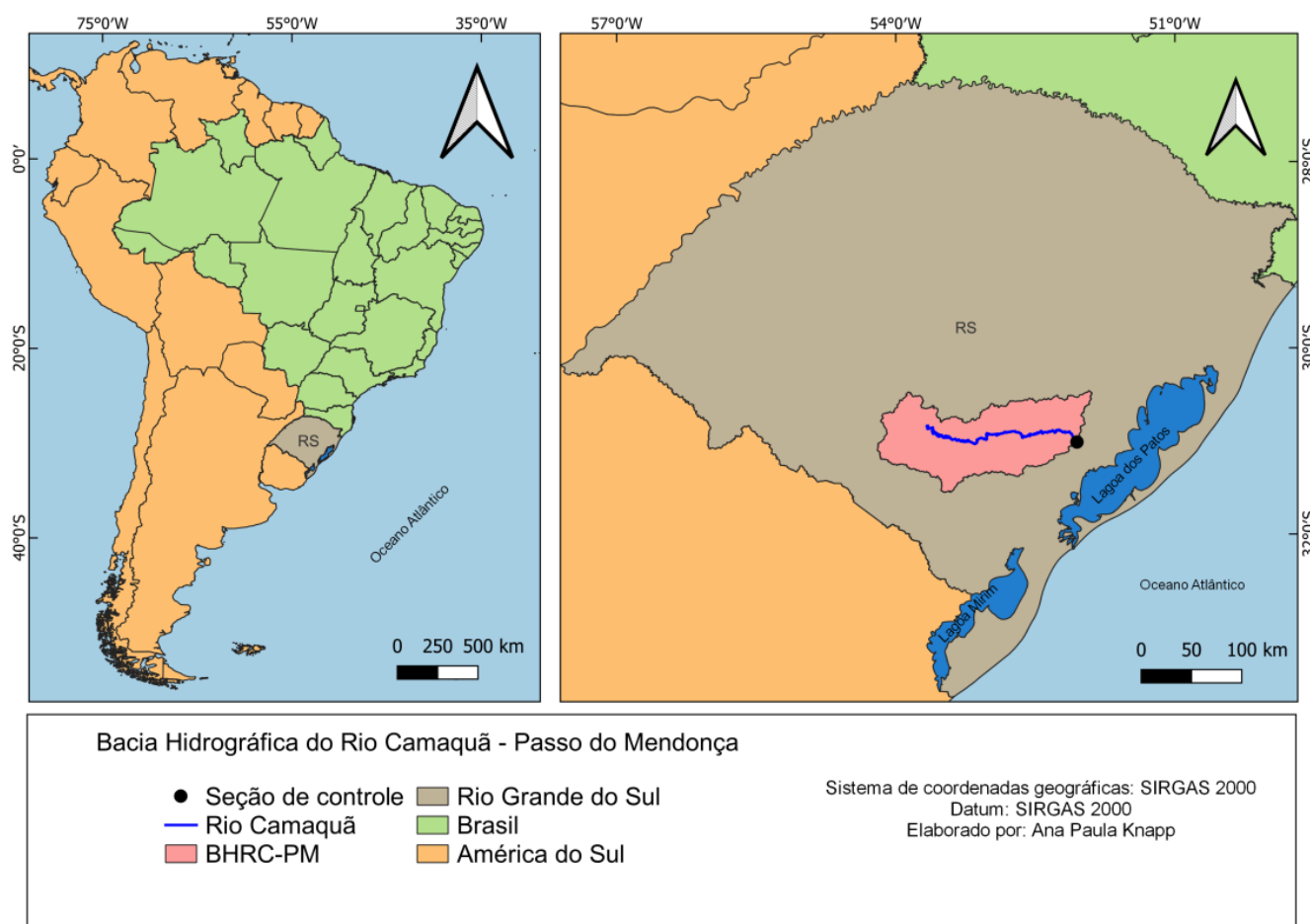


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.



Dados hidrológicos

Os dados de concentração de sedimentos em suspensão (Css), vazão (Q) e nível foram obtidos junto à estação fluviométrica Passo do Mendonça (87905000), sob gerência da ANA. Os dados deste estudo compreendem o período de 1997 a 2019, totalizando um conjunto de 64 medições de dados de Q e Css.

Determinação das curvas-chave de sedimentos em suspensão

As curvas-chave de sedimentos em suspensão foram construídas utilizando os dados de nível, vazão (Q) e concentração de sedimentos em suspensão (Css) e ajustadas analiticamente à uma função de potência, conforme equações 1 e 2, sugeridas por Asselman (2000), Horowitz (2003), Zhang et al. (2012) e Hassanzadeh et al. (2018).

$$Q_{ss} = aQ^b \quad \text{Eq. (1)}$$

$$Q_{ss} = 0,0864 \text{ Css } Q \quad \text{Eq. (2)}$$

Onde: Q_{ss} é a descarga sólida de sedimentos em suspensão ($t \text{ dia}^{-1}$), Q é a vazão ($m^3 s^{-1}$), a e b são coeficientes de ajuste e 0,0864 é um fator de conversão de unidades.

Foram adotados dois cenários para o tratamento dos dados de entrada para realizar o ajuste das curvas-chave de sedimentos, sendo eles: dados completos, abrangendo o período de 1997 a 2019, e subdivididos em estações do ano (subdivisão sazonal), conforme sugerido por Girolamo et al. (2018). Para a construção da curva-chave de sedimentos em suspensão para o período completo, o conjunto de dados utilizado abrange 23 anos de observações, totalizando 64 conjuntos de dados de nível x Q x Css, apresentando uma média de 2,8 campanhas hidrológicas por ano. Para a avaliação sazonal, obtiveram-se quatro curvas-chave de sedimentos, sendo elas: outono (março, abril e maio), inverno (junho, julho e agosto), primavera (setembro, outubro e novembro) e verão (dezembro, janeiro e fevereiro).

Avaliação das curvas-chave de sedimentos em suspensão

Os ajustes das curvas-chave de sedimentos em suspensão propostas foram avaliados a partir dos coeficientes de Nash-Sutcliffe (NS) (Equação 3), de determinação (R^2) (Equação 4) e de correlação de Pearson (r).

$$NS = \frac{\sum (Q_{ss} \text{Obs} - \overline{Q_{ss} \text{Obs}})^2 - \sum (Q_{ss} \text{Calc} - \overline{Q_{ss} \text{Calc}})^2}{\sum (Q_{ss} \text{Obs} - \overline{Q_{ss} \text{Obs}})^2} \quad \text{Eq. (3)}$$

Onde: $Q_{ss} \text{Obs}$ é a descarga sólida de sedimentos em suspensão observada ($t \text{ dia}^{-1}$), $\overline{Q_{ss} \text{Obs}}$ é a média da descarga sólida de sedimentos em suspensão observada ($t \text{ dia}^{-1}$) e $Q_{ss} \text{Calc}$ é a descarga sólida de sedimentos em suspensão calculada pelo modelo da curva-chave de sedimentos em suspensão ($t \text{ dia}^{-1}$).

$$R^2 = \left(\frac{\sum (Q_{ss} \text{Calc} - \overline{Q_{ss} \text{Calc}}) \cdot (Q_{ss} \text{Obs} - \overline{Q_{ss} \text{Obs}})}{\sqrt{\sum (Q_{ss} \text{Calc} - \overline{Q_{ss} \text{Calc}})^2 \cdot \sum (Q_{ss} \text{Obs} - \overline{Q_{ss} \text{Obs}})^2}} \right)^2 \quad \text{Eq. (4)}$$

Onde: $Q_{ss} \text{Obs}$ é a descarga sólida de sedimentos em suspensão observada ($t \text{ dia}^{-1}$), $\overline{Q_{ss} \text{Obs}}$ é a média da descarga sólida de sedimentos em suspensão observada ($t \text{ dia}^{-1}$), $Q_{ss} \text{Calc}$ é a descarga sólida de sedimentos em suspensão calculada pelo modelo da curva-chave de sedimentos em suspensão ($t \text{ dia}^{-1}$) e $\overline{Q_{ss} \text{Calc}}$ é a média da descarga sólida de sedimentos em suspensão calculada pelo modelo da curva-chave de sedimentos em suspensão ($t \text{ dia}^{-1}$).

O coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) foi utilizado para verificar a eficiência do modelo das curvas-chave de sedimentos em suspensão em comparação aos valores médios observados de Q_{ss} . Este coeficiente varia de -1 a 1, sendo que para ser considerado adequado, almejam-se valores superiores a 0,75 (SANTOS et al., 2014). O coeficiente de determinação (R^2) foi utilizado neste trabalho, pois indica quanto o modelo é capaz de representar o conjunto de dados observados (ZHENG et al., 2012; GIROLAMO et al., 2015; ZHENG, 2018). O coeficiente de correlação de Pearson (r) representa a associação linear entre variáveis quantitativas e varia de -1 a 1, sendo que o sinal indica se a correlação é positiva ou negativa.

Produção anual de sedimentos

Em posse das curvas-chave de sedimentos em suspensão e da série histórica de dados de vazão diária da estação fluviométrica Passo do Mendonça (ANA - 87905000) foi possível estimar a carga de sedimentos na seção de controle da BHRC-PM. Foram utilizados os dados de vazão diária do período de 1997 a 2019, excluindo-se os anos de 2007, 2013 e 2015 que apresentavam falhas nos dados.

Resultados e Discussão

A partir de dados disponibilizados pela ANA, das campanhas hidrológicas realizadas entre 1997 e 2019, foi possível construir curvas-chave de sedimentos em suspensão (CCSS) que relacionam a descarga sólida de sedimentos em suspensão (Q_{ss}) e a vazão (Q) do Rio Camaquã na seção de controle Passo do Mendonça. As CCSS foram obtidas pelo método potencial, conforme ilustrado pela Equação 1. As CCSS foram ajustadas para os dados completos (1997-2019) e subdivididos em intervalos sazonais (verão, outono, inverno e primavera). A Tabela 1 traz informações acerca das equações, coeficientes a e b e número de observações utilizadas para compor cada uma das CCSS.



Tabela 1 - Resumo das informações obtidas para os ajustes propostos para construção das curvas-chave de sedimentos em suspensão.

Ajuste	<i>a</i>	<i>b</i>	R ²	Nº de observações	Equação
Dados completos	0,126	1,587	0,857	64	$Q_{ss} = 0,126.Q^{1,587}$
Verão	0,189	1,512	0,895	07	$Q_{ss} = 0,189.Q^{1,512}$
Outono	0,239	1,478	0,816	18	$Q_{ss} = 0,239.Q^{1,478}$
Inverno	0,097	1,616	0,856	22	$Q_{ss} = 0,097.Q^{1,616}$
Primavera	0,037	1,795	0,861	17	$Q_{ss} = 0,037.Q^{1,795}$

Curva-chave de sedimentos em suspensão para a série completa de dados

Para o conjunto de dados utilizados para a construção da CCSS₁₉₉₇₋₂₀₁₉, o nível do curso d'água, variou de 65 a 570 cm, com média de 214,3 cm. A vazão variou de 33 a 1828 m³ s⁻¹, com média de 361,4 m³ s⁻¹ e a concentração de material em suspensão (C_{ss}) variou de 4,33 a 214,8 mg L⁻¹, com média de 51,5 mg L⁻¹. As relações entre os dados de vazão e nível do curso d'água e vazão e Q_{ss} (Figura 2) demonstraram ajustes excelente e muito bom, respectivamente, no que diz respeito ao coeficiente de determinação (R²), com valores de 0,968 e 0,857. Esse comportamento indica que tanto as vazões tendem a aumentar com o aumento do nível de água quanto o aumento da vazão tende a maiores valores de Q_{ss}.

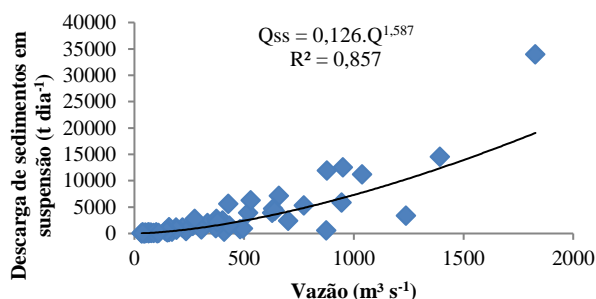


Figura 2 - Curva-chave vazão x Q_{ss} com a utilização da série completa de dados (1997-2019) para a seção de controle da BHRC-PM.

A Q_{ss} média observada para o período de 1997 a 2019 foi de 2621,2 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 33925,3 e 24 t dia⁻¹, respectivamente. Já para a Q_{ss} estimada pela equação da CCSS₁₉₉₇₋₂₀₁₉, obteve-se uma média de 2090,7 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 19060,1 t dia⁻¹ e 32,5 t dia⁻¹, respectivamente. Assim, é possível destacar que a Q_{ss} estimada pela CCSS₁₉₉₇₋₂₀₁₉ na faixa de vazões mais baixas superestimou os valores observados, enquanto em condições de vazões mais altas houve subestimação dos valores de Q_{ss} pelo modelo. A relação entre a Q_{ss} estimada e observada pode ser visualizada na Figura 3. Ao analisar os dados de C_{ss}, chama atenção o fato de que a menor C_{ss} observada não foi gerada pela menor vazão registrada e também não resulta na menor Q_{ss}. Tal comportamento ilustra a variabilidade da C_{ss} no curso

d'água em função da vazão evidenciando que, mesmo com um bom ajuste entre os dados de Q_{ss} e Q, ocorrem incertezas associadas ao modelo da CCSS, principalmente em rios com alta variabilidade de vazão (GIROLAMO et al., 2018).

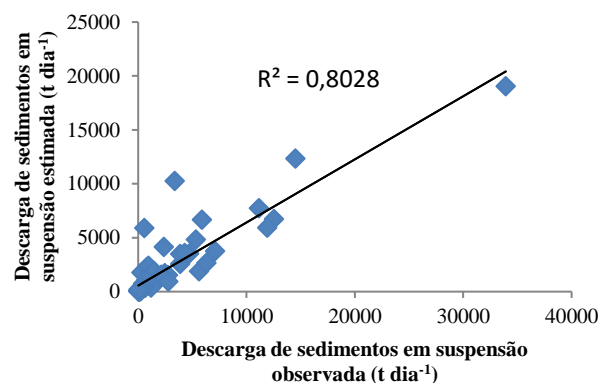


Figura 3 - Relação entre a Q_{ss} observada e a Q_{ss} estimada pelo modelo da curva-chave para o período de 1997 a 2019.

O coeficiente NS (NS=0,73) mostra que as estimativas obtidas pela CCSS₁₉₉₇₋₂₀₁₉ são aceitáveis, indicando que o modelo se apresenta como uma estimativa melhor do que os valores médios observados para a Q_{ss}. O comportamento do coeficiente de determinação (R²=0,80) indica que o modelo representa de forma eficiente o conjunto de dados observados e do coeficiente de correlação (r=0,90) que há forte correlação entre os dados calculados e observados. Sendo assim, de maneira geral, através da análise dos índices estatísticos propostos para avaliação da CCSS₁₉₉₇₋₂₀₁₉, é possível notar que o modelo serviu ao propósito de promover uma boa estimativa dos dados, diferindo do que foi constatado pelo estudo realizado por Jung et al. (2020) para a Bacia do Rio Camaquã na sua totalidade, onde os autores concluíram que a utilização dos dados completos resultou em um comportamento global insatisfatório, pois não foram capazes de representar a Q_{ss} com precisão.

Curvas-chave de sedimentos em suspensão para intervalos sazonais

No cenário de ajuste proposto para as curvas-chave considerando intervalos sazonais, o conjunto de dados representativo de cada estação do ano foi composto por dados de 7, 18, 22 e 17 campanhas hidrológicas, para o



verão, outono, inverno e primavera, respectivamente. Para o ajuste das curvas-chave de sedimentos em suspensão (CCSS_{verão}, CCSS_{outono}, CCSS_{inverno} e CCSS_{primavera}) deste cenário, todos os dados de C_{ss} foram transformados em Q_{ss}, através da Equação 2 e o modelo potencial (Equação 1) aplicado aos conjuntos de dados referentes a cada intervalo.

Para o verão, as cotas do nível do curso d'água, variaram de 72 a 317 cm, com média de 170,4 cm. A vazão variou de 34,2 a 518 m³ s⁻¹, com média de 201,8 m³ s⁻¹ e a concentração de material em suspensão variou de 9,2 a 86,5 mg L⁻¹, com média de 33,9 mg L⁻¹. A Q_{ss} média observada para o período de verão foi de 877,3 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 3873,1 e 29,6 t dia⁻¹, respectivamente. Para a Q_{ss} estimada pela CCSS_{verão}, apresentou média de 783,4 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 2401,7 t dia⁻¹ e 39,4 t dia⁻¹, respectivamente.

Para o período de outono, as cotas do nível do curso d'água, variaram de 65 a 378 cm, com uma média de 183,6 cm. A vazão variou de 33 a 950 m³ s⁻¹, com média de 284,9 m³ s⁻¹ e a concentração de material em suspensão variou de 5,7 a 152,6 mg L⁻¹, com média de 47,8 mg L⁻¹. A Q_{ss} média observada para o período de outono foi de 1906,2 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 12528,7 e 24 t dia⁻¹, respectivamente. A Q_{ss} estimada pela CCSS_{outono}, apresentou média de 1407 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 6018,3 t dia⁻¹ e 41,9 t dia⁻¹, respectivamente.

No período de inverno, as cotas do nível do curso d'água, variaram de 82 a 440 cm, com média de 205,8 cm. A vazão variou de 45,7 a 1238 m³ s⁻¹, com média de 322 m³ s⁻¹ e a concentração de material em suspensão variou de 6,2 a 85,1 mg L⁻¹, com média de 40,7 mg L⁻¹. A Q_{ss} média observada para o período de inverno foi de 1366,1 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 5868,8 e 24,6 t dia⁻¹, respectivamente. A Q_{ss} estimada pela CCSS_{inverno}, apresentou média de 1483,8 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 9651,8 t dia⁻¹ e 46,7 t dia⁻¹, respectivamente.

Já no período de primavera, as cotas do nível do curso

d'água, variaram de 82 a 570 cm, com média de 275,9 cm. A vazão variou de 46,5 a 1828 m³ s⁻¹, com média de 559,1 m³ s⁻¹ e a concentração de material em suspensão variou de 4,3 a 214,8 mg L⁻¹, com média de 76,5 mg L⁻¹. A Q_{ss} média observada para o período de primavera foi de 5720,7 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 33925,3 e 39,3 t dia⁻¹, respectivamente. A Q_{ss} estimada pela CCSS_{primavera}, apresentou média de 4770 t dia⁻¹, com valores máximos e mínimos de 26512,4 t dia⁻¹ e 36,4 t dia⁻¹, respectivamente.

É possível notar que, nos períodos de verão e outono, a Q_{ss} calculada em baixas vazões superestimou os valores observados, enquanto sob vazões maiores houve subestimação da Q_{ss} por parte do modelo. Ao passo que na primavera houve subestimação dos valores de Q_{ss} calculada pela CCSS_{primavera} em relação aos valores observados. Já no período de inverno, houve superestimação dos valores calculados em relação à Q_{ss} observada.

As relações entre os dados de vazão e cota do nível d'água apresentaram ajustes considerados excelentes para todas as estações do ano, sendo esse fato ilustrado pelos elevados coeficientes de determinação obtidos de 0,916, 0,976, 0,981 e 0,971 para o verão, outono, inverno e primavera, respectivamente, indicando que a vazão aumenta de forma consistente com o aumento do nível d'água. Já as relações entre vazão e Q_{ss} apresentaram ajustes muito bons no que diz respeito aos coeficientes de determinação, com valores de 0,895 (Figura 4), 0,816 (Figura 5), 0,856 (Figura 6) e 0,861 (Figura 7), para o verão, outono, inverno e primavera, respectivamente. Com isso, indicando que a Q_{ss} aumenta de forma consistente com o aumento da vazão. Mesmo que o conjunto de dados analisados para cada uma das estações do ano tenha sido composto por um número diferente de campanhas hidrológicas, que variaram de 7 a 22 conjuntos de observações de nível, vazão e C_{ss}, observa-se que estas variáveis mostram um bom ajuste entre si.

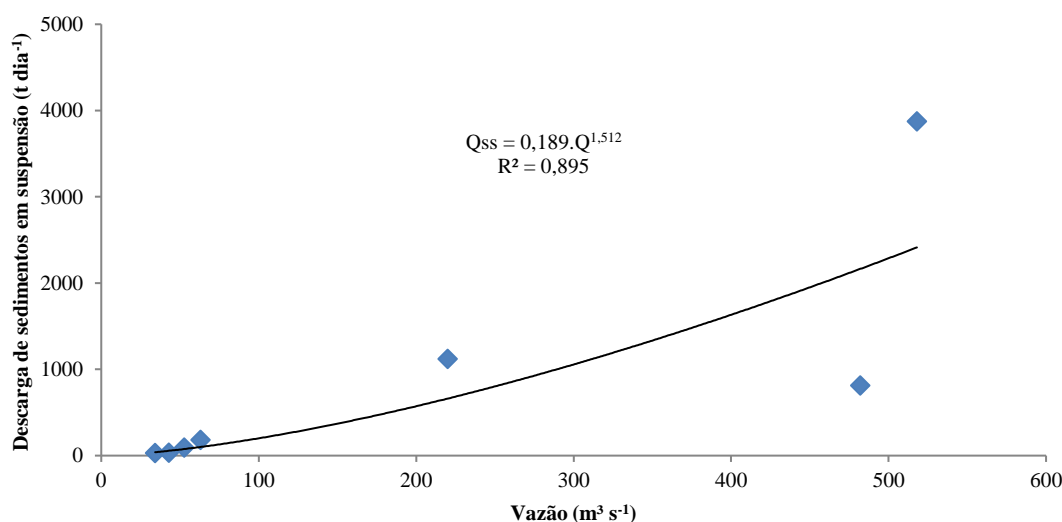


Figura 4 - Curva-chave vazão x Q_{ss} com a utilização dos dados subdivididos em intervalos sazonais para o verão para a seção de controle da BHRC-PM.

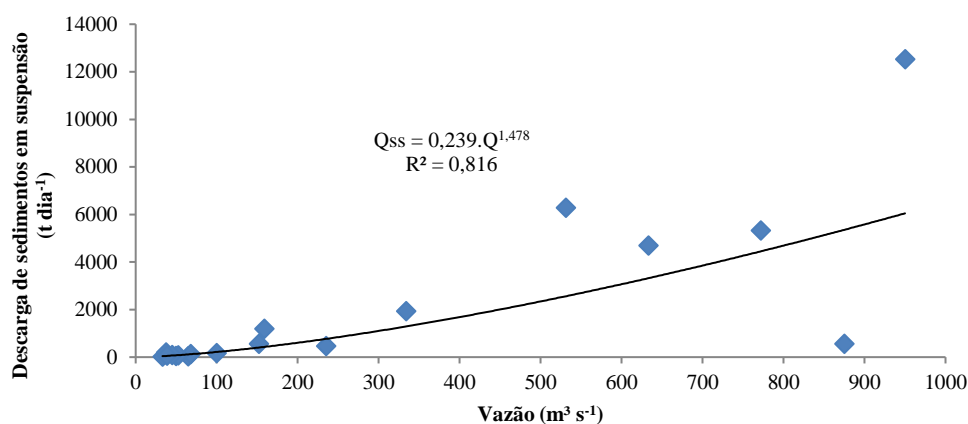


Figura 5 - Curva-chave vazão x Qss com a utilização dos dados subdivididos em intervalos sazonais para o outono para a seção de controle da BHRC-PM.

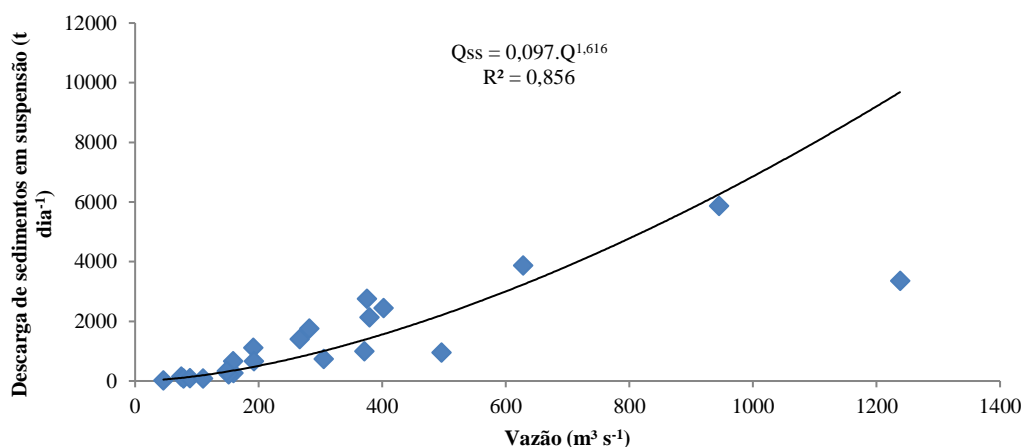


Figura 6 - Curva-chave vazão x Qss com a utilização dos dados subdivididos em intervalos sazonais para o inverno para a seção de controle da BHRC-PM.

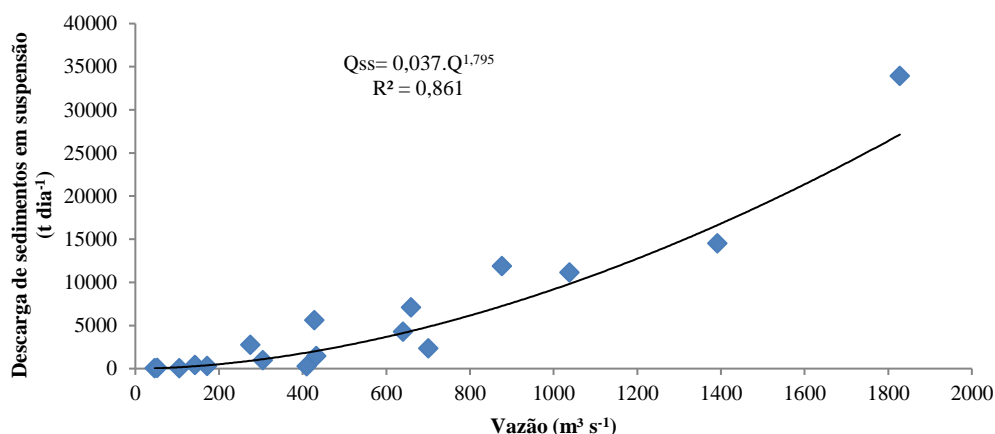


Figura 7 - Curva-chave vazão x Qss com a utilização dos dados subdivididos em intervalos sazonais para a primavera para a seção de controle da BHRC-PM.

Avaliação das curvas-chave de sedimentos em suspensão

A primavera é a estação do ano que apresenta o melhor desempenho para o coeficiente NS (NS=0,90), indicando um excelente desempenho da CCSS_{primavera} para a estimativa da Qss. Por outro lado, o pior desempenho para o coeficiente NS foi no inverno (NS=0,02), evidenciando um ajuste

inadequado, mesmo assim, a estimativa da CCSS_{inverno} se mostra melhor do que a média dos valores observados de Qss, pois o coeficiente NS teve valor positivo. Verão e outono tiveram desempenhos aceitáveis para o coeficiente NS com valores de 0,64 e 0,55, respectivamente. De maneira geral, através da análise dos índices estatísticos propostos para



avaliação do modelo da CCSS a nível sazonal, constata-se que o modelo foi eficiente na estação da primavera, porém teve o desempenho reduzido para as demais estações do ano, sendo que no inverno observou-se o pior desempenho para NS. Resultados estes que estão de acordo com os relatos de Girolamo et al. (2018) que observaram que não houve melhora na predição da carga de sedimentos em suspensão quando os dados foram estratificados em intervalos sazonais. Analisando globalmente os índices estatísticos utilizados para avaliar o desempenho dos ajustes das CCSS sazonais, pode-se concluir que não houve unanimidade, ou seja, nenhum ajuste apresentou desempenho elevado para todos os índices analisados, porém, considerando que o NS, R^2 e r (Tabela 2) são mais difundidos e utilizados, resultados satisfatórios foram obtidos para o ajuste utilizando os dados completos do período (CCSS₁₉₉₇₋₂₀₁₉). Quanto à análise em intervalos sazonais, apenas o desempenho da primavera se destacou positivamente (CCSS_{primavera}). Sendo assim, para os dados da estação fluviométrica Passo do Mendonça, a subdivisão dos dados de entrada do modelo da CCSS não representa melhora no desempenho da estimativa da descarga sólida de sedimentos em suspensão. Pois, de forma geral, observou-se que a subdivisão dos dados de entrada em intervalos sazonais mostra-se dependente do número de observações que compõe cada conjunto de dados, de forma que a qualidade dos ajustes do modelo da CCSS pode ser comprometida, podendo apresentar queda no desempenho, já que relações claras são difíceis de serem obtidas para categorias em que o conjunto de dados é limitado, podendo ser uma causa adicional de erros da Qss pelo modelo da curva-chave (WANG et al., 2008).

Tabela 2 - Desempenho dos índices estatísticos de avaliação das curvas-chave de sedimentos em suspensão.

	NS	R^2	r
1997-2019	0,73	0,80	0,90
Verão	0,64	0,65	0,80
Outono	0,55	0,61	0,78
Inverno	0,02	0,59	0,77
Primavera	0,90	0,94	0,97

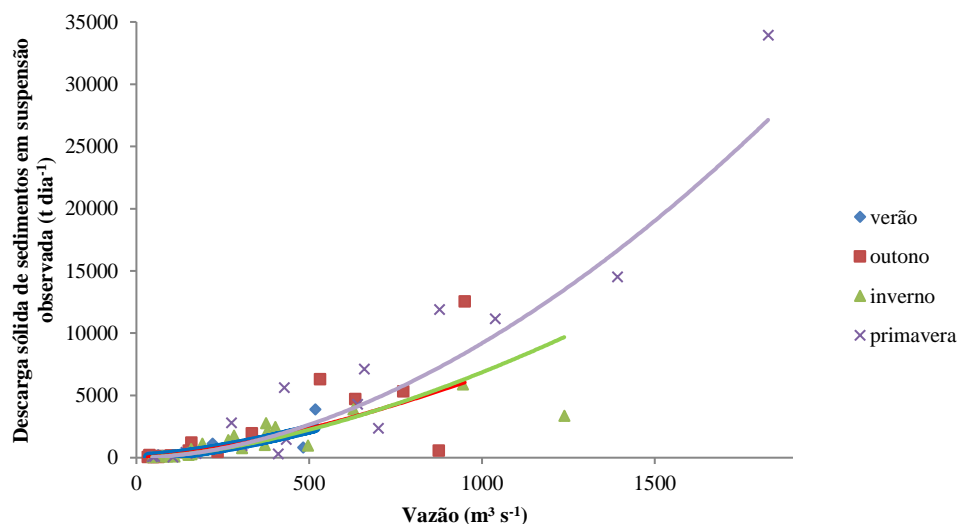


Figura 8- Comportamento do aporte de sedimentos para os ajustes das curvas-chave subdivididas em intervalos sazonais.

Produção de sedimentos

Após traçadas as curvas-chave de sedimentos em suspensão (CCSS) para os ajustes propostos, foi possível estimar o aporte de sedimentos na seção de controle da BHRC-PM. Foram utilizados os dados da série histórica de vazões diárias para obter a Qss diária, e partir dessa, se obteve a Qss anual média para cada um dos cenários de entrada de dados para construção das CCSS, obtendo o aporte de sedimentos para cada um dos cenários de ajuste (Tabela 3).

Tabela 3 - Aporte de sedimentos registrados na seção de controle Passo do Mendonça para os ajustes das curvas-chave.

	Qss anual média (t ano ⁻¹)	Aporte de sedimentos (t km ⁻² ano ⁻¹)
1997-2019	923.792,9	59,22
Sazonal	992.083,2	63,60

É possível observar, a partir da Tabela 3, que a Qss anual média muda conforme o ajuste utilizado para as CCSS, de forma que a diferença entre as produções de sedimentos estimadas obtidas via CCSS₁₉₉₇₋₂₀₁₉ e CCSS sazonais é de 4,4 t km⁻² ano⁻¹. O comportamento crescente da Qss anual média e do aporte de sedimentos estimado em relação ao ajuste que utilizou o conjunto de dados completos demonstra, de forma prática, como as diferenças obtidas nos índices estatísticos aplicados para avaliar os ajustes das CCSS impactam na estimativa final do processo de transporte de sedimentos na BHRC-PM.

Ao analisar o comportamento da produção de sedimentos para a subdivisão dos dados em intervalos sazonais (Figura 8), nota-se que a CCSS_{primavera} se apresenta deslocada mais acima das demais, indicando que nesse período há maior erosão e produção de sedimentos na área da BHRC-PM, seguida pela CCSS_{inverno} e deslocadas mais abaixo estão as CCSS_{outono} e do CCSS_{verão} que apresentam-se muito próximas. A proximidade entre as CCSS_{outono} e CCSS_{verão} evidencia que, segundo Zhang et al. (2012), a relação entre a vazão e a Qss não apresenta mudanças significativas durante esses períodos.



O comportamento apresentado na Figura 8 para a subdivisão dos dados em intervalos sazonais demonstra a contribuição de cada uma das estações do ano para o aporte anual de sedimentos na BHRC-PM que é de 12,7%, 16,2%, 30,8% e 40,3% para o verão, outono, inverno e primavera, respectivamente. Didoné, Minella e Merten (2015) encontraram maiores valores de material em suspensão, na bacia do Rio Conceição no estado do Rio Grande do Sul, entre abril e outubro e atribuíram esse comportamento à ocorrência de chuvas com maior poder erosivo no período, além da influência da baixa cobertura vegetal sobre o solo após a colheita da soja. Neste mesmo estudo, os autores concluíram que a produção de sedimentos entre os meses de setembro e novembro (primavera), contribui com, aproximadamente, 45% da produção de sedimentos total anual na bacia, corroborando com os valores encontrados para a BHRC-PM.

Entretanto, como a Bacia Hidrográfica do Atlântico Sul – trecho sudeste (onde a BHRC-PM encontra-se inserida) apresenta índices de erosividade que variam pouco ao longo do ano (TRINDADE et al., 2016) e o período de junho a setembro (inverno-primavera) apresenta menor erosividade das chuvas na região da BHRC-PM (Eltz et al., 2011; Eltz et al., 2013), as diferenças de aporte de sedimentos entre as estações do ano podem se explicadas por outros fatores, por exemplo, pelo uso, cobertura e manejo do solo. Girolamo et al. (2015) constataram, no sul da Itália, que a maior parte dos sedimentos transportados ocorre no inverno e na primavera (mesmo padrão observado na BHRC-PM) e atribuíram esse comportamento ao efeito da ausência ou baixa cobertura do solo e de perturbações do solo devido às operações agrícolas. Ao passo que, no verão, a presença de cobertura vegetal sobre o solo culmina em maior proteção contra erosão (IADANZA; NAPOLITANO, 2006), explicando o menor aporte de sedimentos que ocorre no verão.

Além disso, Yang, Zhao e Belkin (2002) constataram que a retirada de água do sistema fluvial para a irrigação de campos de arroz gera redução da carga de sedimentos no curso d'água, fato esse que pode afetar a carga de sedimentos na seção de controle da BHRC-PM já que 98,1% do uso dos recursos hídricos da bacia são destinados às operações de irrigação (PBHRC, 2016). No Rio Grande do Sul, o arroz tem uma ampla janela de semeadura, que vai do início de setembro até dezembro, sendo que o início da irrigação se dá alguns dias após a emergência das plântulas e em solos onde a drenagem é dificultada pela textura argilosa do solo, a irrigação pode ser finalizada entre 10 e 15 dias após a floração plena (SOSBAI, 2018), de forma que o período de irrigação coincide com o verão e com o menor aporte de sedimentos no exutório da BHRC-PM.

Ademais, outros fatores ainda podem explicar o comportamento sazonal da produção de sedimentos. Miguel et al. (2014) ao analisar a contribuição de diferentes fontes de sedimentos em uma bacia inserida na região de transição entre o Planalto Médio e a Depressão Central do Rio Grande do Sul, concluíram que na coleta de sedimentos realizada no inverno, houve maior contribuição da erosão proveniente da camada superficial do solo na

produção de sedimentos, de forma que nesse período, questões relacionadas ao uso, manejo e cobertura do solo foram determinantes no aporte de sedimentos. Ao passo que na coleta de sedimentos realizada no período do verão, a maior contribuição para a produção de sedimentos veio da erosão de estradas, evidenciando que a correta alocação e manutenção adequada de estradas podem contribuir para a redução da produção de sedimentos que chegam aos cursos d'água.

Considerações Finais

A viabilidade da utilização de curvas-chave de sedimentos em suspensão na forma potencial foi avaliada utilizando os dados disponíveis na seção de controle da área de estudo e, a partir, da transformação dos dados de entrada de C_{ss} em Q_{ss} e da aplicação de diferentes estratégias de subdivisão dos dados de entrada do modelo, constatou-se que o melhor resultado foi observado para a utilização do conjunto de dados completos, de forma que o modelo da curva-chave mostrou-se uma ferramenta viável para a estação fluviométrica analisada. Os valores estimados de Q_{ss} , a partir dos ajustes das CCSS propostas, demonstraram que não houve melhora no desempenho preditivo do modelo com a subdivisão dos dados de entrada em intervalo sazonal. E, por fim, constatou-se que o desempenho dos ajustes propostos foi sensível ao número de amostragens de C_{ss} e vazão que resultaram no conjunto de dados usados para calibração das CCSS, evidenciando a importância de se estabelecer uma adequada frequência de amostragem para a aplicação do modelo.

Agradecimentos

À CAPES, à Universidade Federal de Pelotas e ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água (UFPEL).

Referências bibliográficas

- Asselman, N. E. M. 2000. Fitting and interpretation of sediment rating curves. *Journal of Hydrology*, v.234, n.3, p.228-248.
- Bertol, I.; Cogo, N. P.; Schick, J.; Gudagnin, J. C.; Amaral, A. J. 2007. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 133-142.
- Carvalho, N. O. 2008. *Hidrossedimentologia Prática*, 2ª Edição. Rio de Janeiro: Inter ciência.
- CGBHRC. 2021. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã. Plano de Bacia. Disponível em: <https://www.comitecamaqua.com/>.
- Didoné, E. J.; Minella, J. P. G.; Merten, G. H. 2015. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in southern Brazil and implications for land conservation. *Journal of Soils and Sediments*, v. 15, n. 11, p. 2334-2346.



Eltz, F. L. F.; Cassol, E. A.; Pascotini, P. B. 2011. Potencial erosivo e características das chuvas de Encruzilhada do Sul, RS. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, p. 331-337.

Eltz, F. L.; Cassol, E. A.; Pascotini, P. B.; Amorim, R. S. 2013. Potencial erosivo e características das chuvas de São Gabriel, RS, de 1963 a 1993. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, p. 647-654.

Girolamo, A. M.; Di pillo, R.; Lo porto, A.; Todisco, M. T.; Barca, E. 2018. Identifying a reliable method for estimating suspended sediment load in a temporary river system. *Catena*, v.165, p.442-453.

Girolamo, A. M.; Pappagallo, G.; Lo porto, A. 2015. Temporal variability of suspended sediment transport and rating curves in a Mediterranean river basin: The Celone (SE Italy). *Catena*, v. 128, p. 135-143.

Hapsari, D.; Onishi, T.; Imaizumi, F.; Noda, J.; Senge, M. 2019. The Use of Sediment Rating Curve under its Limitations to Estimate the Suspended Load. *Reviews in Agricultural Science*, n.7, p.88-101.

Hassanzadeh, H.; Bajestan, M. S.; Paydar, G. R. 2018. Performance evaluation of correction coefficients to optimize sediment rating curves on the basis of the Karkheh dam reservoir hydrography, west Iran. *Arabian Journal of Geosciences*. v.11, p.595.

Horowitz, A. J. 2003. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. *Hydrological Processes*. v.17, p.3387-3409.

Iadanza, C.; Napolitano, F. 2006. Sediment transport time series in the Tiber River. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 31, n. 18, p. 1212-1227.

Jung, B. M.; Fernandes, E. H.; Möllerjr, O. O.; García-rodríguez, F. 2020. Estimating suspended sediment concentrations from river discharge data for reconstructing gaps of information of long-term variability studies. *Water*, v. 12, n. 9, p. 2382.

Kuinchtner, A.; Buriol, G. A. 2001. Clima do Estado do Rio Grande do Sul segundo a classificação climática de Köppen e Thornthwaite. *DisciplinarumScientia| Naturais e Tecnológicas*, v. 2, n. 1, p. 171-182.

Lima, L. B.; Silva, L. F. M. 2013. Os principais problemas ambientais da Bacia hidrográfica do Rio Camaquã. *Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão*, v. 4, n. 2.

Lu, H.; Moran, C. J.; Prosser, I. P. 2006. Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin. *Environmental Modelling & Software*, v. 21, n. 9, p. 1297-1308.

Mello, C. R.; Silva, A. M. 2013. Hidrologia: Princípios e aplicações em sistemas agrícolas. Lavras: UFLA, 455 p.

Miguel, P.; Dalmolin, R. S. D.; Pedron, F. D. A.; Moura-bueno, J. M.; Tiecher, T. 2014. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, p. 585-598.

Nearing, M. A.; Yin, S. Q.; Borrelli, P.; Polyakov, V. O. 2017. Rainfall erosivity: An historical review. *Catena*, v. 157, p. 357-362.

PBHRC. 2016. Plano da Bacia Hidrográfica do Camaquã 2015-2035. Relatório Executivo. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/1030-bh-rio-camaqua>

Santos, J. C. N.; Andrade, E. M.; Medeiros, P.H. A.; Araújo neto, J. R.; Palácio, H. A. Q.; Rodrigues, R. N. 2014. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.18, n.11, p.1157-1164.

SOSBAI - SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO. 2018. Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil. XXXII Reunião Técnica da Cultura do Arroz Irrigado. Farroupilha: SOSBAI. 205p.

Streck, E. V et al.; Flores, C. A.; Schneider, P. (clbs.). 2018. Solos do Rio Grande do Sul. 3. Ed., ver. e ampl. Porto Alegre: Emater/RS-Ascar, 252p.

Trindade, A. L. F.; Oliveira, P. T. S. D.; Anache, J. A. A.; Wendland, E. 2016. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, p. 1918-1928.

Walling, D. E. 1977. Assessing the accuracy of suspended sediment rating curves for a small basin. *Water resources research*, v. 13, n. 3, p. 531-538.

Walling, D. E.; Fang, D. 2003. Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and planetary change*, v. 39, n. 1-2, p. 111-126.

Wang, H.; Yang, Z.; Wang, Y.; Saito, Y.; Liu, J. P. 2008. Reconstruction of sediment flux from the Changjiang (Yangtze River) to the sea since the 1860s. *Journal of Hydrology*, v. 349, n. 3-4, p. 318-332.

Wrege, M. S.; Steinmetz, S.; Reisser junior, C.; Almeida, I.R. 2012. Atlas climático da região sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2 ed. 333 p.

Yang, S. L.; Zhao, Q. Y.; Belkin, I. M. 2002. Temporal variation in the sediment load of the Yangtze River and the



influences of human activities. *Journal of Hydrology*, v. 263, n. 1-4, p. 56-71.

Zhang, W.; Wei, X.; Jinhai, Z.; Yuliang, Z.; Zhang, Y. 2012. Estimating suspended sediment loads in the Pearl River Delta region using sediment rating curves. *Continental Shelf Research*, v.38, p.35-46.

Zheng, M. 2018. A spatially invariant sediment rating curve and its temporal change following watershed management in the Chinese Loess Plateau. *Science of the Total Environment*, n.630, p.1453-1463.

Zheng, M. A.; Yang, J. B.; Qi, D. A.; Sun, L. A.; Cai, Q. A. 2012. Flow–sediment relationship as functions of spatial and temporal scales in hilly areas of the Chinese Loess Plateau. *Catena*, v.98, p.29-40.



CALIBRAÇÃO DO PARÂMETRO DE AJUSTE DO MODELO SEDIMENT DELIVERY DISTRIBUTED (SEDD) (β) NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO CANDIOTA

Mayara Zanchin⁽¹⁾, Maíra Martim de Moura⁽²⁾, Maria Cândida Moitinho Nunes⁽³⁾, Samanta Tolentino Cecconello⁽⁴⁾, Tainara Vaz de Melo⁽⁵⁾, Samuel Beskow⁽⁶⁾, Danielle de Almeida Bressiani⁽⁷⁾, Eros Miguel Sadowoy Martins Filho⁽⁸⁾

¹Universidade Federal de Pelotas, e-mail: zanchinmayara@gmail.com; ²Universidade Federal de Pelotas, e-mail: martimdemoura@gmail.com; ³Universidade Federal de Pelotas, e-mail: nunes.candida@gmail.com; ⁴Universidade Federal de Pelotas, e-mail: satolmacsa@gmail.com; ⁵Universidade Federal de Pelotas, e-mail: tainaravaz@hotmail.com; ⁶Universidade Federal de Pelotas, e-mail: samuelbeskow@gmail.com; ⁷Universidade Federal de Pelotas, e-mail: daniebressiani@gmail.com; ⁸Universidade Federal de Pelotas, e-mail: erosmiguelfilho@hotmail.com

Palavras-chave: RUSLE; Hidrossedimentologia; Erosão hídrica.

Introdução

O crescimento populacional contínuo resultará em uma crescente demanda por alimentos e energia. De acordo com as Nações Unidas (WWAP, 2014), prevê-se um aumento de 60% na demanda de energia até 2050, juntamente com um aumento de 40% no consumo de água. No Brasil, existem poucas abordagens para lidar com o alto consumo de água associado à geração termelétrica. A maioria das fábricas do país possui sistemas de refrigeração que requerem grandes quantidades desse recurso. A região de Candiota abriga três usinas termelétricas, e a recente aprovação de uma quarta usina entre Candiota e Pedras Altas implica em retiradas significativas de água pela Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (CGTEE). A área de estudo, conhecida como Bacia do Córrego Baixo Candiota (BHACJ), possui um reservatório e duas barragens (autorizadas para uso, instalação e operação pelos órgãos ambientais) e apresenta um alto potencial para extração mineral. É importante ressaltar que a região de Candiota enfrenta uma escassez moderada de água (IEMA, 2016), o que torna o impacto ambiental, em particular a relação entre os moradores locais e o ecossistema ao redor das fábricas, uma grande preocupação. No entanto, devido ao fato de que o aumento da pressão sobre o uso da água pode agravar os problemas sociais e ambientais existentes, como processos de erosão, é essencial um gerenciamento adequado dos recursos hídricos. Modelos de previsão de erosão são ferramentas úteis para analisar os processos de erosão do solo e desenvolver planos de mitigação. Um modelo amplamente utilizado para prever a erosão em nível de bacia é a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE). No entanto, uma grande desvantagem dessa abordagem é que ela apenas estima a quantidade total de erosão, não fornecendo informações sobre o transporte de sedimentos para a hidrovia. De fato, apenas uma fração do sedimento erodido nas áreas acidentadas alcança a saída da bacia hidrográfica, e estudos têm sido

conduzidos para medir e estimar a produção de sedimentos (MINELLA; MERTEN, 2011). O transporte de sedimentos depende de vários fatores, incluindo a forma da bacia, a localização da fonte de sedimentos, as características topográficas, a conectividade da paisagem, o uso e manejo da terra e a composição do solo (WALLING, 1983).

Para modelar a variabilidade dos processos do aporte de sedimentos dentro da bacia, Ferro e Minacapilli (1995) propuseram o *Sediment Delivery Distributed Model* (SEDD), que possui a capacidade de calcular a distribuição espacial do aporte de sedimentos dentro de uma bacia, determinando a produção de sedimentos de encostas e vertentes, até o curso hídrico mais próximo (TAGUAS et al., 2011). Ferro e Porto (2000) calibraram o modelo para uma série de eventos para três pequenas bacias hidrográficas em Calábria, Itália. O modelo apresentou forte correlação entre os dados de sedimentos observados e os calculados matematicamente (TAGUAS et al., 2011). Posteriormente, Di Stefano e Ferro (2007), calibraram e validaram adequadamente o modelo para escala anual em uma bacia agrícola de 30 ha na Sicília, Itália. Além disso, eles obtiveram uma estimativa do principal parâmetro do modelo (considerado um parâmetro de ajuste, denominado β) por meio de relações empíricas com a erosividade das chuvas. Conforme os autores, o parâmetro β indica os efeitos ao longo do caminho hidráulico, devido à rugosidade e ao escoamento. Desta forma, para a aplicação do modelo e espacialização do aporte de sedimentos ao longo de uma bacia hidrográfica, torna-se necessário realizar a calibração do parâmetro β , que é responsável pelo ajuste entre o que de fato foi medido no exutório da bacia, com o valor estimado pelas equações do modelo SEDD. Portanto, o objetivo deste estudo foi calibrar o parâmetro de ajuste (β) do modelo *Sediment Delivery Dispersal Model* (SEDD), a partir do cenário anual em uma importante bacia subtropical, a Bacia da Corrente do Baixo Candiota (BHACJ).



Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ), inserida no município de Candiota, ao sul do Rio Grande do Sul (RS) (Figura 1). A região está compreendida na Bacia Hidrográfica Mirim – São Gonçalo (L040). A BHACJ é uma sub-bacia da bacia hidrográfica do arroio Candiota (BHAC) e possui uma área de drenagem de 314,61 km².

O monitoramento da bacia é de responsabilidade da Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (CGTEE) a qual monitora, também, as sub-bacias arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM), com áreas de drenagem de 171,71 e 54,65 km², respectivamente. Cabe ressaltar que a BHACM e a BHSFM são sub-bacias da BHACJ (Figura 1).

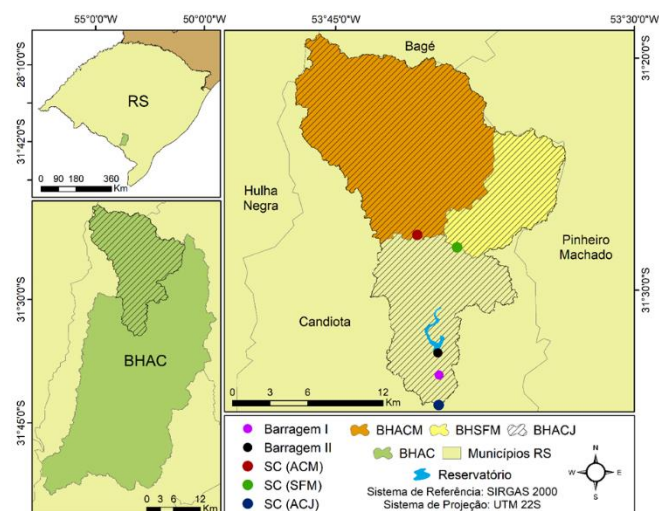


Figura 1. Localização das bacias hidrográficas arroio Candiota jusante (BHACJ), arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM), de duas barragens, um reservatório e das seções de controle (SC) presentes na bacia hidrográfica do arroio Candiota (BHAC)

Rede de monitoramento e elaboração de séries históricas de vazão e de sólidos em suspensão

A rede de monitoramento hidrossedimentológico utilizado contempla três seções de controle com monitoramento limimétrico, um pluviômetro e uma estação meteorológica (Tabela 1).

As informações referentes à precipitação foram obtidas de duas estações: a Aeroporto de Candiota (meteorológica) e a Madrugada (pluviômetro). Os dados da estação Madrugada estão na escala diária e foram adquiridos no portal Hidroweb da Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA) (código 03153030). Os dados da estação Aeroporto de Candiota foram fornecidos pela Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (CGTEE), e estão disponíveis na escala horária. Além da precipitação, a estação Aeroporto de Candiota monitora velocidade e direção escalar do vento, temperatura, radiação solar global e umidade relativa.

Tabela 1. Códigos das seções de controle e características das bacias hidrográficas arroio Candiota jusante (BHACJ), arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM)

Seção de Controle	Código	Área (km²)	Perímetro (km)	Declividade média (%)
ACJ	88181000	314,61	154,20	7,85
ACM	88176000	171,71	94,02	8,36
SFM	88177000	54,65	52,80	7,98

As séries históricas de vazão e de sedimento foram obtidas a partir da combinação da série histórica de cotas com curvas-chave relacionando cota x vazão e vazão x sedimento (Figura 2). Para a obtenção das curvas foram utilizados dados de campanhas hidrossedimentológicas realizadas entre os anos de 2013 e 2016.

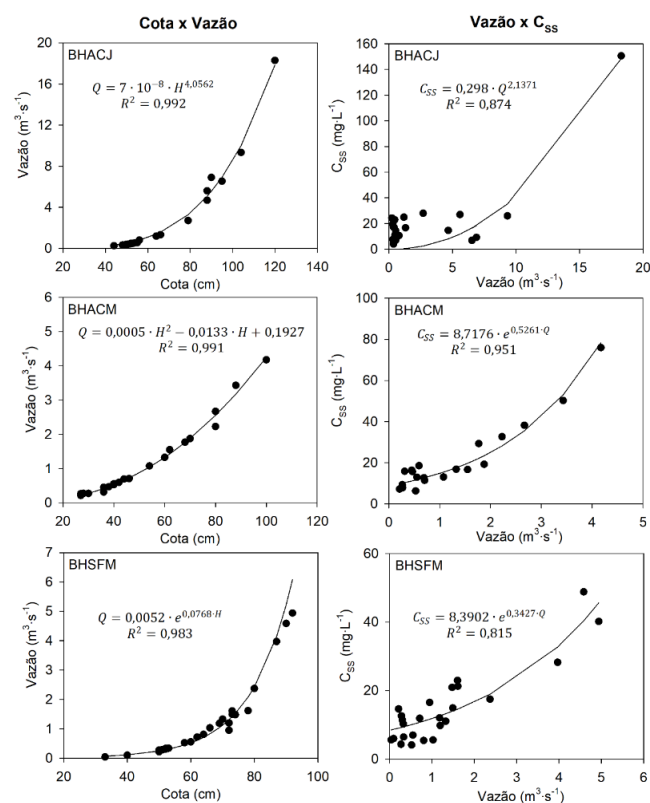


Figura 2. Curvas-chave de cota x vazão e vazão x sedimento para a bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ), arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM)

Os dados de C_{ss} foram convertidos para a unidades diárias e, posteriormente, os valores de CSS foram obtidos por meio da Equação 1 (COLMAN et al., 2018).

$$QSS = 0,0864 \cdot Q \cdot C_{ss} \quad (1)$$

Em que QSS é a descarga sólida em suspensão (t.dia⁻¹); Q é a vazão do curso d'água (m³.s⁻¹) e C_{ss} é a concentração média de sedimentos em suspensão (mg.L⁻¹).



Modelo Sediment Delivery Distributed (SEDD)

O modelo SEDD foi desenvolvido por Ferro e Minacapilli (1995) e visa quantificar o valor específico de sedimento erodido que atinge o exutório da bacia hidrográfica. Logo, o modelo combina a RUSLE com um critério de desagregação espacial dos processos de aporte de sedimentos, produzindo estimativas realistas de erosão superficial nas áreas em análise (BHATTARAI; DUTTA, 2008; BATISTA et al., 2017). Por meio do software ArcGIS 10.1 (ESRI, 2014), foi realizada a quantificação do valor específico de sedimento que é denominada aporte específico de sedimentos, determinado conforme Equação 2 (JAIN; KOTHYARI, 2000).

$$SYY_i = SDR_i \cdot A_i \quad (2)$$

Em que, SYY_i é o aporte de sedimentos para uma célula da grade i ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$); SDR_i é a taxa de aporte de sedimentos para uma célula da grade i (adimensional) e A_i é a perda anual de solo calculada pela RUSLE para uma célula da grade i ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$).

Parte do solo erodido em uma bacia hidrográfica deposita-se ao longo da paisagem antes de atingir, de fato, o exutório. A razão entre o aporte de sedimentos e a erosão total da superfície é denominada taxa de aporte de sedimentos (SDR) (BESKOW et al., 2009). O SDR nas células da grade i é uma função do tempo de percurso do escoamento superficial dentro dessas células (BATISTA et al., 2017; DIDONÉ; MINELLA; EVRARD, 2017; DI STEFANO; FERRO, 2019) assumindo a relação apresentada na Equação 3.

$$SDR_i = e^{(-\beta \cdot t_i)} \quad (3)$$

Em que, SDR_i é a taxa de aporte de sedimentos de uma célula da grade i ; β é um parâmetro de ajuste do modelo (h^{-1}) e t_i é o tempo de percurso do fluxo em superfície (h) de uma célula da grade i para a rede de fluxo mais próxima seguindo o caminho de fluxo. Ressalta-se que o parâmetro β é um parâmetro de ajuste que indica os efeitos devidos à rugosidade e ao escoamento, ao longo do caminho hidráulico. O tempo de percurso da água (t_i) é estimado, quando conhecidos os comprimentos e velocidades da direção de fluxo (BHATTARAI; DUTTA, 2008), de acordo com a Equação 4.

$$t_i = \sum_{l=1}^n \frac{l_i}{v_i} \quad (4)$$

Em que, l_i é o comprimento do fluxo da célula i até o exutório (m) e v_i é a velocidade do fluxo para a célula i ($m \cdot s^{-1}$).

Entretanto, de acordo com Batista et al. (2017) e Bhattarai e Dutta (2008), quando desconhecidos, estes valores (t_i e v_i) podem ser obtidos a partir de análises em ambiente SIG. Assim, seguindo recomendações dos autores, l_i foi estimado para cada célula a partir da ferramenta *flow length* do software ArcGIS 10.1 (ESRI, 2014). Para isso, foram obtidas as direções de fluxo das bacias, e computada a distância percorrida pelo escoamento de cada célula até o exutório da bacia. Para a

determinação da velocidade de escoamento superficial (v_i) optou-se pela utilização do método proposto pelo Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos (SCS, 1975) (Equação 5).

$$v_i = a_i S_i^{0,5} \quad (5)$$

Em que, a_i é um coeficiente de rugosidade superficial da célula i ($m \cdot s^{-1}$) e S_i é a inclinação da célula i ($m \cdot m^{-1}$). Como o coeficiente a_i para a Equação 5 possui relação com a cobertura do solo, os valores de a_i foram atribuídos de acordo com o uso do solo presente na BHAC (Tabela 2), utilizando valores propostos por Haan et al. (1994).

Tabela 2. Valores para coeficiente de rugosidade superficial (a), proposto por Haan et al. (1994), para diferentes usos do solo

Uso do solo	a ($m \cdot s^{-1}$)
Agricultura	2,62
Pastagem	0,76
Reflorestamento	1,56
Solo Exposto	3,08
Vegetação Nativa	0,76

As classes de uso do solo observadas variaram ao longo dos períodos. A classificação supervisionada das imagens foi realizada no software QGIS 3.4.3 (QGIS, 2018). A classificação supervisionada é um método de classificação de imagens de sensoriamento remoto comumente utilizado nos dias atuais (Zhang, 2016). A validação do método se dá por meio da matriz de confusão (CONGALTON; GREEN, 1999) que é uma forma eficaz para representar a precisão do mapa, além da aplicação do Índice Kappa (LANDIS; KOCH, 1977), referente à qualidade da classificação supervisionada final. Cabe ressaltar que o valor do IK entre 0,8 e 1,0 é considerado “excelente”.

Para classificação supervisionada foram geradas composições falsa-cor das bandas dos sensores Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) e OLI (Operational Terra Imager), respectivamente para os satélites Landsat 7 e Landsat 8, ambos na órbita-ponto 222082 e com resolução espacial de 30m (USGS, 2020). Os dados oriundos do programa de satélites Landsat estão entre os mais precisos geométrica e radiometricamente (GUTIÉRREZ; SANABRIA; PEÑA-QUINONES, 2015). Entretanto, salienta-se que desde maio de 2003, as imagens ETM+ do Landsat 7 apresentam uma falha permanente no corretor de linha de varredura (Scan Line Correction – SLC), produzindo cenas com apenas 78% de pixels visíveis (CHEN et al., 2011). O preenchimento das falhas (gaps) das linhas das imagens do sensor ETM+ foi realizado por meio da ferramenta Landsat Gapfill (SCHULTZ et al., 2016; DIAS et al., 2018) no software para Processamento Digital de Imagens ENVI 4.7 (ITT, 2009).

As bandas multiespectrais mais indicadas, e utilizadas nesse trabalho, para análise do uso e cobertura do solo do



satélite Landsat 7 são a banda 3 (vermelho), banda 4 (infravermelho próximo) e banda 5 (infravermelho médio) (GUTIÉRREZ; SANABRIA; PEÑA-QUINONES, 2015; ZHOU et al., 2008). A composição RGB 5-4-3 permite um bom contraste entre as áreas ocupadas com vegetação, diferindo com precisão os diferentes tipos de cobertura (campo, floresta, solo exposto), bem como a delimitação de corpos hídricos, áreas ocupadas com reflorestamento (pinus e eucalipto) e a identificação de áreas agrícolas (PEROVIC et al., 2016). Para o satélite Landsat 8 foi utilizada a composição de bandas multiespectrais 6-5-4, a qual é equivalente à composição utilizada para o Landsat 7. As informações referentes às imagens utilizadas encontram-se na tabela 3.

Tabela 3. Porcentagem dos usos do solo na bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ) e estatística do Índice Kappa (I_k) nas imagens classificadas entre os anos de 2013 a 2016, em cada trimestre

Ano	% de área da BHACJ						I_k
	CH	VN	PA	RF	CA	SE	
2013	1,76	10,99	66,32	8,59	7,77	4,57	0,93
	1,76	9,09	63,91	7,64	6,13	11,47	0,95
	1,76	8,61	61,18	8,21	7,00	13,24	0,94
	1,76	6,16	63,19	7,61	12,76	8,52	0,94
2014	1,76	7,30	68,11	8,23	7,55	7,05	0,98
	1,76	8,53	68,48	8,18	4,93	8,12	0,94
	1,76	8,16	54,22	8,19	12,63	15,04	0,98
	1,76	6,34	52,71	9,00	21,90	8,29	0,94
2015	1,76	8,91	68,45	8,39	7,13	5,36	0,94
	1,76	8,59	62,97	8,39	8,29	10,00	0,97
	1,76	7,78	59,67	7,16	8,63	15,00	0,97
	1,76	8,21	54,72	9,24	16,50	9,57	0,93
2016	1,76	8,59	68,80	9,00	6,72	5,13	0,91
	1,76	7,40	66,00	8,29	6,13	10,42	0,98
	1,76	8,09	53,31	8,16	10,73	17,95	0,98
	1,76	7,47	56,60	9,15	11,68	13,34	0,93

CH = corpo hídrico; VN = vegetação nativa; PA = pastagem; RF = reflorestamento; CA = cultura anual; SE = solo exposto.

O parâmetro β é responsável pelo ajuste entre o que foi observado no exutório da bacia com o valor estimado pelo modelo SEDD. Dessa forma, costuma-se calibrar o parâmetro β , fazendo com que os valores SSY estimados pelo modelo SEDD sejam próximos aos observados nas bacias monitoradas. Assim, após a calibração do valor medido no exutório, consegue-se espacializar o aporte de sedimentos ao longo da bacia. É importante destacar que o parâmetro β é uma fonte de grande incerteza no modelo SEDD, uma vez que aumenta de forma considerável o grau de liberdade do usuário (BATISTA et al., 2017). A calibração do parâmetro β foi realizada no software Excel®, utilizando como função objetivo o coeficiente de Nash-Sutcliffe (CNS) (NASH; SUTCLIFFE, 1970), que indica o ajuste dos dados estimados aos medidos (Equação 6). Conforme Van Liew et al. (2007), valores

de CNS < 0,36 indicam ajuste não satisfatório e, CNS = 1 indica ajuste perfeito dos dados estimados aos observados.

$$NS = \frac{\sum (Q_{ssObs} - \overline{Q_{ssObs}})^2 - \sum (Q_{ssCalc} - Q_{ssObs})^2}{\sum (Q_{ssObs} - \overline{Q_{ssObs}})^2} \quad (6)$$

Em que, QSS e SYY referem-se à descarga sólida em suspensão observada e aporte de sedimentos, respectivamente ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e (QSS) corresponde à média da descarga sólida em suspensão ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), com o intervalo de tempo i e N número de registros. Visando compreender melhor o ajuste do parâmetro β , a calibração foi realizada de forma anual. Os valores da perda de solos obtida pela RUSLE para a área de estudo foram obtidos de Zanchin (2020).

Resultados e Discussão

Os valores anuais de descarga sólida em suspensão (QSS) obtidos a partir das curvas-chave (Figura 2) para as bacias em estudo estão apresentados na Tabela 3. A partir da Tabela 4 se verifica que os maiores valores de QSS ocorrem no ano de 2014. Sabe-se que, uma quantidade significativa de material erodido tende a ficar depositada ao longo da paisagem, não sendo, portanto, removida da bacia de drenagem (PORTO; WALLING; CALLEGARI, 2011). Porém, todo sedimento anteriormente erodido e que ficou depositado, pode ser remobilizado com a ocorrência de um evento com energia suficiente para seu transporte. Dessa forma, a alteração observada nos valores de sedimentos medidos no exutório, possivelmente, pode estar relacionada à eventos extremos de precipitação e.g. eventos de El Niño.

Tabela 4. Valores anuais de descarga sólida em suspensão (QSS) para as bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM)

Bacia	Ano	QSS ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$)
BACJ	2013	2,022
	2014	28,252
	2015	16,583
	2016	11,107
BACM	2013	17,943
	2014	31,992
	2015	11,516
	2016	12,613
BSFM	2013	2,075
	2014	2,639
	2015	0,566
	2016	0,998



Conforme a Figura 3, observa-se valores elevados para o ano de 2014, registrando valores de precipitação média acumulada variando de 400 a 650 mm.

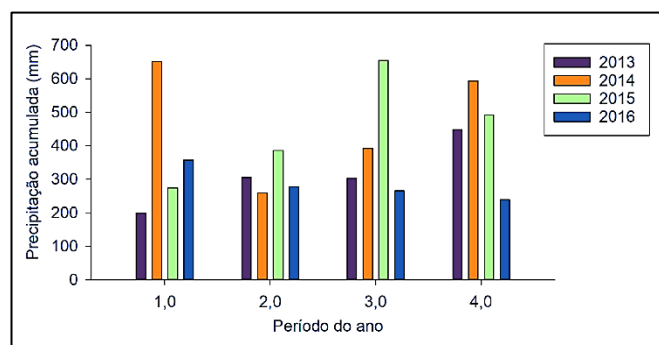


Figura 3. Valor médio obtido entre as estações Madrugada e Aeroporto de precipitação acumulada, para os anos de 2013 a 2016 (sendo o período 1 correspondente aos meses de janeiro, fevereiro e março; período 2 aos meses de abril, maio e junho; período 3 aos meses de julho, agosto e setembro e o período 4 correspondente aos meses de outubro, novembro e dezembro)

Os elevados valores de precipitação em 2014, possivelmente, estão associados à presença do evento El Niño. Conforme o Boletim Climático de Julho (INMET, 2014), confirmou-se a presença de um evento de El Niño forte, principalmente, para o segundo semestre de 2014. Essa condição contribuiu para manter a precipitação acima do padrão no estado do Rio Grande do Sul.

Conforme pode ser observado na Figura 3, os valores de precipitação média acumulada para o ano de 2015 variaram, também, de 400 a 650 mm, na BHACJ. Conforme o Boletim Climático (INMET, 2015) identificou-se a presença do fenômeno El Niño predominantemente, nos períodos 3 e 4. Dessa forma, eventos fortes de precipitação no estado do Rio Grande do Sul, podem ter elevado as médias dos regimes de chuva e, consequentemente, transportado maior quantidade de sedimentos ao longo da bacia, até os cursos d'água. A análise dos dados de precipitação auxilia na justificativa das quantidades de sedimentos observadas ao longo dos anos, entretanto, não exercem influência na quantidade de precipitação estimada na RUSLE.

De forma semelhante ao observado no presente trabalho, Ouyang et al. (2010), analisaram que a precipitação foi um fator significativo, contribuindo para o aumento da produção de sedimentos após o escoamento superficial na bacia do rio Amarelo (China). No trabalho desenvolvido por Yang et al. (2012), em duas bacias no rio Min (China), a comparação entre eventos de precipitação e aporte medido de sedimentos também indicou grande influência dos eventos de precipitação com o aporte dos sedimentos, tal qual o exposto no caso da BHACJ.

O aumento do aporte de sedimentos pode indicar, conforme Chaplot e Poesen (2012), a presença de outros processos erosivos que operam no interior da bacia hidrográfica (além da escala de encosta) como a erosão dos cursos d'água e das margens. Possivelmente, é o caso do ano de 2013, em que não foi identificado nenhum

fenômeno El Niño para o período (INMET, 2013).

Cabe ressaltar que a BHACJ apresenta fragmentação no curso d'água, uma vez que há presença de uma barragem à montante do exutório (reservatório). Barragens ou reservatórios podem desencadear redução dos regimes de fluxo, bem como das cargas de sedimentos anuais e sazonais nos cursos d'água, devido ao bloqueio e contenção do fluxo de sedimentos em suspensão impostos por essas instalações (LI et al., 2017). Dessa forma, é possível que o aporte de sedimentos possa apresentar valores mais elevados de concentração sólida do que os estimados pelo modelo SEDD.

Os resultados estimados para a perda de solos na BHACJ podem visualizados na Tabela 5.

Observa-se na Tabela 5 que em todos os anos analisados, os valores estimados das perdas de solo foram superiores na BHACM, a qual apresenta, entre as três bacias, os valores mais elevados de erosividade e do fator LS, bem como a maior incidência de área cultivada (ZANCHIN, 2020). Dessa forma, é natural que as perdas nessa bacia sejam superiores, uma vez que há maior probabilidade de as áreas cultivadas apresentarem solo exposto, principalmente nos meses de julho a setembro. Este período costuma ser utilizado para o preparo do solo para a maioria das culturas locais, durante o qual ocorre intensos revolvimentos do solo e remoção da cobertura vegetal (BORRELLI et al., 2016; MARIOTI et al., 2013). Em contrapartida, a BHSFM foi a que apresentou as menores perdas de solo, o que se deve ao fato de que esta apresenta grande extensão de área coberta por pastagem, a qual auxilia na proteção contra a ação erosiva das chuvas (ZHANG et al., 2019).

Tabela 5. Valores estimados da perda de solo anual pela RUSLE ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) para as bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM)

Bacia	Ano	RUSLE anual
BACJ	2013	62,836
	2014	58,618
	2015	54,152
	2016	44,640
BACM	2013	70,549
	2014	76,708
	2015	57,891
	2016	46,371
BSFM	2013	47,170
	2014	49,042
	2015	35,308
	2016	33,798

Adaptado de Zanchin (2020).

Os valores médios de perda de solo obtidos por meio da RUSLE para a BHACJ foram intermediários entre as bacias, ao longo dos anos analisados. O resultado era esperado, em vista da declividade média na BHACJ ser em torno de 7%, e.g., e nas demais ser 8,5% (ACM) e 8,1% (SFM) (ZANCHIN, 2020).



Calibração do parâmetro de ajuste do modelo (β)

Conforme Di Stefano e Ferro (2007), o parâmetro β é um parâmetro de ajuste do modelo SEDD. Para a calibração do parâmetro β , igualou-se o valor de descarga sólida em suspensão (QSS) com o aporte de sedimentos (SY). Desta forma, os valores calibrados do parâmetro β , obtidos com base nos valores do modelo RUSLE (Tabela 5) e do tempo de percurso “t” estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Tempo de percurso (t) e valores calibrados para o parâmetro de captação (β) para os anos de 2013 a 2016 para as bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e da Sanga Funda montante (BHSFM)

Bacia	Ano	t (h)	SEDD (t ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	β (h ⁻¹)
BACJ	2013	31,467	2,022	0,109
	2014	30,641	28,252	0,024
	2015	29,103	16,583	0,041
	2016	31,201	11,108	0,045
BACM	2013	37,567	17,943	0,036
	2014	36,645	31,992	0,024
	2015	34,810	11,516	0,046
	2016	37,541	12,613	0,035
BSFM	2013	32,264	2,075	0,097
	2014	31,487	2,639	0,093
	2015	24,490	0,566	0,169
	2016	31,939	0,999	0,110

Analisando a Tabela 6 percebe-se que os valores para o tempo de percurso são inferiores nos anos de 2014 e 2015. Isto se deve, possivelmente, a ocorrência de eventos extremos de precipitação em ambos os anos. Sendo assim, eventos de maior magnitude tendem a escoar maiores volumes de água em períodos inferiores. Conforme Garcia, Miyamoto e Maia (2018), em um estudo na bacia hidrográfica do rio Jundiá (SP), perceberam aumento do escoamento superficial em momentos de eventos extremos de precipitação, principalmente relacionados a perda da cobertura vegetal na bacia, que é altamente urbanizada.

Os dados obtidos no caso da BHACJ assemelham-se aos encontrados por Taguas et al. (2011), em uma bacia da Espanha, com valores de β entre 0,004 e 0,040 h⁻¹. O estudo foi realizado em condições de declividade média de 15%, precipitação média anual de 400 mm e uso do solo predominante para o cultivo de oliveiras. Os valores de β obtidos por Ferro e Porto (2000) também são convergentes com os observados no presente trabalho, uma vez que os autores encontraram valores para o parâmetro entre 0,007 e 0,309 h⁻¹. As três bacias italianas apresentam condições predominantes de uso como pastagens e floresta de eucaliptos, além de uma declividade média de 20%. Di Stefano e Ferro (2007) obtiveram valores de β entre 0,047 e 0,171 h⁻¹, em uma bacia na Sicília, sendo semelhantes aos obtidos no caso da BHACJ.

Os dados do parâmetro β divergem dos observados por Batista et al. (2017), uma vez que estes obtiveram um valor único para o parâmetro (3 h⁻¹) na bacia do Alto Rio Grande (MG), em clima tropical. Os autores, diferente do realizado na BHACJ, obtiveram e calibraram o parâmetro β utilizando dados de sedimentos de uma estação próxima a sua bacia de estudo, sem distinção da época/período do ano. Nas bacias hidrográficas ACJ, ACM e SFM, os dados de sedimentos das próprias estações em seu interior foram utilizados para calibração dos valores do parâmetro β . Uma vez que o trabalho se encontra em fase inicial, são necessários maiores estudos na região visando a validação final dos valores de β . De forma divergente ao proposto no caso da BHACJ, diversos autores têm obtidos valores únicos para o parâmetro β em bacias hidrográficas. Fu, Chen e Mccool (2006) observaram valor único para o parâmetro β , igual a 1 h⁻¹, na bacia hidrográfica do rio Pataha (Estados Unidos). Na China, Yang et al. (2012) obtiveram para duas bacias do rio Min valores pontuais de 3,2 e 4,6 h⁻¹, e Li et al. (2016) obtiveram valor pontual de 0,304 h⁻¹ na bacia hidrográfica de Meiliang. A suposição de que β é único e constante em toda a bacia é questionável (PORTO; WALLING, 2015), uma vez que por meio da medição das descargas sólidas nas bacias é possível estabelecer valores diversos e independentes de β . Porto e Walling (2015) demonstraram, no estudo em quatro bacias hidrográficas na Itália, uma dependência muito clara do parâmetro β com os valores de SDR, evidenciando que β diminui à medida que o SDR aumenta. Essa tendência sugere que, ao aplicar o modelo SEDD para estimar a produção de sedimentos, o parâmetro β não pode ser considerado constante.

Uma discussão importante na literatura se faz referente à relação de tendência ao aumento do parâmetro β , conforme o tamanho da bacia (BATISTA et al., 2017). Nesse sentido, segundo os autores, quanto maior a área da bacia, maior será o valor estimado para o parâmetro β . Após a discretização da BHACJ (314,62 km²) nas sub-bacias BHACM e BHSFM (com áreas de 171,71 e 54,65 km², respectivamente) observou-se que, independentemente da área das bacias, os valores do parâmetro β não apresentam tendência a maiores valores na BHACJ em comparação à BHACM e BHSFM. Os resultados são esperados, uma vez que, cada bacia hidrográfica apresenta características geomorfológicas distintas.

O valor de β calibrado por Batista et al. (2017), em uma bacia com ~16 km² foi de 3 h⁻¹, próximo ao valor de Yang et al. (2012) (3,2 e 4,6 h⁻¹) para bacias com áreas de 4500 e 7140 km² e inferior ao valor observado por Fu et al. (2006) em uma bacia hidrográfica com área de 327 km² (1h⁻¹) ou Lin et al. (2016) (0,304 h⁻¹) em uma bacia com área de 486 km². Conforme os resultados obtidos por Batista et al. (2017), Fu et al. (2006), Lin et al. (2016) e Yang et al. (2012), bem como os resultados obtidos no presente estudo, evidencia-se que não há tendência de aumento entre a área da bacia hidrográfica e o valor do parâmetro β em análise, sendo a relação β x área inaplicável. Percebe-se que, os valores de erosão bruta obtidos pela estimativa de perdas no modelo RUSLE são superiores aos valores de descarga sólida em suspensão no exutório das bacias. Dessa forma, fica evidente que os eventos extremos de precipitação,



combinados com o inadequado uso do solo e a falta de práticas conservacionistas, tendam a ampliar a disparidade com os valores de descarga sólida medidos no exutório.

Os locais mais planos nas três bacias hidrográficas apresentam maior acúmulo de sedimentos em comparação a áreas mais elevadas. Mesmo que previsível, conforme resultado semelhante obtido por Batista et al. (2017), os locais com alta velocidade de escoamento tendem a transportar maior quantidade de sedimentos, não os depositando ao longo das encostas, acumulando-se em locais planos.

De acordo com as estimativas do modelo SEDD, os locais com solo exposto e cultivo agrícola apresentam os maiores aportes de sedimentos entre os usos presentes na área de estudo (Figura 4). Esses resultados estão relacionados às elevadas perdas estimadas pela RUSLE para essas classes, e, consequente, maior propensão de aporte de sedimentos aos corpos hídricos em comparação com outros usos.

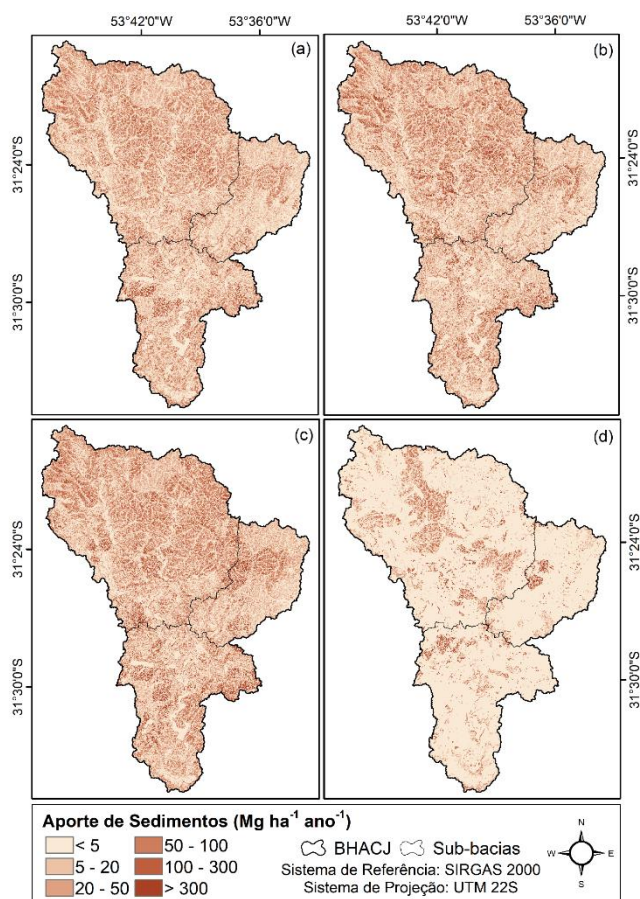


Figura 4. Aporte de sedimentos ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) na bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ) e sub-bacias.

Em convergência com os resultados obtidos, Cabral et al. (2013) identificaram que os locais com solo exposto produziram e aportaram maior quantidade de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jacarecica (AL), ao passo que as porções com pastagem e vegetação nativa minimizaram o aporte de sedimentos. Miguel et al. (2014), estudando uma bacia localizada na região central do Rio Grande do Sul, obtiveram resultados semelhantes. Os autores concluíram

que sistemas de manejo adequados, que apresentem maior cobertura vegetal e menor revolvimento superficial, têm resultado significativo na diminuição do aporte de sedimentos.

Conforme Miguel et al. (2014), as maiores contribuições na produção de sedimentos são provenientes da erosão superficial do solo. Cabe ressaltar que a rugosidade é influenciada pelo uso do solo, o que indica menor velocidade de escoamento em locais com maior cobertura vegetal. Posto que o aporte de sedimentos nas bacias tende a ser altamente influenciado pelo uso intensivo do solo, há elevada necessidade da implementação de usos e manejos nas bacias hidrográficas que respeitem a capacidade e o suporte reais do solo.

Considerações Finais

Este estudo permitiu realizar a calibração do parâmetro β do modelo SEDD no exutório das bacias hidrográficas arroio Candiota jusante (BACJ), arroio Candiota montante (BACM) e Sanga Funda montante (BSFM). Este estudo possibilitará a espacialização do aporte de sedimentos por meio do modelo SEDD nas três bacias hidrográficas, em estudos futuros, tendo em vista, que os estudos hidrossedimentológicos são importantes, pois auxiliam na avaliação de possíveis deposições de sedimentos ao longo da bacia hidrográfica. Dessa forma, é possível tomar decisões prévias e que minimizem as perdas de solo e o transporte de sedimentos.

Agradecimentos

À CAPES, à Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), à Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel (FAEM), ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água (MACSA) e à Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (CGTEletrosul).

Referências bibliográficas

BATISTA, P. V. G.; SILVA, M. L. N.; SILVA, B. P. C.; CURTI, N.; BUENO, I. T.; ACERBI-JUNIOR, F. W.; DAVIES, J.; QUINTON, J. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin – Brazil. *Catena*, v. 157, p. 139–150, 2017.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURTI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*, v. 79, p. 49–59, 2009.

BHATTARAI, R.; DUTTA, D. A comparative analysis of sediment yield simulation by empirical and process-oriented models in Thailand. *Hydrological Sciences Journal*, v. 53, n. 6, p. 1253–1269, 2008.

BHATTARAI, R.; DUTTA, D. A comparative analysis of sediment yield simulation by empirical and process-oriented models in Thailand. *Hydrological Sciences Journal*, v. 53, n. 6, p. 1253–1269, 2008.

BORRELLI, P.; PANAGOS, P.; LANGHAMMER, J.; APOSTOLA, B.; SCHUTT, B. Assessment of the cover



changes and the soil loss potential in European forestland: First approach to derive indicators to capture the ecological impacts on soil-related forest ecosystems. *Ecological Indicators*, v. 60, p. 1208–1220, 2016.

CABRAL, S. L.; REIS, R. S.; FRAGOSO JUNIOR, C. R. Avaliação do efeito da urbanização na produção de sedimentos da bacia do rio Jacarecica/AL mediante uso de modelo hidrossedimentológico distribuído. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, p. 1073–1080, 2013.

CHAPLOT, V.; POESEN, J. Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. *Catena*, v. 88, n. 1, p. 46–56, 2012.

CHEN, T.; NIU, R.; LI, P.; ZHANG, L.; DU, B. Regional soil erosion risk mapping using RUSLE, GIS, and remote sensing: a case study in Miyun Watershed, North China. *Environmental Earth Sciences*, v. 63, p. 533–541, 2011.

COLMAN, C. B.; GARCIA, K. M. P.; PEREIRA, R. B.; SHINMA, E. A.; LIMA, F. E.; GOMES, A. O.; OLIVEIRA, P. T. S. Different approaches to estimate the sediment yield in a tropical watershed. *Brazilian Journal of Water Resources*, v. 23, Epub, 2018.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. New York: Lewis Publisher. p. 137, 1999.

DIAS, B. A. S.; SCHULTZ, B.; SANCHES, I. D.; EBERHARDT, I. D.; ROSENDO, J. S. Identificação do modo de colheita da cana-de-açúcar em imagens multitemporais landsat-like. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 70, n. 2, p. 527–554, 2018.

DI STEFANO, C.; FERRO, V. Assessing sediment connectivity in dendritic and parallel calanchi systems. *Catena* v. 172, p. 647–654, 2019.

DI STEFANO, C.; FERRO, V. Evaluation of the SEDD model for predicting sediment yield at the Sicilian experimental SPA2 basin. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 32, p. 1094–1109, 2007.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. *Soil and Tillage Research* v. 174, p. 24–33, 2017.

ESRI, ArcGIS DESKTOP 10.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Inc. (ESRI), 2014. CD-ROM.

FERRO, V.; MINACAPILLI, M. Sediment delivery processes at basin scale. *Hydrological Sciences Journal*, v. 40, p. 703–717, 1995.

FERRO, V.; PORTO, P. Sediment Delivery Distributed (SEDD) Model. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 5, n. 4, p. 411–422, 2000.

FU, G.; CHEN, S.; MCCOOL, D. K. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. *Soil Tillage Resources*, v. 85, p. 38–49, 2006.

GARCIA, J. R.; MIYAMOTO, B. C. B.; MAIA, A. G. Eventos extremos de precipitação: identificação e análise da bacia hidrográfica do Rio Jundiá, São Paulo. *Revista Franco-Brasileira de Geografia*, v. 37, 2018.

HAAN, C. T.; BARFIELD, B. J.; HAYES, J. C. Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments. Academic Press, San Diego. 1994.

GUTIÉRREZ, L.; SANABRI, N. R.; PEÑA-QUINONES, Y.; JAVIER, A. Evaluation of soil moisture using topographic (DEM), climate and soil parameters in a piedmont area of Villavicencio. *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia*, v. 12, n. 2, p. 61–75, 2015.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE – IEMA. Uso de água em termoeletricas. In: Série termoeletricidade em foco. São Paulo, 2016, 34p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Boletim Climático: Outubro-Novembro-Dezembro (2013). v. 11, n. 9, Rio Grande do Sul, 2013.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Boletim Climático: Outubro-Novembro-Dezembro (2014). v. 12, n. 9, Rio Grande do Sul, 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Boletim Climático: Outubro-Novembro-Dezembro (2015). v. 13, n. 9, Rio Grande do Sul, 2015.

ITT. ENVI User's Guide - ENVI Version 4.7. Boulder, CO: ITT Visual Information Solutions, 2009.

JAIN, M. K.; KOTHYARI, U. C. Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS. *Hydrology Science Journal*, v. 45, p. 771–786, 2000.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v. 33, n. 1, p. 159–174, 1977.

LI, C.; MA, R.; HE, B. Identifying Watershed Regions Sensitive to Soil Erosion and Contributing to Lake Eutrophication—A Case Study in the Taihu Lake Basin (China). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13, p. 77–91, 2016.

LI, L.; MAHER, K.; NAVARRE-SITCHLER, A.; DRUHAN, J.; MEILE, C.; LAWRENCE, C.; MOORE, J.; PERDRIAL, J.; SULLIVAN, P.; THOMPSON, A.; JIN, L.; BOLTON, E. W.; BRANTLEY, S. L.; DIETRICH, W. E.; MAYER, K. U.; STEEFEL, C. I.; VALOCCHI, A.; ZACHARA, J.; KOCAR, B.; MCINTOSH, J.; TUTOLO, B. M.; KUMAR, M.; SONNENTHAL, E.; BAO, C.; BEISMAN, J. Expanding the role of reactive transport models



in critical zone processes. *Earth-Science Reviews*, v. 165, p. 280-301, 2017.

LIN, C.; WU, Z.; MA, R.; SU, Z. 2016. Detection of sensitive soil properties related to nonpoint phosphorus pollution by integrated models of SEDD and PLOAD. *Ecological Indicators*, v. 60, p. 483-494, 2016.

MARIOTI, J.; BERTOL, II.; RAMOS, J. C.; WERNER, R. S.; PADILHA, J.; BANDEIRA, D. H. Erosão hídrica em semeadura direta de milho e soja nas direções do pendente e em contorno ao declive, comparada ao solo sem cultivo e descoberto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, p. 1361-1371, 2013.

MIGUEL, P.; DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A.; MOURA-BUENO, J. M.; TIECHER, T. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, n. 2, p. 585-598, 2014.

MINELLA, J. P. G.; MARTEN, G. H. Monitoramento de Bacias Hidrográficas para Identificar Fontes de Sedimentos em Suspensão. *Ciência Rural*, v. 41, n. 3, p. 424-432, 2011.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I: a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, v. 10, p. 282-290, 1970.

OUYANG, W.; SKIDMORE, A. K.; HAO, F.; WANG, T. Soil erosion dynamics response to landscape pattern. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 1358-1366, 2010.

PEROVIC, V.; JARAMAZ, D.; ZIVOTIC, L.; CAKMAK, D.; MRVIC, V.; MILANOVIC, M.; SALJNIKOV, E. Design and implementation of WebGIS technologies in evaluation of erosion intensity in the municipality of NIS (Serbia). *Environmental Earth Sciences*, v. 75, p. 211-221, 2016.

PORTO, P.; WALLING, D. E. Use of Caesium-137 measurements and long-term records of sediment load to calibrate the sediment delivery component of the SEDD model and explore scale effect: examples from Southern Italy. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 20, 2015.

PORTO, P.; WALLING, D. E.; CALLEGARI, G. Using 137Cs measurements to establish catchment sediment budgets and explore scale effects. *Hydrology Processes*, v. 25, p. 886-900, 2011.

QGIS Development Team. QGIS versão 3.4.3 Madera. Geographic Information System Installation Guide. Open Source Geospatial Foundation Project. 2018.

SCHULTZ, B.; FORMAGGIO, A. R.; EBERHARDT, I. D. R.; SANCHES, I. D.; OLIVEIRA, J. C.; LUIZ, A. J. B. Classificação orientada a objeto em imagens multitemporais Landsat aplicada na identificação de cana de açúcar e soja. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 68, p.131-143, 2016.

SCS (Soil Conservation Service): Urban hydrology for small watersheds. Soil Conservation Service United States Department of Agriculture, Washington DC, USA. Technical Release, n. 55, 1975.

TAGUAS, E. V.; MORAL, C. AYUSO, J. L.; PÉREZ, R.; GÓMEZ, J. A. Modeling the spatial distribution of water erosion within a Spanish olive orchard micro catchment using the SEDD model. *Geomorphology*, v. 133, p. 47-56, 2011.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMMER – WWAP. The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy. Paris, UNESCO. 2014.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. Earthexplorer – Home. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. 2020.

VAN LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the conservation effects assessment project: a comparison on USDA-ARS watersheds. *Journal of Hydrological Engineering*, v. 12, n. 2, p. 173-189, 2007.

WALLING, D. E. The Sediment Delivery Problem. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 65, p. 209-237, 1983.

YANG, M.; LI, X.; HU, Y.; HE, X. Assessing effects of landscape pattern on sediment yield using sediment delivery distributed model and a landscape indicator. *Ecological Indicators*, v. 22, p. 38-52, 2012.

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

ZHANG, C.; ZHOU, A.; ZHANG, H.; ZHANG, Q.; ZHANG, X.; SUN, H.; ZHAO, C. Soil erosion in relation to climate change and vegetation cover over the past 2000 years as inferred from the Tianchi lake in the Chinese Loess Plateau. *Journal of Asian Earth Sciences*, v. 180, n.10, p. 38-50, 2019.

ZHANG, Y. Discussion on supervised classification and unsupervised classification methods of remote sensing images, Heilongjiang. *Science and Technology Information*, v. 2, p. 79-80, 2016.

ZHOU, P.; LUUKKANEN, O.; TOKOLA, T.; NIEMINEN, J. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *Catena*, v. 75, p. 319-325, 2008.



DESAFIOS E SOLUÇÕES NA ATUALIZAÇÃO DAS CURVAS COTA-ÁREA-VOLUME DE UM GRANDE RESERVATÓRIO

Mariana Alves Traskurkemb¹, Vinícius Granadier²,
Ovídio Joaquim dos Santos Jr.³, José Carlos de Melo Bernardino⁴

¹ Auren Energia (Esp. Segurança de Barragens), mestrandia do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, concentração Engenharia Hidráulica e Ambiental (PPGEC-PHA) da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, matraskurkemb@usp.br;

² Auren Energia (Engenheiro Civil, MSc. em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental – PPGERHA/UFPR), vinicius.granadier@aurenenergia.com.br;

³ Auren Energia (Engenheiro Civil, MSc. em Geotecnia – EESC/USP), ovidio.santos@aurenenergia.com.br;

⁴ Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (PhD. em Engenharia Hidráulica), jcarlosmbernardino@usp.br

Palavras-chave: Gestão de Reservatório; Levantamento Hidrográfico; Curvas Cota-Área-Volume

ABSTRACT The useful life of reservoirs can be understood as the estimated time in which its operation is considered safe and efficient. Frequent monitoring of the sediment load inputs in reservoirs is essential due to their high spatial and temporal variability. In this scenario, the updating of the Elevation x Area x Volume curves (CAV curves) of reservoirs is a valuable tool for water resources management, providing information on the availability and storage of water. This process allows obtaining more realistic data for decision-making related to water use and hydroenergetic planning. This article seeks to share the challenges and solutions employed in the updating the CAV curves of a reservoir with relevant width and extension, located on the Paraná river, one of the largest in the world. DGPS (Differential Global Positioning System) and acoustic sensing SBES (Single Beam Echo Sounder) were used for the positioning survey and the measurement of submerged depths, respectively, with satisfactory accuracy. As result, in comparison to CAV curves generated prior of the reservoir formation, the updated CAVs shown a reduction in the flooded areas and an increase in the volumes, obtained at the water levels that determine the operational range of the reservoir. Furthermore, it is considered that this comparison was carried out between studies that applied different methodologies (for the primary and the updated surveys), therefore with results not being equivalent and technically correspondent.

Introdução

A construção de uma barragem com a formação de represamento artificial induz à alteração no equilíbrio sedimentológico fluvial, devido à transformação de um ambiente lótico em lântico. As baixas velocidades de corrente na área represada estimulam a deposição das partículas no assoalho fluvial, podendo ocasionar a redução da vida útil do aproveitamento. As mudanças qualitativas ou quantitativas nesses aportes são resultados de diversos fatores, que tendem reativamente a desencadear processos erosivos nas bordas de reservatórios e na formação de “bancos” de sedimentos, vide Figura 1.

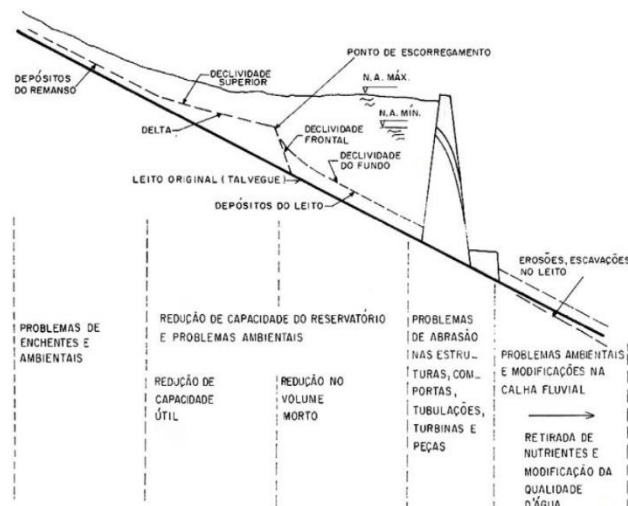


Figura 1. Esquema de formação de depósitos de sedimentos nos reservatórios com indicação dos principais problemas decorrentes. Fonte: CARVALHO, 1994 apud ANEEL, 2000.

Do ponto de vista físico, alguns efeitos do assoreamento podem ser observados em reservatórios: tanto em regiões de remanso a montante de barragens, pela sobrelevação do nível d'água que pode ocasionar enchentes e transbordamentos locais, quanto na região do barramento, a depender da concentração sólida que culmina em perdas de carga, obstruções de tomadas d'água e avarias por abrasão em equipamentos hidromecânicos (ANA, 2019). Na região a jusante, pelo aumento dos efeitos inerciais e turbulentos do escoamento, somados à redução da carga de sedimentos suspensos na água, há a tendência do surgimento de erosões e desintegrações das margens do curso d'água, que buscam assim restabelecer o seu estado de equilíbrio dinâmico.

Independentemente da sua finalidade (controle de enchentes, geração de energia, irrigação, abastecimento de água, usos múltiplos, etc.) e do modo de operação, todo reservatório com o passar dos anos, terá sua capacidade de



armazenamento parcial ou totalmente impactada pelo influxo de sedimentos (ICOLD, 1989). O assoreamento de um reservatório é fator determinante de sua vida útil, definida pelo tempo estimado em que a faixa útil do reservatório será comprometida pelo aporte de sedimentos a ponto de perder suas funções ou até mesmo inviabilizar a sua exploração.

A Agência Nacional de Águas (ANA) e a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), através da Resolução Conjunta ANA/ANEEL n.º 003/2010 (ANA & ANEEL, 2010), definiram que os reservatórios das usinas despachadas centralizadamente pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) tenham suas curvas Cota-Área-Volume (CAV) atualizadas pelo concessionário ou autorizado a cada dez anos de operação. A partir de 01.01.2023 passou a vigorar a Resolução Conjunta ANA/ANEEL n.º 127/2022 (ANA & ANEEL, 2022), com alterações em relação à resolução anterior supracitada (revogada), dentre as quais que após o 1º ciclo de atualização das curvas CAV os ciclos subsequentes de atualização ocorrerão, se necessário, tomando-se como referência a análise do processo de assoreamento por meio de seções de controle instaladas no reservatório, em conformidade com as diretrizes estabelecidas pela ANA. Para nortear e regulamentar os estudos de atualização das curvas, em 2013 a ANA desenvolveu o guia de “Orientações para atualização das curvas Cota x Área x Volume”, onde estão dispostos os procedimentos a se adotar, tanto no planejamento quanto na execução dos serviços de atualização das curvas CAV (versão permanece em vigor).

Este artigo tem por objetivo apresentar os desafios e as soluções que permitiram transpor as adversidades físicas para a conclusão do levantamento hidrográfico integrante do estudo de atualização das curvas CAV do reservatório da UHE Eng. Sergio Motta, comumente conhecida como “UHE Porto Primavera”, assim referenciada neste estudo de caso.

ÁREA DE ESTUDO

Contextualização

A UHE Porto Primavera localiza-se no rio Paraná, um dos dez rios mais extensos e caudalosos do mundo (STEVANUX, 1993). O acesso principal ao empreendimento se dá no extremo oeste do estado de São Paulo (Rosana/SP) na divisa com Mato Grosso do Sul (Batayporã/MS), conforme Figura 2; aproximadamente 80% do reservatório foi estabelecido sob extensa planície de inundação sul-mato-grossense (ERASO, 2015)



Figura 2. Localização geográfica da UHE Porto Primavera. Fonte: Os autores (2023).

O empreendimento registra até o momento, a barragem de terra mais extensa construída no Brasil (comprimento superior a 10 km), com operação iniciada em 1999. O enchimento do reservatório se deu em duas etapas: a primeira (cota 253,00 m) foi concluída em 1998 e a segunda (cota 257,00 m) em 2001. Já no ano de 2003, entrou em operação a Unidade Geradora 14, contribuindo para a potência instalada total de 1.540 MW.

Conceitualmente, a hidrelétrica citada opera despachada pelo ONS em regime “fio d’água” (operação que envolve pouca variação do nível de água, aproveitando do fluxo natural do rio, sem finalidade de reserva para regularização sazonal de vazões). Alguns especialistas utilizam o termo “lago artificial” para a represa. Os autores optaram pela menção “reservatório” por seu comportamento transitório de rio e lago e alguns aspectos como origem, idade, local de formação, área de drenagem e pulsação, que diferenciam reservatórios de lagos (STRASKRABA & TUNDISI, 2013).

As principais informações sobre o reservatório alvo deste estudo de caso são:

- Características: tropical, raso, extenso, posicionado em cascata no trecho superior do rio Paraná
- Modo de operação: fio d’água
- Extensão: 227 km (desenvolvimento pelo eixo central do rio Paraná)
- Distância máxima entre margens: 14,6 km
- NA operativo normal: 257,00 a 257,30 m
- NA máx. maximorum: 258,25 m
- Espelho d’água na condição de atingimento do NA máx. maximorum: ~2.050 km² (estudo atual)
- Volume na condição de atingimento do NA máx. maximorum: ~20.830 hm³ (estudo atual)
- Período de realização do estudo de atualização da CAV: set/2019 - ago/2021

Solera (2010) explica que o reservatório da UHE Porto Primavera possui a erosão como principal processo de instabilização de suas margens. A extensa área do espelho d’água proporciona condições favoráveis para a formação de ondas, que impactam os taludes com grande energia (prevendo tal efeito, a barragem de terra foi construída com anteparo defletor de ondas e proteção com barreira de solo-cimento no paramento de montante). Quanto à estratigrafia das encostas, em porções da margem direita do reservatório (estado de MS) a erosão é facilitada pela baixa coesão dos sedimentos arenosos do terraço colúvio-aluvionar, que possuem menor resistência ao embate das ondas. Pela margem esquerda (estado de SP) a existência desses sedimentos e do arenito Caiuá, pertencente à formação geológica denominada de Grupo Bauru, apresenta coesão variada, proporcionando resistência diferenciada à ação das ondas. Diversas técnicas de proteção de margens vêm sendo experimentadas para a mitigação de tal efeito.



Tipologia do Reservatório segundo Matriz Potencial de Sedimentos x Disponibilidade de Documentação Cartográfica

Os requisitos a serem cumpridos para atualização das curvas CAV decorrem do cruzamento da classificação dos reservatórios quanto ao seu nível de criticidade em potencial de assoreamento e da disponibilidade de documentação cartográfica.

O reservatório da UHE Porto Primavera é classificado como **B1**, tendo por referência os seguintes parâmetros e resultados:

- Potencial de assoreamento: Potencial de Produção de Sedimentos (Pss) entre 25 e 100 t/km²/ano – médio, Posição Relativa na Cascata (Prc) de média suscetibilidade, Regime de Operação (Ror) com Índice de Regularização de baixa suscetibilidade e Magnitude/Importância dos Efeitos do Assoreamento (MI) de alta externalidade, resultando no Nível de Criticidade (NC) de 0,52 – classe 2/médio.
- Documentação cartográfica: antes da atualização das curvas CAV o concessionário já dispunha de base cartográfica de projeto e/ou batimetrias preexistentes, com mapeamento da área seca em escala 1:10.000 ou superior oriundo de recobrimento aerofotogramétrico aprovadas conforme estabelecido no Controle de Qualidade (CQ) exigido pela ANA; portanto, enquadramento em cenário cartográfico 2.

Mais detalhes sobre a metodologia de classificação podem ser consultados em “Orientações para atualização das curvas Cota x Área x Volume”, de autoria da ANA (2013).

Desafios Executivos

Adicionalmente aos desafios naturalmente impostos pelas dimensões transversal e longitudinal do reservatório, em campo, durante a execução dos levantamentos batimétricos, foram percebidas outras adversidades como: a grande energia e incidência de ondas, zonas alagadiças muito rasas, zonas pontuais com densa presença de vegetação aquática e paliteiros (truncos de árvores submersas, remanescentes do período de pré-enchimento do reservatório) impossibilitando a passagem das embarcações, do ecobatímetro e inviabilizando a realização de batimetria a vau, dada a indistinção do assoalho fluvial e a presença de fortes correntes locais. As fotos 1 a 3 ilustram os principais desafios de campo para a execução do levantamento hidrográfico.

Em função das pequenas dimensões destas áreas problemáticas em relação à área total do represamento, estes trechos não tiveram batimetria realizada, tendo sido rigorosamente delimitados e registrados durante o levantamento hidrográfico para avaliação prévia da ANA. Em consequência, foram necessários ajustes no modelo digital concebido, conforme será melhor explicado adiante.



Foto 1. Região do reservatório com proliferação de vegetação aquática. Fonte: Acervo CESP (2020).

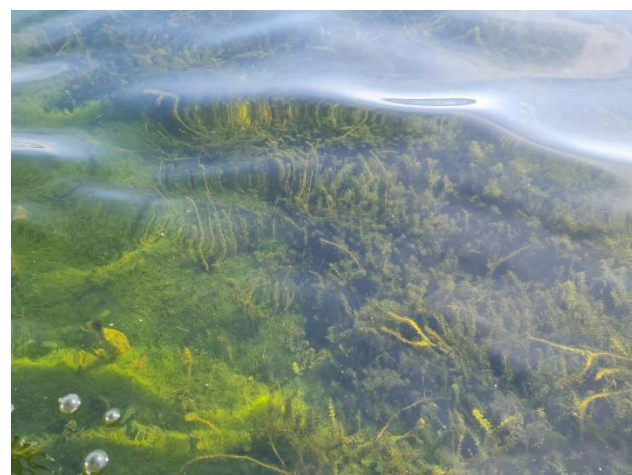


Foto 2. Região do reservatório com zona alagadiça rasa. Fonte: Acervo CESP (2020).



Foto 3. Região do reservatório com “paliteiros”. Fonte: Acervo CESP (2020).

Materiais e Métodos

Os procedimentos empregados neste projeto basearam-se nas diretrizes “Orientações para atualização das curvas Cota x Área x Volume” (ANA, 2013), bem como na última versão do plano de trabalho, encaminhado pela concessionária operadora do empreendimento e aprovado pela ANA.



Visto que o reservatório da UHE Porto Primavera está na categoria B1, o estudo de atualização da CAV demandou pela execução das seguintes etapas (ANA & ANEEL, 2010):

- Controle de qualidade planialtimétrico da base cartográfica pré-existente (visto que a concessionária do empreendimento dispunha de material cartográfico, advindo de levantamentos aerofotogramétricos prévios);
- Controle de qualidade da Rede de Vértices Geodésicos (RVG) e da aplicação de Modelos Geoidais para conversão de altitudes;
- Execução de levantamento batimétrico, com linhas de sondagem posicionadas preferencialmente na porção superior do reservatório;
- Implantação e levantamento inicial de Seções de Controle ao longo do reservatório, visando monitorar periodicamente o efeito da dinâmica hidrossedimentológica no leito do corpo hídrico;
- Geração do Modelo Digital de Terreno (MDT).

Nos tópicos a seguir, serão apresentados os métodos, instrumentos e softwares utilizados para a execução das atividades de campo e escritório, conforme requisitos de ANA & ANEEL (2010) e orientações recebidas do corpo técnico da ANA.

Organização e Controle de Qualidade da Base Cartográfica Existente

A base cartográfica utilizada como referência da área seca foi criada com materiais preexistentes, a partir do tratamento de 341 ortofotos de levantamentos aerofotogramétricos realizados na década de 1970 (que fundamentou a concepção das curvas CAV, geradas à época do projeto da barragem/enchimento do reservatório), em formato TIFF, escala 1:10.000 e coordenadas UTM 22S referenciadas ao Datum Córrego Alegre. O material foi transformado em um mosaico, sendo tratado e vetorizado em tela com escala fixa de aproximadamente 1:1.000, com a transformação do referencial para o Datum SIRGAS 2000 via uso do modelo matemático *Abrigded Molodensky* (adotado pelo IBGE). Foram criadas curvas de nível com equidistância de 05 metros, que passaram por tratamento para correção de inconsistências topológicas (e. g. vazios ou sobreposições de linhas), sendo capazes de representar a extensão da área seca na cota máxima maximorum até o leito original do rio Paraná (retratando o relevo antes da formação do reservatório da UHE Porto Primavera).

O produto da base cartográfica passou por um controle de qualidade, baseado em metodologia análoga aos estudos de Nogueira et al. (2004) e Galo & Camargo (1994), consistindo na seleção de pontos fotointerpretáveis (PFIs) na base vetorizada e posterior validação comparativa via levantamentos em campo dos pontos homólogos - cujas discrepâncias posicionais foram avaliadas em relação aos enquadramentos do Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC). Foram definidos 23 PFIs, distribuídos homogeneamente no entorno do reservatório, cuja seleção foi feita a partir da base vetorizada combinada ao uso de imagens do satélite WorldView2, buscando definir locais com posições fixas e

confiáveis para a análise comparativa (e. g. cruzamentos entre estradas, cantos de telhados e edificações). As coordenadas dos pontos foram obtidas em campo com o uso de receptores GNSS de dupla frequência, via método relativo estático, tendo como base vértices transportados a partir de estações da Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC, gerida pelo IBGE), situadas em Dracena/SP, Ilha Solteira/SP, Presidente Prudente/SP e Rosana/SP. O resultado do levantamento culminou na classificação da base cartográfica dentro do PEC Classe A e Índice da Infraestrutura Nacional de Dados (INDE) Classe B, com discrepâncias planimétricas médias de $\Delta \sim 1,5$ m nos pontos de controle, compatíveis aos requisitos de ANA & ANEEL (2010) para uso nos levantamentos deste projeto ($\Delta < 3$ m).

Avaliação para Uso do MAPGEO e Criação de Modelo Geoidal Local

A execução de levantamentos hidrográficos que utilizam de receptores GNSS coletam altitudes geométricas, que necessitam ser convertidas em altitudes ortométricas (cuja referência é o nível médio dos mares) para uso no estudo, conforme requerido por ANA & ANEEL (2010). Tal etapa é aplicada via conversão matemática via uso de Modelos Geoidais, sendo o MapGEO2015 (desenvolvido pelo IBGE) o modelo mais utilizado no Brasil à época da definição do plano de trabalho. Para avaliar o emprego do MapGEO2015, foram calculadas as discrepâncias de precisão obtidas entre o modelo computacional e 26 referências de nível (RRNN) integrantes da Rede Altimétrica de Alta Precisão (RAAP) do IBGE, posicionadas no entorno do reservatório. Para obtenção das coordenadas das RRNNs, estas foram rastreadas por GNSS via posicionamento relativo estático, com dois rastreios de 2h em cada local, cujos pontos foram ajustados a partir de estações da RBMC nos municípios de Ilha Solteira/SP e Rosana/SP. O resultado indicou ondulações geoidais com discrepâncias médias de 25,6 cm entre o MapGEO2015 e o Sistema Geodésico Brasileiro (SGB), sendo tais desvios superiores a 20 cm – limite admissível segundo diretrizes da ANA & ANEEL (2010). Portanto, foi necessária a elaboração de um Modelo Geoidal Local (MGL), criado a partir do uso das 26 das RRNNs analisadas, com a seleção de 05 delas para utilização como controle de qualidade da superfície final. Os resultados apontaram discrepância média de 0,02 m, indicando boa aderência do modelo à superfície e possibilidade de uso no âmbito do estudo de atualização das curvas CAV.

Avaliação da Rede de Vértices Geodésicos (RVG)

A etapa de avaliação da RVG é demandada por ANA & ANEEL (2010), visando ratificar a qualidade posicional de marcos geodésicos preexistentes na região de entorno do reservatório, visando garantir a confiabilidade de seu uso nos levantamentos cartográficos do presente estudo. A região de entorno do reservatório da UHE Porto Primavera possuía 71 marcos geodésicos instalados desde o ano de 2009, dos quais 14 destes foram selecionados em distribuição espacial homogênea para compor a RVG do estudo de atualização das curvas CAV. Tais marcos foram fisicamente recuperados e avaliados a partir de ocupação



com uso de equipamento GNSS, empregando-se o posicionamento relativo estático, com variação de antena e observação mínima e simultânea de pelo menos 06 satélites por ponto, sendo ajustados com o apoio de estações geodésicas da RBMC em Rosana/SP e Ilha Solteira/SP. Conforme os requisitos de ANA & ANEEL (2010), todas as aferições resultaram em precisão nominal superior a 5 mm + 1 ppm e Diluição de Precisão Posicional (PDOP) inferior a 4, indicando boa precisão posicional para o emprego da RVG nos levantamentos. Por fim, a partir do uso do MGL foram obtidas as cotas ortométricas de cada marco, com a posterior elaboração de suas respectivas monografias.

Planejamento de Linhas de Sondagem e Levantamento Batimétrico

O levantamento batimétrico de reservatórios refere-se à obtenção de uma malha de pontos geodesicamente definidos (latitude e longitude) sobre a área molhada, aliada à obtenção de suas respectivas profundidades (ANA, 2013). Neste projeto, a etapa inicial consistiu no planejamento das rotas de navegação (linhas de sondagem), cujo número de linhas transversais ao escoamento inicialmente seria parametrizado pela equidistância (E_{ST}) entre seções recomendada pela ANA (2013); valor este que possui somente caráter referencial e é determinado pela Equação 1. Como ponto de partida para o dimensionamento, considerou-se, como extensão linear do reservatório, a distância entre os barramentos da UHE Porto Primavera e UHE Jupiá (situada logo à montante na cascata do rio Paraná), resultando no valor de $D = 227$ km. Por meio de análise da base cartográfica tratada, extraiu-se a área alagada correspondente a esta extensão, que resultou em $A = 235.376$ ha. Inserindo-se tais valores na Equação 1, o espaçamento referencial inicial entre as linhas transversais foi de 234 m.

$$E_{ST} = 2 \cdot \frac{0,35 A^{0,35}}{D} \quad (1)$$

Na qual: EST = equidistância das linhas de sondagem transversais (km); A = área do reservatório no nível operacional normal (ha); e D = extensão do corpo principal do reservatório no nível operacional normal (km).

No entanto, considerando as dimensões do reservatório, bem como sua morfologia, posição na cascata do rio Paraná e localização dos principais rios afluentes, o dimensionamento das linhas de sondagem foi otimizado, culminando na definição de 1600 seções batimétricas que cobriram 7500 km lineares no reservatório. As linhas de sondagem foram dimensionadas com diferentes equidistâncias, conforme Figura 3, dividindo o reservatório em 03 porções principais:

- Terço Inferior: região com menor vulnerabilidade a processos de erosão e deposição de sedimentos, que compreendeu a área molhada entre o barramento da UHE Porto Primavera até 90 km lineares à montante, com equidistância de 400 m entre linhas de sondagem transversais;
- Terço Intermediário: porção central do reservatório, sujeita a maior interferência de processos

hidrossedimentológicos por compreender a foz do rio Pardo (afluente de maior caudal, situado na margem direita), abrangendo a área desde o final do Terço Inferior até 80 km lineares à montante deste, com equidistância de 300 entre linhas de sondagem transversais;

- Terço Superior: região menos susceptível a processos hidrossedimentológicos por compreender o ponto de montante do terço intermediário até o barramento UHE Jupiá (região de defluência da usina), possuindo equidistância de 500 m entre linhas de sondagens transversais.

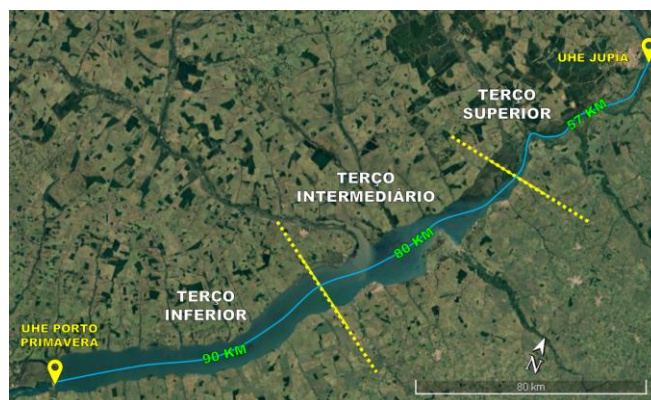


Figura 3. Mapa esquemático que representa a divisão das 03 zonas de sondagens batimétricas do reservatório da UHE Porto Primavera. Fonte: Os Autores (2023).

O planejamento das linhas de sondagem foi executado com uso do software AutoCAD Civil 3D®, que em campo foi acoplado ao software de navegação Hypack®, capaz de registrar conjuntamente as profundidades captadas pelo ecobatímetro com o posicionamento da embarcação, em tempo real, através de sinal diferencial. O levantamento contou com uso de sensor para correção inercial “IMU”, sendo executado em 02 embarcações: 01 lancha de alumínio de 06 metros com motor de 50 HP, utilizada inicialmente e posteriormente substituída por outra embarcação cabinada de 06 metros com motor de 150 HP, vistas as dificuldades de navegação impostas pela ação de fortes correntes de vento e da geração de ondas na porção central do reservatório.

Na execução da batimetria, inicialmente, planejou-se utilizar um receptor GNSS com sistema RTK, baseando-se na RVG implantada, para a obtenção do posicionamento planialtimétrico da embarcação em conjunto com a mensuração da profundidade do reservatório. No entanto, devido à pronunciada dimensão linear das linhas transversais de sondagem, com extensões de margem a margem entre 12-14,6 km, a ANA orientou a substituição do RTK pelo sistema DGPS (que opera com processamento contínuo de correção dos sinais; neste sistema aplica-se tanto a fase da onda portadora quanto informações de pseudodistância para calcular as correções diferenciais, enquanto o RTK utiliza-se somente da diferença de fase da onda portadora), vistas as dificuldades para a manutenção de uma comunicação contínua com a base de referência em solo. Tais dificuldades se balizam em possíveis deteriorações do sinal durante a transmissão de dados, o que culminaria no comprometimento



dos registros de profundidade obtidos pelo equipamento. Deste modo, o levantamento batimétrico foi executado com ecobatímetro monofeixe (SBES) modelo South SDE-28S, acoplado a um receptor GNSS com sistema DGPS. As coordenadas planimétricas foram referenciadas ao sistema UTM SIRGAS 2000, fuso 22.

Adicionalmente, a ANA recomendou que os dados altimétricos do levantamento fossem corrigidos através do nível do reservatório, sem prejuízos gerados a partir do uso da altimetria obtida por meio do sistema DGPS. Neste sentido, para a aferição do NA, foram instalados 06 limnógrafos automáticos de pressão posicionados ao longo da extensão do reservatório, aquisitando o nível a cada 10 minutos. Estes instrumentos foram utilizados de modo otimizado, visto que o conjunto não operou continuamente - na proximidade das áreas que passavam por sondagem, sempre havia pelo menos 02 limnógrafos em operação, estando um à montante e outro à jusante da embarcação, conforme esquema ilustrado pela Figura 4.

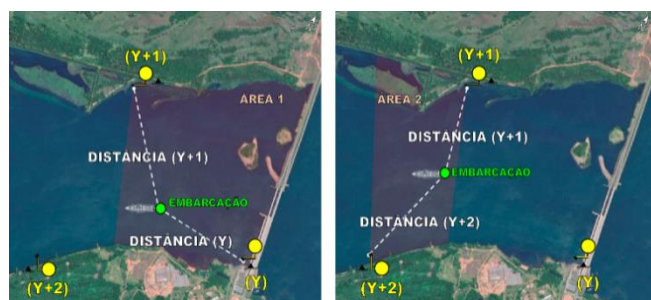


Figura 4. Esquema de acionamento otimizado dos limnógrafos automáticos (destacados em amarelo) em relação à variação do posicionamento da embarcação.

Fonte: Adaptado de Água & Solo (2021).

Devido ao curto período de monitoramento e às grandes dimensões do reservatório, este apresentou baixa sensibilidade à variação de nível durante curtos intervalos de tempo. Além disso, em decorrência dos fortes ventos locais (que também causaram ruídos e oscilações na linha d'água), houve interferência neste monitoramento. Assim, os registros de nível coletados a cada 10 minutos foram integralizados em dados médios horários, por representarem com maior coerência a dinâmica de oscilação do nível do reservatório.

Deste modo, a altimetria da embarcação foi obtida por meio de uma ponderação dos NAs registrados nos limnógrafos pela distância entre instrumento-barco, de acordo com a Equação 2.

$$AE = \frac{NA_{L(Y)} \cdot D_{L(Y+1)} + NA_{L(Y+1)} \cdot D_{L(Y)}}{D_{L(Y)} + D_{L(Y+1)}} \quad (2)$$

Na qual: AE = altitude geométrica da embarcação (m); $NA_{L(Y)}$ ou $NA_{L(Y+1)}$ = registro do nível de água no limnógrafo Y ou $Y+1$ (m); e $D_{L(Y)}$ ou $D_{L(Y+1)}$ = distância linear da embarcação ao limnógrafo Y ou $Y+1$ (m).

Como forma de considerar a variação da ondulação geoidal ao longo do reservatório, as altitudes da embarcação (AE) foram obtidas no campo em base elipsoidal, sendo possível determinar a altitude do leito do reservatório via Equação 3,

descontando-se a profundidade lida pelo ecobatímetro (P) e a ondulação geoidal no ponto obtida pelo MGL (N).

$$h_{RES} = AE - N - P \quad (3)$$

Após a execução dos levantamentos, todas as seções batimétricas foram filtradas via software Hypack®, realizando-se a remoção de dados espúrios, a fim de garantir a qualidade de representação da superfície do leito do reservatório.

Implantação e Levantamento de Seções de Controle

O presente estudo também compreendeu a implantação de seções transversais de controle, posicionadas ao longo do reservatório para o monitoramento periódico da formação ou inexistência de depósitos sedimentares, por meio de monitoramentos topobatimétricos. Conforme requisito de ANA & ANEEL (2010), tais seções devem ser posicionadas em locais onde são esperados assoreamentos provenientes da dinâmica de aporte de sedimentos no reservatório, de acordo com a morfologia do leito, características dos sedimentos e regime de operação dos empreendimentos na cascata. Além disso, o quantitativo de seções é atrelado ao nível de criticidade ao assoreamento do reservatório, possuindo diferentes configurações de posicionamento de acordo com cada um deles (ANA, 2013).

Visto que o reservatório da UHE Porto Primavera é classificado no nível de média criticidade ao assoreamento, ao todo foram instaladas 06 seções de controle (02 conjuntos de 03 seções cada), conforme a Figura 5.

As seções foram posicionadas em 02 locais distintos situados na porção mais a montante do reservatório, a jusante da foz do rio Pardo (margem direita) e a jusante da foz do rio do Peixe (margem esquerda), zonas onde inferiu-se existir maior tendência ao assoreamento dado o aporte de sedimentos advindos destes relevantes tributários. Tais seções foram materializadas com a instalação de 02 marcos de concreto em formato de tronco de pirâmide, posicionados de modo a delimitar uma linha perpendicular ao fluxo do escoamento no reservatório, em ambas as margens e sempre em cota superior ao nível máximo operacional.



Figura 5. Planta de localização das seções de controle materializadas no reservatório da UHE Porto Primavera.
Fonte: Água & Solo (2021).



Após a locação, prosseguiu-se com um levantamento topobatimétrico inicial de cada uma das 06 seções, como forma de obter a primeira amostra do perfil do leito do rio (seção molhada) e das margens (seção seca) das seções de controle – servindo como base comparativa para estudos futuros. No levantamento da seção seca, em cada margem, as coordenadas foram obtidas com uso de 02 receptores GNSS dotados de sistema RTK Zenith 15 e Zenith 25, caminhando-se do ponto inicial (marco topográfico) até o NA do reservatório. Já o levantamento da seção molhada foi executado por batimetria, em processo análogo ao empregado nos levantamentos hidrográficos - com exceção da determinação do NA do reservatório, que foi obtido *in loco* no início e no fim do levantamento, vista a baixa variabilidade do nível durante as travessias. Reitera-se que devido à presença de macrófitas e paliteiros durante o levantamento da seção molhada, também houve trechos assim localizados em travessias cujas sondagens tiveram de ser interrompidas, principalmente em porções central e na margem direita do reservatório, dada a necessidade de ajuste da rota da embarcação para contornar obstáculos e paradas regulares para limpezas no motor na popa da embarcação, visto que a vegetação mais superficial presente no trecho ficava presa às hélices do equipamento, a exemplo da Foto 1. Também houve dificuldades no posicionamento dos marcos topográficos durante a materialização das seções de controle, visto que os limites das seções localizadas na margem direita e à montante da foz do rio Pardo situavam-se em região com mata densa, dificultando o rastreio dos marcos.

Geração do Modelo Digital de Terreno (MDT)

Após a execução dos levantamentos batimétricos e obtenção dos dados de campo e de pré-processamentos, foi elaborado o Modelo Digital de Terreno (MDT), com a união das superfícies do entorno (área seca) e do reservatório (área molhada). Em uma primeira versão, o MDT teve como dados de entrada:

- Base cartográfica de projeto com as curvas de nível 259 m, 260 m, 265 m e 270 m;
- Registros batimétricos com espaçamento médio de 1 m entre pontos e 300 m, 400 m e 500 m entre linhas de sondagem, a depender da região do reservatório (terço inferior, terço intermediário, terço superior);
- Curvas de nível que representassem o barramento e as ilhas existentes dentro da região alagada do reservatório;
- Hardlines (curvas de nível que representassem feições singulares não contempladas pela batimetria e pela cartografia de projeto, evitando o extravasamento da área alagada no modelo).

O MDT inicial foi elaborado com grid de resolução 25 m x 25 m, via emprego dos dados de entrada no software ArcGIS® 10.3, com tratamento pelo método de interpolação *Topo to Raster*. Foram geradas curvas de nível discretizadas a cada 01 metro, seguindo-se com o tratamento de inconsistências topológicas (descontinuidades, traçados espúrios, etc.).

Devido às dificuldades já relatadas no tópico “Desafios Executivos” deste artigo, em regiões pontuais do reservatório houve baixa densidade de pontos batimétricos coletados – culminando na necessidade de criação de um MDT ajustado a partir do modelo inicial. O MDT ajustado foi criado a partir de uma avaliação individual das zonas de baixa representatividade no modelo inicial, compatibilizando-o com os mesmos dados de entrada citados nas alíneas acima e realizando a homogeneização das curvas de nível tratadas e obtidas através do primeiro modelo. O tratamento do MDT ajustado ocorreu com iterações em loop, no qual o resultado obtido foi melhorado diversas vezes por meio da readequação das condições de contorno. Por fim, a versão consolidada do MDT ajustado foi gerada com resolução de 7,5 m x 7,5 m.

RESULTADOS

O MDT ajustado, produto da compilação e tratamento de todos os dados de campo do presente estudo, consta ilustrado no mapa da Figura 6, sobreposto de modo georreferenciado sobre a imagem de satélite.

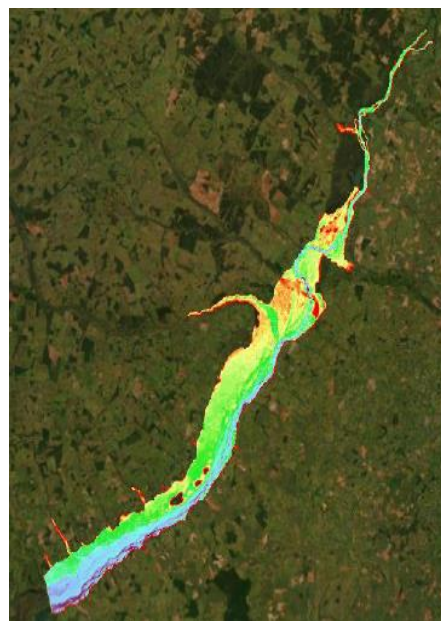


Figura 6. MDT ajustado do reservatório da UHE Porto Primavera. Fonte: Água & Solo (2021).

Em análise comparativa entre o MDT primário e sua versão ajustada, observou-se que a versão primária possui maior aderência numérica aos dados da batimetria coletados em campo, mas tende a subestimar o volume total do reservatório, comparativamente ao modelo ajustado. Este, por sua vez, apesar de apresentar maiores diferenças com os dados brutos do levantamento, possui maior capacidade de representação do volume do reservatório, pois considera o tratamento feito nas regiões com menor densidade de pontos (suavização de feições morfológicas, desconsideração de feições descontínuas com comprimentos não representativos) e, por isto, foi definido como produto principal do presente estudo. Deste modo, a partir do MDT ajustado, com o emprego da ferramenta “*Surface Volume*” do software ArcGIS®



10.3 (automatizado via aplicação com código em linguagem *Python*), foram executados planos horizontais de corte/fatiamento do modelo – de modo a obter-se, para cada profundidade desejada, os respectivos valores de volume e a área da porção alagada do reservatório. Considerando a base altimétrica do Sistema Geodésico Brasileiro (SGB), o fatiamento foi executado com incrementos de corte na vertical a cada 50 cm entre as cotas 228,00 m e 256,50 m, e a cada 01 cm entre as cotas 256,50 m e 258,45 m. Os dados foram tabelados e, a partir de regressão polinomial de 4º grau, foram determinadas as equações que representam as curvas CAV atualizadas. Os resultados tabelados encontram-se disponíveis no Portal de Metadados do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (ANA, 2023).

Na sequência, fora avaliada a discrepância nas áreas e volumes das cotas operacionais do reservatório, contrastando os resultados das curvas CAV de projeto da barragem com os das CAVs atualizadas (obtidas no presente estudo). De acordo com informações de estudos realizados pela concessionária à época do projeto da UHE Porto Primavera, as CAVs de projeto foram geradas antes do enchimento do reservatório, baseando-se em ortofotos da região coletadas em 1970 e que também subsidiaram a geração do MDT ajustado, conforme supracitado na seção “Organização e Controle de Qualidade da Base Cartográfica Existente”. À época, no entanto, não foi executada a batimetria do leito original do rio Paraná para a elaboração destas CAVs de projeto, sendo suas curvas obtidas considerando a área seca e a porção do terreno a ser inundada posteriormente, com a construção da barragem. Com isso, a ausência do volume do leito original implicaria em distorções na comparação entre as CAVs de projeto e as atualizadas. Para contornar a questão e melhor representar a análise, a partir do MDT ajustado (criado no presente projeto), estimou-se o volume da calha natural do rio, e somou-se o valor obtido aos volumes das CAVs de projeto em suas cotas operacionais.

Ainda como forma de validar a comparação direta entre os dados de projeto e os gerados no presente estudo de atualização, houve retorno para campo visando a execução do rastreio da RRNN instalada no barramento da UHE Porto Primavera, que referência os lances de régua da usina e consequentemente as cotas das Curvas CAV de projeto. Ao aplicar o levantamento no MGL ajustado, houve um desvio de 20 cm entre a cota ortométrica informada na RRNN (considerada como estando em um sistema de coordenadas local) e a cota ortométrica rastreada e referenciada no SGB. Em razão disso, visto que o MDT ajustado é referenciado ao SGB, considerou-se que sua base de coordenadas teria referencial altimétrico deslocado em 20 centímetros para cima quando comparado com o sistema local da usina. Assim, para possibilitar a comparação com as áreas e volumes das CAVs de projeto, somaram-se 20 cm às cotas no SGB das CAVs atualizadas, culminando nos resultados expostos graficamente na Figura 7.

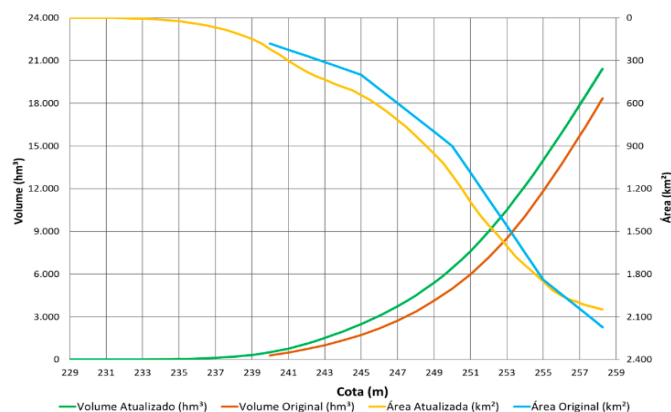


Figura 7. Comparação entre as Curvas CAV originais x atualizadas da UHE Porto Primavera, com referência ao sistema altimétrico local. Fonte: Água & Solo (2021).

Após estas considerações, analisando-se a faixa de cotas operacionais do reservatório, observou-se coerência entre as ordens de grandeza obtidas nas áreas e volumes de ambos os estudos. Entretanto, nota-se que dentro desta faixa operacional (cotas 257,00 m e 257,30 m), os resultados das CAVs atualizadas sugeriram o acréscimo de volume útil e o decréscimo da área alagada em relação à versão de projeto.

Por fim, reforça-se que o produto completo (relatórios, materiais georreferenciados e tabelas/polinômios) do estudo de atualização das Curvas CAV da UHE Porto Primavera, alvos deste relato, constam publicados pela ANA e podem ser consultados no portal de Metadados do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - SNIRH (ANA, 2023).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da observância de similaridade (em ordem de grandeza) das áreas e volumes das curvas CAV, pondera-se que a análise comparativa foi realizada com base em dois estudos concebidos por métodos distintos, não sendo a rigor, adequadamente equiparáveis. Entende-se como mais congruente, em futura oportunidade de atualização das curvas CAV, realizar o levantamento hidrográfico com metodologia igual ou similar à procedida na 1ª atualização das curvas CAV do reservatório.

Conforme exposto no decorrer deste trabalho, os desafios executivos peculiares do reservatório da UHE Porto Primavera são perenes, à exceção da presença das macrófitas, de aparecimento esporádico. É provável a existência de outros reservatórios que experimentem outros desafios complexos à consecução de levantamentos hidrográficos.

É salutar comentar que vêm sendo explorados nas últimas décadas promissores avanços tecnológicos em batimetria, posicionamento preciso em tempo real, técnicas de processamento de dados, bem como o desenvolvimento de novos meios para a determinação de profundidade e mapeamento detalhado do leito submerso.

O sensoriamento acústico (SBES, MBES) continua sendo a metodologia mais utilizada para a execução de batimetrias, dada a sua versatilidade e facilidade de uso tanto em águas



rasas (a partir de 1 metro de profundidade) como em águas profundas (a quilômetros de profundidade), fornecendo dados precisos a custos razoáveis. Acoplados a esses sistemas também vão o GNSS, sensores auxiliares e perfiladores de velocidade, garantindo acurácia cada vez melhor aos dados coletados, um melhor controle de qualidade das informações adquiridas em decorrência da utilização de interpoladores mais robustos e rigorosos que levam a formas de representação das feições morfológicas mais realistas. Alternativos ao uso de ecobatímetros, os sensores ópticos ou altimetria por radar de satélite podem ser usados para descrever as profundidades de assoalhos fluviais ou marinhos, imprimindo alta produtividade ao levantamento (o sistema laser aerotransportado “LiDAR” batimétrico faz, por exemplo, a varredura a aproximadamente 180 nós, enquanto que à título de comparação, sensores acústicos atuam na ordem de 4 nós); em contrapartida, são soluções menos eficientes devido à alta atenuação sofrida pelo comprimento de onda da luz visível no ar e meio aquático ou pulsos de rádio através do ar, com emprego limitado à rasas profundidades e águas claras (com baixa turbidez), com algumas acurácias incompatíveis aos requisitos técnicos dos levantamentos atuais (FERREIRA, et al., 2022) e alto custos, como no caso da aplicação do LiDAR batimétrico.

O uso de embarcações convencionais, equipadas com sensores para mapeamento submerso e operadas por tripulação a bordo, é o principal meio utilizado quando se deseja obter dados acurados a custos relativamente baixos. Todavia, seu emprego é limitado por diversos fatores, tais: profundidade dos corpos d’água, custos relativamente altos envolvidos na operação e manutenção das embarcações e tripulação, ambientes inóspitos e inacessíveis e quaisquer áreas que ofereçam riscos a navegação superficial. Segundo Ferreira et. al (2016), o *Massachusetts Institute of Technology* (MIT) desenvolveu em 1993 o primeiro protótipo de plataforma de sondagem não tripulada para levantamentos batimétricos. Desde então, veículos tipo USV, ASC e ASV vêm sendo empregados em todo o mundo. Apesar do termo “autônomo” talvez mais adequado seja “semiautônomo” visto que estes veículos por vezes são controlados remotamente por operadores em terra ou em embarcações de apoio, pelo menos naqueles momentos que antecedem ou sucedem a execução das tarefas a que se propõe. Como vantagens, veículos deste tipo, geralmente de pequeno porte, são capazes de transportar com agilidade diversos equipamentos para a execução do levantamento batimétrico em zonas de pequenas profundidades, mantendo comunicação via rádio com estações-base posicionadas em terra ou embarcações tripuladas, ou com receptores com correção banda L, sendo a segunda opção de custo mais elevado. Todavia, a autonomia em tempo de uso, a detecção e desvio de potenciais obstáculos, a correção de falhas operacionais no decorrer do levantamento, dificuldades para a orientação devido a ondas e outros efeitos de vento, são alguns desafios contrastantes.

Por fim, também se apresenta como solução recente para levantamento batimétrico o uso de ecobatímetro acoplado em UAV ou VANT representado por um drone, via corda de suspensão, o qual ainda carece de estudos mais

aprofundados sobre a precisão do levantamento, alcance de sinal, redução de sondagem e etc. Mas, sem dúvidas, traz inovação por ter o transdutor imerso na água sendo sustentado por um veículo aéreo, sem contato de uma embarcação com a massa d’água.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Auren Energia pela disponibilização das informações apresentadas no presente estudo de caso, e à Água & Solo Estudos e Projetos, empresa executora do estudo de atualização das curvas CAV da UHE Porto Primavera, pela execução diligente frente aos desafios impostos neste trabalho.

REFERÊNCIAS DE APOIO

ANA, 2013. **Orientações para atualização das curvas cota x área x volume**. Agência Nacional de Águas (ANA) / Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica (SGH). Brasília, Brasil.

ANA, 2019. Parte 1 - transporte de sedimentos e Parte 3 - assoreamento. In: **Curso de Hidrossedimentologia para Técnicos dos Países Membros da OTCA (Slides)**. Apresentado em jun. 2019, Brasília, Brasil. Disponível em: <<https://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/handle/ana/2839>> . Acesso em: 13 mai. 2023.

ANA, 2023. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH)**. Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/>> . Acesso em 28 mai. 2023.

ANA; ANEEL. 2010. **Resolução Conjunta n.º 3, de 10 de agosto de 2010**. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/infohidrologicas/cadastro/ResolucaoConjunta_n_003-2010.pdf> . Acesso em: 02 mai.2023.

ANA; ANEEL. 2022. **Resolução Conjunta n.º 127, de 26 de julho de 2022**. Disponível em: <https://participacao-social.ana.gov.br/api/files/Resolucao_Conjunta_127_2022-1662398615456.pdf> . Acesso em: 02 mai.2023.

ANEEL, 2000. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília, Brasil, 109 p.

ERASO, Ricardo J. M. 2015. **Estudo do nível trófico do reservatório de Porto Primavera por meio de sensoriamento remoto**. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, São Paulo, 154 p.

FERREIRA, Ítalo O.; et. al. 2016. **O uso de embarcações não tripuladas em levantamentos batimétricos**. Revista Brasileira de Cartografia, n.º 68/10:1885-1903. ISSN: 1808-0936.

FERREIRA, Ítalo O.; et. al. 2022. **State of art of bathymetric surveys**. Universidade Federal de Viçosa. In: Boletim de Ciências Geodésicas 28 (1): e2022002, 2022. DOI: 10.1590/s1982-21702022000100002.



GALO, M.; CAMARGO, P. O. 1994. **Utilização do GPS no controle de qualidade de cartas.** In: 1º COBRAC, Florianópolis/SC. Anais do Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário.

ICOLD. 1989. **Sedimentation control of reservoirs Guidelines.** Bulletin n.º 67.

NOGUEIRA JR, J. B., MONICO, J.F.G., TACHIBANA V.M. 2004. **Tamanho da amostra no controle de qualidade posicional de dados cartográficos.** In: Boletim de Ciências Geodésicas, Vol. 10, n.º 1, Curitiba/PR.

SOLERA, Maria L. 2010. **Avaliação de técnicas da bioengenharia de solos para proteção de taludes: estudo de caso para aplicação nas encostas do reservatório da barragem da UHE Eng. Sergio Motta, Rio Paraná, SP/MS.** Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 71 p.

STEVAUX, José C. 1993. **O rio Paraná: geomorfogênese, sedimentação e evolução quaternária do seu curso superior (região de Porto Rico, PR).** Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 261 p.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, José G. 2013. **Gerenciamento da qualidade da água de represas.** Livro, volume 9, 3ª edição: Oficina de Textos, 300 p. (ISBN: 978-85-7975-082-3).



MONITORAMENTO HIDROMÉTRICO E DE DESCARGA SÓLIDA NO PROCESSO DE ASSOREAMENTO NO IGARAPÉ URUMARI, SITUADO NA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE SANTARÉM, PARÁ

Láisa Costa Schere¹, Nathalia Costa Scherer², José Cláudio Ferreira dos Reis Junior³, Layanne Minely Costa Silva⁴, David Rodrigues Gomes⁵, Danyelle Barbosa Panassolo⁶

¹Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail: laisascherer2014@gmail.com;

²Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail: nathaliascherer93@hotmail.com;

³Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail: claudiogphs@yahoo.com.br;

⁴Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail: minely@hotmail.com

⁵Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail:

⁶Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail: david.bicta@gmail.com Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail: danyellepanassollo@gmail.com

Palavras-chave: Hidrometria, Hidrossedimentologia, Assoreamento, Descarga Líquida, Descarga Sólida, Igarapé.

Introdução

O processo de assoreamento de uma bacia ou microbacia hidrográfica, podem ser provocados por inúmeros fatores intimamente relacionados ao uso e ocupação do solo, esse fenômeno é tratado como um depósito permanente, ou quase permanente, de sedimentos. O transporte de sedimentos ocorre quando as partículas do solo são carregadas, em sua maioria pela erosão do solo removido da superfície para cursos d'água, ocasionando a deposição e compactação deste material (CARVALHO, 2008).

Esse transporte de sedimentos é estudado pela hidrossedimentologia que trata do estudo de sedimentologia com envolvimento restrito a cursos d'água, que é uma dinâmica complexa entre a descarga sólida e líquida, além do envolvimento da origem do material sedimentar com a erosão e outras variáveis hidrológicas. A necessidade de conhecer a dinâmica deste processo está relacionada aos problemas que a deposição pode causar, dentre estes, destaca-se a redução do volume de água, regularização e até a extinção de uma microbacia hidrográfica (COLLISCHONN E DORNELLES, 2013, VEIGA, 2015).

O monitoramento hidrométrico e de descarga sólida é uma ferramenta importante a ser aplicada em recursos hídricos superficiais, por sofrerem forte influências de dinâmicas naturais somadas as atividades antrópicas. O conhecimento no que se refere as vazões e descarga de sedimentos é importante para a avaliação dos efeitos da interação humana, principal agravante do processo assoreamento devido a ocupação desordenada. Em corpos hídricos de menor contribuição como microbacias, canais naturais e igarapés o impacto da deposição de sedimentos é ainda mais visual em áreas urbanas onde não possuem estruturas para o planejamento e gerenciamento adequado dos diferentes aspectos da água no meio urbano (SANTOS, 2001; TUCCI, 2002).

A região Amazônica apresenta uma certa abundância de águas superficiais em áreas urbanas, no entanto altamente

impactadas pela ação antrópica, infraestruturas precárias nos sistemas de drenagem, ineficiência do sistema de esgotamento sanitário, além de habitações irregulares as margens destes, o que compromete esse recurso. Os igarapés são microbacias de drenagem natural existentes na malha urbana do município de Santarém-PA não se diferem da realidade regional, uma vez que esses vêm sendo contaminados e assoreados constantemente.

Nesse trabalho, é estudado dados hidrológicos no processo de assoreamento no Igarapé do Urumari, que se encontra em estágio avançado devido à influência da urbanização e a proximidade com a rodovia Curuá-Una (PA 370). Buscou-se monitorar variáveis hidrométricas, vazão, velocidade do fluxo, e de descarga sólida, correlacionando-as, para a determinação de dados que estejam relacionados aos problemas que estão causando o assoreamento no mesmo.

Metodologia

O curso d'água em estudo encontra-se localizado na parte leste da cidade de Santarém, no estado do Pará. Possui aproximadamente 7,5km de extensão, com sua nascente na Serra do Saubal, no bairro de Vigia, e percorre os bairros Santo André, Urumari, São José Operário, Jutai, Uruará e Área Verde, com sua foz nos rios Amazonas e Tapajós. Foram definidos 2 pontos ao longo do igarapé do Urumari, que se encontravam sob forte efeito da ação antrópica, o primeiro ponto localizado em área mais conservada, próxima a ponte do Urumari localizada no bairro de São José Operário (Figura 1). O segundo ponto localizado no bairro Área verde, possui muitas casas próximas ao leito, algumas com menos de 20m de distância do seu leito. Para a realização do monitoramento foram georreferenciados três pontos ao longo do leito do igarapé para a coleta e determinação de dados hidrométricos e de descargas sólidas. As atividades desenvolvidas são descritas a seguir.

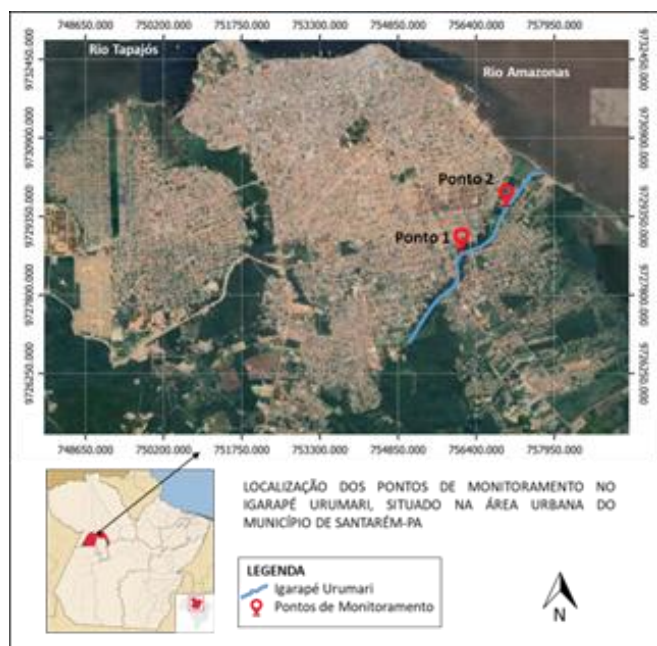


Figura 1: Área de estudo com pontos de coleta e monitoramento

Medições, análise e cálculo dos dados hidrométricos

As coletas dos dados hidrométricos, tais como, vazão, velocidade do fluxo, e índices pluviométricos, foram realizadas e acordo com os métodos específicos para cada variável, sendo eles da seguinte forma:

- Velocidade do fluxo: para o monitoramento da velocidade foi utilizado um molinete de eixo horizontal. Para se obter uma média da velocidade da correnteza de forma coerente, foi necessário realizar medições de velocidade do fluxo em diferentes seções transversais e pontos verticais e em cada seção em diferentes profundidades, sendo medido também a medição da profundidade e largura do igarapé (Azevedo Neto, 1998; Santos, 2001) (Figuras 2 e 3).



Figura 2: Medição da velocidade com o uso do molinete, ponto 1 à montante



Figura 3: Medição da velocidade com o uso do molinete, ponto 2 à jusante.

- Vazão: para a obtenção dos dados de vazão, optou-se pelo método indireto a partir dos valores de velocidade já obtidos com o uso do molinete e medição da largura e profundidade para o calcular a área da seção dos dois pontos, do igarapé obtido pelo método da Meia Seção, onde calcula-se a área do setor definido por uma vertical central e pelas metades dos setores adjacentes para a determinação da área nas seções dos pontos estudados, para a determinação da descarga líquida nos pontos (Santos, 2001) (Figura 4 e 5).



Figura 4: Medição para cálculo de área da seção transversal monitorada, ponto 1 à montante.



Figura 5: Medição para cálculo de área da seção transversal monitorada, ponto 2 à jusante.



Amostragem, análise e cálculo dos dados de descargas sólidas

As coletas de descargas de sólidas, em suspensão do igarapé, foram realizadas em dois pontos georreferenciados ao longo do igarapé. O método utilizado foi a amostragem por interação vertical, com o uso de amostradores de sedimentos, executado na seção transversal, onde é realizado em apenas uma vertical por se tratar de um pequeno curso de água, considerando o talvegue e a profundidade do ponto, sendo as amostras realizadas em triplicata. O cálculo foi realizado pela multiplicação da descarga líquida e concentração de sedimentos. Normalmente o valor da descarga em suspensão (Q_{ss}) é apresentado em ton/dia, sendo necessário um fator de transformação de unidades. Quando se tem a concentração média obtida através da amostragem em campo (Carvalho, 2008).

$$Q_{ss} = 0,0864.Q.cs \quad (1)$$

Onde:

Q_{ss} = descarga sólida em suspensão, em ton/dia

Q = descarga líquida, em m^3/s

cs = concentração, em mg/L

Para a determinação da descarga de sólidos, foram considerados valores preliminares de análises pelo método de filtração, uma vez que esse tipo de análise, para a determinação da concentração total, é reconhecido pela rapidez de operação e simplicidade de equipamento, segundo Carvalho (2008). O método é constituído pela análise por filtração, evaporação e pesagem de membrana de fibra de vidro, de 1L de amostra coletada (Figura 6 e 7).



Figura 6: Amostras coletadas para a determinação da descarga de sólidos nos pontos monitorados.



Figura 7: Método de filtração, evaporação e pesagem.

Sistematização

Após a coleta os diversos valores obtidos, ao longo de período chuvoso, foram ordenados e correlacionados com cada variável obtida na mesma ocasião das medições estabelecidas diariamente. Com os dados hidrométricos coletados em campo foi possível elaborar um com um gráfico de correlação entre as duas variáveis, com o objetivo de representar tais variáveis de forma gráfica o resultado das vazões e velocidades, nos dois pontos.

Resultados

Com o monitoramento no igarapé em estudo, foram analisadas variáveis hidrométricas, velocidade e vazão, e descarga sólida para determinar a dinâmica hidrossedimentológica do processo de assoreamento que o mesmo vem sofrendo, com o objetivo de estimar a carga diária de sedimentos depositados na foz do Igarapé Urumari fazendo um comparativo com a influência da urbanização as suas margens.

Velocidade e vazão

A partir da determinação da velocidade pelo método do molinete e encontradas as áreas de cada seção dos dois trechos, foi calculado por método indireto a vazão. A Figura 8 e na Figura 9, são apresentados os perfis de profundidade dos pontos onde foram realizadas as medições de velocidade. Figura 6: Amostras coletadas para a determinação da descarga de sólidos nos pontos monitorados.

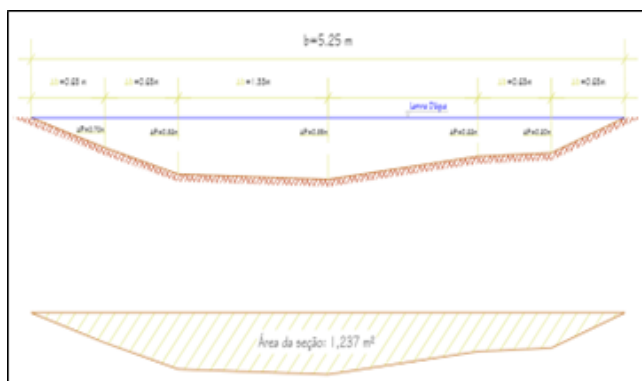


Figura 8: Seção transversal do igarapé no ponto de monitoramento 1 à montante para definição de área.

As Tabelas 2 e 3, apresentam os dados hidrométricos, Velocidade e Vazão (Q), com profundidades de 0,35m e 1,24m respectivamente, e descarga de sólida suspensas (Qss) nas seções estudadas.

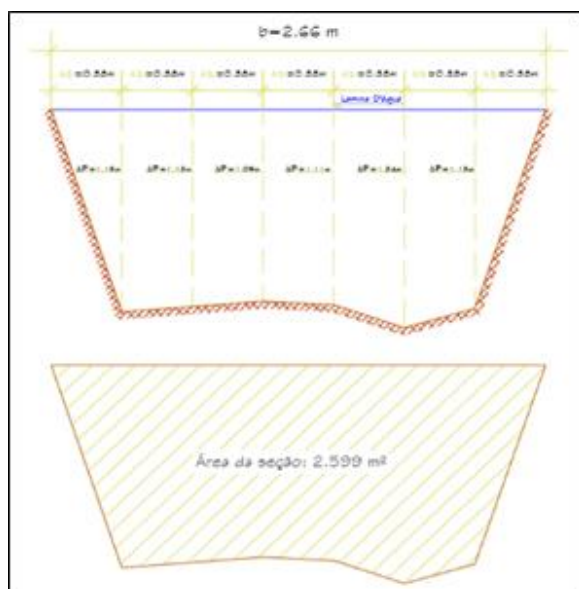


Figura 9: Seção transversal do igarapé no ponto de monitoramento 2 à jusante para definição de área.

As Tabelas 2 e 3, apresentam os dados hidrométricos, Velocidade e Vazão (Q), com profundidades de 0,35m e 1,24m respectivamente, e descarga de sólida suspensas (Qss) nas seções estudadas.

Tabela 2 – dados do monitoramento
Trecho à Montante Ponto 1

Medição (triplicata)	P (m)	V(m/s)	Q (m³/s)	Qss (ton/dia)
18.05				
Amostra 1	0,2	0,675	0,835	0,0650
Amostra 2	0,2	0,689	0,852	0,0636
Amostra 3	0,2	0,693	0,857	0,0653
19.05				
Amostra 1	0,2	0,909	1,125	0,0046

Amostra 2	0,2	0,894	1,106	0,0053
Amostra 3	0,2	0,879	1,087	0,0051
20.05				
Amostra 1	0,2	0,760	0,940	0,0049
Amostra 2	0,2	0,693	0,857	0,0043
Amostra 3	0,2	0,696	0,862	0,0044
22.05				
Amostra 1	0,2	0,917	1,134	0,0882
Amostra 2	0,2	0,894	1,106	0,0826
Amostra 3	0,2	0,909	1,125	0,0857
23.05				
Amostra 1	0,2	0,806	0,997	0,0052
Amostra 2	0,2	0,877	1,085	0,0054
Amostra 3	0,2	0,846	1,047	0,0053

P: profundidade do molinete

V: velocidade

Q: descarga líquida na seção transversal

Qss: descarga sólida em suspensão na seção transversal

Tabela 3 – dados do monitoramento

Trecho à Jusante		Ponto 2		
Medição (triplicata)	P (m)	V(m/s)	Q (m³/s)	Qss (ton/dia)
18.05				
Amostra 1	0,2	0,196	0,339	0,880
Amostra 2	0,2	0,261	0,377	0,980
Amostra 3	0,2	0,347	0,426	1,107
19.05				
Amostra 1	0,2	0,280	0,371	0,965
Amostra 2	0,2	0,443	0,381	0,990
Amostra 3	0,2	0,455	0,406	1,055
20.05				
Amostra 1	0,2	0,200	0,325	0,845
Amostra 2	0,2	0,200	0,325	0,845
Amostra 3	0,2	0,200	0,325	0,845
22.05				
Amostra 1	0,2	0,800	0,797	2,072
Amostra 2	0,2	0,622	0,728	1,892
Amostra 3	0,2	0,662	0,765	1,987
23.05				
Amostra 1	0,2	0,332	0,500	1,299
Amostra 2	0,2	0,194	0,362	0,940
Amostra 3	0,2	0,196	0,403	1,047

P: profundidade do molinete

V: velocidade

Q: descarga líquida na seção transversal

Qss: descarga sólida em suspensão na seção transversal

As figuras 10 e 11 são apresentados os gráficos correlacionando os dados das variáveis de descarga líquida e sólida do material em suspensão, durante o período de maior índice pluviométrico na região, com base nos dados coletados em campo, demonstrados nas tabelas anteriores.

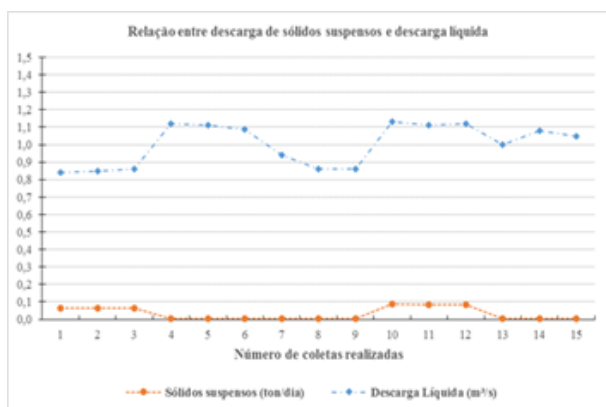


Figura 10: Gráfico de correlação de Q (m/s) e Qss (ton/dia) do Ponto 1.

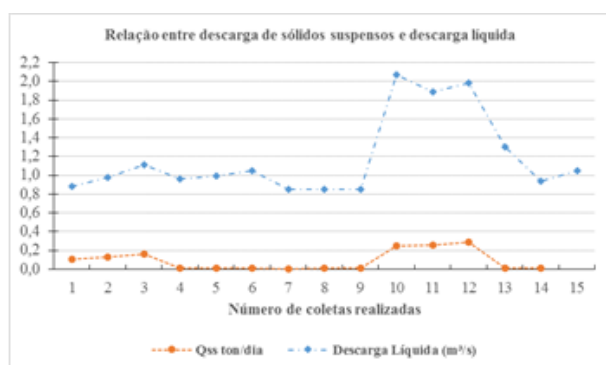


Figura 11: Gráfico de correlação de Q (m/s) e Qss (ton/dia) do Ponto 2.

Análise e Discussão

A descarga líquida (Q) e sólida (Qss), após serem correlacionadas, observou-se que nos dois pontos a descarga líquida e sólida em suspensão apresentaram dados elevados com pico de Q e Qss em determinados dias, um fator importante a se destacar foi a ocorrência de chuvas nesses dias de coletas, que pode ser observado um aumento das duas variáveis podendo estar relacionadas ao carreamento de sedimentos do solo nos dois pontos, além de características da ação antrópica na área de contribuição do igarapé (figuras 12 e 13).



Figura 12: Ponto 1 de monitoramento



Figura 13: Ponto 2 de monitoramento

Pode-se observar que é forte a presença de residências nas margens do corpo d'água no ponto 2, pode estar contribuindo para redução da mata ciliar e para o aumento do volume de carreamento de sedimentos para o igarapé, bem como o lançamento de efluentes oriundo de atividades domésticas. As figuras 14, 15, 16 e 17 mostram a área, denominada pelos moradores como de invasão próximo ao referido ponto de coleta.

É importante observar também que a Lei Federal nº 12.651/2012 – conhecida como o Novo Código Florestal brasileiro, estabelece que a distância mínima entre as margens de qualquer curso d'água e construções diversas deve ser de 30 metros (BRASIL 2012).



Figura 14: Área de "invasão" as margens do igarapé localizada no ponto 2 à jusante de monitoramento.

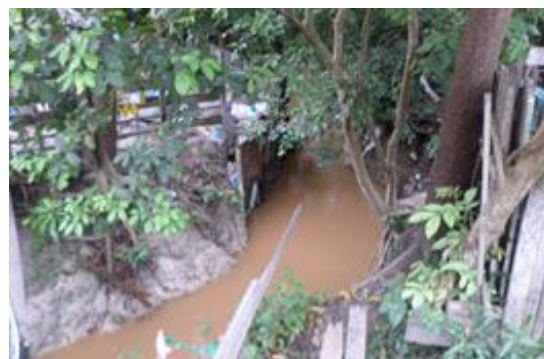


Figura 15: Influência antrópica no igarapé localizada no ponto 2 à jusante de monitoramento.



Figura 16: Influência antrópica no igarapé localizada no ponto 2 à jusante de monitoramento.



Figura 17: Condições da mata ciliar às margens do igarapé em estudo no ponto 2 de monitoramento.

O local onde desagua a foz do igarapé do Urumari é uma área alagável, que sofre forte influência sazonal, com diversos pontos propícios para a deposição de sedimentos carregados ao longo do corpo hídrico em estudo, o mesmo corpo hídrico desagua no Rio Amazonas um dos mais importantes da região, desta forma contribuindo para a descarga de sedimentos em suspensão, sendo uma de suas características naturais.

Considerações Finais

O monitoramento hidrométrico e de descarga sólida no Igarapé do Urumari foi de fundamental importância para o estudo e obtenção de dados da dinâmica do processo de assoreamento que vem sofrendo, decorrente de ações antrópicas e naturais, devido sua localização na malha urbana, relacionadas ao uso e ocupação do solo.

A ausência de estações fluviométricas e estudos mais detalhados em curso d'água de menor porte, é uma das maiores dificuldades encontrada para se adequar as metodologias existentes, uma vez que esse tipo de monitoramento é mais usual em reservatórios de hidroelétricas, com pouca existência de estudos voltados para microbacias como a do Igarapé do Urumari, situado na

malha urbana do Município de Santarém, no Estado do Pará. Por fim, é necessário ressaltar que para a obtenção de dados mais relevantes é mandatório o maior tempo de monitoramento do processo durante os períodos sazonais por no mínimo um ano de estudo, ou pelo menos nas duas estações na região amazônica, definidas como “período mais chuvoso” e “menos chuvoso” para assim estimar a dinâmica do processo de assoreamento e até mesmo para o uso como indicador para uma futura recuperação da área e do Igarapé do Urumari.

Referências Bibliográficas

- AZEVEDO NETO, José Martiniano. et al. Manual de hidráulica. 8. ed. São Paulo: Blücher, 1998. 669p
- CARVALHO, N.O.; FILIZOLA JÚNIOR, N.P.; SANTOS, P.M.C.; LIMA, J.E.F.W. Guia de práticas sedimentométricas. Brasília: ANEEL. 2000. 154p.
- CARVALHO, Newton de Oliveira. Hidrossedimentologia Prática. 2. ed. Re., atual, e aplicada. – Rio de Janeiro: Interciência, 2008.
- CARVALHO, Thiago Morato. Técnicas de medição de vazão por meio convencionais e não convencionais. Revista Brasileira de Geografia Física Recife-PE – RBGF. V. 01 n.01, p. 73-85, Mai. 2008.
- CAMPOS, Alcinei Ribeiro. Equações de intensidade-duração-frequência de chuvas para o estado do Piauí.
- COLLISHONN, Walter e DORNELLES Fernando. Hidrologia para engenharia e ciências ambientais. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.
- SILVA, Alexandre Marco; SCHULZ, Harry Edmar; Camargo, Plínio Barbosa. Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2007. 153p.
- SANTOS, Irani. et al. Hidrometria aplicada. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p.
- TUCCI, Carlos E. M. Gerenciamento de drenagem urbana. Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH. V. 7 n1. Janeiro/Março, 2002. P. 5-27.
- VEIGA, Aldrei Marucci, et al. Determinação da produção de sedimentos através da curva-chave sedimentométrica na bacia hidrográfica do Rio Araguaia-GO. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos-SBRH, 2015.



UMA ANÁLISE DOS PRINCIPAIS ELEMENTOS ENVOLVIDOS NA DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS EM RESERVATÓRIOS NA AMÉRICA DO SUL

Hugo de Oliveira Fagundes¹, Luis Murilo-Bermúdez², José Rafael de Albuquerque Cavalcanti³, André Luís Sotero Salustiano Martim⁴, Fernando Mainardi Fan⁵

¹Universidade Estadual de Campinas, e-mail: hugofagundes@unicamp.br; ²Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; ³EcoNumérica Engenharia LTDA, email: rafael.cavalcanti@econumerica.com.br; ⁴Universidade Estadual de Campinas, e-mail: asmartim@unicamp.br; ⁵Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fernando.fan@ufrgs.br

Palavras-chave: MGB-SED, Modelagem de sedimentos, Transporte de sedimentos

Abstract

Reservoir siltation is a problem that can significantly affect water storage capacity. The objective of this work was to evaluate which reservoirs retain the most sediment in South America and to understand how reservoir dimensions and watershed characteristics can influence the amount of sediment that is deposited in reservoirs. This was done using simulated sediment deposition data using the MGB-SED AS model. The results of the study showed that reservoir dimensions, such as maximum volume, maximum area, and average depth had a poor relationship with the amount of sediment deposited, as did the drainage area of the reservoirs. The variable that most influenced the amount of sediment deposited was the upstream load, which was expected. Nevertheless, the study showed that several elements can generate particular situations in which a larger sediment flow does not necessarily represent greater deposition. Finally, the study showed that reservoirs in northeastern Brazil tend to have less sediment deposition, while reservoirs in the Paraná River basin and others that drain rivers in the Andean regions deposit more sediment.

Resumo

O assoreamento de reservatórios é um problema que pode afetar significativamente a capacidade de armazenamento de água. O objetivo deste trabalho foi avaliar quais reservatórios mais retêm sedimentos na América do Sul e entender como as dimensões dos reservatórios e as características das bacias hidrográficas podem influenciar a quantidade de sedimentos que é depositada nos reservatórios. Para isso, utilizou-se dados simulados de deposição de sedimentos utilizando o modelo MGB-SED AS. Os resultados do estudo mostraram que as dimensões do reservatório, como volume máximo, área máxima e profundidade média apresentam pouca relação com a quantidade de sedimentos depositada, bem como a área de drenagem dos reservatórios. A variável que mais influenciou a quantidade de sedimentos depositada foi a carga a montante, o que era esperado. Apesar disso, o estudo mostrou que diversos elementos podem gerar situações particulares em que uma vazão sólida afluente maior não necessariamente represente maior deposição. Por fim, o

estudo mostrou que reservatórios no nordeste brasileiro tendem a ter menor deposição de sedimentos, enquanto os reservatórios da bacia do rio Paraná e outros que drenam os rios das regiões Andinas depositam mais sedimentos.

Introdução

Reservatórios são estruturas que possuem diversos usos, tais como abastecimento humano e animal, geração de energia elétrica, regulação da disponibilidade hídrica, controle de cheias, recreação, entre outros, contribuindo mundialmente para a segurança de água e energia, auxiliando o desenvolvimento social e econômico (Hogeboom et al., 2018; Tilmant et al., 2014). Apesar dos grandes benefícios, a presença dessas estruturas também causa diversos impactos no meio ambiente, como a retenção de sedimentos a montante, erosão a jusante do reservatório e o rompimento da conectividade dos rios, afetando peixes e outros indivíduos.

Um dos grandes problemas associados aos reservatórios é o assoreamento, que diminui a vida útil e o volume disponível para uso. Muitos reservatórios ao redor do mundo já foram completamente preenchidos por sedimentos, tendo seu uso afetado e necessitando de seu descomissionamento. Com o aumento do desmatamento e das ações antrópicas, os processos erosivos têm sido intensificados, gerando cada vez mais sedimentos nas bacias hidrográficas e que posteriormente ficam retidos nos reservatórios. Por outro lado, a construção de diversos reservatórios, um em sequência ao outro tem feito com que menos sedimentos fiquem disponíveis para jusante, diminuindo assim a carga que seria depositada e aumentando muitas vezes a vida útil dos reservatórios a jusante.

Os mecanismos que contribuem na deposição de sedimentos em reservatórios estão bem definidos, mas sua base física ainda não está esclarecida totalmente (Schleiss et al. 2016). Desta forma, diversas abordagens são usadas para analisar a deposição de sedimento, estudos avançados de assoreamento de reservatórios irão contar com dados medidos em campo da carga sedimentar afluente e defluente e/ou de topobatimetrias do reservatório ao longo do tempo, de forma a quantificar os sedimentos depositados. Contudo, esse tipo de abordagem é onerosa, especialmente para reservatórios



grandes. Outras formas bastante utilizadas na literatura para estimar a quantidade de sedimentos retida em um reservatório seria a utilização da curva de Brune (1953) que fornece o percentual de sedimentos retidos, ou ainda abordagens mais simples, um percentual fixo baseado em outros estudos. Uma alternativa a essa abordagem é a utilização da modelagem de sedimentos com uma equação de deposição, uma abordagem pouco explorada e que pode fornecer melhores resultados, especialmente para simulações diárias e que considerem o reservatório com volumes dinâmicos. Este foi o caso do trabalho apresentado por Fagundes et al. (2023) ao simular 234 reservatórios na América do Sul.

Fagundes et al. (2023) utilizou uma equação que considera aspectos da estrutura do reservatório como volume e profundidade, mas também do movimento dos sedimentos, como a velocidade longitudinal do escoamento e da velocidade de queda das partículas. Contudo, os autores não exploraram outras possíveis relações ou explicaram os principais elementos que poderia estar associados à deposição nos reservatórios.

Assim, o objetivo do presente estudo foi dar continuidade ao estudo de Fagundes et al. (2023) e responder as seguintes perguntas: A quantidade de sedimentos depositados é proporcional às dimensões do reservatório? A quantidade de sedimentos depositados é governada pelas características da bacia hidrográfica? A quantidade de sedimentos depositados é principalmente influenciada pelo número de reservatórios a montante?

Metodologia

Foram utilizados dados de 234 grandes reservatórios (capacidade de armazenamento > 10⁶m³) das bases de Yigzaw (Yigzaw et al., 2018), Agência Nacional de Águas do Brasil e Operador Nacional do Sistema Elétrico do Brasil. Além disso, utilizou-se dados simulados de descarga sólida afluente e deposição de sedimentos nos reservatórios. Os dados simulados foram provenientes do modelo MGB-SED AS apresentado por Fagundes et al. (2023).

O modelo MGB-SED AS é um modelo do tipo conceitual, semi-distribuído e sua discretização espacial é definida por minibacias, em que cada uma possui um trecho de rio e planícies de inundação. A principal variável interveniente do modelo é a chuva, a partir da qual são simulados os diversos processos do ciclo hidrológico, a erosão, transporte e deposição dos sedimentos na bacia hidrográfica, rios e reservatórios.

Para representar as defluências dos reservatórios, Fagundes et al. (2023) utilizaram a regra de operação simplificada proposta por Shin et al. (2019). Para representar a deposição dos sedimentos finos (silte e argila) nos reservatórios, os autores utilizaram a equação proposta por Julien (2010), Equação 1, e, para areias, consideraram que tudo que chega nos reservatórios é depositado. Os reservatórios foram incluídos na simulação a partir da data em que iniciaram sua operação. O modelo MGB-SED AS foi forçado com dados de chuva dos produtos MSWEP (Beck et al., 2017) até 2014 e os dados do GPM (Skofronick-Jackson et al., 2017) a partir de 2015.

Para representar a deposição de sedimentos finos (silte e argila) nos reservatórios, utilizou-se a Equação 3.15 (Julien, 2010)

$$C(i, t, j) = Co(i, t, j) e^{\frac{-X_i \omega_j}{h_i u_i}} \quad (1)$$

onde $C(i, t, j)$ é a concentração de sedimentos em suspensão a jusante do i -ésimo reservatório no passo de tempo diário t para a classe de partícula (silte ou argila) j ; $Co(i, t, j)$ é a concentração de sedimentos em suspensão a montante do i -ésimo reservatório no passo de tempo diário t para a classe de partícula j ; X_i é o comprimento longitudinal do i -ésimo reservatório; ω_j é a velocidade de queda para a classe de partícula j ; h_i é a profundidade média do i -ésimo reservatório (Equação 2); u_i é a velocidade longitudinal do i -ésimo reservatório (Equação 3).

$$h_i = \frac{V_{act}}{Ares_i} \quad (2)$$

onde $Ares_i$ é a área superficial do i -ésimo reservatório.

$$u_i = \frac{I_t}{h_i \left(\frac{Ares_i}{X_i} \right)} \quad (3)$$

Para os sedimentos grosseiros (areias), assumiu-se que toda a carga de sedimentos chegando no reservatório é depositada.

A partir das séries simuladas e dos dados dos reservatórios, buscou-se então a relação existente entre essas informações e: volume máximo do reservatório, área máxima do reservatório, profundidade média máxima do reservatório, área de drenagem e carga de sedimentos afluente ao reservatório, e número de reservatórios a montante. Foram gerados gráficos e mapas a fim de entender essas relações.

Resultados e Discussão

A figura 1-A apresenta o volume máximo dos reservatórios estudados, enquanto a figura 1-B apresenta a deposição anual simulada em cada um deles. Nota-se que a heterogeneidade do volume dos reservatórios é bem grande, com valores variando de 0.1 hm³ (Sobragi e Dardanelos) a 135.000 hm³ (Guri). A deposição também apresenta grande variação, com valores de 4x10⁻⁵ kt/ano (Valle Grande) a 289.676 kt/ano (São Simão). Algo que pode ser claramente notado na figura 1 é que nem sempre os reservatórios com maiores capacidade de armazenamento de água serão aqueles que reterão a maior quantidade de sedimentos.

Nenhum dos 7 reservatórios com maiores volumes (valores entre 22.000-135.000 hm³) estão entre aqueles com os maiores valores de deposição (valores entre 50.000-300.000 kt/ano). Dentre os 10 reservatórios com maiores volumes, cinco deles estão entre os que mais apresentam deposição: Guri (135.000 hm³, 13.536 kt/ano), Tucuruí (49.536 hm³, 14.723 kt/ano), Itaipu (29.000 hm³, 31.132 kt/ano), Ilha Solteira (21.170 hm³, 192.423 kt/ano), e Yaciretá (21.000 hm³, 20.614 kt/ano). Nota-se ainda que a bacia do rio Paraná (sudeste da América do Sul), apresenta tanto uma grande quantidade de retenção de água como de sedimentos, sendo uma das regiões mais impactadas no continente pela presença dessas estruturas. A figura 1 também mostra que alguns rios que não possuem reservatórios com volumes tão expressivos podem reter grandes quantidades de sedimentos, como é o caso do rio Madeira (e.g. Jirau), Doce e de rios Andinos (e.g. Magdalena).



Ainda nota-se na figura 1 que reservatórios localizados no extremo nordeste do continente apresentam valores muito baixos de deposição de sedimentos (no geral, valores inferiores a 10 kt/ano). Isso é esperado uma vez que regiões semiáridas como essa terão baixa produção de sedimentos. Além disso, Fagundes et al. (2021) mostrou que os reservatórios dessa região apresentam altos valores de eficiência de retenção, mostrando que o tempo de residência desses reservatórios tendem a ser muito baixos. Em outras

palavras, poucos sedimentos chegam nestes reservatórios e praticamente toda a carga que chega é depositada. As figuras 2, 3 e 4 mostram a relação entre as quantidades de sedimentos simuladas que foram depositadas nos reservatórios com o volume máximo, área máxima e profundidade média dos reservatórios, respectivamente. Essas figuras mostram que a quantidade de sedimentos depositados possui uma relação fraca com as dimensões dos reservatórios, especialmente a profundidade média.

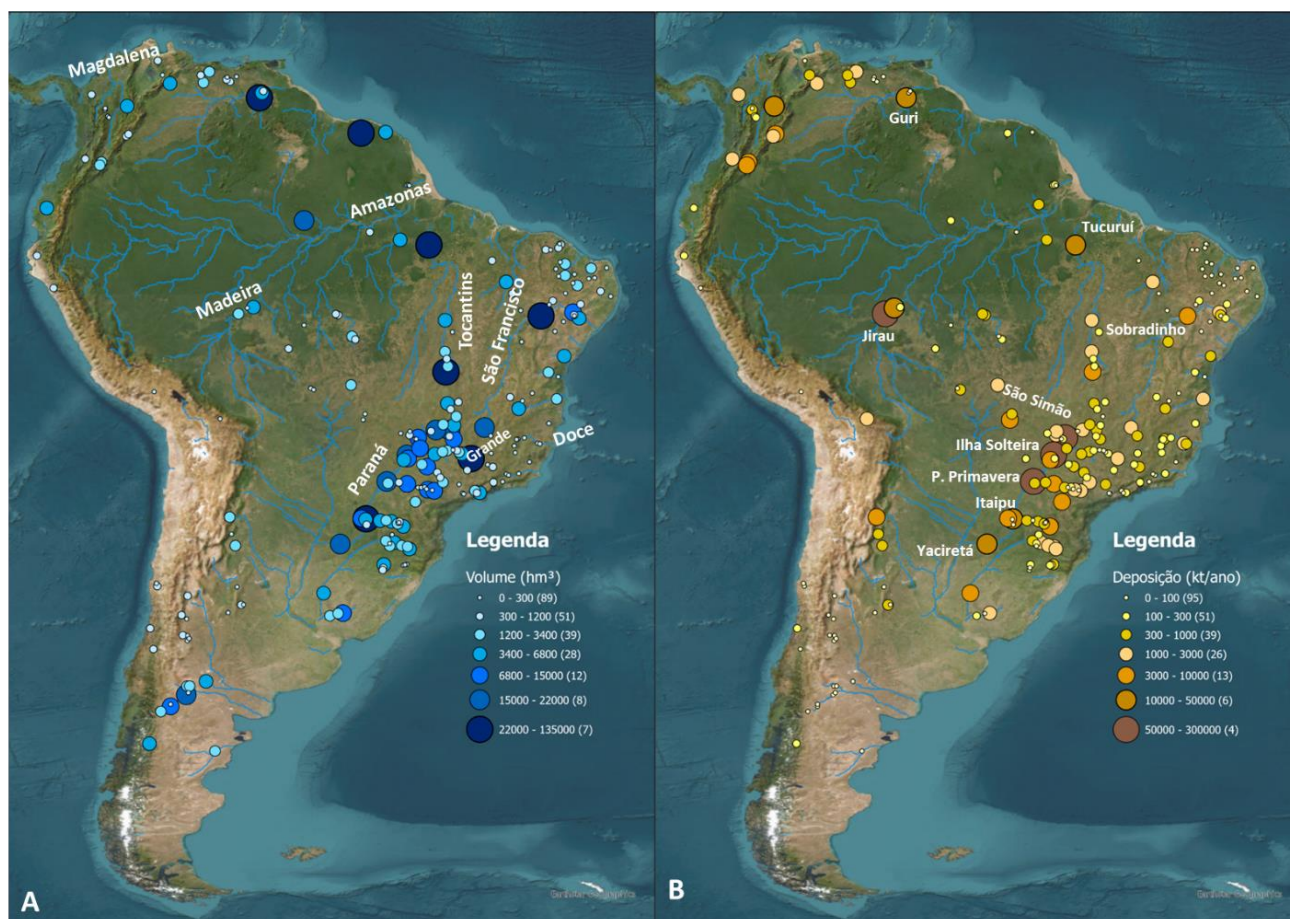


Figura 1: A) Volume máximo (hm³) dos reservatórios estudados. B) Deposição anual (kt/ano) de sedimentos nos reservatórios estudados.

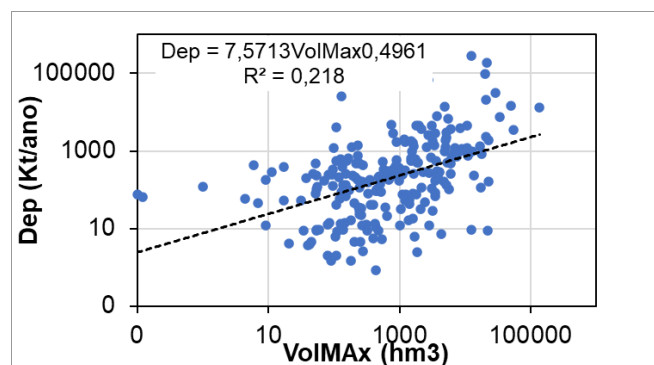


Figura 2: Relação entre os volumes máximos dos reservatórios e as deposições médias simuladas anualmente.

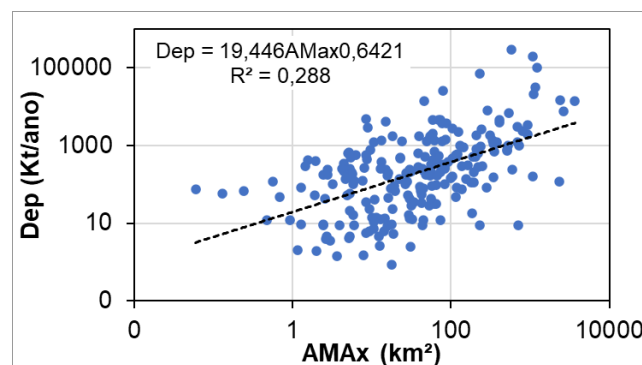


Figura 3: Relação entre as áreas máximas dos reservatórios e as deposições médias simuladas anualmente.

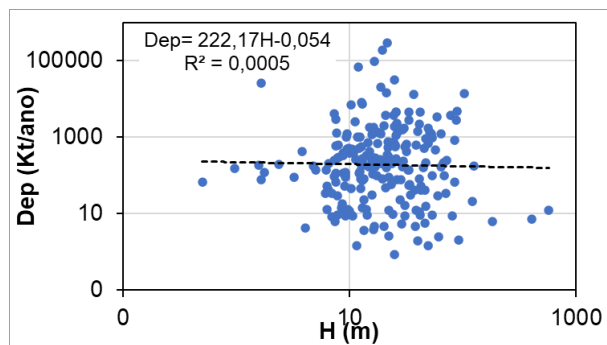


Figura 4: Relação entre as profundidades médias dos reservatórios e as deposições médias simuladas anualmente.

A figura 2 e 3 mostram que existe uma tendência das quantidades depositadas aumentarem com o volume máximo e ainda mais com a área máxima do reservatório, mas que também existe um grande espalhamento. Isso significa que, como apresentado anteriormente, reservatórios muito grandes podem ter uma carga depositada muito baixa, enquanto reservatórios menores podem depositar uma carga maior.

As figuras 5 e 6 mostram a relação entre as quantidades de sedimentos simuladas que foram depositadas nos reservatórios com as áreas de drenagem e as vazões sólidas afluentes aos reservatórios, respectivamente. A figura 5 mostra que a relação entre a área de drenagem também é fraca, com uma certa tendência, mas também com grande dispersão. Alguns exemplos de reservatórios com grandes áreas de drenagem mas baixa retenção de sedimentos são Belo Monte (baixos valores de vazões sólidas afluentes), Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso e Xingó (reservatórios localizados a jusante de Sobradinho, que retém grande parte dos sedimentos transportados pelo rio São Francisco). Já a relação contrária, ou seja, pequenas áreas de drenagem e grandes cargas depositadas, ocorrem para os reservatórios Andinos, como o Chivor (Colômbia), Água viva (Venezuela), La Angostura (Bolívia) e outros reservatórios como o Ponte de Pedra (cabeceiras do Pantanal).

Quando comparadas as características físicas dos reservatórios analisados com a deposição anual, apesar de um baixo coeficiente de determinação (0,21 e 0,29, respectivamente) é possível observar uma relação positiva entre o volume máximo e a área do reservatório. A área da bacia hidrográfica apresentou uma relação positiva similar com os valores de sedimentação. Estas duas características são utilizadas em distintos equacionamentos empíricos para cálculo das taxas de retenção de sedimento e posterior cálculo de vida útil do reservatório (Verstraeten e Poesen, 2000).

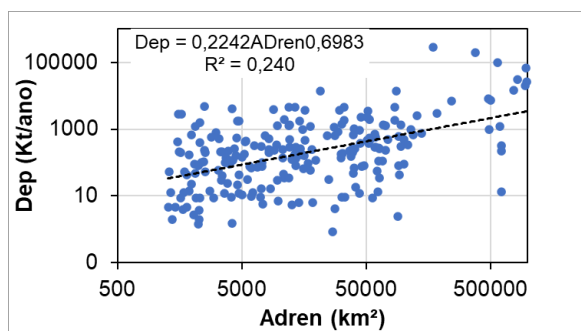


Figura 5: Relação entre as áreas de drenagem dos reservatórios e as deposições médias simuladas anualmente.

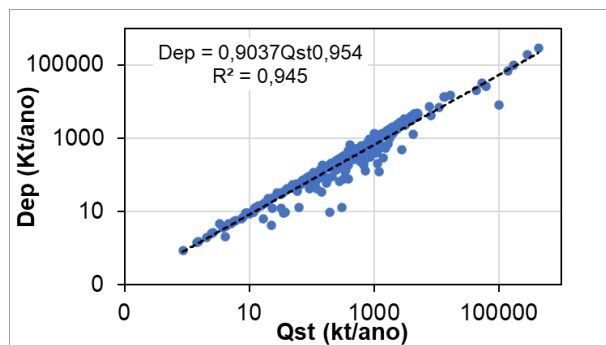


Figura 6: Relação entre as vazões sólidas totais (Qst) afluentes aos reservatórios e as deposições médias simuladas anualmente.

A figura 6 mostra que a quantidade de sedimentos depositados possui uma relação fortemente proporcional à vazão sólida afluente aos reservatórios. Em alguns casos, principalmente para os valores intermediários de Qst, nota-se que existe maior dispersão dos valores.

Os termos presentes na equação proposta por Julien (2010) vão mostrar que a deposição é, indiretamente, função da carga presente no reservatório que é retida a depender da profundidade média, do comprimento e da velocidade longitudinal do reservatório, e da velocidade de queda das partículas. Assim, em um primeiro olhar, seria imediato supor que quanto maior o reservatório, menores as velocidades longitudinais e maior a deposição; ou mesmo que uma área de drenagem muito grande receberia um maior aporte de sedimentos e, portanto, mais sedimentos ficariam retidos. Contudo, o elemento mais importante, embora não exclusivamente, é o aporte de sedimentos ao reservatório.

A figura 7 apresenta a relação entre o número de reservatório a montante e as deposições médias simuladas anualmente em cada reservatório. Essa figura mostra que a quantidade de sedimentos depositados pode ser significativamente influenciada pelo número de reservatórios a montante. Mais do que isso, que as características dos reservatórios e os locais em que estão instalados podem trazer informações importantes sobre o impacto que essas estruturas podem gerar nos fluxos de sedimentos e como se dará os seus assoreamentos. Por exemplo, a figura 7 mostra que os reservatórios do rio Grande, embora apresentem uma área de drenagem muito menor, podem valores de deposição tão grandes quanto aqueles encontrados em alguns reservatórios do rio São Francisco. O mesmo se nota que reservatórios mais próximos à foz do rio Paraná, com áreas de drenagem equivalentes aos reservatórios do rio São Francisco ou o reservatório mais a jusante do rio Tocantins, apresentar valores de deposição consideravelmente maiores, mesmo apresentando um número considerável de reservatórios a montante. Isso só pode significar que a carga de sedimentos produzida e transportada pelo rio Paraná é muito superior àquela transportada nos rios Tocantins e Paraná.

Destaca-se ainda o aumento da deposição que ocorre no rio Grande do meio para o final da cascata. Aqui, destaca-se dois fenômenos: o aumento do volume dos reservatórios e a distância entre eles, o que implica em mais áreas incrementais contribuindo para o aporte de sedimentos aos



reservatórios. As áreas incrementais entre os reservatórios de montante são bem menores. Como visto, apesar da carga afluente ser o principal elemento governando a carga que fica retida nos reservatórios, a figura 2 mostrou que reservatórios com mais volumes tendem a depositar mais sedimentos e, no caso do Grande, essa premissa é

verdadeira. Já para a cascata do rio Paraná, ela não se aplica, pois Itaipu tem um volume de água muito maior que São Simão, enquanto este apresenta maior deposição, visto que a maior parte da carga disponível ficou retida nos reservatórios a montante de Itaipu.

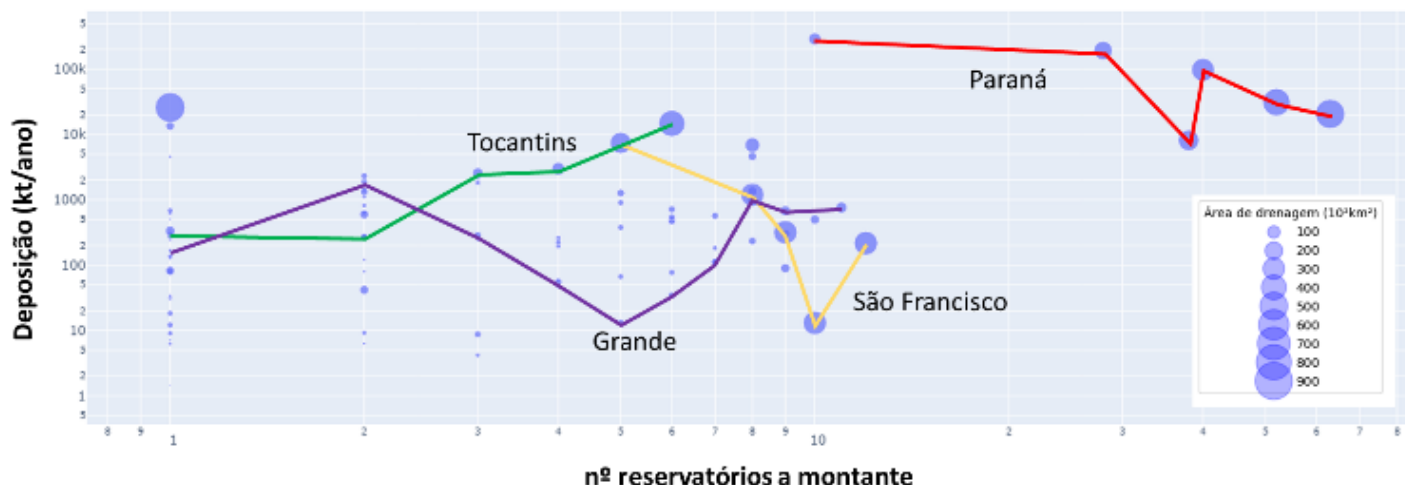


Figura 7: Relação entre o número de reservatório a montante e as deposições médias simuladas anualmente em cada reservatório. Na figura, destaca-se em linhas e cores algumas cascatas de reservatórios que ilustram a dinâmica de aumento e redução da deposição nos reservatórios.

Por fim, a figura 8 apresenta a relação das deposições médias simuladas anualmente com as vazões sólidas totais afluentes aos reservatórios e a eficiência de retenção de sedimentos dos reservatórios. Essa figura ressalta que os maiores reservatórios estudados (aqueles da cascata do rio Paraná) apresentam baixa eficiência de retenção (~50-60%). Por outro lado, reservatórios com uma deposição de sedimentos muito baixa apresentaram valores de eficiência de retenção próximos a 100%. Esses resultados nos levam a refletir sobre as características dos reservatórios: reservatórios a fio d'água ou de armazenamento? Itaipu, por exemplo, é um dos maiores reservatórios, com um grande lago e um volume de armazenamento muito grande, contudo, ainda assim é um reservatório do tipo a fio d'água, o que pode explicar sua eficiência de retenção próxima à 50%.

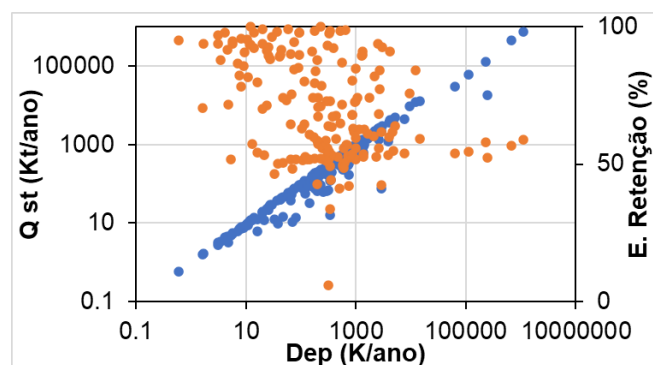


Figura 8: Relação entre as deposições médias simuladas anualmente com as vazões sólidas totais (Qst) afluentes aos reservatórios e a eficiência de retenção de sedimentos dos reservatórios.

A figura 8 também indica que não existe uma relação direta entre tamanho de reservatório e eficiência de retenção, ou de carga afluente e eficiência de retenção. A nuvem de pontos apresentada na figura revela que o uso de equações como a de Julien, que leva em conta diversos componentes relacionados às dimensões dos reservatórios e às características da propagação dos sedimentos podem representar uma maior variabilidade de possibilidades se comparado a abordagens mais simplistas, que muitas vezes só levam em conta um valor fixo de eficiência de retenção ou mesmo o volume total do reservatório.

Conclusão

O presente estudo se propôs a responder as seguintes perguntas sobre reservatórios da América do Sul: A quantidade de sedimentos depositados é proporcional às dimensões do reservatório? A quantidade de sedimentos depositados é governada pelas características da bacia hidrográfica? A quantidade de sedimentos depositados é principalmente influenciada pelo número de reservatórios a montante? Para isso, utilizou-se dados de deposição de sedimentos em reservatórios simulados com um modelo hidrológico-hidrodinâmico e de sedimentos, dados dos reservatórios e características das bacias hidrográficas. Os resultados apresentados mostraram que existe uma fraca tendência que relaciona a quantidade de sedimentos depositados com o volume e área máxima dos reservatórios. Considerando a profundidade média do reservatório, nota-se uma grande nuvem de pontos, não ficando clara nenhum tipo de tendência. Esses resultados reforçaram que embora as dimensões do reservatório possam influenciar no processo de deposição dos reservatórios, esses fatores não são os fatores que mais influenciam a dinâmica da deposição.



Os resultados mostraram que as características das bacias hidrográficas podem ser elementos mais importantes. Embora não exista uma relação direta da área de drenagem, a localização dos reservatórios importa, uma vez que o continente possui regiões distintas no que se refere à produção de sedimentos. A vazão sólida afluente aos reservatórios é a variável que mais se relaciona com a quantidade de sedimentos depositada, em que reservatórios com maior aporte geralmente terão maior deposição, o que tem sido demonstrado na literatura clássica.

Contudo, os resultados também mostraram que cascatas de reservatórios, com diferentes capacidades de armazenamento, áreas incrementais de drenagem entre um reservatório e outro, e a região que se encontram podem influenciar significativamente no processo de deposição. Por exemplo, observou-se que o reservatório de Itaipu, mesmo sendo um reservatório a fio d'água e possuindo um grande volume de armazenamento, retém menos sedimentos que alguns reservatórios a montante dele e apresenta uma eficiência de retenção próxima à 50%. Isso se deve tanto as características do rio Paraná, do reservatório e também do que acontece a montante em termos da dinâmica dos fluxos de sedimentos.

Referências

Beck, H.E., van Dijk, A.I.J.M., de Roo, A., Dutra, E., Fink, G., Orth, R., Schellekens, J., 2017. Global evaluation of runoff from 10 state-of-the-art hydrological models [dataset]. *Hydrol Earth Syst Sci* 21, 2881–2903.

Brune, G. M. (1953) Trap Efficiency of Reservoirs. *Transactions, American Geophysical Union*. Vol. 34, n. 3. P 649-655.

Fagundes, H. O., Fleischmann, A. S., Fan, F. M., Paiva, R. C. D., Buarque, D. C., Siqueira, V. A., et al. (2023). Human-induced changes in South American river sediment fluxes from 1984 to 2019. *Water Resources Research*, 59, e2023WR034519. <https://doi.org/10.1029/2023WR034519>

Fagundes, H. D. O., Fan, F. M., Fleischmann, A. S., Paiva, R. C. D. D., Buarque, D. C., Siqueira, V. A., & Collischonn, W. (2021). Estimativa da vida útil de reservatórios na América do Sul. *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos* (24.: 2021: Belo Horizonte). *Anais [recurso eletrônico]*. Porto Alegre: ABRHidro, 2021.

Hogeboom, R. J., Knook, L., & Hoekstra, A. Y. (2018). The blue water footprint of the world's artificial reservoirs for hydroelectricity, irrigation, residential and industrial water supply, flood protection, fishing and recreation. *Advances in Water Resources*, 113, 285–294. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.01.028>

Julien, P.Y., 2010. *Erosion and Sedimentation*, Second. ed. Cambridge University Press, New York.

Schleiss, A. J., Franca, M. J., Juez, C., De Cesare, G. Reservoir sedimentation, *Journal of Hydraulic Research*, v. 54, n. 6, p. 595-614. 2016 DOI: 10.1080/00221686.2016.1225320

Shin, S., Pokhrel, Y., Miguez-Macho, G., 2019. High-resolution modeling of reservoir release and storage

dynamics at the continental scale. *Water Resour.Res.* 55, 787–810.

Skofronick-Jackson, G., Petersen, W.A., Berg, W., Kidd, C.,

Stocker, E.F., Kirschbaum, D.B., Kakar, R., Braun, S.A., Huffman, G.J., Iguchi, T., Kirstetter, P.E., Kummerow, C., Meneghini, R., Oki, R., Olson, W.S., Takayabu, Y.N., Furukawa, K., Wilheit, T., 2017. The global precipitation measurement (GPM) mission for science and Society [dataset]. *Bull Am Meteorol Soc* 98, 1679–1695. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00306.1>

Tilmant, A., Arjoon, D., & Marques, G. F. (2014). Economic Value of Storage in Multireservoir Systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(3), 375–383. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000335](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000335)

Vestraeten, G.; Poesen, J. Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. *Fund for Scientific Research, Flanders Laboratory for Experimental Geomorphology*.

Yigzaw, W., Li, H.-Y., Demissie, Y., Hejazi, M.I., Leung, L.R., Voisin, N., Payn, R., 2018. A New Global Storage-Area-Depth Dataset for Modeling Reservoirs in Land Surface and Earth System Models [dataset]. *Water Resources Research TECHNICAL* 54, 10,372–10,386.



ESTIMATIVA DE VIDA ÚTIL DE UM RESERVATÓRIO EM FUNÇÃO DO ASSOREAMENTO: CASO DO RIO JUNDIAÍ EM SÃO PAULO, BRASIL

Matheus Lemes de Luccas¹, Luis Fernando Murillo Bermúdez², Hugo de Oliveira Fagundes³, Vassiliki Boulomytis⁴, José Gilberto Dalfré Filho⁵, Laura Maria Canno Ferreira Fais⁶, André Luís Sotero Salustiano Martim⁷

¹Universidade Estadual de Campinas, e-mail: mlemesdeluccas@gmail.com; ²Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; ³Universidade Estadual de Campinas, e-mail: hugofagundes@unicamp.br; ⁴Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo, e-mail: likitgb@yahoo.com; ⁵Universidade Estadual de Campinas, e-mail: dalfre@unicamp.br; ⁶Universidade Estadual de Campinas, e-mail: laura@ft.unicamp.br; ⁷Universidade Estadual de Campinas, e-mail: sotero@fec.unicamp.br

Palavras-chave: reservatório; assoreamento; rio Jundiaí

Introdução

O represamento de águas fluviais tem o objetivo de atender demandas de diferentes fins. Obras de represamento, por situarem-se em corpos d'água naturais, estão sujeitas ao escoamento tridimensional bifásico, que contém água e sedimentos com fronteiras móveis influenciadas pelo escoamento (AMARAL *et al.*, 2020). A sedimentação dos reservatórios refere-se ao processo de acumulação de material sólido nas suas calhas. O transporte natural de água, sedimentos, calor, substâncias químicas e espécies biológicas é alterado quando estruturas de contenção são construídas em trechos de rios, fazendo com que os sedimentos se depositem e, consequentemente, resultem na perda de volume para o armazenamento de água (SCHLEISS; FRANCA; DE CESARE, 2016), caracterizando-se como um problema fundamental a ser tratado na operação e gestão dos reservatórios (SUN *et al.*, 2022).

De acordo com Schleiss e De Cesare (2010), a perda de capacidade de armazenamento em função do assoreamento supera o potencial aumento de volume proveniente da construção de novos reservatórios para fins de irrigação, abastecimento e geração de energia. Kawashima (2007) descreve que em um processo de sedimentação, mesmo quando considerado lento, é relevante que seja monitorada a perda de volume útil ao longo do tempo. No contexto global, a taxa de perda de capacidade de armazenamento varia de 0,5% a 1,0% anual (WHITE, 2001) e o custo das externalidades para combater esta problemática é de, aproximadamente, US\$ 18 bilhões (ANNANDALE; MORRIS; KARKI, 2016). Além dos impactos físicos à montante e jusante da barragem, também ocorrem impactos econômicos, ambientais e sociais, devido às alterações excessivas na morfologia fluvial, perdas de ecossistemas ripários e aquáticos e diminuição da qualidade da água (KONDOLF, 1997). O Brasil apresenta diversos reservatórios parcial ou totalmente assoreados, entre eles o Euclides da Cunha, na Bacia do Paraná, e o Três Marias, no Rio São Francisco (CARVALHO, 2008).

Schleiss, Franca e De Cesare (2016) destacam que, apesar

dos distintos mecanismos referentes ao processo de assoreamento dos reservatórios serem bem conhecidos, o mesmo não ocorre com a teoria física que explica o fenômeno. Isso faz com que os estudos sobre a sedimentação em reservatórios sejam de grande relevância, ainda que os primeiros modelos vêm sendo discutidos desde a década de 50 do século passado (GARG; JOTHIPRAKASH, 2008). A avaliação da eficiência de retenção de sedimentos nos reservatórios é, então, principalmente baseada em análises empíricas, entendida como a relação dos sedimentos de entrada com os retidos e depositados no reservatório (GARG; JOTHIPRAKASH, 2010; REVEL *et al.*, 2015; WATERS; LEWIS, 2017). Esta variável é dependente de vários parâmetros, entre os quais se destacam: (1) a capacidade e forma do reservatório; (2) a taxa de influxo de sedimentos e água; (3) a distribuição do tamanho do sedimento; e (4) o tipo de operação do reservatório (GARG; JOTHIPRAKASH, 2010).

Assim, tendo em vista a relevância do tema, principalmente para o Brasil, que contempla uma vasta rede de corpos d'água naturais e barragens, este trabalho propõe contribuir com a discussão sobre assoreamento dos reservatórios no país. A proposta do estudo é estimar o tempo de vida útil de um reservatório no rio Jundiaí, em São Paulo, Brasil, em função do seu assoreamento devido ao acúmulo de sedimentos.

Revisão de Literatura

A avaliação da sedimentação em reservatórios pode ser realizada por métodos empíricos (analíticos), baseados no processo físico (teóricos) e físico-experimentais. Todos os métodos destacam, como parâmetro determinante para a avaliação da vida útil, a eficiência de retenção de sedimentos, que tal como considerado por Heinemann (1981) é a informação mais primordial sobre um reservatório. A eficiência de retenção (ER) é definida como a porcentagem de sedimentos afluentes ao reservatório, que efetivamente nele se depositam, em relação ao total afluente (VERSTRAETEN; POESEN, 2000).

Segundo Gottschalk (1964), a eficiência de retenção é governada pela velocidade de queda das partículas de



sedimentos, tempo de retenção do reservatório, além do tamanho e posicionamento das estruturas extravasoras de água. Verstraeten e Poesen (2000) indicam que as características do reservatório também influenciam a ER, a tipologia (seco, semi-seco, permanentemente coberto), a forma e o volume inicial reservado.

Os métodos empíricos são baseados na relação entre a capacidade do reservatório e o sedimento afluente, a área da bacia hidrográfica ou o índice de sedimentação (VERSTRAETEN; POESEN, 2000; SUN *et al.*, 2022). Estes métodos são focados nas consequências de médio a longo prazo da sedimentação. Uma vez que os reservatórios são construídos para atenderem grandes períodos de tempo, eles têm sido o foco principal de estudo e os mais amplamente usados (TRIMBLE; WILSON, 2012; VERSTRAETEN; POESEN, 2000).

As formulações e os ábacos são amplamente utilizados nos estudos de sedimentação, elaborados a partir de dados hidrossedimentométricos de longas series históricas em distintos reservatórios. Para o seu desenvolvimento, foram coletados dados de campo desde o início do século XX, majoritariamente nos Estados Unidos, a fim de realizar estimativas confiáveis de ER (TRIMBLE; WILSON, 2012). Alguns autores vêm propondo correlações para a ER, tanto com novas curvas, quanto aprimorando correlações anteriores. As mais conhecidas são a de Brown (1943), Churchill (1948), Brune (1953) e Heinemann (1981). No Brasil, os estudos de Churchill (1948) e Brune (1953) são muito utilizados, sendo o primeiro para pequenos e médios reservatórios, e o segundo para os de grande porte (CARVALHO, 2008).

A curva de Brown (1943) baseia-se na razão entre a capacidade de armazenamento e a área da bacia hidrográfica. Brune (1953), contudo, ressalta que a relação entre a capacidade de armazenamento e a vazão afluente tende a proporcionar correlações mais verídicas. Isso porque os reservatórios, mesmo possuindo relações entre a capacidade de armazenamento e a área da bacia hidrográfica semelhantes, podem receber vazões afluentes significativamente distintas, como nos casos dos reservatórios situados em regiões áridas ou úmidas. Heinemann (1981), por outro lado, propôs uma curva de ER com base em um acervo de 20 pequenos reservatórios, sendo que 16 deles possuíam área de drenagem inferior a 38,85 km². Brune (1953), por sua vez, fez uso de 44 reservatórios, vinculando sua curva à relação entre a capacidade de armazenamento e a vazão afluente.

Por fim, Churchill (1948), a partir de reservatórios relativamente grandes, apresentou uma curva que relaciona o índice de sedimentação e a percentagem de sedimentos que atravessam a barragem. O índice de sedimentação é dado pela Equação (1).

$$IS = \frac{T}{v_m} = \frac{V_{res}^2}{Q_{md}^2 \cdot L} \quad (1)$$

Onde: IS é o índice de sedimentação ($s^2.m^{-1}$), T o período ou tempo de retenção (s), v_m a velocidade média do escoamento ($m.s^{-1}$), V_{res} é o volume do reservatório, Q_{md} a vazão média diária ($m^3.s^{-1}$) e L o comprimento do reservatório (m).

Por outro lado, a abordagem teórica pode ser realizada a partir de medições das descargas de sedimento de estações hidrossedimentométricas à montante e à jusante da barragem, das características deste sedimento, e das respostas hidráulicas e geométricas do reservatório. Também podem ser estimada a quantidade de sedimento retido no reservatório para curtos períodos de tempo e para eventos únicos (SUN *et al.* 2022; TRIMBLE; WILSON, 2012; VERSTRAETEN; POESEN, 2000).

A carga sedimentar fluvial referida por Hudson-Edwards (2007) ao sedimento que está em movimento dentro da calha do rio pode ser classificada de várias formas, de acordo com a sua origem, mecanismo de transporte e método de amostragem (ALVAREZ; FLORES, 1997; MORRIS; FAN, 1998; CARVALHO, 2008; GARCÍA, 2008; WILCOCK; PITLICK; CUI, 2009; ASTM INTERNATIONAL, 2016).

Para o entendimento das diversas classificações em relação ao transporte de sedimentos fluviais é necessário citar primeiramente os três controles fundamentais do transporte, que segundo Hickin (1995) são: competência, capacidade e fornecimento de sedimentos.

A competência é definida em função do maior diâmetro de partícula que o escoamento é capaz de transportar. Os sedimentos de maior diâmetro podem ser transportados a depender da competência do rio em carrear maiores partículas. Já a capacidade está relacionada com a quantidade máxima de sedimentos os quais possuem um determinado diâmetro de partícula que o escoamento é capaz de transportar no arrasto do leito. A capacidade também pode ser definida como a taxa na qual a corrente move sedimentos em um determinado fluxo (WILCOCK; PITLICK; CUI, 2009). Por fim, o fornecimento de sedimentos refere-se à quantidade e à granulometria de sedimento disponível para ser transportado.

Em relação à origem dos sedimentos, ela pode ser definida a partir da carga de lavagem e da carga do material do fundo. A primeira é a parte da carga total composta por partículas usualmente mais finas que 0,062 mm de diâmetro, movimentada por suspensão, e quando presente na camada de fundo, ocorre somente em porcentagens relativamente pequenas (DIPLAS *et al.*, 2008; WILCOCK; PITLICK; CUI, 2009). Já a carga do material do fundo consiste em partículas maiores que a carga de lavagem, representativos da parte móvel do leito. A carga de material do fundo constitui uma pequena fração (menos de 15%) da carga total (MORRIS; FAN, 1998; GARCÍA, 2008).

É importante salientar que o aumento de carga de lavagem não causa deposição na camada do fundo, e nem a diminuição da carga de lavagem causa erosão, pois é transportada bem abaixo da sua capacidade, sendo controlada pela erosão da superfície do solo (chuva, vegetação, uso da terra) e não pela erosão do leito do canal. Portanto, as fontes deste material provêm dos bancos de canais. Para o sedimento transportado como carga do material do fundo, o movimento é regido pela capacidade do transporte do canal (VAN RIJN, 2007; GARCÍA, 2008).

Levando em conta o mecanismo de transporte, a carga em suspensão, como o próprio termo denota, é movimentada em suspensão na coluna d'água tanto pela turbulência quanto pelos movimentos brownianos no fluxo da água sem ter



contato com o leito do rio por períodos de tempo consideráveis (ASTM INTERNATIONAL, 2016). A carga de arraste ou leito é a porção da carga do material do fundo em contínuo contato com o próprio leito, podendo ser transportada por saltação, deslizamento ou rolamento (VAN RIJN, 2007).

A classificação por modo de transporte depende de dois fatores: do tamanho do grão e da turbulência no fluxo. As argilas e os lodos finos são normalmente transportados em suspensão (carga de lavagem), já a maioria dos cascalhos e pedregulhos são mobilizados como carga no leito. No entanto, dependendo da energia turbulenta, a areia pode ser estável no leito, rolar ou saltar ao longo do fundo ou ser transportada em suspensão quando a descarga aumenta (MORRIS; FAN, 1998).

Por outro lado, a definição operacional é derivada em parte a partir do tipo de amostrador usado no momento de fazer a medição. A carga de sedimentos em suspensão e do leito são medidas em quantidades de sedimento por unidades de tempo, mas existe uma parcela não coletada, que segundo o exposto por Diplas *et al.* (2008), pode ocorrer nos seguintes casos:

- Sedimentos que passam embaixo do bico do amostrador de sedimentos em suspensão, quando está tocando o leito do rio, sem o uso de nenhum amostrador de carga de arrasto;
- Sedimentos com diâmetro suficientemente pequeno para atravessar a malha da bolsa do amostrador de carga de arraste;
- Sedimentos movimentando-se acima do amostrador de carga do leito que apresentam um diâmetro muito grande para serem coletados de forma confiável pelo amostrador de sedimentos suspensos.
- Materiais de grandes dimensões que não conseguem entrar no bico do amostrador de carga do leito.

No que tange à quantificação da descarga de sedimentos, para Wilcock, Pitlick e Cui (2009), os problemas relacionados com transporte de sedimentos podem ser divididos em dois grupos principais. O primeiro deles é focado nos problemas de movimento incipiente do material e o segundo, relacionado com a tentativa de quantificar as taxas de transporte, referentes às quais os sedimentos são transportados em uma determinada seção transversal.

Yang (2014) relata a existência de mais de 100 fórmulas publicadas para a avaliação de transporte de sedimentos, onde a maioria assume que as taxas ou concentrações de transporte de sedimentos podem ser determinadas por um ou mais parâmetros conhecidos (e.g. descarga de água, velocidade medida do fluxo, lâmina da água ou inclinação de energia, tensão de cisalhamento, potência de fluxo ou potência de fluxo unitário), reconhecidos em uma abordagem determinística.

Outras abordagens do mesmo problema são referidas por Stevens e Yang (1989) como probabilísticas e empíricas. A primeira está associada às previsões de movimento de partículas a partir de formulações que definem o início e o fim do movimento dos sedimentos, além das taxas médias de descarga. Finalmente, a análise empírica usa regressão estatística para realizar previsões de forma rápida, correlacionando a concentração ou taxa de transporte de

sedimentos adimensional com um parâmetro principal (CAMPEÃO, 2017).

A escolha das equações para sua aplicação não é uma tarefa trivial devido à quantidade de parâmetros que influenciam a descarga sólida. Além disso, os resultados a partir destas equações podem distar amplamente das medições em campo (CAMPEÃO, 2017; CARVALHO, 2008).

Yang (1996) apresenta um procedimento detalhado para a seleção da equação de cálculo de descarga sólida. Outros autores fazem classificações a partir de dados de campo, entre estes a ASCE (1982) a qual descreve que as formulações que foram mais precisas foram as de Yang (1973), Laursen (1958) e Ackers e White (1973) para a carga do material do leito. Um compêndio das equações de arrasto e material do leito mais comuns da literatura podem ser encontradas em Gray e Simões (2008).

As formulações de Schoklitsch (1934), Meyer-Petter e Muller (1948), Engelund e Hansen (1967), Ackers e White (1973) e Yang (1973) são citadas como sendo as de maior confiança por Paiva (1988). Contudo, algumas décadas após 1945, os estudos referentes ao transporte de sedimentos por arrasto decresceram, sendo que ainda não há trabalhos que forneçam uma resposta satisfatória sobre o tema (HAGER, 2018).

No Brasil, foram feitos trabalhos nos quais estas formulações foram avaliadas em rios nacionais como Scapin (2007) e Paiva (1988). A partir da aplicação da fórmula de Yang (1973), a carga de material do leito teve as estimativas mais próximas quando comparadas com as descargas medidas. Ponce (1990) não chegou aos resultados concluintes para a definição de uma equação satisfatória e Paiva (1995) discutiu os possíveis erros da aplicação dos métodos com o uso de um único diâmetro, que frequentemente é o tamanho médio das partículas (D_{50}).

Metodologia

A parte alta da bacia hidrográfica do rio Jundiaí, corpo hídrico objeto de estudo, está inserida na unidade de gerenciamento de Recursos Hídricos N°5 do Estado de São Paulo (dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí). A área da bacia delimitada até a barragem é de 106 km². Segundo o Consórcio ETTec (2006), o local de implantação do empreendimento situa-se cerca de 6 km da sede da cidade de Campo Limpo Paulista, à montante do rio Jundiaí.

A barragem é de terra com seu eixo nas coordenadas UTM 324.300 m E 7.432.500 m S, zona 23K. O coroamento na elevação aproximada de 782 m representa a altura total do barramento de cerca de 27 m e o sistema extravasor do tipo soleira vertente na elevação de 778,0 m. A Figura 1 apresenta o mapa da bacia com a rede de drenagem, localização do eixo da barragem e o exutório representado pelo ponto de medição hidrossedimentométrica, além do modelo para a barragem com o resumo das suas principais características (CONSÓRCIO ETTec, 2006).

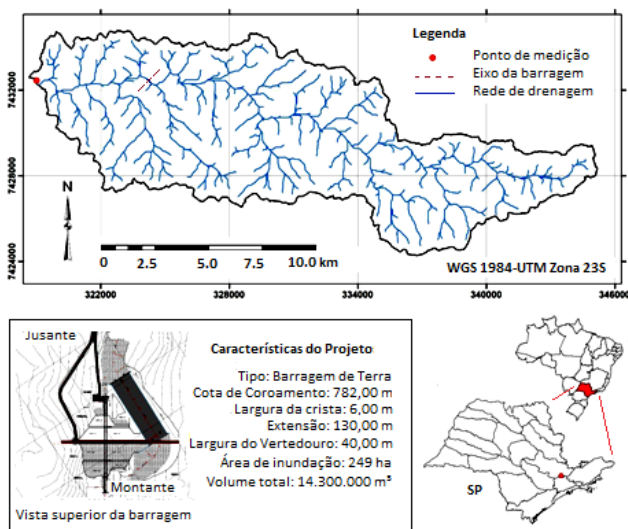


Figura 1: Localização da área de estudo.

Segundo Carvalho (2008), a estimativa preliminar do volume de sedimentos retidos no reservatório, assim como o tempo de ocorrência, são fundamentados pelas Equações (2) e (3).

$$S = \frac{(1+R) \cdot 365 \cdot Q_{st} \cdot E_r}{\gamma_{ap}} \quad (2)$$

$$T = \frac{V_{res}}{S} \quad (3)$$

Onde S é o volume de sedimentos retidos no reservatório ($m^3 \cdot ano^{-1}$); E_r a eficiência de retenção do sedimento afluente ao reservatório (fração adimensional); γ_{ap} o peso específico aparente médio dos depósitos ($t \cdot m^{-3}$); Q_{st} a descarga sólida total média afluente ($t \cdot dia^{-1}$); T o tempo de assoreamento de um determinado volume (anos); V_{res} o volume do reservatório (m^3), e R a taxa de aumento da descarga sólida com o decorrer do tempo (adimensional). Os parâmetros acima variam com o tempo, reforçando a influência recíproca existente entre cada um, característica intrínseca da hidráulica fluvial. A taxa R , segundo Carvalho (2008), decorre da progressão da erosão na bacia, explicada pelo aumento do uso do solo, da precipitação e da vazão da bacia.

De acordo com Bordland (1971), Trimble e Carey (1990) e Verstraeten e Poesen (2000), a curva de Churchill tende a fornecer resultados mais realísticos e melhores previsões se comparada à curva de Brune (*apud* REVEL *et al.*, 2015). A Figura 2 apresenta a curva proposta por Churchill (1948) e modificada por Bordland (1971) com dados adicionais, a qual mostrou-se mais adequada para definição da eficiência de retenção do reservatório em estudo.

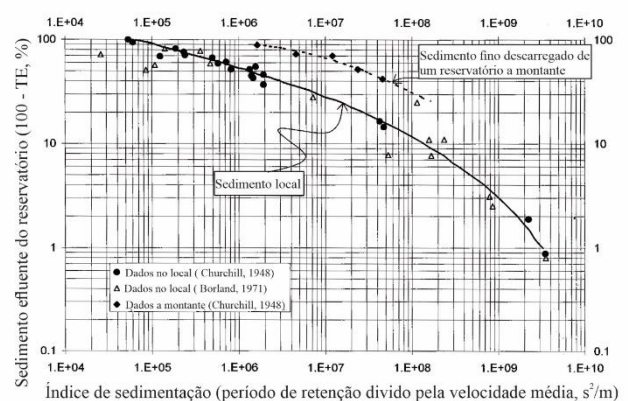


Figura 2: Curva de Churchill (1948), modificada por Bordland (1971). Fonte: Bordland (1971) *apud* Verstraeten & Poesen (2000).

Para a determinação da descarga sólida de determinado rio, separou-se a descarga dos sedimentos afluentes em dois tipos, onde a soma representa a descarga sólida total:

- Descarga em suspensão: representa a maior parcela da carga sólida, a qual, de acordo com Carvalho (2008), chega a 90% do total;
- Descarga de arrasto: representa a menor parcela da carga sólida, a qual, de acordo com Carvalho (2008), chega a 10% do total.

Ainda, na literatura encontra-se a descarga sólida do material do leito, que inclui a descarga de arrasto e a parcela do material do leito que se encontra em suspensão. As fórmulas para o seu cálculo incluem sedimentos com diâmetro superior a 0,062 mm, sendo que partículas de até 0,062 mm de diâmetro são consideradas descarga de finos, geralmente em suspensão (CARVALHO, 2008).

Para o cálculo da descarga sólida de suspensão e de arrasto, elaborou-se a curva de permanência de vazões no rio Jundiá, a partir da estação fluviométrica 3E-108, operada pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE-SP). A série histórica contempla dados de 1979 a 2002 e dista cerca de 3,50 km a jusante da barragem em estudo.

Dado o longo período do término da série até a data de elaboração deste estudo, foi verificado se ocorreram mudanças significativas no regime de vazões do rio, a fim de que a assertividade do valor da vazão líquida escolhida fosse apropriada. Essa confirmação foi elaborada com o traçado de uma nova curva de permanência, com o posto 745, pertencente ao Sistema de Alertas a Inundações de São Paulo (SAISP), contemplando dados de Novembro/2018 a Março/2021. Esse posto dista 1,76 km a jusante do posto operado pelo DAEE, mostrando-se coerente à validação do regime proposto.

A Figura 3 apresenta a curva de permanência utilizada no estudo. Verificando-se que para vazões com permanência intermediária, o regime não se alterou significativamente. Nesse sentido, será utilizada a vazão líquida correspondente a 50% de permanência, equivalente a 1,30 m^3/s .

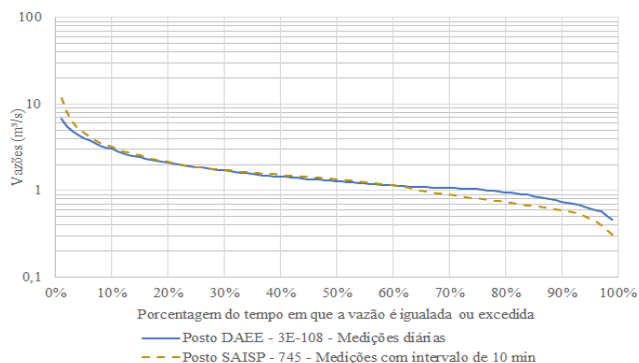


Figura 3: Curvas de permanência de vazões do rio Jundiá.

A estimativa da descarga sólida em suspensão foi obtida a partir da curva-chave de sedimentos apresentada na Figura 4 e das medições diretas no período de Março/2017 a Janeiro/2020, compreendendo tanto os períodos de estiagem quanto os períodos chuvosos. O ponto de coleta tem coordenadas UTM 319 230 m E e 7 432 346 m S, distando cerca de 6 km, pelo leito do rio, da localização da barragem.

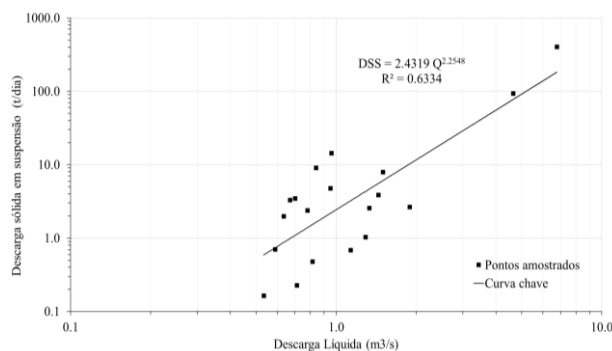


Figura 4: Curva-chave de sedimentos do rio Jundiá para descarga em suspensão.

A descarga sólida de arrasto e de material do leito foi determinada por medição indireta, que pressupõe amostragem dos sedimentos do local para elaboração da curva granulométrica das amostras e posterior uso em formulações. O ponto de coleta das amostras é o mesmo citado anteriormente. O cálculo foi realizado por meio das fórmulas disponíveis no programa SEDIM 2.0.

A curva granulométrica é apresentada na Figura 5, com amostras de sedimentos em suspensão e do leito. Os dados referentes às amostras do leito foram obtidos a partir de Medeiros *et al.* (2020), enquanto as dimensões da seção transversal do rio foram as apresentadas por Neto *et al.* (2020), para uma vazão líquida de $1,33 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

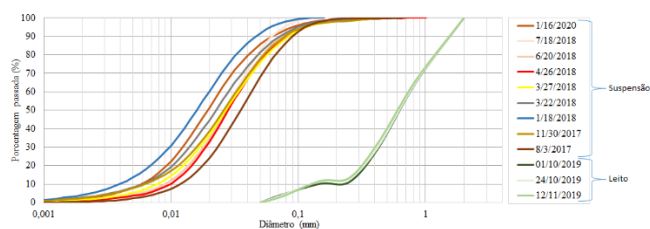


Figura 5: Curva granulométrica das amostras do rio Jundiá. Fonte: Elaborado pelos autores com base em dados próprios e Medeiros *et al.* (2020).

O peso específico aparente presente na Equação (2) tem a função de converter a descarga sólida de massa para volume. De acordo com Strand e Pemberton (1987), o peso específico aparente é influenciado, basicamente, pelo método de operação do reservatório, textura e granulometria das partículas, além da taxa de compactação dos sedimentos depositados.

Lane e Koelzer (1943), observando os fatores acima listados, sugeriram um método que divide o tipo de operação do reservatório em quatro classes, assim como contempla três tipos de solo: argila, silte e areia. Então, para o cálculo do peso específico aparente após T anos, faz-se uso da Equação (4), que deve ser utilizada separadamente para cada tipo de sedimento (argila, silte ou areia).

$$W = W_i + K \cdot T \quad (4)$$

Onde W é o peso específico aparente dos sedimentos após T anos ($\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$); W_i o peso específico inicial (anual) de argila, silte ou areia ($\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$); K a constante baseada no tipo de operação do reservatório e granulometria dos sedimentos ($\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$) e T o tempo (anos).

O parâmetro K foi determinado por Lane e Koelzer (1943) e é apresentado na Tabela 1. Os valores de W_i a serem utilizados, dispostos também na Tabela 1, são os tabelados por Lara e Pemberton (1963), que melhoraram os resultados obtidos por Lane e Koelzer (1943). Os parâmetros dependem do tipo de operação do reservatório, propostos por Lane e Koelzer (1943), onde considerou-se sedimentos sempre ou quase sempre submersos.

Tipo de operação do reservatório	Valores de K ($\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$)			Valores de W_i ($\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$)		
	Areia (K_a)	Silte (K_m)	Argila (K_c)	Areia	Silte	Argila
Sedimento sempre ou quase sempre submerso	0	0,0913	0,2563	1,554	1,121	0,416
Depleção do reservatório de pequena a média	0	0,0288	0,1346	1,554	1,137	0,561
Reservatório com consideráveis variações de nível	0	0	0	1,554	1,153	0,641
Reservatórios normalmente vazios	0	0	0	1,554	1,169	0,961

Tabela 1: Valores de K e dos pesos específicos iniciais. Fonte: Adaptado de Lane e Koelzer (1943) e Lara e Pemberton (1963).

Segue, então, com o cálculo do peso específico aparente após T anos de todo o depósito, a partir da soma das parcelas de contribuição dos três tipos de solos, areia, silte e argila, usando a Equação (5).

$$\gamma_{ap} = W_c \cdot p_c + W_m \cdot p_m + W_s \cdot p_s \quad (5)$$

Onde W_c , W_m , W_s são os pesos específicos da argila, silte e areia, respectivamente, após T anos ($\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$) e p_c , p_m , p_s são as porcentagens da quantidade de argila, silte e areia dos sedimentos afluentes.



Ainda, Miller (1953) obteve uma equação que se aproxima da integral da Equação (5), a qual permite o cálculo do peso específico médio durante os T anos de retenção de todos os tipos de sedimentos, apresentada nas Equações (6) e (7).

$$\gamma_{ap,m} = \gamma_{ap} + 0,4343 \cdot K \left[\frac{T}{T-1} \cdot \ln \ln (T-1) \right] \quad (6)$$

$$K = K_c \cdot p_c + K_m \cdot p_m + K_s \cdot p_s \quad (7)$$

Onde $\gamma_{ap,m}$ é o peso específico aparente médio durante T anos de depósito (t.m^{-3}), γ_{ap} o peso específico inicial do depósito (t.m^{-3}), calculado a partir da Equação (5), utilizando, dessa vez, os valores de W_c , W_m e W_s como os dispostos na Tabela 1; K a soma ponderada dos coeficientes dos três tipos de solos (t.m^{-3}), calculado através da Equação (7) e K_c , K_m , K_s os coeficientes determinados através da Tabela 1.

A equação proposta por Miller (1953), que fornece o peso específico aparente médio durante os T anos do depósito, foi também utilizada para a determinação dos resultados. As frações de argila, silte e areia foram determinadas a partir das curvas granulométricas da Figura 5, juntamente com ao estipulado pela ABNT NBR 6.502/2022, que define a faixa de diâmetros para classificação de cada tipo de solo. De acordo com Carvalho (2008), essas frações devem ser obtidas a partir das composições médias das curvas granulométricas, considerando a proporção entre a descarga sólida de suspensão e a descarga sólida de arrasto.

Cabe ressaltar, ainda, que tanto as Equações (4) e (6), como a Equação (3), dependem do tempo T em anos. Assim, foi inicialmente adotado um tempo para o cálculo do peso específico aparente e, então, verificada a sua aderência com o tempo determinado pela Equação (3), concluindo os cálculos apenas quando os dois tempos convergirem, a fim de serem determinados resultados fisicamente válidos.

O aumento de erosão na bacia, representando pela taxa R na Equação (2), é determinado dispondo-se de uma série de descargas sólidas e vazões líquidas, conforme apresenta Carvalho *et al.* (2000). Contudo, não há dados recentes suficientes de descarga líquida, mas somente até 2002. Por isso, não foi possível caracterizar o aumento de erosão da bacia para o presente estudo de forma minimamente razoável. Assim, foi avaliado o comportamento da vida útil do reservatório com base em uma variação da taxa R entre 0 e 15. O volume do reservatório, até a cota da soleira vertente do extravasor, foi adotado conforme aquele mencionado no relatório técnico do projeto básico da barragem, correspondente à 14 380 000 m^3 (CONSÓRCIO ETTec, 2006).

Resultados e Discussão

Com base nos dados disponíveis, vazão com 50% de permanência e aplicando a metodologia apresentada, determinou-se, com o auxílio do SEDIM 2.0, a descarga sólida de arrasto e do material do leito. Os resultados podem ser observados na Tabela 2.

Autor - Fórmula	Descarga Sólida do Leito ou do Material do Leito (t.dia^{-1})
Engelund e Hansen (1967)	9,510
Ackers e White (1973) – D_{35}	0,010

Autor - Fórmula	Descarga Sólida do Leito ou do Material do Leito (t.dia^{-1})
Yang (1973) – Areias com D_{50}	0,120
Yang (1973) – Areias com frações	1,840
Schoklitsch (1934)	7,410
Kalinske (1947)	85,310
Meyer-Peter e Muller (1948)	7,080
Rottner (1959)	0,001

Tabela 2: Resumo da descarga sólida do leito e do material do leito calculadas.

A descarga sólida em suspensão obtida para uma vazão líquida de $1,30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ é igual a $4,40 \text{ t.dia}^{-1}$. Portanto, com base nos resultados obtidos e observando que a parcela dos sedimentos transportados em suspensão corresponde entre 80% a 90% do total (CARVALHO, 2008), as fórmulas que apresentam melhor aderência ao local de estudo são as de Yang (1973). Assim, para o prosseguimento dos cálculos, será considerado o equacionamento com frações da granulometria (correspondente a descarga sólida de material do leito igual a $1,84 \text{ t.dia}^{-1}$), já que a formulação tende a apresentar resultados mais precisos se comparado com o simples uso do D_{50} .

Vale destacar que a fórmula de Yang baseia-se na análise dimensional e no conceito de potência unitária do escoamento, sendo uma fórmula determinística (STEVENS; YANG, 1989). Scapin *et al.* (2007) apresentaram a faixa de variação dos parâmetros utilizados por Yang, sendo que, neste estudo de caso, apenas a velocidade média da água se situa fora do intervalo. Na Tabela 3, verificou-se que 98% do material do leito é composto de areia, de acordo com as amostras observadas, o que é coerente com a aplicação da fórmula de Yang.

Neste ponto, cabe ressaltar que a fórmula supracitada determina a carga de material do leito. Dessa forma, ressalta-se que existe uma parcela dessa descarga que já é contemplada pela descarga em suspensão, superestimando a descarga sólida total, sendo de difícil determinação a quantia superestimada.

Descarga Sólida em Suspensão			Descarga Sólida de Arrasto		
Fração do solo	Valor total	70,51% do valor total	Fração do solo	Valor total	29,49% do valor total
p_c	0,03	0,021154	p_c	0,00	0,00
p_m	0,85	0,599359	p_m	0,02	0,005897
p_s	0,12	0,084615	p_s	0,98	0,288974

Tabela 3: Frações de argila, silte e areia dos sedimentos afluentes.

Com os dados de descarga sólida calculados, foram determinadas as frações de argila, silte e areia a serem considerados no cômputo do peso específico aparente dos depósitos. Tem-se uma descarga sólida total de $6,24 \text{ t.dia}^{-1}$, onde 70,51% correspondem a suspensão e 29,49% correspondem a descarga de material do leito, valores que, embora não estejam de acordo com o indicado por Carvalho (2008), representam a proporção mais próxima da faixa entre 80% a 90%, quando comparada às demais formulações simuladas. Os valores percentuais



supracitados foram, então, utilizados nas respectivas curvas granulométricas. A Tabela 3 apresenta os resultados determinados.

Na Tabela 4 apresentam-se os principais parâmetros considerados, valores e unidades, para o cálculo do tempo de vida útil e do volume de assoreamento por ano no reservatório da barragem em estudo. Variou-se a taxa de aumento de erosão R a fim de que fosse possível avaliar o comportamento do volume retido no reservatório. A Figura 5 apresenta a curva de resultado.

Grupo	Parâmetro	Valor
Descarga Sólida Afluente	Descarga líquida - Q ($m^3.s^{-1}$)	1,30
	Descarga sólida em suspensão - Q_{ss} ($t.dia^{-1}$)	4,40
	Descarga sólida do material do leito - Q_{sl} ($t.dia^{-1}$)	1,84
	Descarga sólida total - Q_{st} ($t.dia^{-1}$)	6,24
Eficiência de retenção	Volume do reservatório - V_{res} (m^3)	14 380 000
	Descarga líquida - Q_{md} ($m^3.s^{-1}$)	1,30
	Comprimento do reservatório - L (m)	2000
	Eficiência de retenção - E_r (%)	99,0
Peso específico aparentemente	Tipo reservatório	1
	Tempo - T (anos)	Variável
	Fração de argila - p_c	0,021154
	Fração de silte - p_m	0,605256
	Fração de areia - p_s	0,373590
	Peso específico aparente médio - γ_{apm} ($t.m^{-3}$)	Variável

Tabela 4: Síntese dos parâmetros considerados.

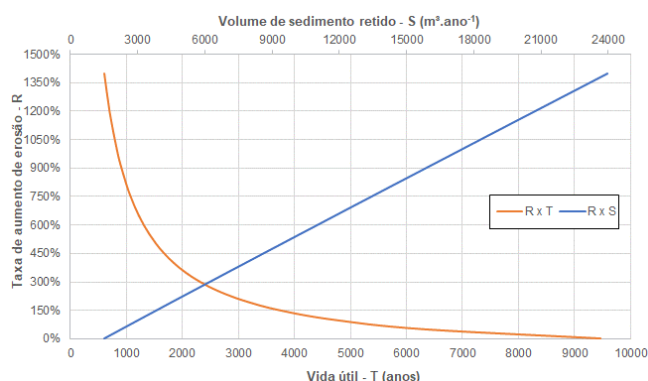


Figura 5 - Resultado do volume retido e vida útil do reservatório em função de R .

Embora o comportamento da curva para valores de R entre 0% e 150% indique elevada perda de vida útil (próximo a 4000 anos, com volume de sedimentos retidos na ordem de $3800 m^3.ano^{-1}$), nota-se que os tempos estimados são muito grandes (e.g. acima de 500 anos), coerentes com os dados encontrados para a seção do rio em estudo, onde há uma descarga sólida total relativamente baixa, em comparação ao volume útil do reservatório. Para valores muito altos da taxa, observa-se uma tendência de estabilização do tempo T próxima a 500 anos. Fica evidente um comportamento exponencial do tempo de vida útil, com grandes perdas no início da operação, reduzidas a medida que a estrutura envelhece. Por outro lado, a variação do volume de sedimentos retidos comporta-se de maneira linear ao longo do tempo.

Além disso, é importante lembrar que o método de avaliação proposto reflete um cálculo preliminar do assoreamento,

baseado apenas em volume e tempo, não detalhando a distribuição dos sedimentos ao longo do reservatório.

A partir deste ponto, foi possível indicar algumas observações sobre as incertezas inerentes, face à metodologia adotada neste trabalho. Registra-se, primeiramente, o uso da vazão líquida correspondente a 50% de permanência na seção do rio. Uma vez que existe grande contribuição de transporte de sedimentos em eventos de condições de fluxo não estacionário, como cheias e ondas induzidas pelo vento (TSAI *et al.*, 2021), o uso somente da vazão líquida supracitada pode subestimar os valores de descargas sólidas que efetivamente ocorrem.

No sentido contrário, como já foi relatado anteriormente, uma parcela da descarga sólida total foi superestimada, representada pela interseção entre parte da descarga em suspensão e da descarga do material do leito, calculada pela fórmula de Yang (1973). Entretanto, ressalta-se que essa parcela duplicada tende a ser relativamente baixa, dadas as proporções das descargas sólidas apontadas por Carvalho (2008).

Conclusões

Este trabalho propôs determinar o volume de sedimentos assoreados em um reservatório no rio Jundiá, bacia do PCJ, Estado de São Paulo, assim como estimar a vida útil em decorrência do assoreamento. A metodologia apresentada faz uso de uma série de correlações empíricas, por vezes determinadas com amostras disponíveis, ou utilizando estudos de outros autores, a fim de obter todos os parâmetros necessários para a elaboração do estudo.

Os resultados foram estimados com base na variação da taxa R , relacionada ao aumento de erosão na bacia. Notou-se um comportamento exponencial da curva $R \times T$, que durante o trecho de 0% a 150% da taxa R , observa-se grande perda de vida útil, cujo valor, embora, continue elevado (próximo a 4000 anos). A curva tende a estabilizar próxima aos 500 anos, com volumes de sedimentos retidos na faixa de 18.000 a 24.000 $m^3.ano^{-1}$. Os valores elevados de vida útil são coerentes com os parâmetros de cálculo observados no estudo do rio.

Contudo, ressalta-se que algumas considerações adotadas na metodologia deste trabalho podem gerar incertezas. Cita-se, como exemplo, a consideração de uma vazão líquida média, correspondente a uma permanência no rio de 50%.

Por fim, pode-se concluir que este trabalho apresenta uma curva-chave de descarga sólida de suspensão com registros suficientes para representar o fenômeno local. Verificou-se que a fórmula de Yang (1973) foi coerente para a obtenção da descarga sólida de material do leito mostrou-se coerente para a seção em estudo e o reservatório não apresentou risco de comprometimento da vida útil durante sua operação.

Referências Bibliográficas

Ackers, P.; White, W.R.; 1973. Sediment Transport: New Approach and Analysis. *Journal of the Hydraulics Division*, ASCE, v. 99, N. 11, p.2041-2060.

Alvarez, J.A.M.; Flores, M.G.; 1997. Transporte de Sedimentos. Manual de Ingeniería de Ríos. México: Instituto de Ingeniería de UNAM, 584 p.



Amaral, S.; Alvarez, T.; Caldeira, L.; Viseu, T.; Ferreira, R.; 2019. Avanços recentes em estudos experimentais de evolução de brechas em barragens. *Revista da Associação Portuguesa de Análise Experimental de Tensões*, v. 31, p.11-25.

Annandale, G.W.; Morris, G.L.; Karki, P. 2016. Extending the Life of Reservoirs: Sustainable Sediment Management for Dams and Run-of-River Hydropower. Washington, DC: The World Bank.

ASCE Task Committee on Relations between Morphology of Small Streams and Sediment Yield of the Committee on Sedimentation of the Hydraulics Division (ASCE); 1982. Relationships between morphology of small streams and sediment yields. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, 108(HY11), 1328–1365.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS; 2022. *NBR 6502: Solos e Rochas - Terminologia*. Rio de Janeiro.

ASTM INTERNATIONAL; 2016. *Terminology for Fluvial Sediment*. West Conshohocken: ASTM International. DOI: <https://doi.org/10.1520/D4410-16>.

Borland, W.M.; 1971. *Reservoir sedimentation, in River mechanics* Vol II, Colorado State University, Fort Collins, CO.

Brown, C.B.; 1944. Discussion of Sedimentation in reservoirs, *Trans. ASCE*, v.109, p.1080-1086.

Brune, G. M.; 1953. Trap Efficiency of Reservoirs. *Transactions, American Geophysical Union*. v. 34, n. 3. p.649-655.

Campeão, R.A.C.; 2017. Ferramenta computacional para o cálculo do transporte de sedimentos, *SEDIM 2.0*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Biosistemas) – Universidade Federal Fluminense. Niterói.

Carvalho, N. O.; 2008. *Hidrossedimentologia prática*. Rio de Janeiro: Interciência, 2 ed.

Carvalho, N. O.; Filizola, N. P.J.; Santos, P. M. C.; Lima, J. E. F. W.; 2000. *Guia de Avaliação de Assoreamento de Reservatórios*. Brasília: ANEEL. 140 p.

Churchill, M.A.; 1948. Discussion of Analyses and use of reservoir sedimentation data by L.C. GOTTSCHALK. In *Proceedings of the federal interagency sedimentation conference*, Denver, Colorado, Washington, DC: US Geological Survey, p.139–40.

CONSÓRCIO ETec. 2006. Sistema integrado de produção de água de Campo Limpo Paulista e Várzea Paulista - Relatório Técnico RT 10.

Diplas, P.; 2008. Sediment Transport Measurements. In: Garcia, M. (ed.). *Sedimentation Engineering*. Reston:

American Society of Civil Engineers, p. 307–353. 2008 DOI: 10.1061/9780784408148.ch05.

Engelund, F.; Hansen, E.; 1967. *A Monograph on Sediment Transport in Alluvial Streams*. Teknisk Verlag, Copenhagen. García, M. H.; 2008. Sediment Transport and Morphodynamics. In: GARCÍA, M. (ed.) *Sedimentation Engineering*. Reston, VA: ASCE, p. 21–163. 2008 DOI: 10.1061/9780784408148.ch02.

Garg, V.; Jothiprakash, V.; 2010. Reservoir trap efficiency using artificial neural networks. *International Journal of Ecology and Development*, v. 15, n. W10, p. 14-25.

Gottschalk, L.C.; 1964. Reservoir Sedimentation. In: Chow, V.T., Ed., *Handbook of Applied Hydrology*, New York: McGraw Hill Book Company.

Gray J.; Simões F. J. M. 2008. Estimating sediment discharge: Appendix D. In: GARCIA, M. (ed.). *Sedimentation Engineering*. Reston: American Society of Civil Engineers, p. 1065- 1086, 2008.

Hager, Willi H.; 2018. Bed-load transport: advances up to 1945 and outlook into the future. *Journal of Hydraulic Research*, Vol. 56, No. 5, pp. 596-607.

Heinemann, H. G.; 1981. A new sediment trap efficiency curve for small reservoirs. *Water Resources Bulletin: American Water Resources Association*. Vol. 17, n. 5.

Hickin, E. J.; 1995. *River Geomorphology. Chapter 4: Sediment Transport*. p.71. John Wiley & Sons.

Hudson-Edwards, K.; 2007. Fluvial environments, in: PERRY, C.; TAYLOR, K. (eds.). *Environmental Sedimentology*. [s. l.]: Blackwell Publishing Ltd, p. 78–108.

Kawashima, S.; 2007. Conserving reservoir water storage: An economic appraisal, *Water Resour. Res.*, v. 43, W05417. doi:10.1029/2006WR005090.

Kondolf, G.; 1997. Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, v. 21, n. 4, p. 533–551. <https://doi.org/10.1007/s002679900048>

Lane, E. W.; Koelzer, V. A.; 1943. Density of Sediments Deposited in Reservoirs. *Report*, n. 9. St. Paul U.S.A Engineer District Sub-Office Hydraulic Laboratory, University of Iowa. Nov.

Lara, J. M; Pemberton, E.L.; 1963. Initial Unit Weight of Deposited Sediments. In: U.S Department of Agriculture. *Proceedings of the federal inter-agency sedimentation conference. Miscellaneous Publication*. N. 970.

Laursen, E. M.; 1958. The total sediment load of streams. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, v. 84, n. 1, p. 1-36.



Medeiros, S. C. P. C.; Neto, D. F.; Murillo-Bermudez, L. F.; Dalfré-Filho, J. G.; Martim, A. L. S. S.; 2020. *Avaliação do Transporte de Sedimentos no Rio Jundiaí – Bacia do PCJ com apoio do Software SEDIM 2.0*. XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. São Paulo: Campinas.

Meyer-Peter, E.; Müller, R.; 1948. Formula for bedload transport. *Proceedings of the 2nd Meeting of the IAHR*, Stockholm, p. 39–64.

Miller, C.R.; 1953. Determination of The Unit Weight of Sediment for Use in Sediment Volume Computations. *Sedimentation Section Hydrology Branch*.

Morris, G.L.; Fan, J.; 1998. *Reservoir sedimentation handbook: design and management of dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use*. New York: McGraw-Hill Book Co.

Neto, D. F. Medeiros, S.C.P.C.; Murillo-Bermudez, L. F.; Martim, A. L. S. S.; 2020. Parâmetros Hidráulicos Para Quantificação De Vazão Sólida Em Escoamentos Fluviais, Estudo De Caso No Rio Jundiaí, Estado De São Paulo. In: *XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos*. São Paulo: Campinas.

Paiva, J.B.D.; 1988. *Avaliação dos Modelos Matemáticos de Cálculo do Transporte de Sedimentos em Rios*. 315p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Carlos, São Paulo.

Paiva, L. E. D.; 1995. *Aplicação de Métodos Macroscópicos na Determinação da Carga Sólida Total Transportada em Rios*. 186 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento). Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

Ponce, R.J.P. 1990. *Análise da Aplicabilidade e Modificações de Métodos de Cálculo do Transporte de Sedimento por Arraste de Fundo em Rios de Médio Porte*. (Tese de Doutorado). SHS-EESC-USP.

Revel, N.M.T.K.; Ranasiri, L.P.G.R.; Rathnayake, R.M.C.R.K.; Pathirana, K.P.P.; 2015. Estimation of Sediment Trap Efficiency in Reservoirs – An Experimental Study. *Engineer – Journal of the Institution of Engineers*. 2015. v.48, n.2, p.43–49. DOI: <http://doi.org/10.4038/engineer.v48i2.6833>

Scapin, J; Paiva, J. B. D; Beling, F. A.; 2007. *Avaliação de Métodos de Cálculo do Transporte de Sedimentos em um Pequeno Rio Urbano*. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Vol. 12, n. 4.

Schleiss, A.J.; De Cesare, G.; 2010. Physical Model Experiments. *HydroLink*. n. 4.

Schleiss, A.J.; Franca, M.J.; De Cesare, G.; 2016. Reservoir sedimentation. *Journal of Hydraulic Research*, v. 54, n. 6, p. 595–614. DOI: 10.1080/00221686.2016.1225320

Schoklitsch, A.; 1934. Specific bed load transport and bed load flux. *Wass. Wasserwirtschaft*, 39(4), 1–7.

Stevens, H.H; Yang, C.T. 1989. *Summary and Use of Selected Fluvial Sediment-Discharge Formulas*. Department of The Interior. Colorado: Denver.

Strand, R.I; Pemberton, E.L.; 1987. *Reservoir Sedimentation – Appendix A*. In: *Design of Small Dams*. 3 ed., p. 529–564, Bureau of Reclamation. Washington, DC.

Sun, Z.; Sun, L.; Zheng, H.; Li, Z.; 2022. Estimation of sedimentation in the Manwan and Jinghong reservoirs on the Lancang river. *Water Supply*, v. 22, n. 4, p. 4307–4319. doi: <https://doi.org/10.2166/ws.2022.051>

Trimble, S.W.; Carey, W.P.; 1990. A comparison of the Brune and Churchill methods for computing sediment yields applied to a reservoir system. *USGS Water Supply Paper* 2340, 195–202.

Trimble, S.W.; Wilson, B.; 2012. Reservoir and Lake Trap Efficiency. In: Bengtsson, L., Herschy, R.W., Fairbridge, R.W. (eds) *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*. *Encyclopedia of Earth Sciences Series*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4410-6_146

Tsai, C. W; Yeh, T. G; Hsu, Y; Wu, K. T; Liu, W. J.; 2021. Risk analysis of reservoir sedimentation under non-stationary flows. *Journal of Flood Risk Management*. Vol. 14.

Van Rijn, L.C.; 2007. *Manual sediment transport measurements in rivers, estuaries and coastal seas*, The Netherlands: Aqua publications 500 p.

Vestraeten, G.; Poesen, J.; 2000. Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. *Fund for Scientific Research, Flanders Laboratory for Experimental Geomorphology*.

Waters, D.K.; Lewis, S. 2017. *Calculating sediment trapping efficiency for reservoirs in series*. 22nd International Congress on Modelling and Simulation, Hobart, Tasmania, Australia.

White, W. R.; 2001. *Evacuation of Sediments from Reservoirs*. London: Thomas Telford.

Wilcock, P.; Pitlick, J.; Cui, Y. 2009. *Sediment Transport Primer: Estimating Bed-Material Transport in Gravel-Bed Rivers*, Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 78 p.

Yang, C.T.; 1973. Incipient Motion and Sediment Transport. *Journal of the Hydraulics División*, ASCE, Vol.99, n. HY10, Oct., pp.1679–1701.

Yang, C.T.; 2014. *Sediment Transport, River Morphology*,



and River Engineering. In: Wang, L., Yang, C. (eds) Modern Water Resources Engineering. Handbook of Environmental Engineering, v. 15. Humana Press, Totowa, NJ. https://doi.org/10.1007/978-1-62703-595-8_6

Yang, C.T.; 1996. *Sediment Transport: Theory and Practice*, New York: McGraw-Hill.



LEVANTAMENTO E ANÁLISE TEMPORAL E EVOLUTIVA DAS EROSÕES HÍDRICAS LINEARES EM UMA ENCOSTA AMOSTRAL DO CÓRREGO DO LEOPOLDO

Matheus Ribas Francisco¹, Ana Laura Pascucci de Oliveira², Simone Andrea Furegatti³

¹Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: matheus.ribas@unesp.br

²Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: ana.pascucci@unesp.br

³Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: simone.furegatti@unesp.br

Palavras-chave: Erosões, pluvial, rural.

Introdução

O crescimento populacional, a partir da segunda metade do século XX, demandou maior produção de mantimentos para suprir a cidade e a consequente expansão da ação antrópica na área rural. Desse modo, o crescimento de produção acelerado ocupou a zona rural de maneira inadequada e, conseqüentemente, vem gerando problemas como o assoreamento de rios, improdutividade e inutilização do solo, que se intensificam ao passo que não há correção do modo de produção. Outra consequência da ocupação inadequada é a remoção da cobertura vegetal que serve como uma defesa natural e protege o solo contra o impacto das gotas de chuva com a dispersão da água (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014). A partir da retirada da vegetação, dá-se origem a grandes áreas, onde o impacto das gotas de chuva desprende as partículas de solo, as quais são transportadas pelo escoamento superficial, e, assim, inicia o processo erosivo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014). Sendo assim, em zonas rurais, a erosão do solo também provoca a perda de solos agricultáveis e o assoreamento de cursos d'água, que podem formar quadros irreversíveis quando não há intervenção. Em 1989, no Estado de São Paulo, estimou-se que 80% das terras cultivadas estavam passando por processos erosivos devido à falta de correção efetiva nessas regiões, além dos limites de recuperação natural do solo (DAEE/IPT, 1989). Também em 1992, foram contabilizadas mais de 10.000 erosões lineares de grande porte (maiores de 3 m de profundidade e a 10 m de largura) na região. E, 70% das erosões lineares contabilizadas situavam-se na Província Geomorfológica do Planalto Ocidental, associado ao Grupo Bauru, o qual ocupa aproximadamente 40% da área do Estado (SALOMÃO, 1992). Nos anos de 2010 e 2011, o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) mapeou aproximadamente 39 mil erosões rurais e 1,4 mil erosões urbanas em todo Estado, a partir do uso de cartas topográficas.

O desgaste e transporte pelo qual o solo e as rochas passam, recebem o nome de erosão, que pode ser dividida em: antrópica, eólica ou hídrica. A erosão antrópica é provocada pela ação humana sobre o ambiente. A erosão eólica é provocada pela força do vento. E, a erosão hídrica é provocada pela ação da água e pode ser dividida em pluvial (ocorre pela ação das chuvas), fluvial (ocorre pela ação dos rios e mares) e glacial (ocorre pela ação do congelamento da água)

(ZACHAR, 1982). A erosão hídrica pluvial é caracterizada pelo impacto das gotas de chuvas, desprendimento das partículas de solo e o respectivo transporte de sedimentos pelo escoamento quando a capacidade de infiltração de água no solo é excedida (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014). O escoamento superficial consiste no deslocamento das águas sobre a superfície do solo, e pode ser classificado em laminar ou linear, os quais se relacionam diretamente com a degradação das partículas do solo. O escoamento superficial laminar, ou por lençol, acontece a partir do escoamento superficial difuso que ganha velocidade até se tornar turbulento, sendo assim, retira e desgasta a cobertura superficial do solo. O escoamento superficial linear, ou por fluxo concentrado, desenvolve-se nas linhas de talvegue – linha de maior profundidade no leito de um rio – e nos cursos de drenagem de primeira ordem – principal fluxo d'água a partir da nascente (GUERRA, 2007).

Após a concentração do fluxo causada pelas forças ativas, a erosividade do solo tende a ser maior, por consequência ocorre o aparecimento gradual de erosões como: sulcos, ravinas e voçorocas. Os sulcos são os primeiros sinais da ocorrência da concentração do escoamento superficial laminar que ocasiona a formação de pequenos canais, os quais podem ser desfeitos pelas práticas de cultivo, e se diferenciam das ravinas por terem menor profundidade. Com o desenvolvimento da erosão até o lençol freático e o conjunto de ações das águas superficiais e subsuperficiais, o ravinamento tende a atingir grandes dimensões, o processo denomina-se voçorocamento. Em sentido amplo, pode se considerar voçorocas como ravinas, porém esses dois termos devem ser diferenciados de acordo com as características próprias. Enquanto o ravinamento é causado apenas pela erosão superficial do solo, com canal estreito, profundo e longo, as voçorocas formam-se pelo conjunto da erosão superficial e erosão subterrânea causada pelo piping, com tendência a se alargar e aprofundar até atingir o equilíbrio dinâmico (VIEIRA, 1978). O fenômeno de *piping* consiste na formação de túneis a partir do carregamento de pequenos grãos em rotas preferenciais pela ação do fluxo d'água subsuperficial (RODRIGUES E VILAR, 1984). Desse modo, a ação em conjunto do escoamento superficial e o subsuperficial pode levar a formação de voçorocas de forma imperceptível, tendo em vista que só é verificado perto da ruína (GUERRA, 2007).



Segundo o mapa de erosão do Estado de São Paulo, a região de Bauru e Agudos tem alta suscetibilidade à erosão, sendo muito favorável ao fenômeno de *piping* – forte condicionante das voçorocas (KERTZMAN, 1995). Assim, com base no histórico de ocorrência de fenômenos erosivos e densa ação antrópica, se definiu para estudo uma encosta da bacia do Córrego do Leopoldo, região de nascente do Rio Batalha, na Serra da Jacutinga (Figura). Na cidade de Agudos, onde está compreendida a nascente do Rio Batalha, foi apontada a existência de problemas críticos de erosão e as respectivas características, em um mapeamento realizado pelo DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica) e o IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo), desde 1986.

O objetivo do trabalho aqui apresentado foi realizar um levantamento temporal e evolutivo de características das erosões hídricas lineares, em uma encosta do Córrego do

Leopoldo, no município de Agudos/SP, por meio de sistematização para contribuir, como amostra de controle, em futura análise geomorfológica de concentração de fluxo.

Localização e caracterização da área de estudo

O município de Agudos é localizado entre os paralelos 22°24' e 22°30' Sul e os meridianos 49°00' e 49°06' Oeste, na porção Centro-Oeste do Estado de São Paulo, no Planalto Ocidental Paulista. A encosta a ser estudada está inserida na bacia do Córrego do Leopoldo e faz parte de uma pesquisa sobre erosões lineares pluviais na região da Serra da Jacutinga (Figura). A delimitação da área está localizada em uma altitude média de 640 m, tendo como afluente principal o Córrego do Leopoldo, classificado na APA do Rio Batalha como Zona de Proteção de Atributos (ZPA) (MACARI, 2019).

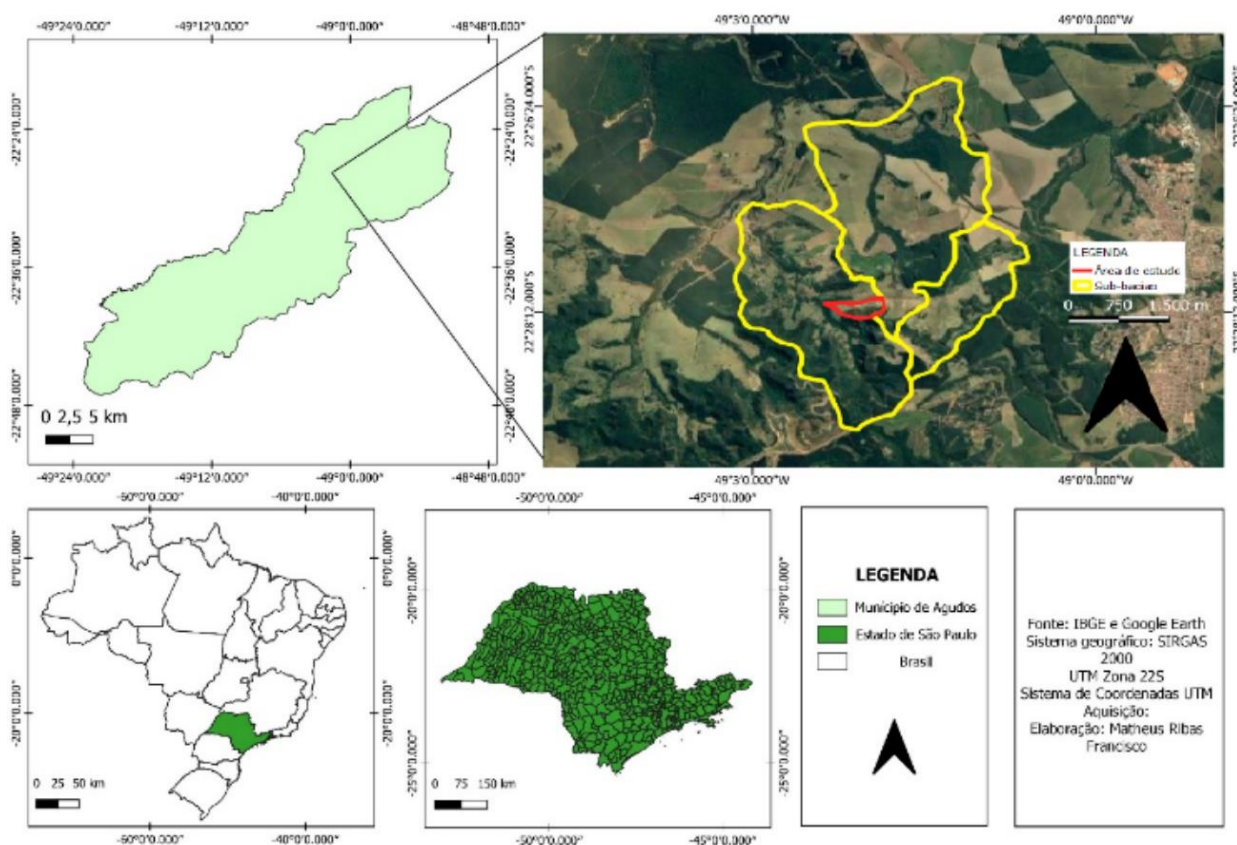


Figura 1: Localização da área de estudo na Serra da Jacutinga, município de Agudos (SP – Brasil), com destaque para a delimitação da encosta considerada.

As características pedológicas locais são de arenitos finos e conglomeráticos, mal selecionados, com presença de horizontes carbonáticos. Sendo assim, a classe pedológica é o Podzólio Vermelho Amarelo de textura arenosa/média (SALOMÃO, 1994). O solo Podzólio Vermelho Amarelo de textura arenosa/média tem uma origem diversa, exceto de rochas básicas e de rochas sedimentares finas. Ocorre em relevos suaves e mais ondulados. Tem uma superfície pouco coesa e menor permeabilidade nos horizontes subsuperficiais, por isso, apresenta elevada susceptibilidade à erosão. Sua fertilidade é mediana por causa da contribuição carbonática presente no oeste do Estado de SP

(EMBRAPA, 2018). Os solos arenosos são os com maiores suscetibilidade à erosão. Setzer (1949), na classificação dos solos do Estado de São Paulo, destaca os grupos com características arenosas profundas, permeáveis, ácidos e pobres em elementos químicos e em matéria orgânica, como os mais suscetíveis aos processos erosivos.

Sobre o relevo, na encosta da Serra da Jacutinga, ocorre uma transição caracterizada por encostas não escarpadas, com declividade média (15% a 30%) e amplitudes maiores que 100 m. Essas encostas são sulcadas por vales subparalelos, sendo desfeitas em interflúvios lineares de topos angulosos e arredondados com vertentes de perfis retilíneos. A drenagem,



portanto, é de média densidade, com padrão de vales fechados (KOFFLER, 2000). Próximo à cidade de Agudos, ocorrem morrotes alongados e espigões, os quais têm como características topos angulosos a achatados e vertentes ravinadas com perfis retilíneos, mas ocorrem em menor quantidade. Ademais, Salomão (1994), ao estudar as Colinas Médias do Platô de Bauru (SP), as definiu com declividades entre 10 e 20% e menos de 500 metros de rampa.

Sistematização para classificação das erosões

Com o intuito de caracterização e análise da evolução das erosões foi selecionada uma encosta amostral na bacia do Córrego do Leopoldo, que foi dividida em três áreas seguindo critério de proximidade e características similares das feições erosivas de cada área (Figura 2).

A encosta, dividida em Área 1, Área 2 e Área 3, assim como o processo evolutivo temporal das feições presentes nela, foram estudadas a partir da observação de imagens de satélite do Google Earth, nos anos de 2010 a 2021. Com o uso de ferramentas do Google Earth, também foi possível estabelecer as principais medidas das feições.

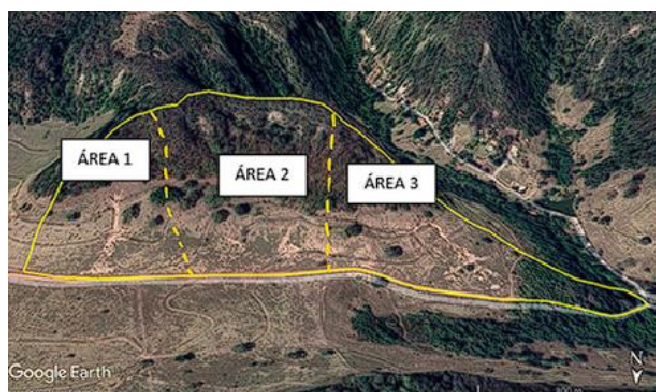


Figura 2: Subdivisão das áreas.

Os fenômenos erosivos podem ser classificados em relação à forma, localização na encosta, dimensões, relação com a drenagem, entre outras características. Oliveira e Francisco (2022) formularam um modelo de ficha de sistematização baseado em bibliografia selecionada (Quadro 1), a qual será utilizada para a classificação qualitativa das feições erosivas na área de estudo.

Posição Vertente	Média		Alta		Baixa	
Comprimento	Grande		Média		Pequena	
Largura	Grande		Média		Pequena	
Linha de inclinação	Transversal			Longitudinal		
Formas simples	Ovoide Lisa		Ovoide lobulada		Ovoide coalescente	
	Periforme lisa		Ortogonal		Linear	
	Outras					
Estágio Evolutivo	Estabilizada		Em desenvolvimento		Corrigida	
Sistema de incisão	Conectada		Desconectada		Integrada	
Possível origem						
Fatores de influência						
Curvatura (vertical - horizontal)						

Quadro 1: Modelo da ficha de sistematização, modificado de Oliveira e Francisco (2022).

As evoluções das medidas das erosões foram retiradas das imagens do Google Earth e de visitas em campo. E, a classificação das dimensões, entre pequena, média ou grande, seguiu os parâmetros estabelecidos por Furlani (1980) (Quadro 2).

Medidas	Grande	Média	Pequena
Comprimento	≥ 500m	≤ 500m	100m
Largura	≥ 50m	≤ 50m	10m

Quadro 2: Dimensões da boçoroca.

As feições também foram classificadas em relação às linhas de maior inclinação, podendo ser transversal (perpendicular à linha de maior declive) ou longitudinal (ajustada à linha de maior declive). E, suas formas classificadas como: a) ovóide ou periforme lisa; b) ovóide lobulada; c) ovóide coalescente; d) linear; e) ortogonal; f) curvilínea (Quadro 3 e Figura 3). Ademais, outra classificação utilizada foi de acordo com a posição conforme a cota de elevação em que está a erosão: a) baixa vertente; b) média vertente; c) alta vertente (FURLANI, 1980).

Formas	Descrição
Ovóide ou periforme lisa	Associada a um único hidrográfico, trata-se da forma clássica sem festonamento dos bordos. Funciona como uma bacia de recepção e um canal de escoamento.
Ovóide lobulada	Nos bordos abrem-se diversos recortes que evoluem de forma oblíqua ou perpendicular ao canal.
Ovóide coalescente	Junção de dois ou mais aparelhos erosivos festonados ou lisos.
Linear	O corpo do aparelho alonga-se de tal maneira que assume uma configuração retilínea.
Ortogonal	Dois ramos retilíneos interceptam-se novamente.
Curvilínea	Exibe o corredor erosivo encurvado.
Composta	Combinação ou evolução das demais formas e de outras formas variadas.

Quadro 3: Formas das feições erosivas, adaptado de Furlani (1980).

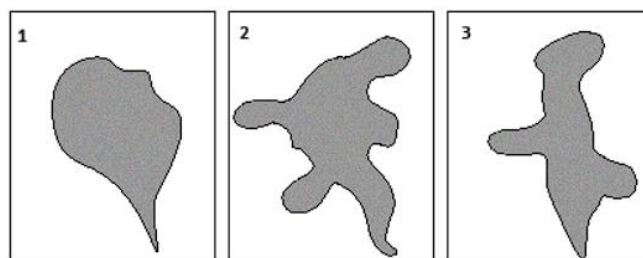


Figura 3: Tipos de boçoroca: (1) ovóide, (2) coalescente e (3) linear.

A análise da evolução das feições considerou a condição de estabilidade ou de desenvolvimento. Além da análise das dimensões ao longo do período estudado, se considerou, por exemplo, que a existência de vegetação no interior da feição seria um indício de que a feição se encontra estável (MERCALDI E FUREGATTI, 2020), enquanto o aumento da sedimentação às margens da erosão demonstra a intensificação do desenvolvimento. Outros



fatores de influência na ocorrência de feições, como caminhos, construção de curvas de nível e retirada da camada vegetal também foram analisados (CHEROBIN, 2012).

Outra classificação feita considerou o sistema de incisão nas vertentes: conectadas, desconectadas e integradas à rede hidrográfica (Figura 4). O processo das erosões conectadas, canais de primeira ordem, inicia-se nas partes mais baixas do relevo e, com o auxílio de fluxos subsuperficiais, atinge maiores cotas. Já as erosões desconectadas da rede de drenagem têm o início da incisão nos setores mais altos da encosta e, com a predominância de fluxos superficiais, atinge às rampas de colúvio mais abaixo. Por último, as feições integradas são uma união das formas anteriores, ocorrendo uma única incisão ao desenvolvimento da erosão (OLIVEIRA, 1989). Portanto, ao passar do tempo é possível verificar a possibilidade de duas feições se unirem, ao analisar o comportamento do fluxo concentrado.

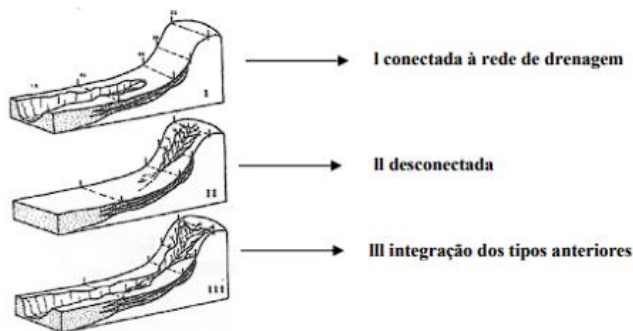


Figura 4: Modelo de Evolução dos tipos de boçoroca, modificado de Oliveira (1989).

Outra característica de uma vertente a ser analisada são as curvaturas (Figura 5) longitudinal (no sentido do comprimento do fluxo) e transversal (no sentido da largura do fluxo). Vertentes com inclinação longitudinal constante são chamadas de retilíneas, já as que não podem ser descritas por um simples ângulo podem ser definidas como convexas ou côncavas, de acordo com o grau de curvatura longitudinal. Os perfis convexas, resultados do rastejamento do solo e impacto das gotas de chuva, potencializam a energia do fluxo hídrico, o que é um fator condicionante para o surgimento de feições erosivas (BIGARELLA, 2003). Já os perfis côncavos representam formas de equilíbrio de transporte e deposição (VELOSO, 2007). Já a curvatura transversal côncava atua na convergência do fluxo pluvial, enquanto a convexa atua na divergência do fluxo (STABILE, 2008). A convergência do escoamento superficial provoca a concentração do fluxo, aumentando a suscetibilidade de ocorrência de feições erosivas lineares (XUJIONGXIN, 1996).

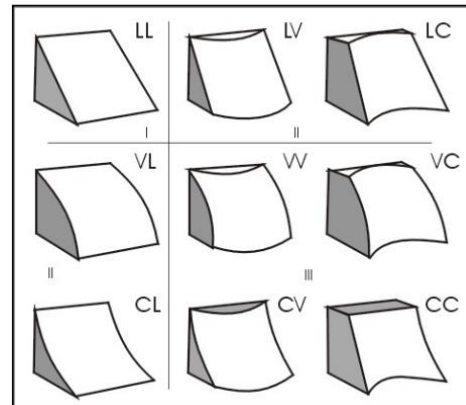


Figura 5: Formas geométricas das encostas (LL: linear-linear; VL: convexo-linear; CL: côncavo-linear; LV: linear-convexo; LC: linear-côncavo; VV: convexo-convexo; VC: convexo-côncavo; CV: côncavo-convexo; CC: côncavo-côncavo) (RUHE, 1975, apud XUJIONGXIN, 1996).

Levantamento e análise temporal da evolução das feições erosivas

Com o levantamento por meio das imagens de satélite, uma feição (Feição 1) foi identificada na Área 1 – área mais a leste (Figura 2), no período de 2013 a 2021. Na cabeceira da Feição 1 há a presença de uma das curvas de nível construídas a fim de diminuir a velocidade do escoamento superficial na encosta. O surgimento da erosão acontece pelo galgamento da curva de nível, em julho de 2013, (Figura 6a) e, a partir de 2015 (Figura 6b), a feição erosiva começou a evoluir ao longo do sentido da curva de nível e passou a apresentar forte sedimentação (Figura 6c e Figura 6d). A Feição 1 está localizada na posição média da vertente; se encontra longitudinalmente à linha de maior inclinação do terreno; desconectada da drenagem; se iniciou com forma linear, se transformando em ovoide lobulada, principalmente devido a concentração de fluxo na curva de nível; comprimento pequeno (64 metros) e largura grande (50 metros) (Quadro 4). A erosão ainda se encontra em desenvolvimento na região (Figura 6d).

Posição Vertente	Média	X	Alta		Baixa	
Comprimento	Grande		Média		Pequena	X
Largura	Grande	X	Média		Pequena	
Linha de inclinação	Transversal		Longitudinal		X	
Formas simples	Ovoide Lisa		Ovoide lobulada	X	Ovoide coalescente	
	Periforme lisa		Ortogonal		Linear	
	Outras					
Estágio Evolutivo	Estabilizada		Em desenvolvimento		Corrigida	X
Sistema de incisão	Conectada		Desconectada	X	Integrada	
Possível origem	Galgamento da curva de nível.					
Fatores de influência						
Curvatura (longitudinal - transversal)	Côncavo - linear					

Quadro 4: Ficha de sistematização da Feição 1.

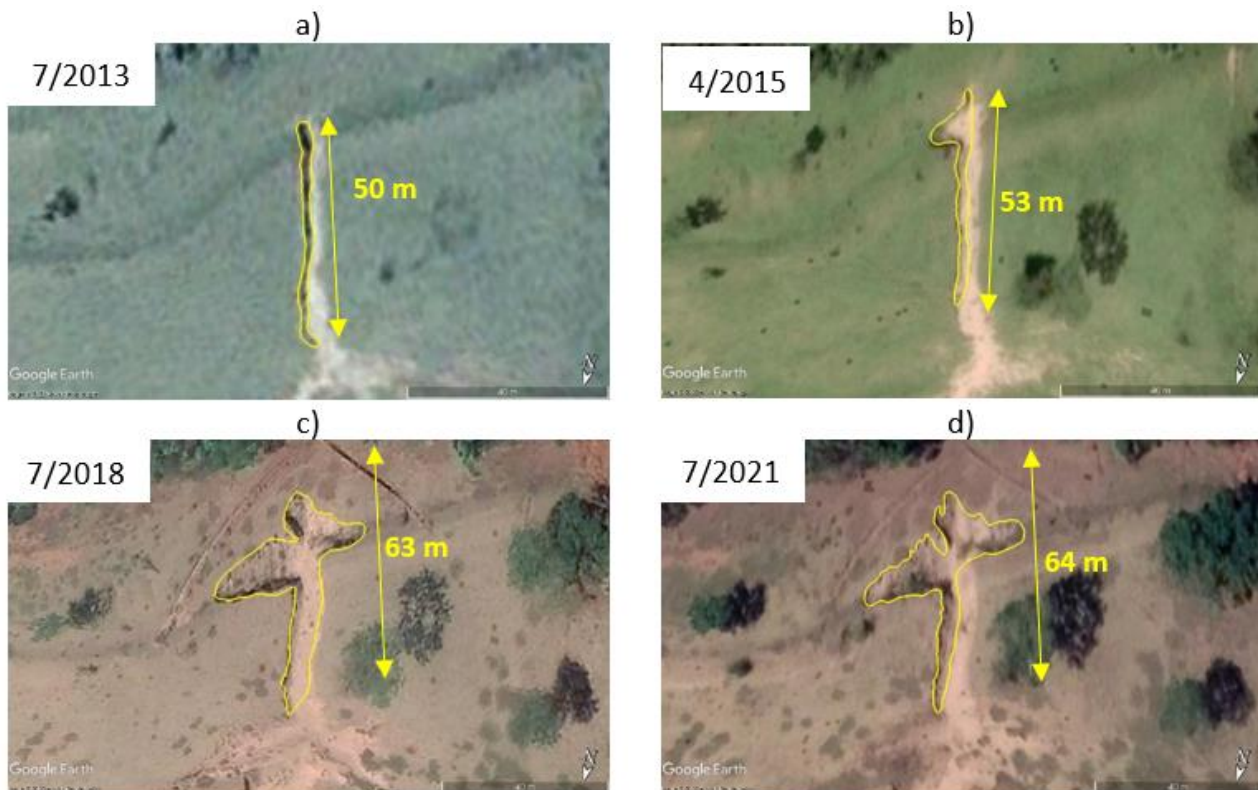


Figura 6: Feição 1, localizada na Área 1: a) Situação em 2013; b) Situação em 2015; c) Situação em 2018 (concentração na curva de nível); e, d) Situação em 2021.

A Área 2 é definida pela porção localizada ao centro da área de estudo, onde em 2010 surgiram as Feições 2, 3 e 4, as quais foram corrigidas entre abril de 2010 e julho de 2013, em conjunto com a reconstrução das curvas de nível. Ao longo das curvas construídas é possível ver, pelas imagens do Google Earth, o acúmulo de água e sedimentação. A Feição 2 encontra-se à média vertente, desconectada da drenagem e ocorre longitudinalmente à maior inclinação; apresenta forma ovoide lobular, com comprimento (54 metros) e largura (6 metros) pequenas (Quadro 5). As feições 3 e 4 tinham dimensões difíceis de serem analisadas pelas imagens de satélite e se encontravam em baixa vertente (Quadro 6). O galgamento da curva de nível é a possível causa do surgimento das feições; e, foram corrigidas entre 2010 e 2013, (Figura 7a e Figura 7b).

Ainda na Área 2, surgiram as Feições 5, 6 e 7. A partir do ano de 2016, observa-se que a Feição 7 surgiu próximo ao local das Feições 3 e 4 (Figura 7a e Figura 7d). As 3 feições têm características semelhantes às Feições 3 e 4 e encontram-se a média vertente, desconectadas da rede de drenagem e ocorrem longitudinalmente à linha de maior inclinação, com a forma linear e dimensões pequenas. A feição 6 se encontra estabilizada, enquanto as demais feições dessa região se encontram recuperadas, atualmente (Quadro 7).

Posição Vertente	Média	X	Alta		Baixa	
Comprimento	Grande		Média		Pequena	X
Largura	Grande		Média		Pequena	X
Linha de inclinação	Transversal		Longitudinal			X
Formas simples	Ovoide Lisa		Ovoide lobulada	X	Ovoide coalescente	
	Periforme lisa		Ortogonal		Linear	
	Outras					
Estágio Evolutivo	Estabilizada		Em desenvolvimento		Corrigida	X
Sistema de incisão	Conectada		Desconectada	X	Integrada	
Possível origem	Galgamento da curva de nível.					
Fatores de influência						
Curvatura (longitudinal - transversal)	Côncavo - convexo					

Quadro 5: Ficha de sistematização da Feição 2.

Posição Vertente	Média		Alta		Baixa	X
Comprimento	Grande		Média		Pequena	X
Largura	Grande		Média		Pequena	X
Linha de inclinação	Transversal		Longitudinal			X
Formas simples	Ovoide Lisa		Ovoide lobulada		Ovoide coalescente	
	Periforme lisa		Ortogonal		Linear	X
	Outras					
Estágio Evolutivo	Estabilizada		Em desenvolvimento		Corrigida	X
Sistema de incisão	Conectada		Desconectada	X	Integrada	
Possível origem	Concentração de escoamento superficial devido ao formato da vertente.					
Fatores de influência						
Curvatura (longitudinal - transversal)	Convexo - côncavo					

Quadro 6: Ficha de sistematização das Feições 3 e 4.

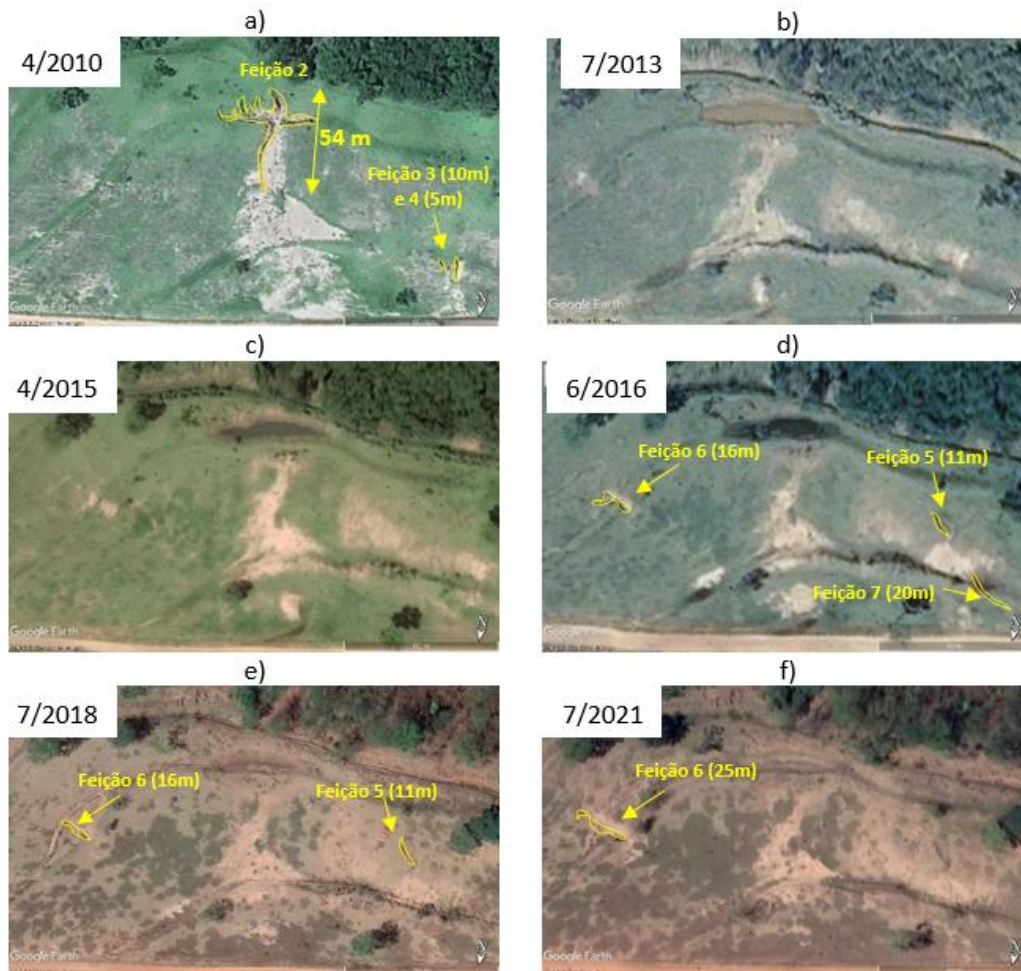


Figura 7: Feições 2, 3, 4, 5, 6 e 7, localizadas na Área 2: a) Situação em 2010; b) Situação em 2013 (correção das Feições 2 e 3); c) Situação em 2015; d) Situação em 2016 (Surgimento das Feições 5, 6 e 7); e) Situação em 2018 (correção da Feição 7); e, f) Situação em 2021 (correção da Feição 5).

Posição Vertente	Média	X	Alta		Baixa	
Comprimento	Grande		Média		Pequena	X
Largura	Grande		Média		Pequena	X
Linha de inclinação	Transversal		Longitudinal			X
Formas simples	Ovoide Lisa		Ovoide lobulada		Ovoide coalescente	
	Periforme Lisa		Ortogonal		Linear	X
	Outras					
Estágio Evolutivo	Estabilizada		Em desenvolvimento		Corrigida	X
Sistema de incisão	Conectada		Desconectada	X	Integrada	
Possível origem	Concentração de escoamento superficial devido ao formato da vertente.					
Fatores de influência						
Curvatura (longitudinal - transversal)	Côncavo - convexo					

Quadro 7: Ficha de sistematização das Feições 5, 6 e 7.

Já na porção mais inclinada e a montante da Área 2, se identificou a presença de quatro feições impossibilitadas de serem classificadas pelas imagens de satélites (Figura 8). Há a possibilidade de serem tanto provocadas por voçorocamento, quanto por escorregamento, e devem ter as características comprovadas com visitas técnicas ao local. Na Área 3 se observa o surgimento da primeira erosão em 2010, a Feição 8 (Figura 9a), que tem como possível origem

a concentração do escoamento na região devido ao perfil da vertente, no sentido da linha de maior inclinação da encosta. Possui comprimento pequeno (61 metros) e largura pequena (3 metros), forma linear e se localiza à média vertente, sem se conectar ao canal de drenagem (Quadro 8). Nos anos de 2013 e 2015, as feições 9, 10, 11 e 12 surgem devido à concentração do escoamento superficial ocasionada pelas curvaturas longitudinal e transversal; e, também, a Feição 8 foi parcialmente corrigida (Figura 9b e Figura 9c). Já no ano de 2016, é possível observar movimentações de terra para a correção das feições erosivas existentes. Têm-se marcas de escavação e aterramento onde se localizavam as Feições 8, 9, 11 e 12 (Figura 9d). Em 2018, a Feição 11 reaparece onde havia sido feito o aterro, a Feição 10 atinge 60 metros de comprimento e é possível analisar o remanejo da curva de nível existente no local (Figura 9e). Em 2021 (Figura 9f), com a reconstrução da curva de nível, a Feição 10 começou a expandir de tamanho, chegando ao comprimento de 62 metros (perpendicular à curva de nível) e largura de 11 metros médios, crescendo mais 68 metros no sentido da curva, ou seja, transversalmente ao sentido de maior inclinação, atingindo, portanto, um comprimento total de 130 metros. Sendo assim, resultou-se em uma forma linear composta com coalescente, desconectada da rede e, ainda, em desenvolvimento (Quadro 9).

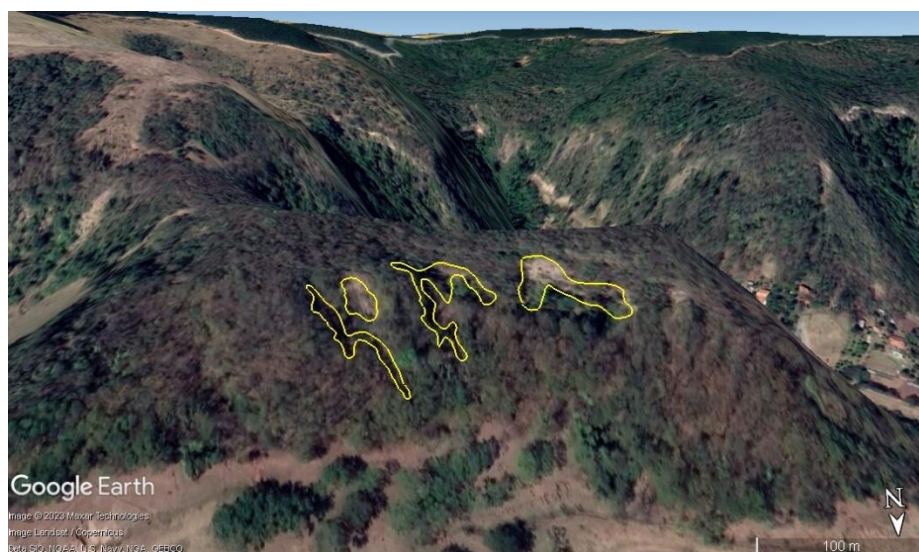


Figura 8: Feições erosivas não classificadas no ano de 2022.

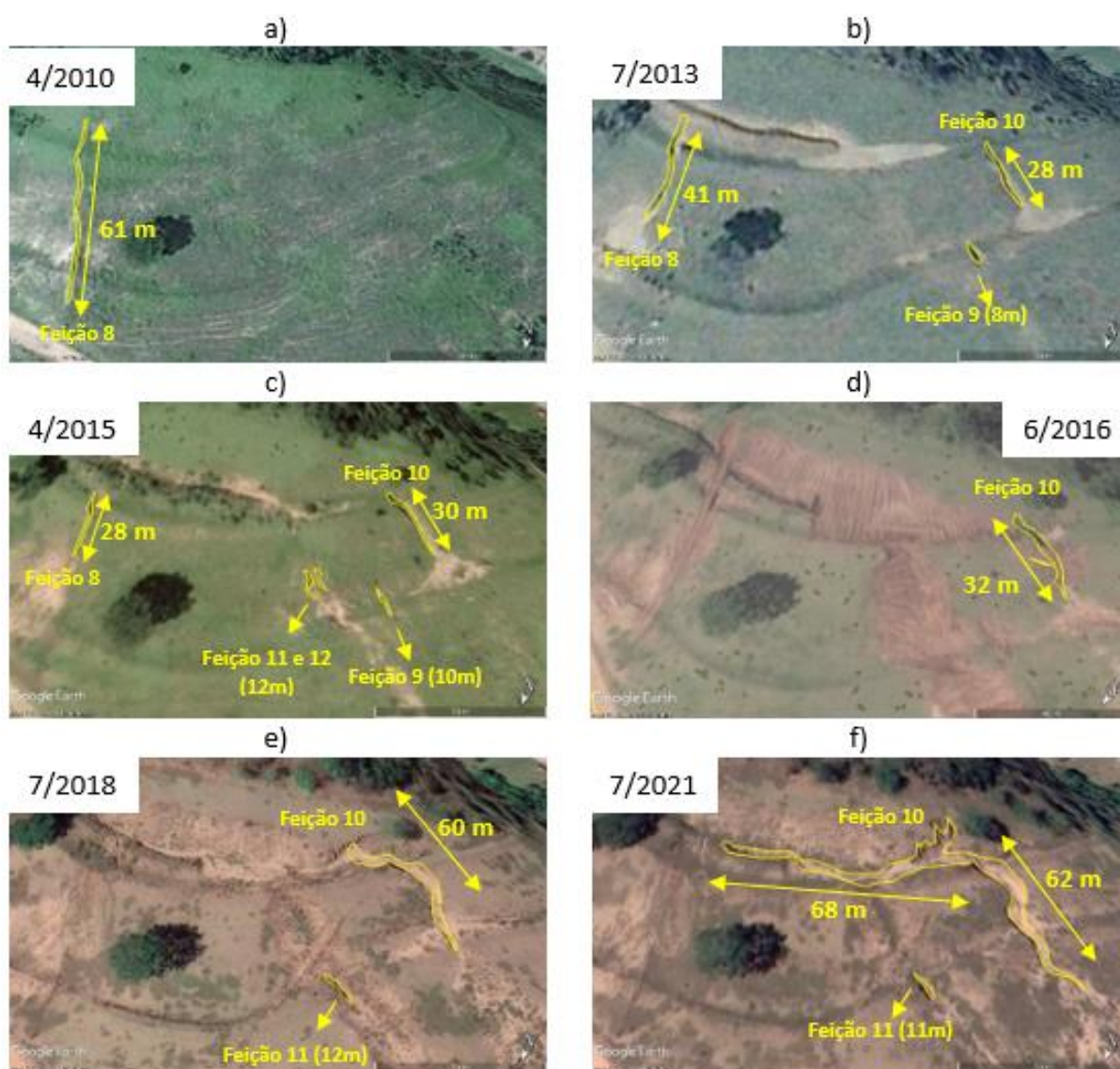


Figura 9: Feições 8, 9, 10 e 11, localizadas na Área 3: a) Situação em 2010 (surgimento da feição 8); b) Situação em 2013 (surgimento das feições 9 e 10); c) Situação em 2015 (surgimento das feições 11 e 12); d) Situação em 2016 (correção das curvas de nível e das feições 9, 11 e 12); e) Situação em 2018 (reaparecimento da feição 11); e, f) Situação em 2021.



As Feições 9, 11 e 12 têm características semelhantes, sendo todas lineares, com pequenas dimensões e localizadas à média vertente. Também se encontram estabilizadas, atualmente. As Feições 9 e 12 foram corrigidas entre os anos de 2015 e 2016, já a 11 não apresenta evolução (Quadro 10).

Posição Vertente	Média	X	Alta		Baixa	
Comprimento	Grande		Média		Pequena	X
Largura	Grande		Média		Pequena	X
Linha de inclinação	Transversal		Longitudinal			X
Formas simples	Ovoide Lisa		Ovoide lobulada		Ovoide coalescente	
	Periforme lisa		Ortogonal		Linear	X
	Outras					
Estágio Evolutivo	Estabilizada		Em desenvolvimento		Corrigida	X
Sistema de incisão	Conectada		Desconectada	X	Integrada	
Possível origem	Concentração de escoamento superficial devido ao formato da vertente.					
Fatores de influência						
Curvatura (longitudinal - transversal)	Côncavo - côncavo					

Quadro 8: Ficha de sistematização da Feição 8.

Posição Vertente	Média	X	Alta		Baixa	
Comprimento	Grande		Média	X	Pequena	
Largura	Grande		Média	X	Pequena	
Linha de inclinação	Transversal		X	Longitudinal		X
Formas simples	Ovoide Lisa		Ovoide lobulada		Ovoide coalescente	
	Periforme lisa		Ortogonal		Linear	
	Outras	Composta				
Estágio Evolutivo	Estabilizada		Em desenvolvimento	X	Corrigida	
Sistema de incisão	Conectada		Desconectada	X	Integrada	
Possível origem	A priori, galgamento da curva de nível e, a posteriori, concentração de fluxo no sentido das curvas de nível.					
Fatores de influência						
Curvatura (longitudinal - transversal)	Côncavo - côncavo					

Quadro 9: Ficha de sistematização da Feição 10.

Posição Vertente	Média	X	Alta		Baixa	
Comprimento	Grande		Média		Pequena	X
Largura	Grande		Média		Pequena	X
Linha de inclinação	Transversal		Longitudinal			X
Formas simples	Ovoide Lisa		Ovoide lobulada		Ovoide coalescente	
	Periforme lisa		Ortogonal		Linear	X
	Outras					
Estágio Evolutivo	Estabilizada	X	Em desenvolvimento		Corrigida	
Sistema de incisão	Conectada		Desconectada	X	Integrada	
Possível origem	Concentração de escoamento superficial devido ao formato da vertente.					
Fatores de influência						
Curvatura (longitudinal - transversal)	Convexo - convexo					

Quadro 10: Ficha de sistematização da Feição 9, 11 e 12.

Um resumo com as principais características das feições levantadas é apresentado na Tabela 1. Considerou-se no resumo as maiores dimensões para as feições que aparecem em mais de uma data nas imagens. A análise dos dados compilados na tabela indicou que, de maneira geral, a incidência das feições erosivas se deu principalmente à

média vertente (em 9 de 12), com relevo de curvatura longitudinal convexa em aproximadamente 83% e transversal côncavo em aproximadamente 58% dos casos. O comprimento de 11, das 12 feições, foi classificado como pequeno, sendo apenas uma (Feição 10) classificada como médio. Enquanto a largura de 10, das 12 feições, foi classificada como pequena, sendo duas (Feição 1 e Feição 10) classificadas como grandes. Algumas das feições foram recuperadas ao longo do período analisado, não atingindo dimensões maiores. Assim, pelo levantamento realizado quanto ao relevo, nota-se a tendência de ocorrência de feições erosivas à média vertente (75%), em curvatura longitudinal convexa (83%) e transversal côncava (58%).

Feição	Posição na Vertente	Maior comprimento atingido (m)	Largura (m)	Curvatura (vertical/horizontal)
Feição 1	Média	64 (pequeno)	50 (grande)	Convexo/plano
Feição 2	Média	54 (pequeno)	6 (pequena)	Convexo/côncavo
Feição 3	Baixa	10 (pequeno)	1,5 (pequena)	Convexo/côncavo
Feição 4	Baixa	5 (pequeno)	1 (pequena)	Convexo/côncavo
Feição 5	Média	11 (pequeno)	2 (pequena)	Convexo/côncavo
Feição 6	Média	25 (pequeno)	3 (pequena)	Convexo/côncavo
Feição 7	Baixa	20 (pequeno)	2 (pequena)	Convexo/côncavo
Feição 8	Média	61 (pequeno)	3 (pequena)	Convexo/côncavo
Feição 9	Média	10 (pequeno)	2 (pequena)	Convexo/convexo
Feição 10	Média	130 (médio)	50 (grande)	Côncavo/convexo
Feição 11	Média	12 (pequeno)	1 (pequena)	Convexo/convexo
Feição 12	Média	12 (pequeno)	1 (pequena)	Côncavo/convexo

Tabela 1: Resumo das características das feições.

Apesar de apenas uma feição ter comprimento classificado como médio, alcançando 130 m, outras 3 feições alcançaram comprimentos maiores que 54 m, sendo que as demais atingiram comprimento máximo de 25 m. Assim, analisando as 4 feições com maior comprimento, se observa que a Feição 1 e a Feição 10 foram classificadas com largura grande (50 m), enquanto a Feição 2 e a Feição 8 tiveram larguras de 6 m e 3 m, respectivamente. As quatro feições localizam-se em média vertente. Considerando a classificação do relevo, três dessas feições tem curvatura longitudinal convexa (Feição 1, Feição 2 e Feição 8), sendo a Feição 2 e a Feição 8 com curvatura transversal côncava. A Feição 10 foi a única classificada como curvatura longitudinal côncava e transversal convexa. Dessa forma, a curvatura longitudinal convexa pode ser um indicativo de maior desenvolvimento da feição erosiva linear, enquanto o resultado de curvatura transversal é inconclusivo.

A maior incidência de erosão em relevo longitudinal convexo é esperada (BIGARELLA, 2003; VELOSO, 2007). A ocorrência de duas das feições analisadas em relevo longitudinal côncavo pode ser devido à preferência de passagem do gado nesse tipo de relevo por sobre a curva de nível, causando a destruição e consequente concentração de fluxo. A maioria das feições levantadas, incluindo duas das



maiores analisadas, se encontra em relevo de curvatura transversal côncava, resultado também esperado, visto que a concavidade proporciona a concentração do fluxo (STABILE, 2008; XUJONGXIN, 1996).

O fato de a maior incidência estar na média, ao invés da baixa vertente, pode ser explicado, por um lado, pelo fato da área da baixa vertente estar distante dos canais de drenagem. Por outro lado, a incidência de feições erosivas na média vertente, pode indicar a necessidade de atenção quanto a algumas das práticas conservacionistas do solo, essencialmente de caráter edáfico. O levantamento realizado indicou a realização de práticas conservacionistas de caráter mecânico (terraceamento) e vegetativo (florestamento e pastagem), além de constantes correções das feições erosivas, ao longo do período observado. O controle de erosão praticado, porém, se mostra insuficiente, sendo necessárias práticas edáficas, “que reponham os elementos nutritivos, controlem a combustão de matéria orgânica, diminuam a lixiviação, controlando, em parte, as causas de depauperamento do solo” (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014). Assim, análises periódicas do solo podem indicar as correções no solo necessárias para diminuir a incidência de feições erosivas na área estudada.

Nota-se, também, que a floresta existente na região está distribuída corretamente ao longo da vertente, na região de maior declividade, contudo o topo do morro é composto por pasto. Bertoni e Lombardi Neto (2014) indicam a formação de florestas justamente no topo dos morros com o intuito de reduzir as enxurradas formadas nas cabeceiras, que podem provocar erosões nas partes mais íngremes abaixo na encosta.

Considerações finais

A área de amostragem estudada é suscetível aos processos erosivos, tendo em vista as várias feições erosivas lineares encontradas, tanto na parte sem, quanto a área com cobertura vegetal, ao longo da última década. Por ser uma área de cabeceira da bacia do Rio Batalha, com predominância de alta declividade à média vertente, proporciona-se um ambiente mais propenso ao surgimento de feições ao longo da encosta (BIGARELLA, 2003). Cabe ressaltar também a predominância de perfis convexos-côncavos, os quais aumentam a energia acumulada do escoamento superficial, consequentemente, aumenta a velocidade do fluxo concentrado (STABILE, 2008). Desse modo, os fatores condicionantes, em conjunto com o solo de textura arenosa, resultam na evolução dos processos erosivos lineares.

Ademais, deve se destacar o uso e ocupação de solo como um fator condicionante na aceleração da formação dos processos erosivos, conforme a retirada de cobertura vegetal e a maior compactação do solo devido às práticas agropastoris. O desenvolvimento de pastagens tende a conservar o fluxo difuso, o qual se converte em escoamento concentrado em setores de abertura de valas, caminhos, pisoteio de gado e culturas anuais que expõem o solo à ação pluvial, assim, por consequência, facilita o alongamento das vertentes (FURLANI, 1980). Portanto, áreas com preparo convencional do solo e sem cobertura vegetal são mais suscetíveis à erosão hídrica, tendo em vista que o uso

incorreto do solo favorece o selamento superficial, a formação de uma camada de solo compactada que dificulta a infiltração de água (PANACHUKI, 2011).

Da mesma forma deve-se considerar que técnicas mitigadoras foram vistas ao longo da encosta em visitas ao local. Entre elas, destacam-se a construção de curvas de níveis, remoção de plantas inibidoras e aterramento das feições, que atuam como medidas paliativas. Como pode se observar na Área 2 e na Área 3, houve galgamento das curvas de níveis e consequente acúmulo de água, assim, demonstra-se como essas tentativas de correções foram insuficientes para combater a evolução ou ocorrência de novas feições. Foi constatado, porém, que todas as erosões lineares da amostragem estão desconectadas da drenagem, o que pode amenizar as consequências da evolução erosiva.

Dessa forma, o estudo realizado na parcela da encosta da Serra da Jacutinga possibilitou realizar a amostragem e a sistematização das feições erosivas, o que facilita o entendimento do comportamento e das causas das feições ao longo da última década. Então, a partir do estudo, poderá ser desenvolvido um estudo da geomorfologia para analisar o comportamento das linhas preferenciais de fluxo e o prognóstico do processo erosivo das feições da região. E, assim, poderá se estabelecer medidas corretivas assertivas contra a evolução de erosões na cabeceira de nascente do Rio Batalha.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Estadual Paulista (UNESP) pelo apoio e o conhecimento transferido.

Referências bibliográficas

- Almeida filho, G. S. de. Noções básicas para controle e prevenção de erosão em área urbana e rural. São Paulo: ABRH; 2004.
- Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. Conservação do solo. 9 ed. São Paulo, Ícone editora. 2014.
- Bigarella, J. J. Estrutura e Origem das Paisagens Tropicais e Subtropicais. Florianópolis (SC): Ed. da UFSC, v. 3, p. 877-1436. 2003.
- Cherobin, S. F. Estimativa De Erosão E Sua Relação Com Os Diferentes Mecanismos Erosivos Atuentes: Estudo Da Voçoroca Vila Alegre. UFOP, 116p. Dissertação de Mestrado, 2012.
- DAEE/IPT. Controle de erosão: bases conceituais e técnicas; diretrizes para o planejamento urbano e regional; orientações para o controle de voçorocas urbanas. São Paulo: Secretaria de Energia e Saneamento, Departamento de Águas e Energia Elétrica, 1989. 92 p.
- DAEE. Controle de Erosão. São Paulo (SP): Departamento de Águas e Energia Elétrica (Secretaria de Energia e Saneamento do Estado de São Paulo) / Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), 2. ed., 92 p. 1999.
- EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- Furlani, G. M. Estudo Geomorfológico das voçorocas de Casa Branca. FFLCH/USP, São Paulo, Dissertação de Mestrado, 1980.



Guerra, A. J. T. O início do processo erosivo. In: Guerra, A. J. T.; Silva, A. S. da; Botelho, R. M. G. Erosão e Conservação do Solo: conceito, temas e aplicações. 3a ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

IPT. Cadastro de erosões e inundações. IPT.BR, 2015. Disponível em: <https://www.ipt.br/noticias_interna.php?id_noticia=928>. Acesso em: 10 de abril de 2023.

Kertzman, F. F.; Oliveira, A. M. S. Mapa de erosão do estado de São Paulo. Revista do Instituto Geológico, v. 16, 1995.

Koffler, N. F., Montandon, D. T. Diagnóstico do uso da terra e suscetibilidade à erosão da bacia do alto Batalha (SP), usando técnicas automáticas. Mimesis, Bauru, v. 21. 1, p. 53-72, 2000.

IPT - Instituto De Pesquisas Tecnológicas E Comitê Da Bacia Hidrográfica Tietê-Jacaré. Erosões urbanas de Bauru. 2002.

Macari, R.; Conceição, F. T.; Peixoto, A. S. P.; Kaiser, I. M. Erosão mecânica nos arenitos do grupo Bauru e sua influência na vazão do rio batalha, Bauru (SP). XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS, 2019.

Mercaldi, M. B.; Furegatti, S. A. Proposta de sistematização de levantamento de fatores condicionantes e identificação de feições erosivas. 10ª Reunião de Estudos Ambientais. Porto Alegre, RS, 2020.

Oliveira, A. L. P. De; Francisco, M. R.; Furegatti, S. A. Análise Temporal e Evolutiva das Erosões Lineares Hídricas Urbanas em Encosta Localizada na Região de Nascente do Córrego da Grama. PERIÓDICO TÉCNICO E CIENTÍFICO CIDADES VERDES, v. 10, p. 98-113, 2022.

Oliveira, M.A.T. Erosion disconformities and gully morphology: a threedimensional approach. CATENA, volume 16, nº4/5, p. 413-423, 1989.

Parson, A. J. Hillslope Form. Rothedge, New York. Estados Unidos, 1988.

Panachuki, E.; Bertol, I.; Sobrinho, T. A.; Oliveira, P. T. S.; Rodrigues, D. B. B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em latossolo vermelho sob sistemas de manejo.

Rodrigues, J. E; Vilar, O. M. Estudo da erosão interna em boçorocas através da teoria do carreamento. In: ABGE – 4o Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia. Belo Horizonte, 1984.

Salomão, F.X.T. Erosão e a ocupação rural e urbana. In: 3º Curso de Geologia de Engenharia Aplicada a Problemas Ambientais. AGAMA-DIGEM: São Paulo/SP. Pág. 44-71, 1992.

Salomão, F. X. T. Processos Erosivos em Bauru (SP): Regionalização Cartográfica Aplicada ao Controle Preventivo Urbano e Rural. São Paulo (SP): USP, 200p. Tese de Doutorado – Universidade de São Paulo, 1994.

Salomão, F. X. T. Controle e prevenção dos processos erosivos. In: Guerra *et al.* Erosão e conservação dos solos; conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Editora Bertrand do Brasil. Cap. 7, 2007.

Setzer, J. Os solos do Estado de São Paulo: relatório técnico com considerações práticas. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1949. 387 p. (Bibliografia Geográfica Brasileira. Publicação, 6).

Stabile, R. A.; Vieira, B. C. (2008) Distribuição das Feições Erosivas da Bacia Água da Faca, Piratininga (SP): uma análise geomorfológica preliminar. In: VII SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 2008, Belo Horizonte (MG). União da Geomorfologia Brasileira (UGB).

Vieira, N. M. Estudo Geomorfológico das Boçorocas de Franca. SP. Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita”. Franca. Tese de doutorado, 1978.

Xujiongxin. Benggang erosion: the influencing factors. In: Catena. V.27. 1996. p. 249 – 263.

Zachar, D. Soil erosion: Developments in soil science. Amsterdam; New York: Elsevier Scientific, 1982. 547p.



IMPACTO DAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DO SOLO E DE PRECIPITAÇÃO NA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA JI-PARANÁ - RO

Pedro Torres Miranda¹, Wilany Rodrigues Galvão Alves², Arthur Kolling Neto³, Fernando Mainardi Fan⁴, Gean Paulo Michel⁵

^{1, 2, 3, 4, 5}Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), ¹pedrotorresm121@gmail.com; ²wilanyg.alves@gmail.com; ³arthur.kolling@hotmail.com; ⁴fernando.fan@ufrgs.br; ⁵gean.michel@ufrgs.br

Palavras-chave: MGB-SED; Concentração de Sólidos em Suspensão; alterações climáticas e antrópicas.

Resumo

A dinâmica de sedimentos em rios possui grande importância socioeconômica e ambiental (e.g., manutenção de ecossistemas e de estruturas hidráulicas). Como o aporte de sedimentos em rios está intrinsicamente ligado a características de precipitação e de uso e cobertura do solo, é necessário entender como a hidrossedimentologia se comporta em frente a mudanças nesses aspectos. Isso se torna especialmente relevante em um contexto em que mudanças climáticas podem impactar o regime de precipitação no local. O presente estudo abordou essa questão analisando o impacto na distribuição de frequência de Concentração de Sólidos em Suspensão (CSS) na foz do rio Ji-Paraná, importante afluente do rio Madeira. Foram considerados diferentes cenários de precipitação, intensificando e atenuando eventos anuais, e também um cenário alternativo de uso e cobertura do solo. Devido à falta de dados in situ de CSS, a avaliação se deu a partir do modelo hidrossedimentológico MGB-SED. A análise mostrou que a produção de sedimentos da bacia pode sofrer um maior impacto relacionado à redução de precipitação (tanto em volume, quanto em intensidade), não se mostrando tão sensível às intensificações de precipitação e às alterações de uso e cobertura do solo consideradas. Isso indica que a produção de sedimentos apresenta certa resiliência à intensificação da chuva, mas o equilíbrio do sistema corre riscos maiores para regimes mais secos de precipitação, com eventos menos intensos.

Introdução

O transporte e erosão de sedimentos são processos naturais e fundamentais para a manutenção dos ciclos de nutrientes. Ambos desempenham papel importante na produtividade do solo e na manutenção de diferentes ecossistemas (Esteves, 2011; Latrubesse et al., 2017). Isso pode ser observado em rios amazônicos, que compõem o maior sistema hidrológico do mundo. Nele, rios de águas brancas (Rio Madeira e Solimões), transportam grandes quantidades de sedimentos e nutrientes, enquanto rios de águas pretas (Rio Negro) são pobres em sedimentos e nutrientes, mas ricos em substâncias húmicas. E rios de águas claras (rio Tapajós) são transparentes e pobres em sedimentos e sólidos dissolvidos. A regulação dos níveis de sedimentos e, conseqüentemente, dos nutrientes na água influenciam na resposta ecológica da planície de inundação (Fassoni-Andrade et al., 2019).

Dentre os processos de produção de sedimentos, destaca-se a erosão, que pode ser causada pelo vento (erosão eólica),

pela chuva (erosão pluvial) ou pelo escoamento superficial (erosão superficial). Dessa forma, as mudanças nos padrões de precipitação podem influenciar diretamente na geração de sedimentos decorrentes da erosão pluvial. Além disso, estudos realizados por Carvalho et al. (2000) evidenciam que a intervenção humana exerce uma influência significativa na erosão superficial, podendo modificar a geração de sedimentos na bacia hidrográfica e resultar em impactos em todo o ecossistema. Esses impactos são intensificados pelas alterações no uso e cobertura do solo, que alteram a erosividade da superfície e aumentam a susceptibilidade aos processos erosivos.

Fagundes et al. (2023) mostraram como a precipitação, os reservatórios e o uso da terra e as mudanças na terra impactaram os fluxos de sedimentos continentais nos últimos anos. Bayer et al. (2015) analisaram o impacto do desmatamento e da precipitação na vazão do rio Ji-Paraná, tributário do rio Madeira, no sul da Amazônia, utilizando o Modelo de Grandes Bacias (MGB) e constataram que estes impactos geraram incremento na vazão média anual. E que uma possível explicação seria relacionada com o tipo de vegetação que cobria a área da bacia antes da intensificação das atividades antrópicas, em que as porções de floresta e de cerrado ainda eram predominantes.

A influência humana na região amazônica teve início na década de 1970, impulsionada principalmente pelos movimentos migratórios de colonos vindos do Sul do país em busca de terras para a agricultura (Fearnside, 1988). Desde então, a região enfrenta uma intensa pressão antrópica que resulta em significativa alteração de sedimentos nos rios. Diversas atividades humanas, como o desflorestamento (Coe et al., 2009; Leite et al., 2012), a mineração e a construção de barragens para geração de energia hidrelétrica, contribuem para esse cenário preocupante. A bacia do rio Ji-Paraná, localizada no estado de Rondônia, destaca-se como uma das áreas mais afetadas, registrando um dos maiores índices de desmatamento ao longo do tempo no Brasil. Esse desmatamento é impulsionado principalmente pela expansão da pecuária, com foco na produção de leite.

Desse modo, compreender como os processos de geração de sedimentos na bacia e identificar os principais fenômenos impulsionadores é crucial para proposição de medidas de gestão e planejamento e de prevenção/correção dos impactos regionais. Portanto, o objetivo deste estudo consistiu em analisar os efeitos das mudanças no uso e



cobertura do solo e das variações na precipitação, sobre a produção de sedimentos no rio Ji-Paraná.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia do rio Ji-Paraná, localizada no estado de Rondônia, no sul da Amazônia (Figura). Com uma área de drenagem 63.811 km², o rio Ji-Paraná apresenta uma vazão média anual de 700 m³/s. Suas nascentes são formadas pelos rios Comemoração e Pimenta Bueno e recebe a contribuição de outros cinco tributários principais ao longo de seu curso: Rolim de Moura, Urupá, Jaru, Machadinho e Preto (Krusche et al., 2005). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.800 mm, com sazonalidade bem definida, de outubro a abril a estação úmida e de maio a setembro a estação seca (Bayer e Collischonn, 2015). Os solos predominantes em Rondônia são os Latossolos, representando cerca de 58% da área total da região. Desses, 26% são de Latossolo Vermelho Amarelo, 16% de Latossolo Vermelho e 16% de Latossolo Amarelo. Os Argissolos e Neossolos ocupam 11% cada um, enquanto os Cambissolos ocupam 10% e os Gleissolos ocupam 9%. As demais classes de solos ocupam 1% da área restante (Mercadante, 2018).

A bacia do rio Ji-Paraná apresenta predominância de relevo plano como pode ser observado na Figura e conforme outros estudos (Souza et al., 2018; Helbel et al., 2005). Apesar disso, possui alta densidade ou capacidade de drenagem, devido a presença de rios menores, que elevam o escoamento superficial, e consequentemente favorecem os processos erosivos na bacia.

Pode-se notar que o gradiente de elevação da bacia é maior entre as latitudes 13°00'00" S e 10°30'00" S (Figura), o que confere aos canais uma maior capacidade de escoamento. Já a metade mais à jusante da bacia é mais plana (principalmente próximo ao seu exutório), caracterizando uma zona de deposição. Os mapas de precipitações média anual e máxima mensal mostram um padrão similar, com maiores índices na porção norte e leste da bacia.

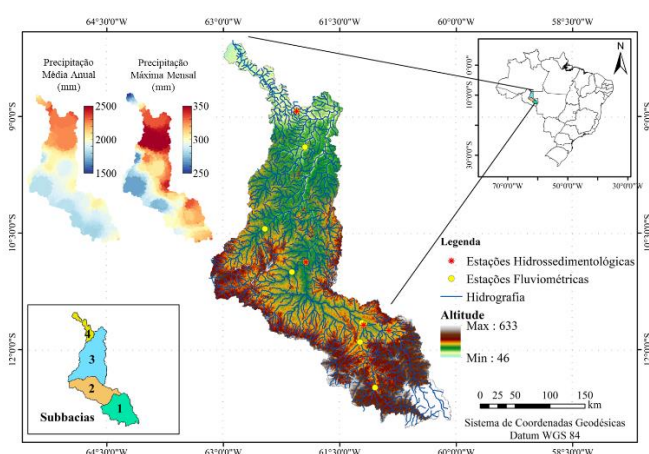


Figura 1: Mapa de caracterização física (relevo e hidrografia) da bacia do rio Ji-Paraná, com a localização das estações fluviométricas (amarelo e vermelho) e hidrossedimentológicas (vermelho) e mapas de precipitação média anual e máxima mensal.

A região de Ji-Paraná é conhecida pelo seu alto índice de desmatamento. A Figura apresenta a evolução desse desmatamento ao longo do período de 1985 a 2022, utilizando imagens do satélite *Landsat*.

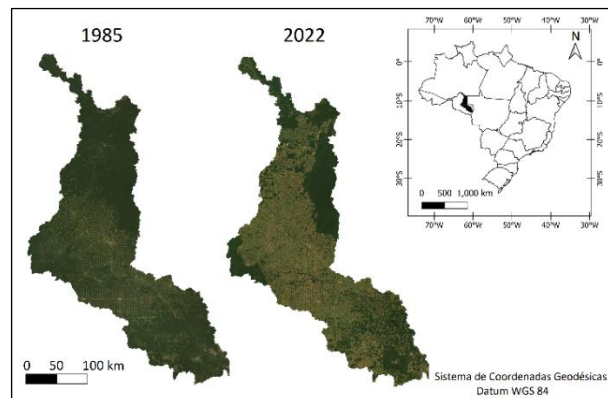


Figura 2: Mapa do uso e cobertura do solo, mostrando a evolução do desmatamento na região.

Modelagem hidrossedimentológica

A modelagem hidrossedimentológica foi realizada a partir do Modelo de Grandes Bacias (MGB). O modelo conta com um módulo hidrológico (MGB), que serve posteriormente como entrada no módulo de sedimentos (MGB-SED). Os itens a seguir descrevem brevemente os modelos mencionados.

MGB

O modelo hidrológico-hidrodinâmico MGB é um modelo semi-distribuído que usa equações de bases física e conceitual para simular os processos hidrológicos da superfície terrestre (Collischonn, 2001; Collischonn et al., 2007). O MGB utiliza uma abordagem de discretização baseada em minibacias, que são áreas de contribuição para trechos de rio com ~15 km, e em Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que são classificações baseadas em uso e cobertura do solo. O balanço hídrico vertical é realizado na minibacia para cada URH presente nela, e o escoamento gerado é propagado para seu exutório através de reservatórios lineares (superficial, subsuperficial e de base). A propagação hidrodinâmica é realizada na rede de drenagem usando o método hidrodinâmico inercial (Paiva et al., 2012). Uma esquematização do MGB é mostrada na Figura .



Figura 3: Representação esquemática da estrutura do modelo hidrológico-hidrodinâmico MGB



MGB-SED

O modelo MGB-SED (Buarque, 2015), é uma ferramenta que combina geração e transporte de sedimentos com o modelo hidrológico-hidrodinâmico MGB (Collischonn, 2001). Ele é utilizado para estimar a quantidade de sedimentos gerados na bacia e simular seu transporte nos rios, integrando aspectos hidrológicos e hidráulicos em grandes bacias (> 1.000 km²).

O cálculo da produção de sedimentos é realizado pela equação *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE) (Williams, 1975) em escala de bacia para cada URH. O volume de aporte de sedimentos do canal é dividido em frações de silte, argila e areia, que são propagados pelo escoamento.

No escoamento, a carga de sedimentos finos é propagada sem considerar processos de erosão e deposição. Já para areia, esses aspectos são considerados utilizando a abordagem da capacidade de transporte do fluxo de água. A deposição de argila e silte só é considerada nas planícies de inundação, em caso de extravasamento da calha principal. Questões hidrogeomorfológicas são negligenciadas pelo modelo, já que não costumam ocorrer significativamente nas escalas espaço-temporais simuladas (Buarque, 2015).

A Figura ilustra os processos de geração e propagação de sedimentos nas minibacias e sua na rede de drenagem, segundo Buarque (2015).

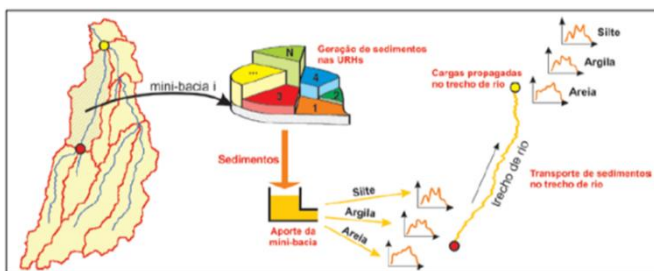


Figura 4: Esquema dos processos de geração e propagação de sedimentos das minibacias e propagação de sedimentos na rede de drenagem. (Buarque, 2015)

Obtenção dos dados

Os dados de vazão e precipitação foram obtidos por meio de estações fluviométricas e pluviométricas do sistema Hidroweb (<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), por meio do plugin ANA Data Acquisition no software QGIS. Foram selecionadas 8 estações fluviométricas e 60 postos pluviométricos situados na bacia e ao seu entorno. O período base do estudo foi definido entre 01/01/2000 e 31/12/2021 conforme a disponibilidade de dados, cuja análise preliminar foi realizada no software Super Manejo.

Os dados de clima foram obtidos através do banco de dados interno do modelo que possui dados de normais climatológicas de 1960 a 1990, calculadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), para todo o território brasileiro.

Os dados de sedimentos foram obtidos através de estações hidrossedimentológicas do sistema Hidroweb, da

ANA. Foram selecionadas 4 estações, que possuíam dados disponíveis no período base do estudo (indicadas na Figura).

Calibração

Para a calibração dos modelos MGB e MGB-SED, utilizamos dados de observações in situ de estações da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Foram utilizadas três estações (exutórios das sub-bacias 1, 2 e 3) fluviométricas e quatro hidrossedimentológicas neste processo. A avaliação de desempenho dos modelos se deu pelas métricas Nash-Sutcliffe, Nash-Sutcliffe Logarítmica, correlação de Pearson e viés. A calibração dos modelos foi realizada na escala de sub-bacia, alterando parâmetros das URHs, no caso do MGB, e parâmetros da MUSLE, no caso do MGB-SED de forma manual.

Cenários de alteração

A presente análise se deu sob 6 diferentes cenários: (i) atual, (ii) diminuição da sazonalidade da precipitação, (iii) aumento da sazonalidade da precipitação, (iv) diminuição do volume da precipitação, (v) aumento do volume da precipitação e (vi) uso e cobertura do solo alternativo. Cada cenário é descrito a seguir.

i) Cenário atual: baseado no uso e cobertura do solo da bacia no ano 2015 a partir do mapa de URH elaborado por Fan et al. (2015) e na chuva observada de estações pluviométricas. Foi utilizado para a calibração dos modelos e como base para a avaliação da alteração dos outros cenários.

ii e iii) Diminuição/aumento da sazonalidade: alteração na distribuição temporal sazonal da chuva ($\pm 20\%$), dividindo os anos da série temporal em estações seca e úmida. A intensificação (atenuação) da sazonalidade considerou o aumento (diminuição) da chuva na estação chuvosa, e diminuição (aumento) na estiagem (Figura). Cada período corresponde a 50% da chuva anual, havendo preservação do volume.



Figura 5: Esquematização da alteração de precipitação no cenário de intensificação/atenuação da sazonalidade.

iv e v) Diminuição/aumento do volume: alteração do volume total da precipitação, multiplicando seu valor por um fator de diminuição/aumento de 20% (Figura).

vi) Uso e cobertura do solo alternativo: cenário de classes de uso e cobertura do solo com referência no ano



de 1985. A fim de avaliar os efeitos decorrentes da alteração no uso e cobertura do solo, foi elaborado um mapa de URH para o ano de 1985, utilizando como referência o mapa de uso e cobertura do solo para o mesmo ano (Projeto Mapbiomas, 2023) juntamente com a classificação do tipo de solo, gerando um mapa com classes correspondentes ao de Fan et al. (2015). A Figura 6 exibe os mapas de URH correspondentes aos anos de 1985 e 2015, evidenciando uma grande conversão de florestas em áreas agrícolas.

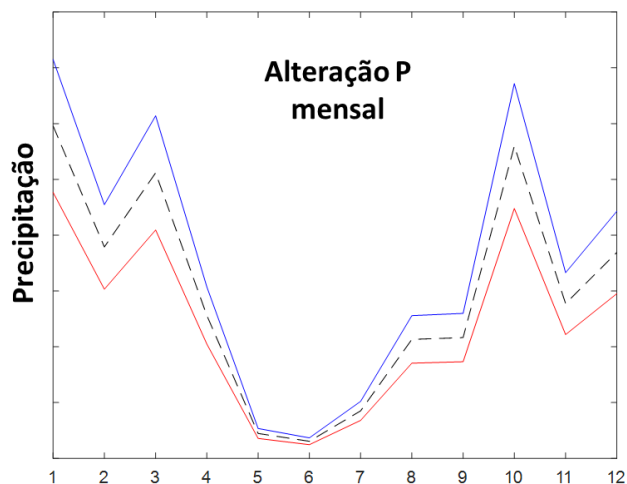


Figura 6: Esquematização da alteração da precipitação no cenário de diminuição/aumento do volume.

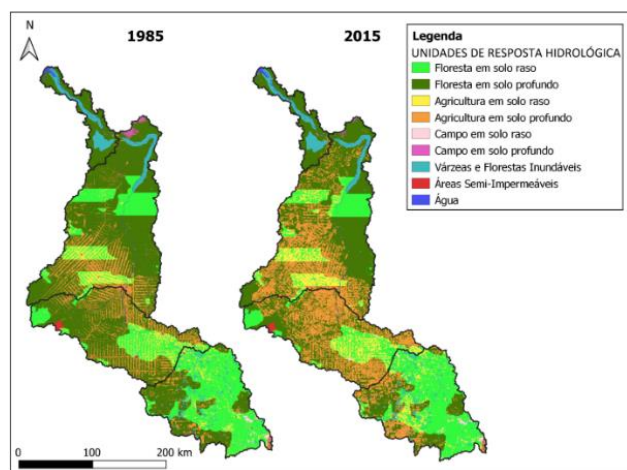


Figura 7: Mapas de URH correspondentes aos anos de 1985 e 2015.

Resultados e discussão

Os resultados foram analisados em termos de Concentração de Sólidos em Suspensão (CSS) para argila, silte e areia. A seguir mostramos os resultados da calibração do MGB-SED (Figura) e do CSS simulado no exutório da bacia do rio Ji-Paraná (Figura).

O MGB-SED obteve correlação acima de 0.50 nas estações avaliadas, sendo que a estação mais próxima ao exutório da bacia chegou a 0.58. O viés se manteve abaixo de 2%

em módulo. Resultados superiores aos encontrados por Föeger et al., (2019) para bacia do rio Madeira, com erros de volume de até 10%. Cabe ressaltar que a amostragem de CSS é pouco frequente, e não costuma ser feita em eventos de cheia (Figura). Isso faz com que o desempenho do modelo em eventos de cheia não seja assegurado pela calibração.

Os resultados de CSS para a foz do rio Ji-Paraná (Figura) indicam uma maior sensibilidade da concentração de areia às alterações de precipitação. Nos cenários de aumento de volume e de sazonalidade não houve alterações tão evidentes quanto às dos cenários de diminuição. Isso pode indicar que o CSS do cenário atual está próximo a um *plateau*, já que não responde a aumentos de volume/intensidade de precipitação.

Corroborando, nos resultados encontrados por Bayer et al., (2015) na bacia do rio Ji-Paraná, o impacto do desmatamento sobre o escoamento anual médio foi maior em termos relativos ao ser considerada a redução de 20% na precipitação. E ao se considerar a bacia sem cobertura observou-se maiores impactos em anos mais secos, visto que nos anos mais úmidos o solo possuía condição mais próxima da saturação.

No geral, os cenários de alteração no volume de chuva impactaram mais a concentração de sedimentos do que os de alteração da sazonalidade, mas percebe-se que a magnitude é similar entre eles. No caso da argila e do silte, os valores máximos de CSS tiveram um comportamento muito parecido entre os cenários de alteração de volume e de sazonalidade de precipitação (Figura). Isso mostra que a mobilização desses sedimentos em eventos extremos seria afetada de forma similar em cenários com estações bem demarcadas e com aumento geral do volume precipitado.

Os resultados para o cenário alternativo de uso e cobertura do solo mostraram pouca alteração na frequência de CSS. As concentrações máximas de argila e silte apresentaram uma queda em sua frequência em uma bacia mais florestada, mas mantiveram um comportamento similar para valores de CSS mais amenos. Já para a areia, houve um aumento na frequência de CSS elevada no cenário alternativo.

Como a bacia não sofreu grandes alterações próximo ao seu exutório (Figura), é possível que, mesmo com um aporte maior de areia devido a mudanças na cobertura do solo, a carga excedente de sedimentos seja depositada antes de chegar à foz do rio. Com um aporte maior ao longo do rio, o escoamento perde capacidade de transporte mais rapidamente, o que poderia explicar uma maior CSS de areia no cenário mais florestado. O resultado também é influenciado pela textura do solo das classes de URH. A mudança predominante se deu de “Floresta em solo profundo” para “Agricultura em solo profundo”, que foram consideradas como tendo uma composição semelhante de textura. Isso pode explicar a sensibilidade atenuada da CSS no exutório da bacia em frente às mudanças de uso e cobertura do solo.

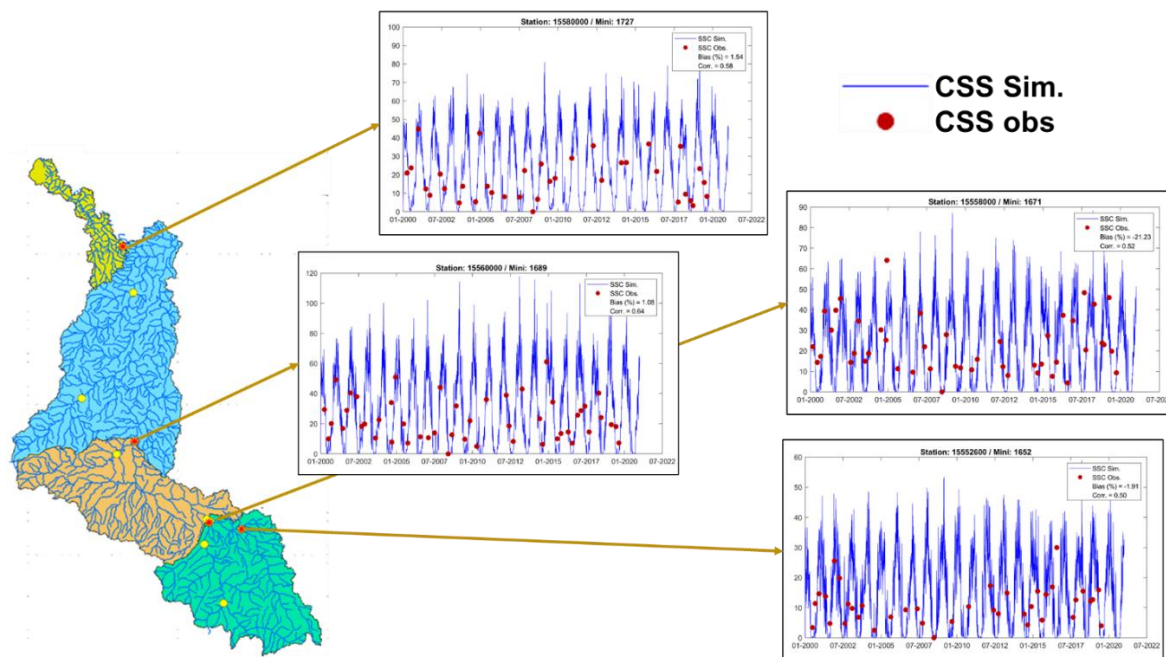


Figura 8: Gráficos de Concentração de Sólidos Suspensos (CSS) simulada (linha azul) e observada (pontos vermelhos) nas estações hidrossedimentológicas indicadas.

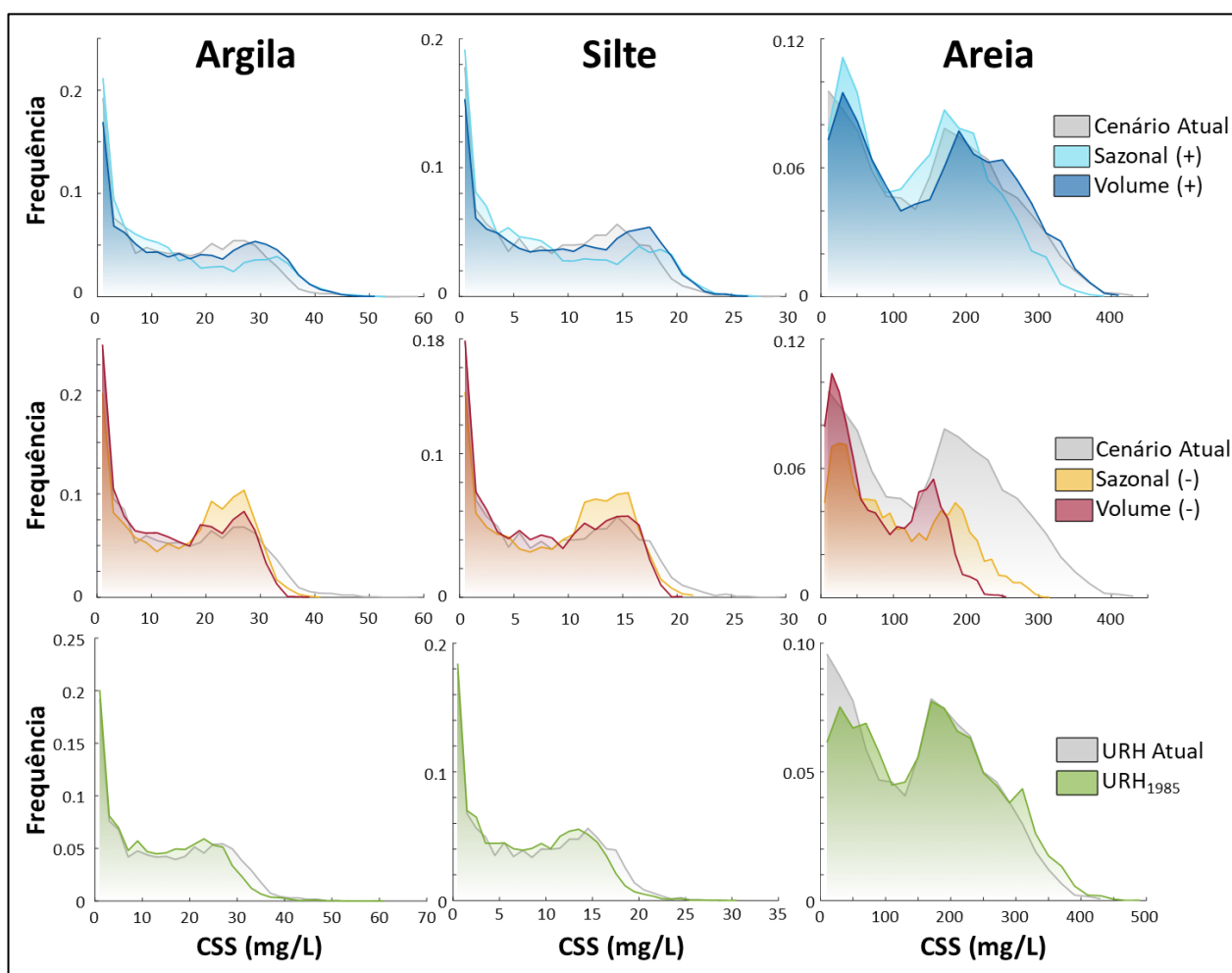


Figura 9: Histogramas de CSS simulada no exutório da bacia do rio Ji-Paraná. São mostradas as concentrações de argila, silte e areia (colunas) para os cenários de intensificação (atenuação) da sazonalidade e de aumento (diminuição) do volume de chuva em tons azulados (avermelhados) e para o cenário alternativo de uso e cobertura do solo (verde).



Conclusão

O estudo avaliou o impacto de diferentes cenários de precipitação e cobertura do solo sobre a concentração de sedimentos na foz do rio Ji-Paraná. Foram consideradas alterações na sazonalidade e no volume de precipitação anual e mudanças antrópicas na cobertura e uso do solo que a bacia sofreu ao longo das últimas quatro décadas. Para isso, foram utilizadas ferramentas de sensoriamento remoto e modelagem hidrossedimentológica.

A análise mostrou que reduções no volume e na intensidade da chuva podem afetar mais a produção de sedimentos da bacia do que aumentos nessas características. Também mostramos que, para uma mesma precipitação, a concentração de sedimentos na foz do rio Ji-Paraná é pouco sensível às mudanças de uso e cobertura do solo consideradas.

É importante ressaltar que esses resultados dependem de questões paramétricas e estruturais do modelo utilizado. Por isso deve-se procurar fazer uma validação criteriosa, ainda mais considerando a falta de medições in situ em eventos de cheia. Uma alternativa para essa limitação poderia ser buscar uma validação complementar a partir de dados de sensoriamento remoto, associada a uma avaliação da sensibilidade do modelo a certos parâmetros.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior (CAPES), pelas bolsas de fomento à pesquisa, e a todos(as) pesquisadores(as) que contribuíram com o estudo de alguma forma.

Referências

- Bayer, D. M., & Collischonn, W. Impactos do desmatamento e da precipitação na vazão do rio Ji-Paraná. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013.
- Buarque, D. C. Simulação da geração e do transporte de sedimentos em grandes bacias: Estudo de caso do Rio Madeira. Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 224p, 2015.
- Carvalho, N.O., Filizola Júnior, N.P., Santos, P.M.C., Lima J, E.F.W. Guia de Práticas Sedimentométricas. Brasília: ANEEL, 154p, 2000.
- Coe, M.T., Costa, M.H., Soares-Filho, B.S., 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River - Land surface processes and atmospheric feedbacks. *J. Hydrol.* <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.043>
- Collischonn, W; Tucci, C, E, M. Simulação hidrológica de grandes bacias. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, p. 95-118, 2001.
- Esteves, F. de A., 2011. Fundamentos De Limnologia, 3a ed. Interciência, Rio de Janeiro.
- Fagundes, H, O; Paiva R. C. D; Fan, F. M; XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Sedimentos em suspensão observados com imagens Landsat para modelagem de grandes bacias. Anais... Florianópolis: 2017.
- Fagundes, H. de O., de Paiva, R. C. D., Brêda, J. P. L. F., Fassoni-Andrade, A. C., Borrelli, P., & Fan, F. M. (2023). An assessment of South American sediment fluxes under climate changes. *Science of The Total Environment*, 879, 163056.
- Fagundes, HO, Fleischmann, AS, Fan, FM, Paiva, RCD, Buarque, DC, Siqueira, VA, ... & Borrelli, P. (2023). Mudanças induzidas pelo homem nos fluxos de sedimentos dos rios da América do Sul de 1984 a 2019. *Water Resources Research*, e2023WR034519.
- Fan, F. M.; Buarque, D. C.; Pontes, P. R. M.; Collischonn, W. Um mapa de Unidades de Resposta Hidrológica para a América do Sul. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 21., Brasília/DF. Anais... Brasília: ABRH, 2015.
- Fassoni-Andrade, A. C., & de Paiva, R. C. D. Mapping spatial-temporal sediment dynamics of river-floodplains in the Amazon. *Remote sensing of environment*, 221, p. 94-107, 2019.
- Fearnside, P.M. Causas do desmatamento na Amazônia brasileira. *Pará Desenvolvimento*, n.23, p. 24- 33, jan/jul. 1988
- Föeger, L. B., Buarque, D. C., Pontes, P. R. M., & Fagundes, H. (2019). Simulação hidrológica com propagação inercial de vazão: estudo de caso na bacia do rio Madeira. *Proceedings of the XXIII SBRH 2019*.
- Helbel A. F., Moreira, J. P. P. Co., Dias, R. H. S., Nunes, M. L. A., Andrade, L. R., Marchetto, M., (2011). Caracterização morfométrica da microbacia do Igarapé Marobá em Ji-Paraná / RO. XIX SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.
- Krusche, A. V., Ballester, M. V. R., Victoria, R. L., Bernardes, M. C., Leite, N. K., Hanada, L., ... & Richey, J. E. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazônica*, 35, p. 197-205, 2005.
- Latrubesse, E., Arima, E.Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V., d'Horta, F., Wight, C., Wittmann, F., Zuanon, J., Baker, P., Ribas, C., Norgaard, R., Filizola, N., Ansar, A., Flyvbjerg, B., Stevaux, J. Damming the Rivers of the Amazon Basin. *Nature*, Vol. 546, p. 363-369, 2017.
- Leite, C.C., Costa, M.H., Soares-Filho, B.S., De Barros Viana Hissa, L., 2012. Historical land use change and associated carbon emissions in Brazil from 1940 to 1995. *Global Biogeochem. Cycles* 26. <https://doi.org/10.1029/2011GB004133>



Mercadante, O. D. C. Avaliação das metodologias do estudo de vazão máxima provável: estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Ji-Paraná/RO. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Dissertação, 2018.

Projeto MapBiomas – Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil [https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/]

Sadeghi, S. H. R., Gholami, L., Khaledi Darvishan, A., & Saeidi, P. (2014). A review of the application of the MUSLE model worldwide. *Hydrological Sciences Journal*, 59(2), 365-375.

Souza, V.A. S et al., (2018). Análise morfométrica com suporte de geotecnologia aplicada à bacia do rio machadinho - RO. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-9.

Williams, J.R., 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. Proc. Sediment Yield Work. pp. 244–252.



OCUPAÇÃO URBANA IRREGULAR E SUAS INFLUÊNCIAS NOS HIDROSSEDIMENTOS - MICROBACIA DO CÓRREGO JACARÉ, VÁRZEA GRANDE - MT

Mateus Domingos¹, Gabriella Nunes Mota², Rafael Pedrollo de Paes³, Aldecy de Almeida Santos⁴, Walter Corrêa Carvalho Junior⁵

¹Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: mateusdomingos1@hotmail.com; ²Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: nunes1gabriella@gmail.com; ³Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: rafael.paes@ufmt.br; ⁴Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: aldecy_allmeida@yahoo.com.br; ⁵Secretaria do Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso, e-mail: walterjunior.carvalho@gmail.com

Palavras-chave: Córrego urbano; Granulometria; Impacto urbano.

Introdução

O uso e ocupação inadequados do solo têm sido fatores determinantes para a degradação dos recursos naturais, com destaque para as águas superficiais ou subterrâneas. Nesse contexto, as cidades têm se expandido rapidamente, ocupando áreas antes cobertas por vegetação ou corpos hídricos, comprometendo o equilíbrio dos ecossistemas e causando intensos impactos nos corpos d'água. Suas consequências são de diversas ordens, e ocorrem tanto em termos de alterações hidrológicas quanto da carga poluente transportada (DE MELLO *et al.*, 2020; GOMES *et al.*, 2023). Esses efeitos têm uma influência substancial na qualidade de vida das populações e afetam negativamente o equilíbrio ambiental das áreas drenadas pelas bacias hidrográficas, além de causar uma série de reveses sociais, tais como enchentes e deslizamentos (TUNDISI e TUNDISI, 2011).

Historicamente, a urbanização tem se desenvolvido em áreas de baixa altitude, próximas a rios e córregos, devido à necessidade primordial de acesso à água. Esse processo transforma o ambiente em um espaço urbano complexo, com características distintas em termos de formas, materiais e atividades em comparação com as áreas rurais (MOTA, 2008; MOTA, 2011).

Para atender as demandas urbanas e acompanhar a dinâmica da sociedade, é necessário realizar diversas obras de infraestrutura, como corte de terrenos, aterros e construções civis, incluindo edifícios, estradas, indústrias e outras estruturas. No entanto, em muitas ocasiões, essas intervenções ocorrem sem consulta ao devido planejamento e disciplinamento, resultando em ocupação de áreas inadequadas para a construção, como margens de corpos d'água e terrenos íngremes. Isso expõe o solo à erosão devido à remoção total ou parcial da vegetação (MOTA, 2008; MOTA, 2011; GUERRA, SILVA e BOTELHO, 2017).

De forma geral, o desmatamento, a impermeabilização do solo e a erosão são as principais causas dos problemas relacionados a alagamentos e enchentes nas áreas urbanas. Essas questões são agravadas pelo assoreamento dos córregos e obstrução do sistema de drenagem (MOTA, 2008; MOTA, 2011; GUERRA, SILVA e BOTELHO, 2017).

De acordo com Mota (2008 e 2011) e Tucci *et al.* (1995), a

gestão das microbacias envolve o planejamento territorial considerando os elementos que compõem essa bacia (físicos, bióticos e antrópicos), a fim de promover uma ocupação mais adequada. As áreas urbanas possuem características distintas. Por exemplo, a precipitação é geralmente mais intensa do que nas áreas rurais devido à maior concentração de núcleos de condensação causados pelas atividades humanas. No entanto, as cidades tendem a apresentar menor umidade relativa do ar (REMONDI *et al.*, 2016).

A perda do ambiente natural por áreas impermeabilizadas caracteriza um processo antrópico de urbanização (PACKMAN *et al.*, 1999). Isso também pode ser observado na microbacia do Córrego Jacaré, localizada na área urbana de Várzea Grande, região metropolitana da capital de Mato Grosso (PORT, 2012; NUNES, CAMARGO & FIGUEIREDO, 2018; LAGOA DO JACARÉ, 2023).

Durante o percurso do córrego, assim como na Lagoa do Jacaré, as condições sanitárias e ambientais são precárias devido à descarga de esgoto, descarte inadequado de lixo, remoção da vegetação ciliar, habitações construídas em áreas de preservação permanente (APP) e em zonas de risco, e construção de vias públicas ao longo do curso das drenagens naturais. Essas condições resultam na erosão das margens do córrego, levando ao assoreamento do leito, degradação da qualidade da água, mau cheiro, propagação de vetores, inundações urbanas, diminuição na produção de água, risco à saúde pública e outros impactos negativos.

No ano de 2010, equipes técnicas da Secretaria de Meio Ambiente, Secretaria de Promoção Social e Defesa Civil de Várzea Grande conduziram uma inspeção minuciosa na Lagoa do Jacaré, revelando a presença de 244 residências localizadas em áreas consideradas de risco e de preservação permanente. O levantamento das habitações ocupadas por essas famílias resultou em um total de 297 famílias que necessitavam ser reassentadas em locais seguros. Os residentes foram registrados em um programa habitacional de moradias populares e, posteriormente, as habitações foram demolidas.

Utilizando mapas de imagens aéreas fornecidas pela Prefeitura Municipal de Várzea Grande, foi realizado um estudo comparativo da Lagoa do Jacaré entre os anos de 1983 e 2010 (PORT, 2012), com o objetivo de analisar a



ocupação irregular ocorrida durante esse período e a consequente diminuição da área de superfície da lagoa. Os resultados revelaram que a ocupação inadequada da lagoa, através do aterramento de resíduos, resultou em uma redução de 55.749,74 m² do espelho d'água. Anteriormente, a área total da lagoa era de 74.125 m², o que representa uma diminuição de 75,224% no total. Isto é reflexo direto da redução do volume da lagoa, a qual tende a restringir o potencial de amortecimento de cheias na bacia.

Na época da produção do estudo citado anteriormente, verificou-se a realização de aterros na área da Lagoa para a edificação de moradias, de até 80 cm. Os aterros eram feitos utilizando materiais considerados inadequados, tais como resíduos de construção civil, fragmentos de telhas e tijolos, resíduos sólidos domésticos, galhos de árvores, pó de serra, entre outros. Esses materiais eram provenientes dos caminhões de coleta de resíduos, “pega-tudo” (PORT, 2012). Ainda em 2023, é possível observar sedimentos oriundos da citada ocupação, na Lagoa do Jacaré, que desempenham o papel de registro, depósito para os contaminantes encontrados no ambiente em que são depositados e inundações em residências vizinhas. Ao examinar os sedimentos superficiais, é viável avaliar a extensão, distribuição, origem e riscos associados à contaminação.

Nos últimos anos, têm havido movimentações sociais e políticas no intuito de melhorar a condição de infraestrutura na comunidade da Lagoa do Jacaré, o que envolve a possibilidade de projetos de desassoreamento da lagoa, rede de esgotamento sanitário, rede de drenagem pluvial e intervenção paisagística (LAGOA DO JACARÉ, 2023).

Nesse sentido, análises de determinação de sólidos totais e voláteis, granulometria e pH de amostras do solo coletadas em diferentes pontos da Lagoa, onde ocorreu ou não ocupação residencial, fornecem informações cruciais sobre a contaminação do solo, mudanças na textura e possíveis impactos na qualidade da água. Essas análises são fundamentais, por exemplo, para a implementação de medidas de remediação adequadas, a fim de restaurar a saúde do solo e preservar os ecossistemas aquáticos na Lagoa. Apresentado esse contexto, o objetivo deste trabalho é relacionar as características hidrossedimentométricas do entorno da lagoa com o histórico de ocupação da bacia do Jacaré.

Material e Métodos

A microbacia hidrográfica do córrego do Jacaré faz parte da Unidade de Planejamento e Gestão UPG-P4, correspondente ao Alto Rio Cuiabá. Essa localidade é legalmente protegida por uma APP, Lei Federal nº 12.651/2012, pois existem várias nascentes no local que formam o Córrego Jacaré.

A microbacia em questão é um afluente direto do Rio Cuiabá, que, por sua vez, integra a Região Hidrográfica do Paraguai e desempenha papel fundamental como um dos principais rios que contribuem para a formação do Pantanal. Conforme o Plano Diretor Municipal (VÁRZEA GRANDE, 2021), o solo predominante na região é o Plintossolo Pétrico e a ocupação predominante consiste em áreas residenciais.

Uma das características distintivas do Plintossolo Pétrico é a presença de camadas rígidas ou endurecidas, geralmente

compostas por materiais como óxidos de ferro e alumínio, que dificultam a permeabilidade do solo. Essas camadas atuam como uma barreira à infiltração da água, fazendo com que a água da chuva não seja absorvida pelo solo de forma eficiente (SOUSA, 2015).

Como resultado, o escoamento superficial é favorecido, levando a um aumento do escoamento superficial e diminuição da quantidade de água que é retida e armazenada no solo. Isso significa que, em períodos de chuvas intensas ou prolongadas, o solo Plintossolo Pétrico terá uma capacidade limitada para absorver e reter água, resultando em maior volume de água escoando sobre a superfície do solo e, consequentemente, aumentando o risco de inundações.

Além disso, este solo também pode apresentar baixa capacidade de armazenamento de água devido à sua natureza pedregosa. A presença de pedras e fragmentos rochosos reduz a porosidade e a capacidade de retenção de água do solo, contribuindo para um rápido escoamento superficial e menor infiltração.

No contexto de uma microbacia hidrográfica, a presença predominante de solos Plintossolo Pétrico pode levar a um maior volume de água escoando rapidamente nos cursos d'água durante eventos de chuvas intensas, aumentando o risco de inundações súbitas e erosão do solo.

A Lagoa do Jacaré é uma das nascentes do Córrego Jacaré. Ela está localizada na área urbana de Várzea Grande, região metropolitana de Cuiabá, no centro-sul do Estado de Mato Grosso, conforme Figura 1.

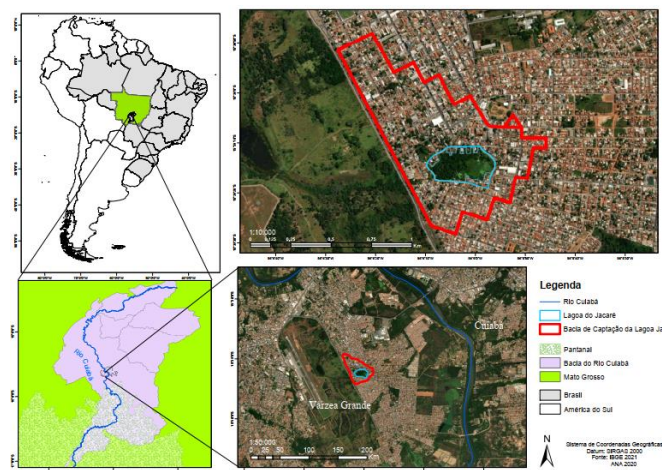


Figura 1: Localização da microbacia do Jacaré. Acervo próprio, 2023.

Na Figura 2, pode-se observar a ocupação irregular existente, registrada no ano de 2010, antes de ações governamentais de remoção de edificações. A linha vermelha representa a APP da Lagoa do Jacaré; enquanto as linhas amarela, laranja e roxa indicam os limites das áreas de risco 1, 2 e 3, respectivamente, definida pela Prefeitura de Várzea Grande.



Figura 2: Áreas de risco definidas pela e ocupação irregular em torno da Lagoa. Defesa Civil de Várzea Grande, 2010.

Na Tabela 1, apresentam-se informações sobre as características fisiográficas da referida microbacia. Diversos parâmetros podem contribuir para explicar a tendência de inundações na região do entorno da Lagoa.

Parâmetros	Unidades	Valores
Área de drenagem	km ²	0,446
Perímetro	km	2,856
Comprimento do leito principal	km	0,277
Rede de Drenagem	km	0,277
Densidade de Drenagem	km/km ²	0,621
Fator de forma	-	0,39
Coefficiente de compacidade	-	1,197
Índice de conformação	-	1,345
Número de ordem	-	1 ^a
Tempo de concentração	min	10
Declividade da microbacia	m/m	0,018
Comprimento máximo da microbacia	km	1,061
Largura máxima da microbacia	km	0,697

Tabela 1: Características fisiográficas da microbacia da Lagoa do Jacaré. Avanci, 2023.

O leito principal do córrego do Jacaré possui o mesmo comprimento que a extensão da rede de drenagem, uma vez que se trata de uma bacia de primeira ordem e a extensão da rede de drenagem é determinada pelo curso d'água da Lagoa do Jacaré.

Com base no baixo valor para o fator de forma, pode-se inferir que a bacia tem uma menor propensão a enchentes em comparação com outras de tamanho semelhante, em termos de sua forma. O coeficiente de compacidade difere do valor unitário e, levando em consideração o valor do fator de forma, a probabilidade de enchentes é reduzida. No entanto, a impermeabilização das áreas da bacia é um fator que aumenta o escoamento, e quando combinado com uma ocupação desordenada, pode resultar em problemas de alagamento.

No que diz respeito ao relevo, a microbacia apresenta um terreno plano com uma declividade média de 1,8%,

conforme a classificação da Embrapa (2018). Com base no tempo de concentração estimado em 10 minutos, usando o método de Schaake, prevê-se que as águas pluviais atinjam rapidamente o ponto mais baixo da bacia. Isso resulta em um aumento do risco de enchentes repentinas e inundações (AVANCI, 2023).

As análises granulométricas, de sólidos totais e voláteis e pH do solo foram realizadas no Laboratório de Análises Físico-químicas de Efluentes, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, na Universidade Federal de Mato Grosso. Entende-se que essas características físicas possam ajudar a explicar a relação existente com uso e ocupação do solo pretérita e presente.

Para a realização de estudo dos parâmetros citados, foram coletadas amostras de seis pontos do entorno da Lagoa do Jacaré, mostrados na Figura 3.

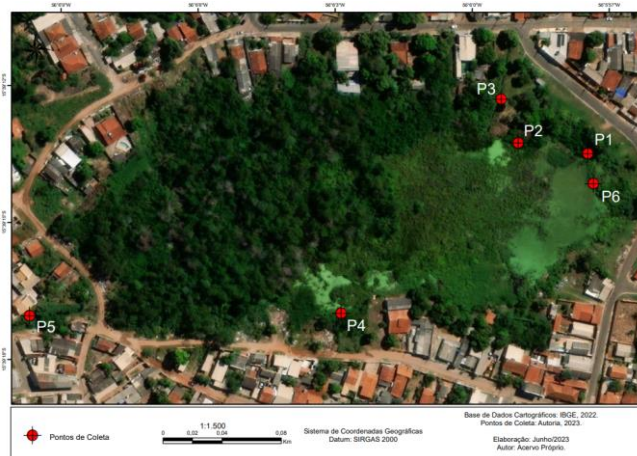


Figura 3: Pontos de coleta. Elaboração própria, 2023.

As principais características desses pontos estão descritas na Tabela 2:

Amostra	Característica do local
P1	A montante da lagoa, próximo ao Jardim das Mulheres (jardim comunitário)
P2	A montante da lagoa, onde havia depósito de resíduos de construção
P3	A montante da lagoa, próximo a uma das contribuições de drenagem pluvial na lagoa
P4	Local intermediário da lagoa, onde havia edificações residenciais aterrando a lagoa até o período de 2010
P5	A jusante da lagoa, no leito do Córrego Jacaré, exutório da lagoa
P6	A montante da lagoa, onde havia depósito de resíduos de construção

Tabela 2: Características dos pontos de coleta. Elaboração própria, 2023.

A coleta foi realizada em junho de 2023, no leito da lagoa, no limite da lâmina d'água com sua margem, a 20 cm de profundidade com equipamentos apropriados para coleta de



solos (trados). O armazenamento das amostras foi realizado em sacos plásticos transparentes com aproximadamente 1,5 a 3,0 kg de amostra em cada saco, como está evidenciado na Figura 4.



Figura 4: Amostras de hidrossedimentos, em laboratório. Elaboração própria, 2023.

Em laboratório, dispôs-se o conteúdo dos sacos em bandejas previamente higienizadas para que fosse possível homogeneizar, organizar e estabelecer as quantias que seriam utilizadas nas análises futuras.

A determinação gravimétrica de matéria orgânica e/ou sólidos totais e voláteis permite quantificar a quantidade de matéria orgânica presente em uma amostra de solo. Os procedimentos seguidos basearam-se no Manual de métodos de análise de solo da Embrapa (2017). A metodologia utilizada seguiu os seguintes passos:

1. Preparação da amostra: Uma quantidade de solo foi coletada e preparada para a análise. Secou-se em temperatura ambiente para remover a umidade superficial;
2. Pesar da amostra: Uma quantidade de 30g de cada amostra de solo seca foi pesada com precisão de duas casas decimais em um recipiente de porcelana previamente tarado. Utilizou-se de espátula com colher e espátula com cabo de madeira e lâmina de aço inox para a disposição da amostra em recipiente – estes foram higienizados em água destilada entre a análise de cada ponto;
3. Estabilização em estufa: Os recipientes foram previamente armazenados em estufa, por aproximadamente por 40 h, a uma temperatura de 65°C;
4. Incineração: Os recipientes com as amostras foram colocados em uma mufla, um forno especializado para alta temperatura, por cerca de 24 h. A temperatura de incineração é mantida em 600°C. Durante o processo de incineração, a matéria orgânica presente no solo é oxidada e convertida em dióxido de carbono (CO₂) e água (H₂O), sendo liberada na atmosfera;
5. Estabilização em estufa: Os recipientes foram armazenados em estufa, por aproximadamente 2 h;
6. Resfriamento e pesagem: Após a incineração, o recipiente foi resfriado em uma dessecadora por cerca de 2 h para evitar a absorção de umidade da atmosfera. Em seguida, o recipiente foi pesado novamente. A diferença entre o peso

inicial e o peso final representa a quantidade de matéria orgânica presente na amostra;

7. Cálculos: A quantidade de matéria orgânica foi calculada com base na diferença de peso e pode ser expressa em porcentagem ou em gramas por quilograma (g/kg) de solo. O teor de umidade é representado em porcentagem (%) e indica a quantidade de água evaporada em relação ao peso total da amostra.

A determinação do pH do solo é uma análise fundamental para avaliar a acidez ou alcalinidade do solo. Os procedimentos adotados foram fundamentados no Manual de Métodos de Análise de Solo da Embrapa (2017). A metodologia de determinação de pH de solos foi realizada seguindo os seguintes passos:

1. Preparação da amostra: Coletou-se uma amostra representativa do solo a ser analisado. Removeu-se qualquer material indesejado, como pedras, raízes e detritos, e homogeneizou-se bem a amostra para garantir uma representatividade adequada;
2. Relação solo-água: Preparou-se uma relação solo-água adequada para a análise de pH. Utiliza-se uma proporção de 1:3, ou seja, uma parte de solo para três partes de água;
3. Agitação e repouso: A amostra de solo e a água foram misturadas vigorosamente em um recipiente adequado, garantindo uma boa homogeneização. Em seguida, a mistura foi deixada em repouso por um período determinado de 30 minutos. Durante esse tempo, ocorre a reação entre os componentes do solo e a água;
4. Medição do pH: Após o período de repouso, utilizou-se um pHmetro calibrado para realizar a medição. O eletrodo do pHmetro foi inserido na suspensão solo-água e a leitura do pH foi registrada;
5. Registro e interpretação dos resultados: Os valores de pH obtidos são registrados.

A análise granulométrica é uma técnica utilizada para determinar a distribuição das partículas de diferentes tamanhos presentes em uma amostra de solo. Essa análise é importante para compreender as características físicas do solo e sua capacidade de retenção de água e nutrientes. Os procedimentos foram conduzidos seguindo as diretrizes estabelecidas pela NBR 7181/2016, que descreve o método de análise granulométrica de solos e sedimentações por meio de peneiramento. Além disso, o quantitativo das amostras foi determinado com base nas orientações fornecidas pela NBR 6457/1986, que aborda o método de preparação de solos para caracterização e compactação.

A metodologia de análise granulométrica de solos envolve os seguintes passos:

1. Secagem da amostra: Uma amostra representativa do solo de cada ponto foi coletada e passou por um processo de secagem em estufa por cerca de 7 dias;
2. Destorroamento: Processo que consistiu em desagregar as partículas menores das partículas maiores do solo. Com o auxílio de um almofariz de porcelana e mão de gral foram realizados movimentos circulares até completa desagregação das partículas do solo;
3. Preparação da amostra: Realizou-se sua homogeneização e quarteamento;



4. Peneiramento: A amostra seca foi peneirada através de uma série de peneiras com aberturas de diferentes tamanhos. As peneiras são organizadas em ordem decrescente de tamanho de abertura, sendo elas de malhas de 19,100 mm, 9,520 mm, 4,000 mm, 2,000 mm, 1,000 mm, 0,075 mm. A amostra foi agitada manualmente e as partículas maiores que cada abertura foram retidas nas respectivas peneiras;
 5. Peso das frações retidas: As frações retidas em cada peneira foram pesadas com precisão de duas casas decimais. O peso de cada fração foi registrado para posterior cálculo da distribuição granulométrica;
 6. Cálculo da distribuição granulométrica: Com base nos pesos das frações retidas, foi possível calcular a porcentagem de cada fração em relação ao peso total da amostra. A distribuição granulométrica é expressa por meio de um gráfico de porcentagem acumulada em função do diâmetro das partículas;
 7. Cálculo dos índices granulométricos: A partir dos dados obtidos, foi possível calcular índices granulométricos como a areia total, silte e argila. Estes índices fornecem informações importantes sobre a textura do solo e sua capacidade de retenção de água e nutrientes.
- A classificação dos sedimentos foi realizada com base na escala de Wentworth (1922), sendo adotadas cinco classes, conforme apresentado na Tabela 3.

Fração	Diâmetro (mm)
Pedregulho	2,0 - 60
Areia grossa	2,0 a 0,2
Areia fina	0,2 a 0,0053
Silte	0,0053 - 0,004
Argila	< 0,004

Tabela 3: Classificação dos sedimentos. Adaptado de Wentworth, 1922.

A elaboração da curva de granulometria foi realizada utilizando o *software* Excel da *Microsoft Office*. Os valores de retenção em cada peneira, a massa do material não retido, a massa acumulada que passou e a massa inicial da amostra foram inseridos na planilha. A massa do material não retido foi calculada subtraindo-se a massa inicial da amostra da massa retida acumulada na respectiva peneira. Posteriormente, é realizado o cálculo da porcentagem de material (acumulado) que passou através da divisão da massa acumulada que passou na respectiva peneira pela massa inicial da amostra, e em seguida multiplicando esse resultado por 100. Com todos os dados disponíveis, é possível elaborar os gráficos e identificar a classificação predominante da amostra.

Na Figura 5 podem ser observadas as seis amostras, P1 a P6, após o quarteamento, sendo preparadas para o ensaio granulométrico. Como se nota, existe expressiva diferença entre as amostras e, pelo aspecto visual, possuem cores e composição de material acentuadamente distintos.

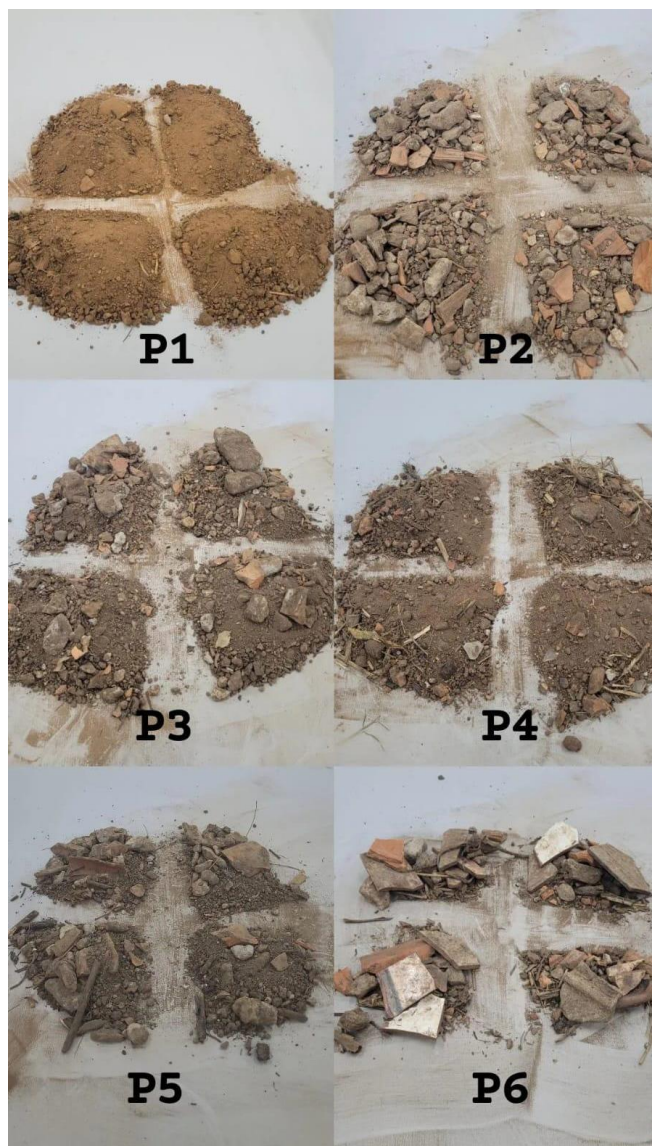


Figura 5: Amostras em preparação para ensaio de Granulometria. Elaboração própria, 2023.

Resultados e Discussão

As análises de determinação de sólidos (totais e voláteis), granulometria e pH dos hidrossedimentos de uma lagoa urbana podem fornecer informações valiosas sobre as características naturais e antropizadas, assim como a qualidade ambiental, sobretudo se aliado ao contexto de ocupação populacional através do aterramento e construção de edificações, ao qual a lagoa foi submetida.

A determinação de sólidos totais e voláteis permite avaliar a quantidade de sólidos presentes no solo. Sólidos totais englobam materiais inorgânicos e orgânicos presentes no solo, enquanto sólidos voláteis são aqueles que podem ser perdidos por aquecimento, correspondente à massa de matéria orgânica. Em uma lagoa urbana anteriormente ocupada por população, a determinação de sólidos totais e voláteis pode revelar a presença de resíduos sólidos, como detritos de construção, lixo urbano ou outros materiais deixados pela população. Essa análise é importante para avaliar o nível de contaminação e a quantidade de resíduos



que podem afetar a qualidade do solo e a saúde dos ecossistemas aquáticos.

A matéria orgânica (MO) desempenha um papel crucial na formação e estabilidade dos agregados do solo, o que influencia a estrutura e a capacidade de retenção de água. Solos com baixo teor de MO tendem a ter uma estrutura menos estável e uma maior suscetibilidade à compactação e erosão.

Ainda, a MO ajuda a melhorar a capacidade de retenção de água do solo. Solos com baixo teor de matéria orgânica podem ter uma menor capacidade de retenção de água, resultando em uma drenagem mais rápida e em uma maior susceptibilidade à seca.

Os resultados da determinação gravimétrica das amostras P1 a P6 estão apresentados na Tabela 4, realizados em duplicada, expresso pelas letras A e B.

Amostras	P0 (g)	P1 (g)	P2 (g)	Umidade (%)	MO (g.kg ⁻¹)
P1-A	117,07	110,33	110,18	6,11	1,36
P1-B	145,2	139,04	138,92	4,43	0,86
P2-A	187,75	173,53	172,6	8,19	5,36
P2-B	177,06	156,06	155,54	13,46	3,33
P3-A	112,22	110,2	109,9	1,83	2,72
P3-B	108,51	106,48	106,16	1,91	3,01
P4-A	136,08	131,94	131,67	3,14	2,05
P4-B	113,66	109,66	109,34	3,65	2,92
P5-A	112,52	109,31	109,03	2,94	2,56
P5-B	81,11	78,19	77,96	3,73	2,94
P6-A	112,51	105,12	104,63	7,03	4,66
P6-B	107,1	104,14	103,74	2,84	3,84

Tabela 4: Resultados da determinação gravimétrica de matéria orgânica e/ou sólidos totais e voláteis. Elaboração própria, 2023.

Por sua análise, é possível verificar que os pontos amostrais em que anteriormente apresentaram ocupação populacional irregular ou depósito de resíduos de construção (P1, P3, P4 e P5) possuem menor concentração de matéria orgânica no solo.

Por sua vez, os pontos P2 e P6, que não tiveram tal ocupação de maneira mais intensificada, apresentaram um teor maior de MO no solo.

A ocupação irregular muitas vezes leva à remoção da camada superficial do solo, que é rica em matéria orgânica. A falta de cobertura vegetal e a impermeabilização do solo aumentam o risco de erosão hídrica e eólica, levando à perda de solo e consequentemente à diminuição da matéria orgânica.

Acrescenta-se que o descarte inadequado dos resíduos da construção civil pode ter efeitos indiretos na taxa de matéria orgânica no solo. Quando os resíduos da construção civil são depositados em áreas inadequadas, como terrenos baldios, áreas verdes ou cursos d'água, eles podem causar a supressão ou compactação da vegetação natural. Isso pode levar à diminuição da matéria orgânica presente na vegetação e no solo adjacente, uma vez que a cobertura

vegetal é removida e a atividade microbiana no solo é afetada (SANTANA, 2016).

Além disso, a deposição desses resíduos em áreas inadequadas também pode resultar em processos erosivos. A erosão do solo pode levar à perda da camada superficial do solo.

Ao analisar os dados, observa-se que há variações nos valores de umidade entre as amostras. Por exemplo, a amostra P1-1 registrou uma perda de aproximadamente 6,11% de água, enquanto a amostra P2-2 apresentou uma perda de 13,46%. Essas diferenças indicam variações na quantidade de água presente em cada amostra coletada, sendo a amostra P2-2 aquela que visualmente possuía uma maior quantidade de água no momento da coleta in loco.

Adicionalmente, é possível observar variações nos teores de umidade dentro de cada par de amostras (P1-1 e P1-2, P2-1 e P2-2, e assim por diante), o que sugere uma certa variabilidade no conteúdo de água do solo ainda que as profundidades de coleta tenham permanecido em 20cm.

A análise granulométrica é utilizada para determinar a distribuição do tamanho das partículas presentes no solo, como areia, silte e argila. Ao examinar a granulometria do solo em diferentes pontos da lagoa, que houve ou não ocupação urbana, pode-se identificar se houve alterações significativas na textura do solo devido às atividades humanas. Por exemplo, a remoção de vegetação natural para a construção de habitações pode levar à compactação do solo e à perda de sua porosidade, afetando a infiltração de água e a drenagem adequada.

De acordo com a ABNT NBR 6502 (1995), as frações do solo são constituídas conforme indicado abaixo:

Argila: Solo de granulação fina composto por fragmentos com dimensões inferiores que 0,002 mm, sendo assim apresentam, podendo ser moldado em diferentes formas.

Areia: Não plástico e não coesivo os sólidos são compostos por pequenos fragmentos de rochas e por minerais possuindo o diâmetro entre 0,06 mm e 2,0 mm.

Pedregulhos: São constituídos por solos minerais ou partículas de rocha, com diâmetro assimilado cerca de 2,0 e 60,0 mm. Podem ainda ser fragmentados em pedregulhos finos, médios ou grossos.

Silte: É constituído por fragmentos com diâmetros entre 0,002 mm e 0,06 mm.

Com estas definições, foi possível estabelecer para cada amostra coletada as porcentagens das frações de solo.

Solos que possuem composição predominantemente de areia, silte e/ou possuem baixa quantidade de matéria orgânica são mais vulneráveis ao processo erosivo. Isso ocorre devido à menor estabilidade dos agregados do solo, que oferecem pouca resistência ao desprendimento. Por outro lado, os solos argilosos tendem a ser mais resistentes à erosão. Na Tabela 5 são mostrados os resultados dessa composição e, na sequência, na Figura 4, estão os resultados das curvas granulométricas.

Cole-tas	Silte/Argila	Areia muito fina	Areia fina	Areia média	Areia grossa	Areia muito grossa	Pedregulho
P1A	3%	7%	5%	10,5%	10,5%	0,5%	63,5%
P2A	0,5%	1%	0,2%	3,8%	0,2%	0,9%	93,4%



P3A	3,2%	10%	33%	7%	12,5%	1,2%	33,2%
P4A	2,3%	7%	1%	2%	31%	5,5%	51,2%
P5A	3,7%	16%	35%	9%	16%	2,6%	17,7%
P6A	2,6%	2%	1%	0,5%	23%	21,6%	49,7

Tabela 5: Resultados das frações dos solos. Elaboração própria, 2023.

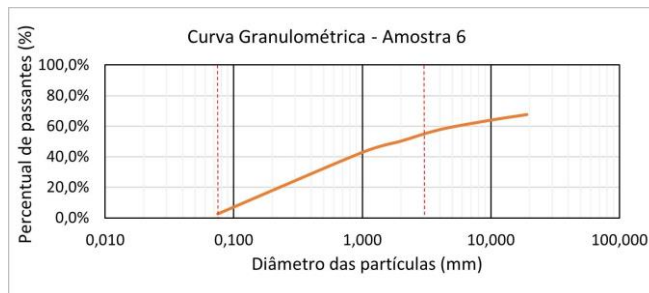
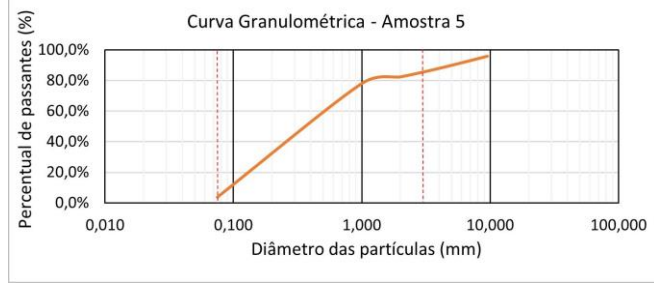
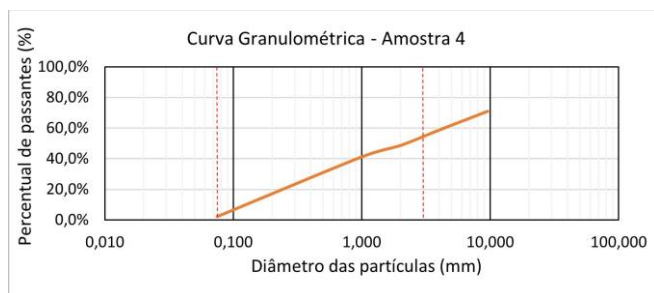
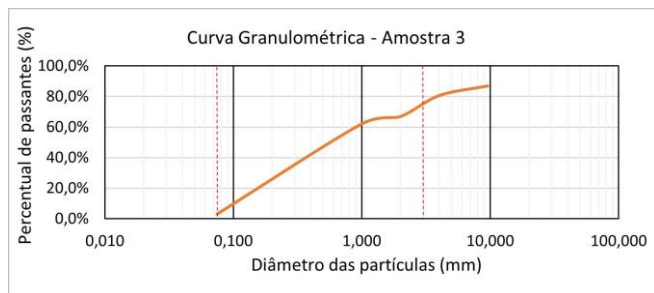
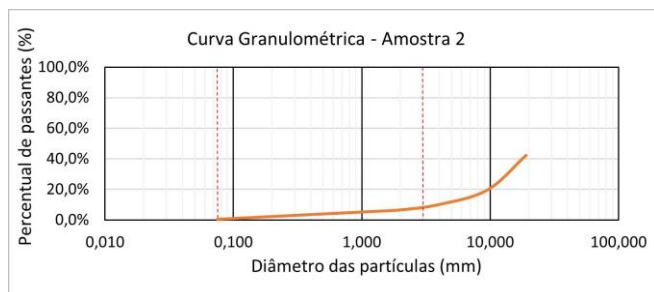
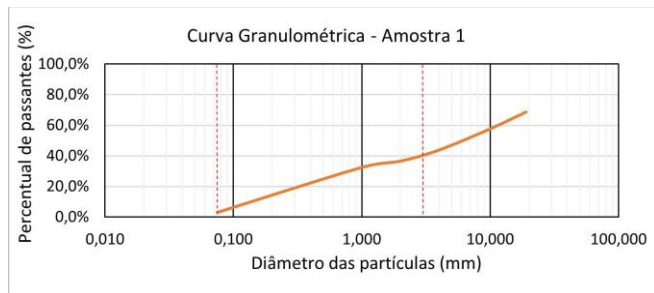


Figura 6: Curvas Granulométricas das amostras. Elaboração própria, 2023.

A Figura 6 ilustra as curvas granulométricas correspondentes a cada amostra selecionada. Essas curvas representam as diferentes frações granulométricas presentes no solo, expressando a porcentagem de material que passa através das peneiras em relação aos seus respectivos diâmetros. A combinação do gráfico de curvas e da tabela de frações do solo proporciona uma análise completa, tanto quantitativa quanto qualitativa, das características granulométricas de cada amostra. Observa-se que as curvas possuem uma linha tracejada que aproximadamente divide as frações gerais do solo em silte, areia e pedregulho, respectivamente.

As amostras de solo coletadas nos pontos 1, 2, 4 e 6 obtiveram maior porcentagem de pedregulho, sendo estes pontos com grande presença de Resíduos da Construção Civil (piso, telhas, argamassas). Já os pontos 3 e 5 obtiveram uma maior porcentagem de solo caracterizado como areia grossa acompanhado de matéria orgânica.

Os pontos com maior concentração de resíduos provenientes da construção civil foram identificados em áreas de maior acessibilidade e em proximidade imediata às residências do bairro, enquanto os pontos com maior presença de areia grossa estão localizados mais internamente na Lagoa. Isto indica que a ação humana, especialmente relacionada à construção civil, exerce uma influência significativa na composição do solo nas margens da Lagoa e sugere um impacto direto da ação antropogênica sobre o meio ambiente local. Além disso, a identificação de pontos com maior presença de areia grossa mais internamente na lagoa pode indicar um padrão relacionado às práticas de ocupação e deposição de materiais ao longo do tempo.

O pH do solo é uma medida da acidez ou alcalinidade. Em uma lagoa urbana previamente ocupada por população, o pH do solo pode ser afetado por diferentes fatores, como a presença de resíduos orgânicos, uso de produtos químicos domésticos e materiais de construção. Alterações no pH podem impactar a disponibilidade de nutrientes para as plantas, a atividade biológica do solo e a qualidade da água na lagoa adjacente.

O pH em água (H₂O) mede a acidez ou alcalinidade da solução aquosa em contato com o solo. Ele fornece informações sobre a disponibilidade de nutrientes para as plantas e a capacidade de reação ácida do solo.

Por outro lado, o pH em CaCl₂ mede a acidez ou alcalinidade da solução em cloreto de cálcio. Essa solução é utilizada para avaliar o pH em uma condição mais próxima do solo saturado, levando em consideração a interação dos



íons cálcio e cloreto com o solo. O pH em CaCl_2 é especialmente útil para análises em solos salinos ou com alto teor de sais.

Geralmente, o pH em CaCl_2 tende a ser um pouco mais baixo (mais ácido) do que o pH em água, devido à interação dos íons cálcio com a matriz do solo. O resultado de pH está apresentado na Tabela 6.

Amostras	pH - H_2O	pH - CaCl_2
P1A	8,49	7,85
P2A	8,03	7,58
P3A	8,50	7,62
P4A	8,59	7,46
P5A	8,57	7,42
P6A	8,25	7,74

Tabela 6: Resultados da determinação de pH.
Elaboração própria, 2023.

Esses valores indicam que o pH do seu solo está ligeiramente alcalino em ambas as soluções.

A média do pH de solos no Brasil pode variar dependendo da região geográfica, tipo de solo e uso da terra. No entanto, em termos gerais, o pH dos solos no Brasil tende a estar na faixa ligeiramente ácida a neutra.

Em algumas regiões do país, como a região amazônica, solos mais ácidos são comuns devido à presença de solos altamente intemperizados e a influência da vegetação de floresta tropical. Nessas áreas, os valores de pH podem variar entre 4,5 e 6,5.

Em outras regiões, como o Cerrado e a região Sul do Brasil, solos com pH próximo à neutralidade (pH 6,0 a 7,5) são mais comuns. Essas regiões apresentam solos mais minerais e menos intemperizados.

O pH comum de um solo Plintossolo Pétrico, encontrado na região, pode variar a partir de fatores como a localização geográfica e o histórico de formação do solo. Porém, geralmente, estes solos tendem a apresentar pH ligeiramente ácido a neutro.

Os Plintossolos Pétricos são solos caracterizados por apresentarem camadas endurecidas, conhecidas como plintitas, que são formadas principalmente de óxidos de ferro e/ou alumínio. Essas camadas podem ter influência no pH do solo, geralmente contribuindo para um pH mais baixo, próximo à neutralidade (ANJOS *et al.*, 2007).

Na maioria dos casos, os Plintossolos Pétricos possuem pH na faixa entre 4,4 a 5,6, sendo considerados ácidos (ANJOS *et al.*, 2007).

A presença de resíduos de construção civil no local pode ter uma relação indireta com os resultados de pH em água e em CaCl_2 do seu solo. Alguns resíduos de construção civil, como concreto, argamassa, cimento e gesso, contêm substâncias alcalinas que podem elevar o pH do solo.

Comentários finais

O artigo em questão proporcionou uma análise abrangente e esclarecedora sobre as condições do solo em uma lagoa historicamente afetada por ocupação irregular. Os resultados revelaram diferenças expressivas entre as áreas com e sem ocupação intensificada nos arredores da lagoa urbana.

As informações obtidas são valiosas para compreender a dinâmica do ambiente e podem ser utilizadas como base para futuras pesquisas e ações efetivas de recuperação da lagoa. Entre elas, estão sendo estudadas as possibilidades de desassoreamento da Lagoa do Jacaré, com reaproveitamento de parte do material removido na construção taludes. Isso é parte da tentativa de transformação dessa área, socioambientalmente degradada, em uma unidade de conservação municipal, com valorização do potencial de amortecimento de cheias urbanas e da riqueza natural para conversão em parque urbano (LAGOA DO JACARÉ, 2023).

Os resultados enfatizam a necessidade de medidas de proteção ambiental, gestão adequada dos resíduos e planejamento urbano sustentável para preservar os ecossistemas aquáticos e garantir a qualidade de vida das comunidades humanas e não humanas que estão envolvidas.

Agradecimentos

Agradecemos aos apoios do Projeto de Extensão: Conhecer para transformar da Universidade Federal do Mato Grosso e da Fundação Uniselva (Projeto 4.004.112) e agradecemos ao Ministério Público do Estado do Mato Grosso pelo auxílio financeiro no desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS.
NBR 6502: Rochas e Solos. Rio de Janeiro, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS.
NBR 6457: Análise granulométrica dos solos: Referências. Rio de Janeiro, p. 9. 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS.
NBR 7181: Solo – Análise granulométrica: Referências. Rio de Janeiro, p. 16. 2016.

ANJOS H. C. et al. **Caracterização e classificação de plintossolos no município de Pinheiro-MA** (Vol. 31), 2007.

AVANCI, L. F. **Caracterização da bacia e estimativa da capacidade de armazenamento da lagoa do Jacaré no município de Várzea Grande - MT.** TCC. Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMT. Disponível em: <<https://lagoadojacare.com.br/publicacoes/>>. Acesso em 24 jun 2023, 2023.

DE MELLO, K. et al. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270. 2020.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. A.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e**



aplicações. 10º Ed. – Rio de Janeiro: Editora Bertrand Brasil, 2017.

GOMES, E. P. et al. Uso e ocupação da terra em pequenas bacias e alterações no ciclo hidrológico local. In: **Geoinformação e análises socioambientais**, p. 71-97. GAPTA/UFGA. 2023.

LAGOA DO JACARE. **Lagoa do Jacaré: conhecer para transformar.** 2023. Disponível em: <lagoadojacare.com.br> Acesso em: 30 jun 2023.

MOTA, S. . **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos.** 4. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2008. v. 01. 343p.

MOTA, S. . **Urbanização e Meio Ambiental.** 4. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011. v. 1. 380p.

NUNES, S. S.; CAMARGO, J. C.; FIGUEIREDO, D. M. Aplicação de um método de pesquisa-ação em uma microbacia urbana como instrumento de Educação Ambiental. **Revista Brasileira de Educação Ambiental** (online), v. 13, p. 22-42, 2018.

PACKMAN, J.J.; COMINGS, K.J.; BOOTH, D.B. 1999. **Using turbidity to determine total suspended solids in urbanizing streams in the Puget Lowlands.** Water Resources Association. pp. 158–165.

PORT, R. **Impacto ambiental pela ocupação irregular da área de preservação permanente urbana: “lagoa do Jacaré” município de Várzea Grande, MT, um estudo de caso.** Monografia (Especialização em Direito Ambiental). Fundação Escola Superior do Ministério Público de Mato Grosso: Cuiabá, 2012.

REMONDI, F. et al. (2016). **Exploring the hydrological impact of increasing urbanisation on a tropical river catchment of the metropolitan Jakarta, Indonesia.** *Sustainable Cities and Society*, 20, 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2015.10.001>

SANTANA, I. C.. **Análise dos impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos de construção e demolição em Conceição do Almeida–BA.** Monografia (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas–BA, 2016.

SOUSA, L. T. **Estudo da gênese e características de solos hidromórficos com horizontes endurecidos em topos na Serra do Timbó, Bahia.** Dissertação (Mestrado em Geografia – Universidade Federal da Bahia. 2015.

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. **Drenagem Urbana.** Porto Alegre: Editora da Universidade (UFRGS) e ABRH Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1995. v. 1. 428p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Recursos Hídricos no Século XXI.** São Paulo: Oficina de Texto, 2011. 328p.

VÁRZEA GRANDE. **Lei Municipal Complementar N.º 4.695/2021.** Institui o Plano Diretor do Município de Várzea Grande, Estado de Mato Grosso, dá outras providências. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-varzea-grande-mt>. Acesso em: 16 de maio de 2023. 2021.

VÁRZEA GRANDE. (2007). **Plano Diretor Participativo.** Várzea Grande-MT: Prefeitura Municipal de Várzea Grande.

WENTWORTH, C. K. **A scale of grade and class terms for clastic sediments.** The Journal of Geology, Vol. 30, n° 5, 1922. 377-392p.

ANAIIS DO 4º CONGRESSO INTERNACIONAL DE HIDROSSÉDIMENTOLOGIA



hidrodinâmica e do transporte dos sedimentos em suspensão no Rio Amazonas e suas planícies de inundação. O uso de imagens de sensoriamento remoto Landsat, associadas a medições pontuais de sedimentos ao longo da bacia amazônica permitiu uma melhor compreensão dessa dinâmica à medida que os dados de satélites se encontram em maior quantidade do que os dados medidos em campo e permitindo uma melhor espacialização dos dados, conferindo uma melhor compreensão entre a troca de sedimentos no sistema rio-planície (e.g. MERTES *et al.*, 1993; MELACK *et al.*, 1994).

Em Bourgoïn *et al.* (2005; 2007) foi analisada a influência das planícies de inundação na hidrologia e dinâmica dos sedimentos no sistema de várzeas do Lago Grande de Curuai através de resultados obtidos através de dados medidos, imagens de sensoriamento remoto e da aplicação de um modelo hidrodinâmico. Os resultados demonstraram que o acúmulo de sedimentos ocorre durante os cinco meses de aumento da enchente, de dezembro a abril. A exportação de sedimentos para o fluxo principal ocorre durante o estágio de águas baixas, enquanto os processos de deposição em lagos e canais são interrompidos pela ressuspensão de sedimentos induzida pelo vento. Como principais considerações os autores ressaltaram que para melhorar a análise de dados, além do desenvolvimento de um modelo hidrodinâmico em 2D ou 3D para simular o fluxo difuso de sedimentos nesse sistema, seria interessante dedicar mais atenção à modelagem dos processos de ressuspensão associados aos efeitos do vento que afetam os sedimentos de fundo nos canais de conexão durante o estágio de vazante, quando são observados os maiores fluxos de sedimentos.

O modelo MGB-SED (BUARQUE, 2015; FÖEGER, 2019) é um modelo de produção e transporte de sedimentos acoplado ao modelo hidrodinâmico MGB AS (SIQUEIRA *et al.*, 2018). Em Fagundes *et al.* (2020), foi feita a aplicação do modelo na escala continental da América do Sul (MGB-SED AS), contando simulação, calibração e validação de dados diários da concentração de sedimentos em suspensão através de 595 estações sedimentométricas.

Em Fassoni-Andrade & Paiva (2020), Villar *et al.* (2013; 2018 e Yopez *et al.* (2018) há realizações de mapeamento dos principais rios da Amazônia a partir de dados de imagens de satélite MODIS com uma aproximação de regressão da Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS) medidos ao longo da bacia Amazônica, com as bandas 1 e 2 das imagens de satélite e caracterizam-se como investigações interessantes para contornar a escassez de dados medidos de sedimentos na região, fornecendo aproximações de dados espaciais e temporais de sedimentos.

Objetivo e Síntese Metodológica

Este trabalho objetiva compreender a dinâmica espaço-temporal dos sedimentos na região de várzea do Lago Grande de Curuai, na Amazônia central, através de simulações 2D, apoiadas por modelagem hidrodinâmica e de sedimentos em grande escala, dados medidos e diferentes produtos de sensoriamento remoto e reanálise climática

Em linhas gerais, o método empregado, destina-se a realizar simulações hidrodinâmicas e do transporte e deposição de sedimentos nas áreas de várzea do Lago Grande de Curuai, na

Amazônia central, através do modelo hidromorfodinâmico Delft3D (DELTAWARE, 2021).

Para isso foram utilizados dados medidos de vazão e nível, como condições de contorno do modelo hidrodinâmico (Delft3D-FLOW) e dados simulados do modelo continental de produção e transporte de sedimentos (MGB-SED AS), acoplado ao modelo hidrodinâmico da América do Sul MGB-IPH, como dados de entrada para o modelo de transporte e deposição de sedimentos (Delft3D-SED) além do uso de dados medidos em campo e produtos de sensoriamento remoto para auxílio da calibração e validação do modelo Delft3D. A Figura apresenta um fluxograma geral da metodologia empregada no estudo.

O Modelo Delft3D

O modelo hidromorfodinâmico Delft3D é um modelo computacional amplamente utilizado para simular processos hidrodinâmicos e morfodinâmicos em ambientes aquáticos. Ele integra equações que descrevem o comportamento da água e do sedimento, permitindo a análise de fenômenos como ondas, correntes, transporte de sedimentos e mudanças no leito.

O modelo Delft3D é baseado em equações de conservação de massa e de quantidade de movimento para a água e o sedimento. Essas equações são resolvidas numericamente, considerando interações entre as diferentes variáveis e processos físicos.

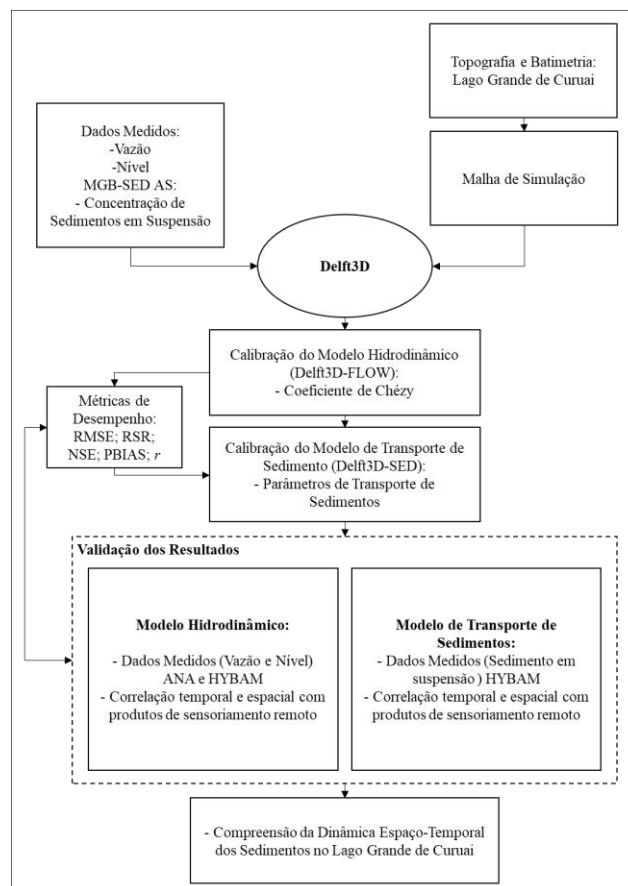


Figura 2: Fluxograma geral da metodologia de estudo.

O Delft3D é amplamente aplicado em estudos relacionados à engenharia costeira, gestão de recursos hídricos, planejamento



de portos e estuários, modelagem de processos fluviais e estudos de impacto ambiental. Ele permite simular o comportamento de correntes, ondas e transporte de sedimentos em escala local ou regional, auxiliando na previsão de eventos extremos, avaliação de riscos e tomada de decisões relacionadas a projetos e intervenções costeiras.

Além disso, o Delft3D é usado para estudar a evolução do leito e a dinâmica sedimentar, auxiliando no gerenciamento de recursos hídricos, na prevenção de erosão costeira e na identificação de áreas de deposição de sedimentos.

além do módulo hidrodinâmico, também integram o módulo Delft3d-FLOW, compreende o modelo hidrodinâmico o módulo de transporte de sedimentos (Delft3d-SED) e o de morfologia (Delft3D-MOR). O módulo FLOW se comunica com os módulos de transporte de sedimentos e morfologia alternadamente, a cada passo de tempo, o transporte que ocorre em suspensão. Em função das diferentes características associadas à dinâmica dos sedimentos coesivos e não coesivos, diferentes formulações são necessárias para simular o fluxo de sedimento na interface água-sedimento, e consequente erosão e deposição de fundo. A modelagem do transporte de sedimentos e da alteração morfológica considera a descarga sólida do leito e os sedimentos em suspensão, que podem ser coesivos ou não coesivos.

A implementação no Delft3D utiliza a formulação de Van Rijn (1993), a qual diferencia transporte de fundo e o transporte em suspensão (S_s). Este método também considera as taxas de erosão e deposição para implementar a troca de sedimentos com o leito e calcular a entrada e saída de partículas em suspensão no escoamento (DELTARES, 2021).

Implementação, Calibração e Validação das Simulações

Para as simulações do módulo hidrodinâmico Delft3D-FLOW foram utilizados dados de estações fluviométricas do sistema Hidroweb (<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>) mantido pela Agência Nacional de Águas (ANA). Na região de estudo há uma estação com medições de níveis e vazões (17050001) próxima à cidade de Óbidos no período de 1968 a 2014 e uma estação com medições de níveis no Lago Grande de Curuai (17060000) no período de 1982 a 2021. Os dados de vazões utilizados nas simulações tiveram picos exagerados em 10%. De acordo com dados compatíveis com outros estudos que avaliaram o fluxo de água entre o Amazonas e suas várzeas (ALSDORF, 2010; RICHEY, 1989; FASSONI-ANDRADE; 2022).

Os dados de sedimentos, respectivos à concentração de sólidos em suspensão inseridas como condição de contorno no modelo Delft3D-SED, foram obtidos através do modelo MGB-SED (BUARQUE, 2015; FÖEGER, 2019) aplicado à América do Sul (FAGUNDES *et al.*, 2020) a partir do modelo hidrodinâmico MGB AS (SIQUEIRA *et al.*, 2018) citado anteriormente.

Para as etapas de calibração e validação da dinâmica espaço-temporal de sedimentos, foram utilizados dados medidos, e aproximados por imagens de satélites, de sedimentos em suspensão, do Observatório de Pesquisas Ambientais para Controle Geodinâmico, Hidrológico e Biogeoquímico, da erosão e alteração do transporte de matéria na Amazônia (ORE-HYBAM), disponíveis no

mesmo local da estação fluviométrica da ANA, em Óbidos, com dados de sedimentos disponíveis de 1994 a 2017. A Figura apresenta as condições de contorno inseridas nas simulações.

A batimetria da região de estudo, que compreende o trecho do Rio Amazonas que percorre a planície do Lago Grande de Curuai, foi obtida através do trabalho de Rudorff *et al.* (2014), no qual os dados batimétricos do rio Amazonas foram geradas a partir da digitalização de cartas náuticas publicadas pela Marinha do Brasil e os dados batimétricos do lago foram levantados através de eco-sondagens realizadas durante a cheia de 2004 com o uso de ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler). Ambos os dados foram incorporados ao Modelo Digital de Elevação SRTM (JARVIS *et al.*, 2008). Para a região do Lago Grande de Curuai foi confeccionada uma Malha Flexível (*Flexible Mash*) que fosse suficientemente refinada nos locais mais característicos da região (canais de ingresso no Lago Grande de Curuai, ilhas e meandros do Rio Amazonas, Região permanentemente inundada do Lago Grande de Curuai etc.) e que levasse em conta o intervalo de tempo de cálculo, condicionado através do número de Courant-Friedrichs-Lewy (CFL), que é uma indicação de estabilidade e precisão numérica. As diretrizes para o número Courant são baseadas na experiência. Para locais com grandes diferenças na geometria do fundo ou linha costeira, o número de Courant não deve exceder o valor de 10 (LUIJENDIJK, 2001).

A Figura apresenta a batimetria e a grade flexível, utilizadas nas simulações.

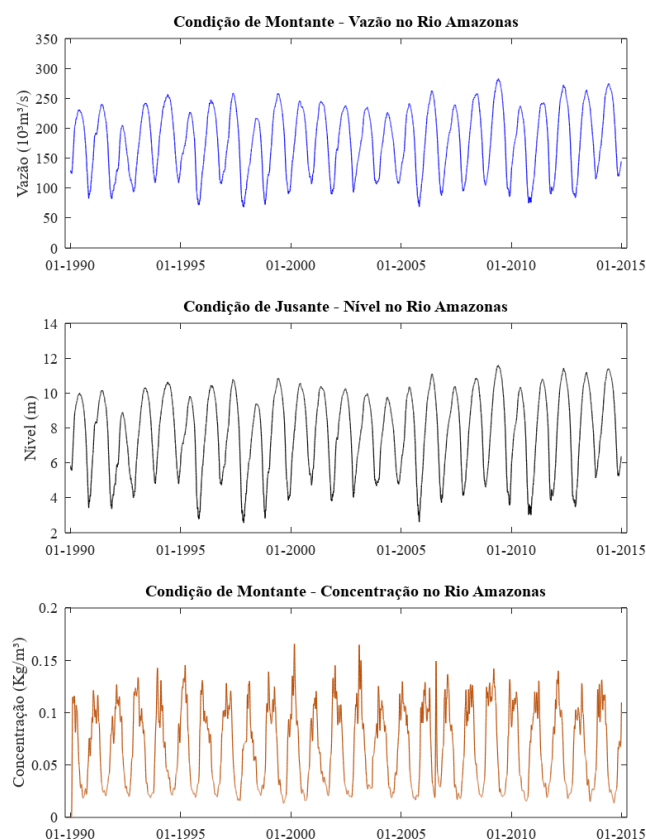


Figura 3: Condições de contorno inseridas no modelo Delft3D.

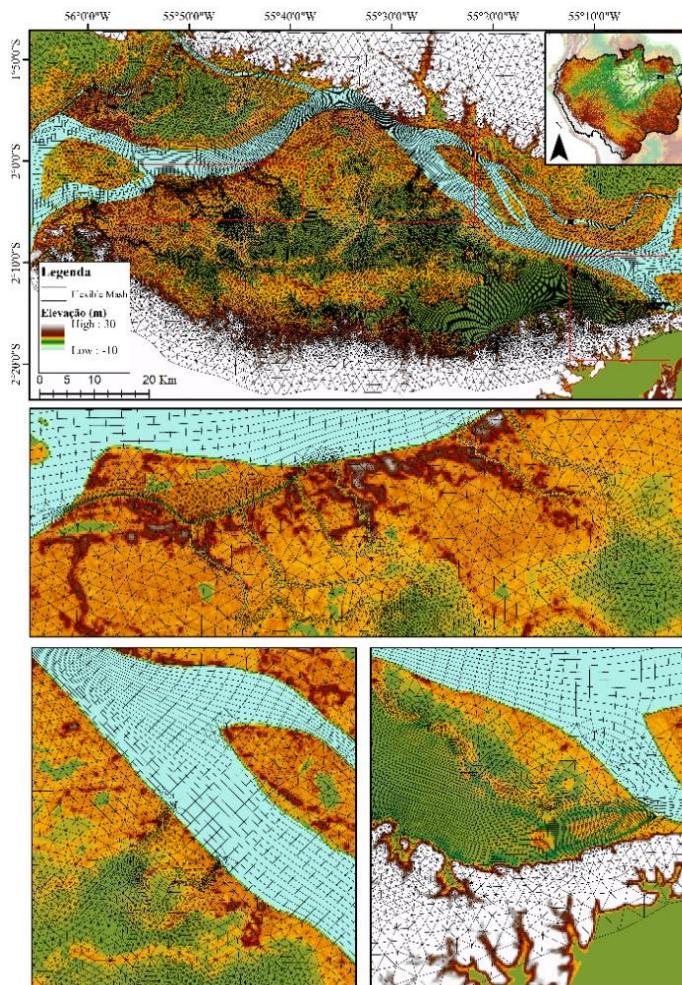


Figura 4: Batimetria e grade flexível do domínio de simulação.

O Delft3D permite a espacialização do Coeficiente de Chézy, que integra as formulações de rugosidade de leito nas condições de contorno, sendo descrito através da formulação de Manning. Essa espacialização foi realizada através de valores de Manning definidos e mapeados no trabalho de Rudorff *et al.* (2014) e estabelecidos de acordo informações presentes na literatura para tipos de canais naturais e planícies de inundação (ARCEMENT & SCHNEIDER, 1989).

Para calibração do módulo de sedimentos Delft3D-SED, foram previstas modificações nos em alguns dos parâmetros das formulações de erosão e deposição de sedimentos que interferem a equação de transporte de sedimentos modificando o termo representativo das fontes e sumidouros entre trocas no leito de ressuspensão e deposição de sedimentos.

Os parâmetros modificados são: a tensão crítica de cisalhamento de deposição ($\tau_{cr,d}$); a tensão crítica de cisalhamento de erosão ($\tau_{cr,e}$) e o parâmetro M de definição da erosão. Foram realizadas simulações com conjuntos de parâmetros distintos de acordo com faixas de valores indicadas por diversos autores (de acordo com a **Erro! Autoreferência de indicador não válida.**). Os resultados foram comparados com os dados medidos na estação sedimentométrica de Óbidos do Hybam (17050001),

através de métricas de desempenho a fim de encontrar o conjunto de parâmetros que melhor represente a dinâmica dos sedimentos do Lago Grande de Curuai.

Tabela 1: Faixas de valores dos parâmetros de calibração do módulo de transporte de sedimentos

Parâmetro	Descrição	Faixa de valores testadas
$\tau_{cr,d}$	Tensão crítica de deposição	0,01 a 0,5 N/m ²
$\tau_{cr,e}$	Tensão crítica de erosão	0,01 a 0,6 N/m ²
M	Definição da erosão	1×10^{-6} a 5×10^{-4} kg/m ² .s

Fontes: Widdows *et al.* (2007); Hu *et al.* (2009); Van Maren *et al.* (2015) e Van Rijn (1993).

As comparações entre séries medidas e simuladas pelos modelos foram verificadas através do cálculo dos seguintes parâmetros estatísticos: raiz do erro médio quadrático (RMSE); raiz do erro médio quadrático aplicada ao desvio padrão dos dados observados (RSR); coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE); porcentagem de erro de volume (PBIAS) e índice de correlação de Pearson (r).

Resultados – Modelo Hidrodinâmico

Foi realizada a última simulação de longo período, a partir da qual, originaram-se os dados relativos à compreensão do padrão geral da hidrodinâmica do sistema rio-planície do Lago Grande de Curuai. A simulação de longo período apresentou métricas de desempenho consideradas de acordo com Moriasi *et al.* (2007), tanto para as vazões e níveis simulados e observados na estação de Óbidos (17050001), quanto para os níveis da estação Vila Curuai (17060000). Estes resultados se encontram expressos na Figura 4.

A partir das simulações, foi possível inferir a magnitude de vazões do Rio Amazonas que atravessa o Lago Grande de Curuai, nos períodos de fevereiro a setembro, nos quais a vazão do Rio Amazonas apresenta níveis suficientes para ingresso de água na planície de inundação do Lago Grande de Curuai. Os resultados indicam uma passagem de vazão pelo lago, média para esse período, superior a 5.000 m³/s, com valor máximo de 27.456 m³/s no ano de 2009. Estes resultados demonstram, no range de 2000 a 2014, uma vazão no exutório de simulação do modelo Delft3D média de 185.724m³/s, com máxima de 288.561 m³/s, valores superiores, respectivamente a 4.447 e 22.934 m³/s, comparados às vazões médias e máximas, simuladas para a seção respectiva à estação de Óbidos.

O exutório de simulação apresentou ainda um percentual de volume (PBIAS) 2,39 % superior, para todo o período, às vazões simuladas na seção de Óbidos, local mais distante da cabeceira da bacia amazônica, com medições fluviométricas. Estes resultados, tendo em vista as métricas de desempenho, citadas anteriormente, serem consideradas muito boas, indicam que a vazão real do Rio Amazonas que passa pela várzea do Lago Grande de Curuai é em média mais de 2% superior à vazão observada, podendo ter picos representativos superiores em mais de 20.000 m³/s. A Figura 5 apresenta os resultados gráficos, para a simulação de longo período,



evidenciando as diferenças entre a vazão simulada na estação de Óbidos, a vazão simulada no exutório de simulação do módulo hidrodinâmico Delft3D-FLOW e a magnitude das vazões que atravessam o Lago Grande de Curuai, de acordo com os resultados obtidos.

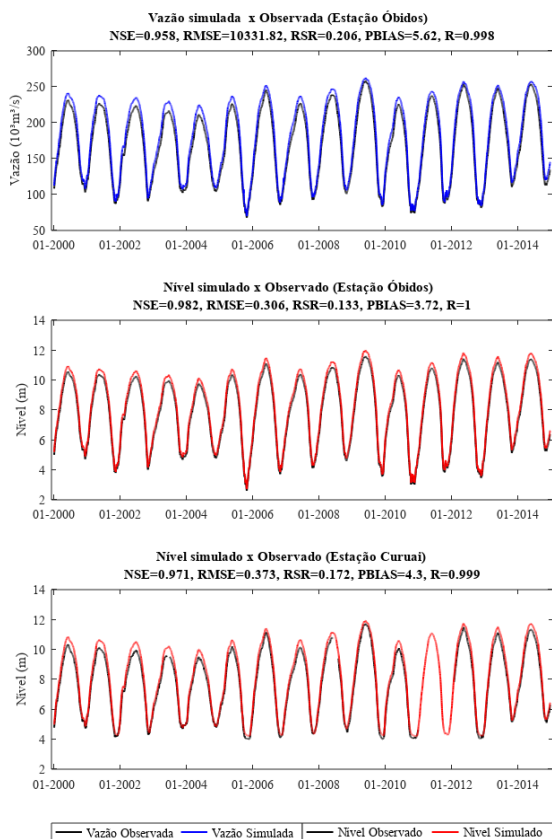


Figura 4: Métricas de desempenho obtidas para o modelo hidrodinâmico nas simulações de longo período referentes aos níveis e vazões observados na estação de Óbidos (17050001) e aos níveis observados na estação Vila Curuai (17060000).

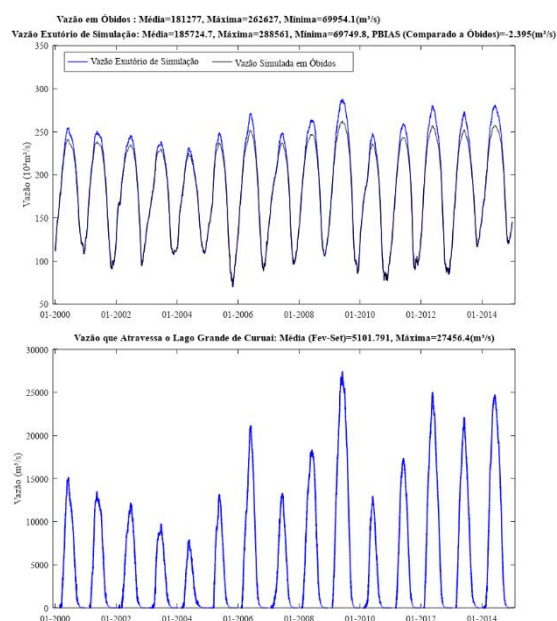


Figura 5: Vazões obtidas através do modelo hidrodinâmico de longo período: Exutório de simulação, Estação de Óbidos

(17050001) e Vazão que atravessa o Lago Grande de Curuai.

A fim de compreender se a extensão espacial das manchas de inundações geradas pelas simulações 2D do módulo Delft3d-FLOW representaram com coerências as extensões de água observadas na várzea, fez-se o uso de imagens de satélite Lansat 5. Manipuladas, em ambiente de computação em nuvem (*Google Earth Engine*), através do índice de respostas espectral de água por Diferença Normalizada Aumentada (*Augmented Normalized Difference Water Index – ANDWI*), proposto por Rad *et al.* (2021) e apresentado com o intuito de maximizar a diferença expressada por pixels de água e não-água em imagens de satélite. A Equação 40 apresenta o cálculo do índice descrito em função das faixas espectrais presentes no satélite Landsat 5. Para o caso da área de várzea do Lago Grande este índice apresentou uma boa correlação visual com as extensões de água observadas nas imagens sendo definidas máscaras de extensões de resposta espectrais de água a partir de valores de ANDWI acima de zero. Para realizar comparações com os dados simulados, foram selecionadas imagens com baixas coberturas de nuvens na região de estudo e que representassem diferentes períodos e vazões do Rio Amazonas.

A Figura apresenta a comparação das extensões de inundação simuladas, descritas a partir da profundidade de água simulada, com as máscaras de água vetorizadas para duas imagens selecionadas. Analisando as figuras é possível inferir, que de maneira espacial, as simulações representaram com alta correspondência as extensões de água observadas pelas imagens de satélite, demonstrando que as profundidades de água acima de zero se aproximam muito do traçado das máscaras de resposta espectrais de água.

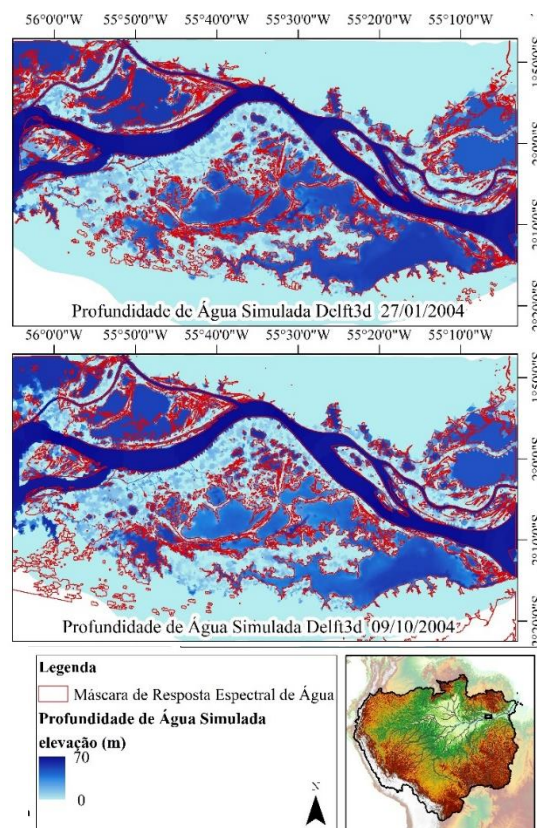


Figura 5: Comparação da profundidade de água simulada



pelo modelo hidrodinâmico Delft3D e máscaras de resposta espectrais de água obtidas através do processamento de imagens de satélite Landsat 5.

Resultados - Modelo de Sedimentos

A partir de diferentes testes de calibração realizados para o modelo de transporte e deposição de sedimentos Delft3D-SED, foi realizada a última simulação de sedimentos, compreendendo o período de janeiro de 2000 a dezembro de 2002, englobando um total de três anos hidrossedimentológicos do Rio Amazonas. A partir dessa simulação originaram-se os dados relativos à compreensão do padrão geral de transporte e deposição de sedimentos no Lago Grande de Curuai.

A simulação final, em termos de métricas de desempenho comparadas aos dados de concentração de sedimentos em suspensão observados na estação de Óbidos do Hybam (17050001), apresentou valores considerados satisfatórios em termos de Nash-Sutcliffe (NSE = 0,51), Raiz do Erro Médio Quadrático (RMSE = 0,039 kg/m³) e Raiz do Erro Médio Quadrático aplicada ao Desvio Padrão dos dados observados (RSR = 0,7) e considerados muito satisfatórios em termos de Erros de Volume (PBIAS = 3,4%), de acordo com Moriasi et al. (2007).

A Figura 8 apresenta uma comparação entre a concentração de sedimentos em suspensão simulada e observada na estação de Óbidos do Hybam (17050001), sendo possível reconhecer uma grande concordância, entre os valores simulados e observados, no primeiro ano de simulação, em virtude de que os picos observados na estação de Óbidos, no ano de 2000 apresentaram valores menos expressivos do que nos outros anos de simulação, onde a simulação não foi capaz de representar picos de concentração de sedimentos observados na casa de mais de 0,2 kg/m³.

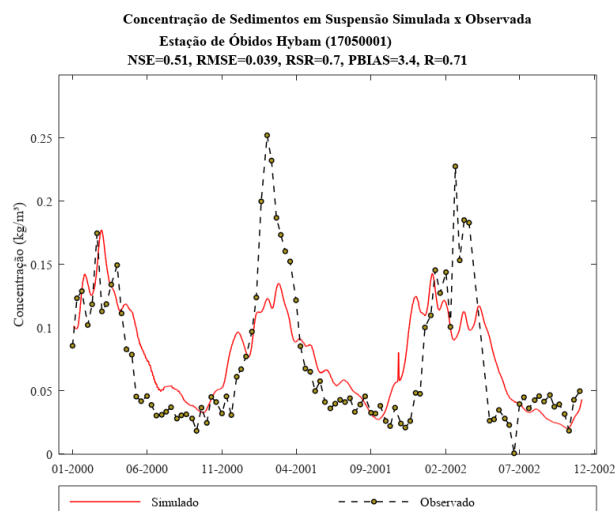


Figura 6: Comparação entre a concentração de sedimentos em suspensão simulada e observada na estação de Óbidos (HYBAM -17050001).

A Figura 9 apresenta uma comparação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a descarga sólida simuladas para a seção de Óbidos, seção de entrada no Lago Grande de Curuai, seção de saída do Lago Grande de Curuai, seção de saída da simulação e seção de entrada da simulação do modelo de sedimentos Delft3D-SED.

A partir dessas análises, foi possível, reconhecer melhor a

dinâmica de erosão e propagação de sedimentos em suspensão na região de estudo. Os resultados indicam descargas sólidas de sedimentos entrando no Lago Grande de Curuai com valores médios e máximos, respectivamente, de aproximadamente $9,11 \times 10^4$ e $3,10 \times 10^5$ toneladas por dia, resultando em um valor médio anual de $3,33 \times 10^7$ toneladas por ano. Já na saída do lago os resultados demonstram valores médios e máximos, respectivamente, de aproximadamente $1,26 \times 10^5$ e $4,11 \times 10^5$, toneladas por dia, resultando em um valor médio anual de $4,6 \times 10^7$ toneladas por ano. Os resultados indicaram diferenças, entre a saída e a entrada, em torno de $3,5 \times 10^4$ toneladas por dia, com uma descarga sólida anual saindo do lago 69% superior à de entrada no Lago Grande de Curuai.

As simulações indicaram, para o Rio Amazonas, no exutório de saída da simulação, descargas sólidas de sedimentos, com valores médios e máximos, respectivamente, de aproximadamente $1,63 \times 10^6$ e $3,21 \times 10^6$, toneladas por dia, valores esses, superiores em média, aos dados de entrada da simulação, em aproximadamente 7×10^5 toneladas por dia, diferença ainda superior às descargas sólidas médias atravessando o Lago Grande de Curuai, sugerindo uma parcela considerável de sedimentos sendo transportados em virtude da próxima erosão do Rio Amazonas presente nas simulações. Considerando valores totais, as simulações apresentaram o valor de $5,96 \times 10^8$ toneladas por ano, sendo transportadas pelo Rio Amazonas.

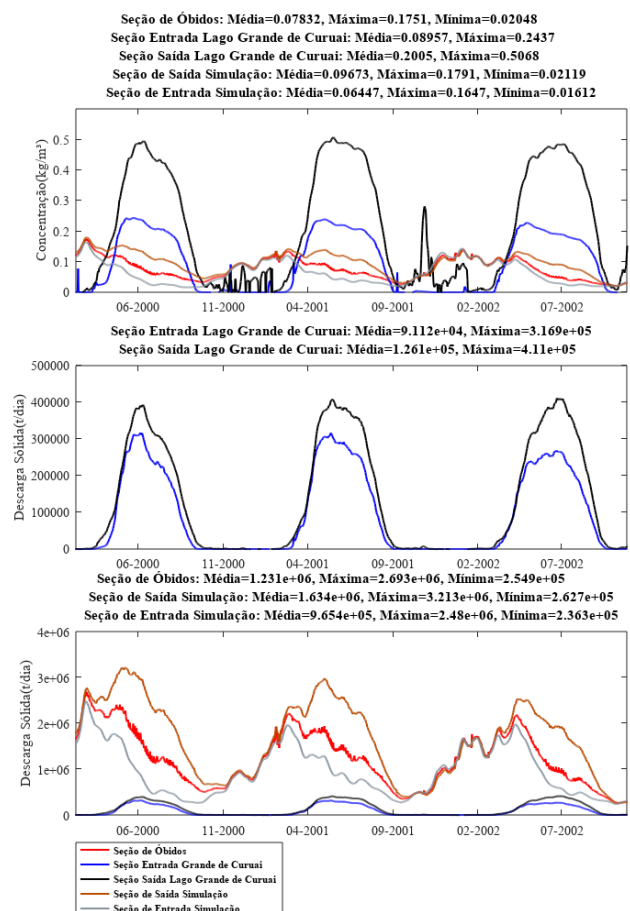


Figura 7: Comparação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a descarga sólida simuladas para a seção de



Óbidos, seção de entrada no Lago Grande de Curuai, seção de saída do Lago Grande de Curuai, seção de saída da simulação e seção de entrada da simulação do modelo de sedimentos Delft3D-SED.

A Figura 8 apresenta uma evolução espacial da concentração de sedimentos em suspensão evoluindo através do Lago Grande de Curuai através de um ano hidrossedimentológico. Foi tomado como exemplo o ano de 2000, para o qual, a partir das simulações, foi possível observar que aproximadamente ao final do mês de março (onde a vazão média do Rio Amazonas começa a ser presente) inicia-se o processo de transporte de sedimentos ao longo do Lago, atingido picos de concentração próximos ao início de julho com concentração superiores ao valor de $0,5 \text{ kg/m}^3$, atravessando o lago em concordância com o padrão evidenciado anteriormente. De acordo com as simulações em épocas próximas ao início de setembro a concentração no Lago Grande de Curuai começa a se reduzir até atingir baixos valores nas épocas de vazões mínima do rio Amazonas.

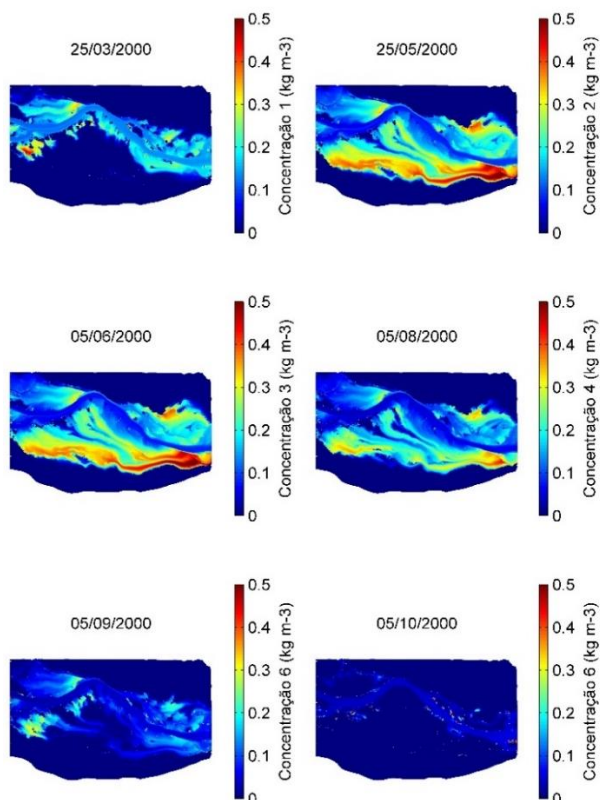


Figura 8: Diferenças espaciais da concentração de sedimentos em suspensão simulados, em diferentes datas do ano de 2000.

A Figura 9 apresenta a espacialização da concentração de sedimentos em suspensão máxima simulada (no dia 05/06/2000), com detalhamento nas regiões de canais de ingresso e na saída do Lago Grande de Curuai, contando com a presença dos vetores de velocidades da água simuladas para o mesmo dia.

Referente à análise espacial da concentração de sedimentos em suspensão, passando pelo Lago Grande de Curuai, foi realizada uma comparação visual através de uma imagem do satélite Landsat 8, para um dia de alta vazão observada no Rio Amazonas (18/06/2015 – vazão de $262.673 \text{ m}^3/\text{s}$). Esta data

não engloba o período de simulação, porém em virtude da resolução temporal do satélite (de 16 dias) e da grande presença de nuvens durante os períodos de cheia do Rio Amazonas, não foi possível encontrar uma imagem suficientemente representativa de um período de cheias do satélite Landsat 5, que apresenta imagens para o período de simulação estudado.

A imagem do Landsat 8 foi então comparada (Figura 10) com a concentração observada na simulação de data de maior vazão simulada (24/05/2000 – vazão simulada de $239.800 \text{ m}^3/\text{s}$). A partir da comparação é possível perceber uma grande semelhança no padrão da pluma de sedimentos em suspensão, propagada através do Lago Grande de Curuai, observada na imagem e simulada a partir do modelo Delft3D.

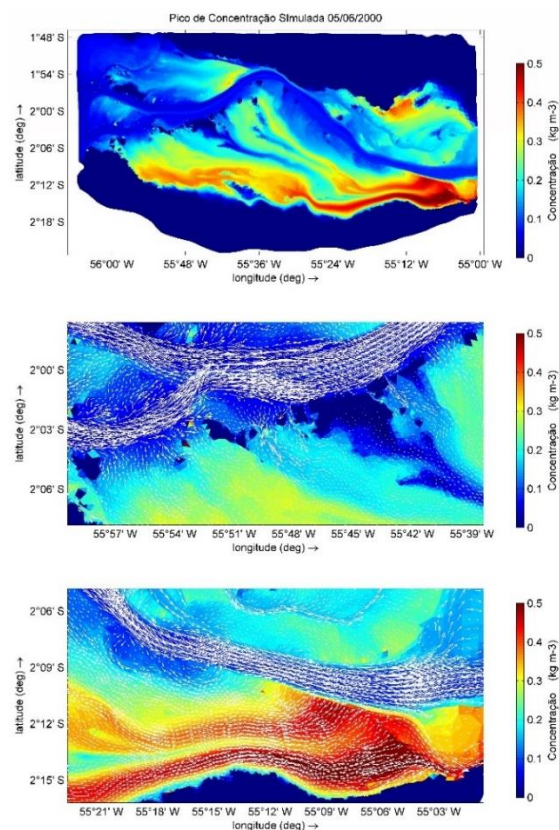


Figura 9: Espacialização da concentração de sedimentos em suspensão simulada, no dia de maior concentração simulada (vetores de velocidades em branco).

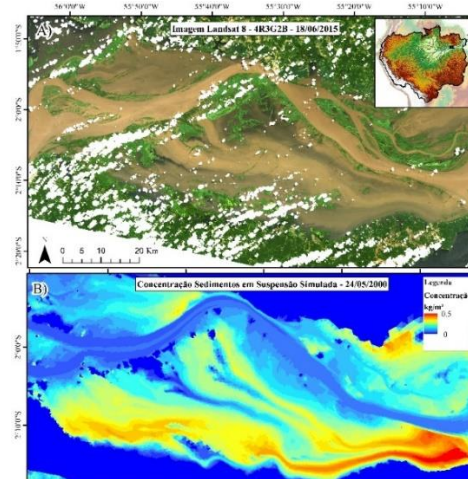




Figura 10: Comparação entre concentração de sedimentos em suspensão, simulada no dia de maior vazão simulada (239.800m³/s) com uma imagem do satélite Landsat 8 em um dia de alta vazão (262.673m³/s) observada na estação de Óbidos.

A **Figura 11** apresenta comparações entre as simulações realizadas e aproximações de sedimentos com base nos trabalhos de Fassoni *et al.* (2019), Villar *et al.* (2018; 2013) e Yepez *et al.* (2018), buscando compreender melhor a dinâmica sedimentar em duas regiões específicas: o Lago Grande de Curuai e a seção de Óbidos, no Amazonas. Para processar os dados, utilizaram-se imagens MODIS, que permitiram analisar pontos específicos nessas áreas. Com o objetivo de melhorar a qualidade dos dados, foi feito um processamento em computação em nuvem. Esse processo incluiu a suavização temporal e espacial das imagens, além da remoção de pixels espúrios que poderiam comprometer a análise.

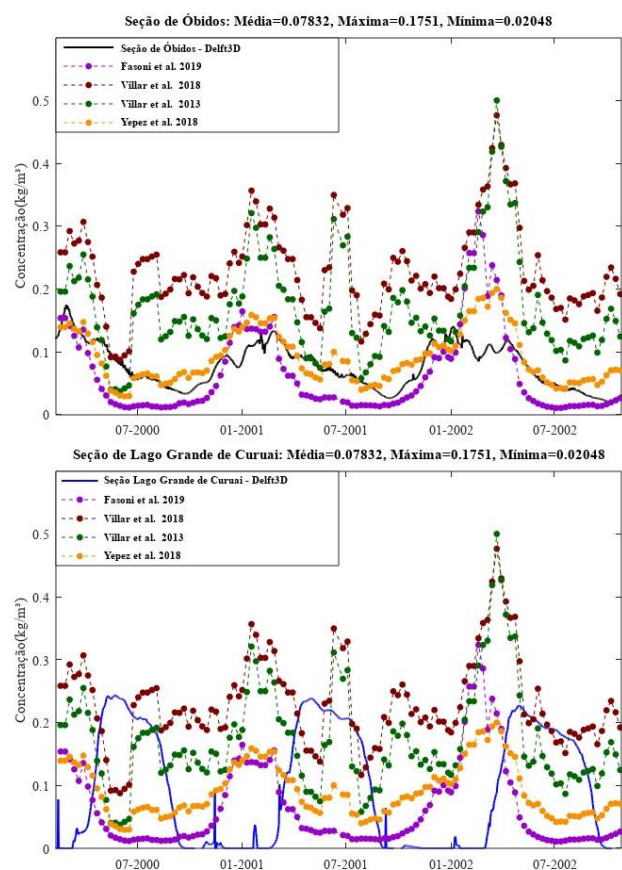


Figura 11: Comparativo entre a concentração de sedimentos em suspensão simulada para a seção de Óbidos e do Lago Grande de Curuai com 4 trabalhos de aproximação por bandas de imagens de satélite MODIS.

Ao analisar os dados, observou-se uma grande semelhança entre os trabalhos de Fassoni *et al.* (2019) e Yepez *et al.* (2018), para a seção de Óbidos. Isso sugere que essas abordagens são eficazes para representar a dinâmica sedimentar nessa região. No entanto, para a seção do Lago Grande de Curuai, notou-se uma defasagem nos picos em relação aos dados obtidos por sensoriamento remoto. Isso

ressalta as dificuldades de representar os processos de transporte e deposição de sedimentos em áreas extensas de várzea, como é o caso do Lago Grande de Curuai.

Os dados também indicam que o sedimento em suspensão não se acumula no lago durante o período de baixas vazões do rio Amazonas. Isso pode ser atribuído a representações inadequadas dos canais de saída do lago, aos valores de Manning adotados que favorecem maiores velocidades de escoamento na saída do Lago Grande de Curuai e até mesmo aos parâmetros de sedimentos utilizados nas simulações, mesmo que esses parâmetros estejam de acordo com a literatura.

Essas simulações destacam o caráter desafiador de representar os processos sedimentares nessa região por meio da modelagem computacional. É necessário um refinamento contínuo das abordagens e uma melhor compreensão dos fatores que influenciam o transporte e a deposição de sedimentos em grandes áreas de várzea como o Amazonas. Somente assim será possível aprimorar as estimativas e previsões relacionadas a esses processos e contribuir para uma gestão mais eficaz desses ecossistemas complexos.

Conclusões

O presente estudo teve como objetivo investigar mais a fundo a interação dos sedimentos, no sistema rio-planície do baixo Amazonas, através de simulações numéricas com o modelo Delft3D. A partir das simulações, foi possível inferir a magnitude de vazões do Rio Amazonas que atravessa o Lago Grande de Curuai. Os resultados indicam uma passagem de vazão pelo lago, média para esse período, superior a 5.000 m³/s, com valores máximos de 27.456 m³/s, indicando que a vazão real do Rio Amazonas que passa pela várzea do Lago Grande de Curuai é em média mais de 2% superior à vazão observada, podendo ter picos representativos superiores em mais de 20.000 m³/s.

Foi possível fazer uma compreensão espaço-temporal do fluxo de sedimentos na região de Várzea do Lago Grande de Curuai, sendo observado um padrão de sazonalidade de concentrações somente no período de fevereiro a setembro. Os resultados indicaram valores médios e máximos de concentração de sedimentos em suspensão atravessando o lago, respectivamente, de aproximadamente 0,088 e 0,24 kg/m³, sendo os picos máximos de sedimentos superiores, a aproximadamente, 0,07 kg/m³, comparados à seção de Óbidos.

As simulações de sedimentos realizadas no presente estudo fornecem insights valiosos sobre a dinâmica de transporte e deposição de sedimentos na região amazônica. Embora tenham apresentado uma defasagem em relação aos picos observados, elas permitiram identificar o padrão geral de dispersão dos sedimentos na área de várzea do Lago Grande de Curuai.

Esses resultados destacam a necessidade de pesquisas adicionais para investigar a causa da defasagem dos picos de sedimentos e aprimorar a compreensão da dinâmica de transporte e deposição de sedimentos em grandes planícies de inundação. Além disso, é fundamental a realização de novas simulações e estudos para melhorar a precisão dos modelos e aprofundar nossa compreensão dos processos sedimentares na região amazônica.



Compreender e monitorar a dinâmica dos sedimentos no Rio Amazonas é essencial para a gestão adequada dos recursos naturais e a conservação desse ecossistema tão valioso. Essas informações são fundamentais para a tomada de decisões informadas e a implementação de medidas de proteção e mitigação de impactos ambientais na região amazônica.

Agradecimentos

Gostaríamos de expressar nosso sincero agradecimento à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro fornecido durante a realização deste estudo. O suporte da CAPES foi fundamental para o desenvolvimento da pesquisa, permitindo a obtenção de recursos necessários, acesso a materiais e equipamentos, além de contribuir para o avanço do conhecimento científico.

Referências bibliográficas

ALSDORF, D., HAN, S.-C., BATES, P., & MELACK, J. (2010). Seasonal water storage on the Amazon floodplain measured from satellites. *Remote Sensing of Environment*, 114(11), 2448–2456. doi:10.1016/j.rse.2010.05.020

BONNET, M. P., BARROUX, G., MARTINEZ, J. M., SEYLER, F., MOREIRA-TURCQ, P., COCHONNEAU, G., ... SEYLER, P. (2008). Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuaí). *Journal of Hydrology*, 349(1-2), 18–30. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.10.055

BOURGOIN, L. M., BONNET, M.-P., MARTINEZ, J.-M., KOSUTH, P., COCHONNEAU, G., MOREIRA-TURCQ, P., ... SEYLER, P. (2007). Temporal dynamics of water and sediment exchanges between the Curuaí floodplain and the Amazon River, Brazil. *Journal of Hydrology*, 335(1-2), 140–156. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.11.023

BOURGOIN, L. M., MARTINEZ, J. M., GRELAUD, J., FILIZOLA, N., & BOAVENTURA G. R. (2005). The role of flood plains in the hydrology and sediment dynamics of the Amazon River, Brazil. *IAHS Publication* 291: 1–10.

BUARQUE, D., C., (2015). Simulação da geração e do transporte de sedimentos em grandes bacias: estudo de caso do rio Madeira. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental).

DELTARES. (2021). Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual. Hydro-Morphodynamics. Version 3.15.

DUNNE, T., MERTES, L. A. K., MEADE, R. H., RICHEY, J. E., & FORSBERG, B. R. (1998). *Geological Society of America Bulletin*, 110(4), 0450. doi:10.1130/0016-7606(1998)110<0450:eosbtf>2.3.co;2

FAGUNDES, H. DE O., FAN, F. M., DIAS DE PAIVA, R. C., SIQUEIRA, V. A., BUARQUE, D. C., KORNOWSKI, L. W., ... COLLISCHONN, W. (2020). Sediment flows in

South America supported by daily hydrologic-hydrodynamic modeling. doi:10.1002/essoar.10503046.2

Fassoni-Andrade, A. C., Paiva, R., Wongchuig, S., Barbosa, C., and Durand, F.: Expressive fluxes over Amazon floodplain units revealed by high resolution 2D modelling, EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 24–28 Apr 2023, EGU23-439, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-439>, 2023

FASSONI-ANDRADE, A. C., & PAIVA, R. C. D. DE. (2019). Mapping spatial-temporal sediment dynamics of river-floodplains in the Amazon. *Remote Sensing of Environment*, 221, 94–107. doi:10.1016/j.rse.2018.10.038

FÖEGER, L., B., (2019). Modelagem Hidrossedimentológica de Grandes Bacias com Propagação Inercial de Vazão: estudo de caso da bacia do rio Madeira. Federal University of Espirito Santo.

GIBBS, R. J. (1967). Amazon River: Environmental Factors That Control Its Dissolved and Suspended Load. *Science*, 156(3783), 1734–1737. doi:10.1126/science.156.3783.1734

HU, K., DING, P., WANG, Z., & YANG, S. (2009). A 2D/3D hydrodynamic and sediment transport model for the Yangtze Estuary, China. *Journal of Marine Systems*, 77(1-2), 114–136. doi:10.1016/j.jmarsys.2008.11.014

IRION, G., DUNNE, W. J., & DE MELLO, J. A. S. N. (1997). The Large Central Amazonian River Floodplains Near Manaus: Geological, Climatological, Hydrological and Geomorphological Aspects. *The Central Amazon Floodplain*, 23–46. doi:10.1007/978-3-662-03416-3_2

JUNK, W. J., PIEDADE, M. T. F., SCHÖNGART, J., COHN-HAFT, M., ADENEY, J. M., & WITTMANN, F. (2011). A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31(4), 623–640. doi:10.1007/s13157-011-0190-7

JUNK, W.J., ED. (1997) *The Central Amazon Floodplain*. Berlin, Germany: Springer.

LUIJENDIJK, A.P. (2001). Validation, calibration and evaluation of Delft3D-FLOW model with ferry measurements. *Civil Engineering and Geosciences*. Student theses.

MELACK, J. M., HESS, L. L., & SIPPEL, S. (1994). Remote sensing of lakes and floodplains in the Amazon basin. *Remote Sensing Reviews*, 10(1-3), 127–142. doi:10.1080/02757259409532240

MERTES, L., SMITH, M., & ADAMS, J. (1993). Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat images. *Remote Sensing of Environment*, 43(3), 281–301. doi:10.1016/0034-4257(93)90071-5

MOLINIER, M., GUYOT, J., CALLÈDE, J.,



GUIMARAES, V., & OLIVEIRA, E., FILIZOLA N., JR. (1997). Hydrologie du bassin amazonien.

MOLINIER, M., GUYOT, J., OLIVEIRA, E., GUIMARAES, V. (1996). Les régimes hydrologiques de l'Amazonie et de ses affluents.

MOREIRA-TURCQ, P., BONNET, M.-P., AMORIM, M., BERNARDES, M., LAGANE, C., MAURICE, L., ... SEYLER, P. (2013). Seasonal variability in concentration, composition, age, and fluxes of particulate organic carbon exchanged between the floodplain and Amazon River. *Global Biogeochemical Cycles*, 27(1), 119–130. doi:10.1002/gbc.20022

MOREIRA-TURCQ, P., BONNET, M.-P., AMORIM, M., BERNARDES, M., LAGANE, C., MAURICE, L., ... SEYLER, P. (2013). Seasonal variability in concentration, composition, age, and fluxes of particulate organic carbon exchanged between the floodplain and Amazon River. *Global Biogeochemical Cycles*, 27(1), 119–130. doi:10.1002/gbc.20022

MOREIRA-TURCQ, P., SEYLER, P., GUYOT, J. L., & ETCHEBER, H. (2003). Exportation of organic carbon from the Amazon River and its main tributaries. *Hydrological Processes*, 17(7), 1329–1344. doi:10.1002/hyp.1287

MORIASI, D. N., ARNOLD, J. G., VAN LIEW, M. W., BINGNER, R. L., HARMEL, R. D., & VEITH, T. L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900. doi:10.13031/2013.23153

NEILL, C., ELSENBEER, H., KRUSCHE, A. V., LEHMANN, J., MARKEWITZ, D., & DE O. FIGUEIREDO, R. (2006). Hydrological and biogeochemical processes in a changing Amazon: results from small watershed studies and the large-scale biosphere-atmosphere experiment. *Hydrological Processes*, 20(12), 2467–2476. doi:10.1002/hyp.6210

Richey, J. E., Mertes, L. A. K., Dunne, T., Victoria, R. L., Forsberg, B. R., Tancredi, A. C. N. S., & Oliveira, E. (1989). Sources and routing of the Amazon River Flood Wave. *Global Biogeochemical Cycles*, 3(3), 191–204. doi:10.1029/gb003i003p00191

RUDORFF, C. M., MELACK, J. M., & BATES, P. D. (2014a). Flooding dynamics on the lower Amazon floodplain: 1. Hydraulic controls on water elevation, inundation extent, and river-floodplain discharge. *Water Resources Research*, 50(1), 619–634. doi:10.1002/2013wr014091

SIOLI, H. (1951). Sobre a sedimentação na várzea do Baixo Amazonas. EMBRAPA, Repositório Institucional. Boletim Técnico. IAN, Belém, PA, n. 24, p. 45-65

SIQUEIRA, V. A., PAIVA, R. C. D., FLEISCHMANN, A. S., FAN, F. M., RUHOFF, A. L., PONTES, P. R. M., ... COLLISCHONN, W. (2018). Toward continental hydrologic-hydrodynamic modeling in South America. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(9), 4815–4842. doi:10.5194/hess-22-4815-2018

VAN MAREN, D. S., VAN KESSEL, T., CRONIN, K., & SITTONI, L. (2015). The impact of channel deepening and dredging on estuarine sediment concentration. *Continental Shelf Research*, 95, 1–14. doi:10.1016/j.csr.2014.12.010

VAN RIJN, L. C. (1993). Principles of Sediment Transport in Rivers, Estuaries and Coastal Seas. Aqua Publications, The Netherlands.

VILLAR, E. R., MARTINEZ, J.-M., LE TEXIER, M., GUYOT, J.-L., FRAIZY, P., MENESES, P. R., & OLIVEIRA, E. de. (2013). A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. *Journal of South American Earth Sciences*, 44, 45–54. doi:10.1016/j.jsames.2012.11.006

VILLAR, E. R., MARTINEZ, J.-M., LE TEXIER, M., GUYOT, J.-L., FRAIZY, P., MENESES, P. R., & OLIVEIRA, E. DE. (2013). A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. *Journal of South American Earth Sciences*, 44, 45–54. doi:10.1016/j.jsames.2012.11.006

WIDDOWS, J., FRIEND, P. L., BALE, A. J., BRINSLEY, M. D., POPE, N. D., & THOMPSON, C. E. L. (2007). Inter-comparison between five devices for determining erodability of intertidal sediments. *Continental Shelf Research*, 27(8), 1174–1189. doi:10.1016/j.csr.2005.10.006

YEPEZ, S., LARAQUE, A., MARTINEZ, J.-M., DE SA, J., CARRERA, J. M., CASTELLANOS, B., ... LOPEZ, J. L. (2018). Retrieval of suspended sediment concentrations using Landsat-8 OLI satellite images in the Orinoco River (Venezuela). *Comptes Rendus Geoscience*, 350(1-2), 20–30. doi:10.1016/j.crte.2017.08.004



IMPLEMENTAÇÃO DE GATILHOS PARA SIMULAÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS POR MOVIMENTOS DE MASSA NO MGB-SED

Pedro Luis Bernardi de Camargo¹, Fernando Mainardi Fan¹

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: pedroluisbernardidecamargo@gmail.com; fernando.fan@ufrgs.br;

Palavras-chave: modelagem hidrossedimentológica; movimentos de massa; MGB-SED.

Introdução

Processos erosivos ocorrem com diferentes magnitudes, desde a erosão ocasionada por gotas de precipitação até grandes movimentos de massas, sendo estes, eventos importantes dentro da dinâmica de evolução da paisagem. A erosão hídrica e o transporte dos sedimentos até os cursos d'água são processos complexos, com vários sub processos e alta variabilidade espacial e temporal (SANTOS, 2009).

Afim de auxiliar na compressão e representação desses fenômenos, foram desenvolvidos os modelos matemáticos que segundo Buarque (2015) foram inicialmente desenvolvidos com dois enfoques principais, o primeiro deles a produção de sedimentos para pequenas áreas e o segundo voltado para o transporte na rede de drenagem, envolvendo os processos de erosão e deposição no canal. Apesar dos avanços nos estudos e na modelagem hidrossedimentológica, os modelos utilizam na concepção, a Equação Universal de Perda de Solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978) ou suas derivações (BUARQUE, 2015), esse tipo de equação foi idealizado para erosões em níveis pequenos, dessa forma, eventos extremos como movimentos de massa não são representados. Dessa forma, aprimoramentos na modelagem hidrossedimentológica para a representação da produção de sedimentos por movimentos de massa apresenta-se como um fator importante, visto a quantidade de sedimentos erodido e transportado no curso hídrico.

Área de Estudo

Para a realização deste estudo foi utilizada a bacia do rio dos Sinos, localizada na região Leste do Rio Grande do Sul, entre as bacias dos rios Caí e Gravataí, Figura 1. A bacia do Sinos é parte da Região Hidrográfica do Guaíba, abriga 30 municípios e representa 21% do PIB do estado (COMITESINOS, 2014).

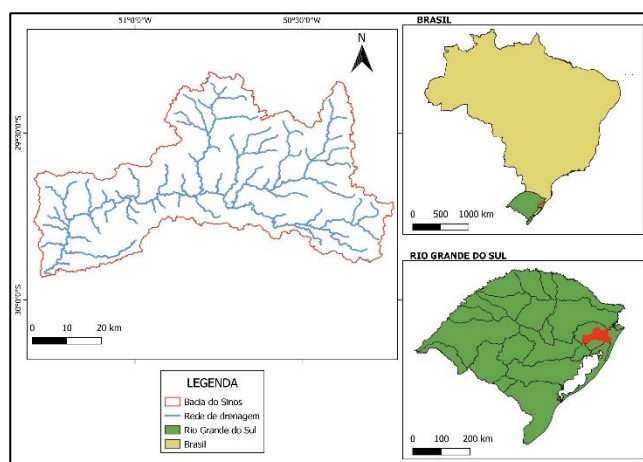


Figura 1 - Localização bacia Sinos.

O rio dos Sinos nasce no município de Caraá, localizado a uma altitude de aproximadamente 800 metros. Ele percorre cerca de 190 km até desaguar na região do Delta do Jacuí (SEMA, 2020). Ao longo da região de cabeceiras da bacia, onde as declividades, Figura 2, são mais acentuadas, alguns municípios registraram ocorrências de movimentos de massa. Um exemplo disso é o município de Rolante, que teve um caso relatado em 05 janeiro de 2017.

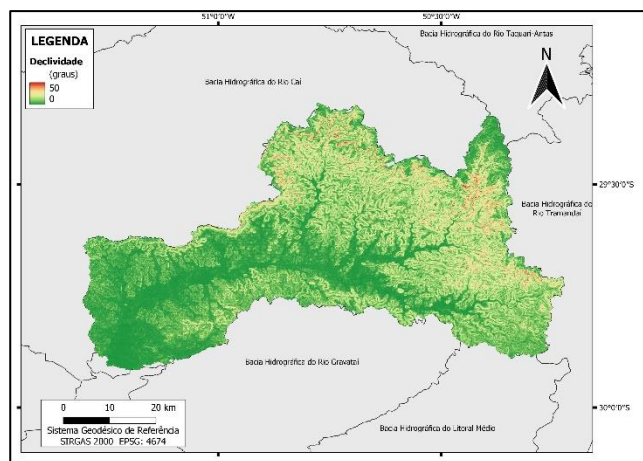


Figura 2 - Elevação da bacia do rio dos Sinos.



Materiais e Métodos

Para a realização deste trabalho, foram seguidas algumas etapas essenciais, que incluíram a aquisição de dados, a aplicação de um modelo hidrológico, a aplicação de um modelo hidrossedimentológico e a testagem dos gatilhos de produção de sedimentos por movimentos de massa.

A disponibilidade de dados de chuva, vazão e sedimentos é de vital importância para a utilização dos modelos hidrológicos e hidrossedimentológicos, para tanto foram selecionadas estações pluviométricas, fluviométricas, sedimentométricas e climatológicas por meio da utilização do QGIS e plugins Ana Data Acquisition, (PETRY, et al. 2021) para a aquisição das estações e, Super Manejo de Dados (COELHO e FAN, 2016) para a seleção de estações com qualidade e período de dados necessárias. As estações pluviométricas escolhidas apresentavam disponibilidade de dados maior do que 1% em um longo de 30 anos. Para as estações fluviométricas foram separados os 3 postos que apresentavam melhor distribuição espacial na bacia, representatividade dos principais rios da bacia, variações da área de drenagem à montante e sem falhas extensas em um longo período de tempo. Os dados de sedimentos são mais escassos, sendo selecionados 2 postos fluviométricos que possuíam dados de concentração de sedimentos em suspensão e descarga sólida com maior período de medições. A distribuição espacial das estações utilizadas no estudo são apresentadas na Figura 3.

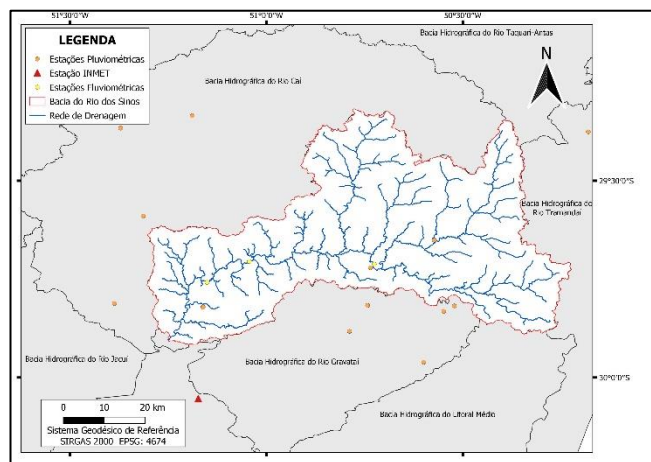


Figura 3 – Estações utilizadas no estudo.

Dentre os dados necessários estão as altitudes do terreno, para isso foi gerado o Modelo Digital de Elevação (MDE) através dos dados do SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) com resolução espacial de 30 metros.

Os dois modelos utilizados necessitam de dados relativos aos tipos e usos do solo, assim foi utilizado um mapa de Unidades de Resposta Hidrológicas (URH) para toda a América Latina (Fan et al., 2015), recordado para a bacia de estudo, Figura 4.

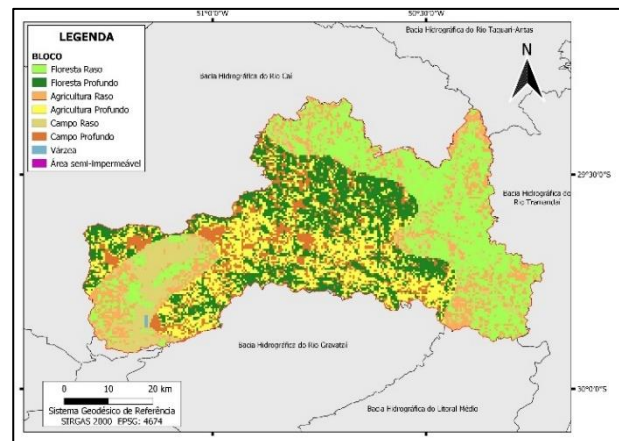


Figura 4 - Mapa URH bacia do Sinos.

Para o modelo de sedimentos são necessárias as frações de areia, silte e argila para isto, foi utilizado o mapa de tipos de solo da FAO (FAO, 2007). O mapa foi produzido numa escala elevada, 1:5000000, assim apresenta algumas inconsistências em análises com ordens menores, na bacia dos Sinos foi apresentada a presença de latossolos na região de cabeceira. A Figura 5 apresenta os tipos de solo FAO extraídos para a região da bacia de acordo com as associações aproximadas aos tipos de solo da EMBRAPA (EMBRAPA, 2006).

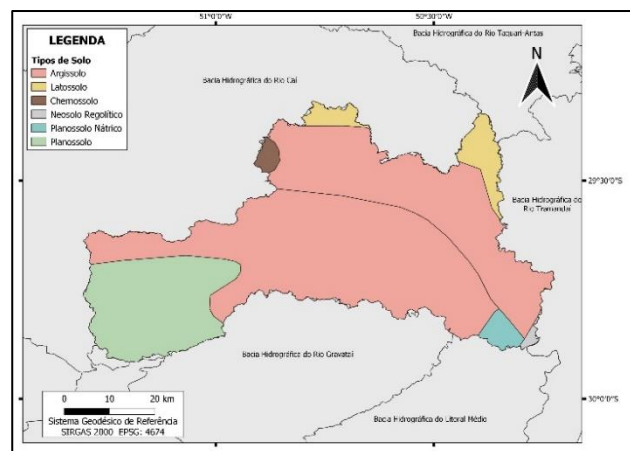


Figura 5 - Mapa de solos da FAO para a bacia do Sinos.

Para a simulação hidrológica foi utilizado o Modelo de Grandes Bacias (MGB), desenvolvido por Collischonn (2001), desde então aprimorado e validado em diversos estudos como Paiva (2009), Fan & Collischonn (2014), Pontes, et al. (2015), Fan (2015), Fleischmann, et al., (2017), Siqueira et al., (2017).

O MGB é um modelo hidrológico do tipo conceitual, distribuído, voltado para aplicações em grandes bacias, com passo de tempo diário ou horário, que simula processos hidrológicos na superfície terrestre, divididos em quatro módulos, Figura 6: balanço hídrico no solo; balanço de energia e evapotranspiração; interceptação, geração e propagação de escoamentos superficial, subsuperficial e subterrâneo nos elementos de discretização da bacia hidrográfica; e propagação de vazão na rede de drenagem.

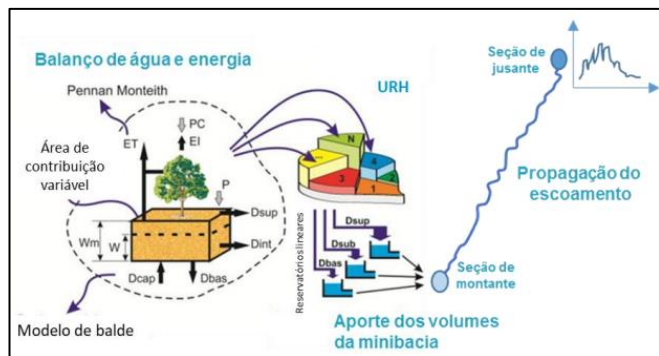


Figura 6 - Representação esquemática do MGB. Fonte: Fagundes (2018).

Para ser aplicado o MGB necessita de três etapas distintas: pré-processamento de dados, calibração e validação.

Na primeira etapa, o pré-processamento, foram utilizadas as ferramentas do IPH-Hydro tools (SIQUEIRA et al., 2016) para a remoção de depressões do MDE, geração das direções de fluxo, geração das direções de fluxo acumuladas e obtenção da rede de drenagem com limiar de 5 km², por fim, são geradas as mini-bacias e sub-bacias. Devido a bacia do rio dos Sinos possuir características diversas em sua extensão, sejam geomorfológicas ou pedológicas, foram geradas sub-bacias a partir da similaridade com as URH e posições das estações fluviométricas, afim de facilitar a calibração e validação do modelo. Ao final da discretização foram definidas 276 mini-bacias e 6 sub-bacias, com as últimas apresentadas na Figura 7.

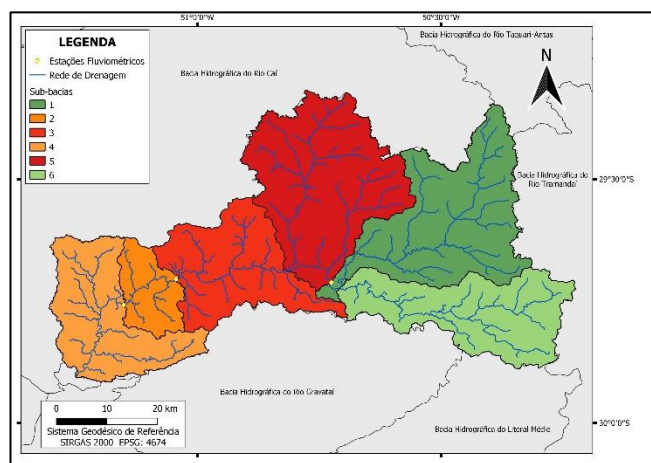


Figura 7 - Mapa das 6 sub-bacias para bacia do Sinos.

Após o pré-processamento são então definidos os períodos usados na calibração e validação do modelo hidrológico, a partir da disponibilidade de dados fluviométricos, Tabela 1.

Tabela 1 - Período de calibração e validação do MGB.

	Calibração	Validação
Início	01/01/1997	01/01/2010
Fim	01/01/2007	01/01/2020

Com os períodos definidos foi realizada a interpolação dos dados pluviométricos, utilizando o método do inverso da distância ao quadrado, a partir da ferramenta interna do modelo (*Interpolate Precipitation*) e espacializando os dados em escala de mini-bacia.

Por fim, são utilizados os dados climáticos, provenientes das

normais climatológicas da estação do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) mais próximas da bacia de estudo, no presente estudo foram utilizados dados da estação 83967 – Porto Alegre.

Com os dados de estações obtidos são definidos os valores dos parâmetros fixos do modelo, enquanto que os parâmetros mais sensíveis do modelo precisam ser calibrados (BUARQUE, 2015). Os parâmetros fixos se referem a características da vegetação, são eles: albedo, o Índice de Área Foliar (IAF), altura da vegetação e resistência superficial, neste estudo os parâmetros foram definidos para cada URH, conforme indicações apresentadas no manual do modelo MGB.

A etapa final da calibração do modelo consistiu na definição dos parâmetros calibráveis do MGB, sendo os quais a vazão simulada é mais sensível e relacionam-se ao balanço de água no solo, sendo eles: armazenamento máximo de água no solo (Wm), parâmetro relacionado ao escoamento subsuperficial (Kint), subterrâneo (Kbas), Parâmetro relacionado ao tempo de propagação do escoamento superficial (CS), parâmetro propagação subsuperficial (CI), subterrâneo (CB) e parâmetro relacionado entre o armazenamento e a saturação de água (b).

Após a calibração e validação do modelo hidrológico, é realizado o próximo passo, que consiste na aplicação do modelo MGB-SED. Esse modelo é um módulo de sedimentos acoplado ao modelo hidrológico e tem a finalidade de estimar a geração de sedimentos na bacia e simular o transporte desses sedimentos nos rios de forma integrada à simulação hidrológica e hidráulica em grandes bacias.

O MGB-SED possui três módulos, são eles: bacia, rio e planície (Buarque, 2015).

No módulo bacia é calculada a erosão do solo para cada URH da mini-bacia por meio da MUSLE (WILLIAMS, 1975), equação 1, no presente estudo os coeficientes α e β assumiram os valores padrão, respectivamente, 11,8 e 0,56.

$$SED = \alpha(Dsup \cdot qpico \cdot Apm)^{\beta} \cdot K \cdot C \cdot P \cdot LS \cdot FG \quad (1)$$

Onde, SED é a carga de sedimentos resultante da erosão do solo [t/dia]; Dsup é o volume de escoamento superficial [mm/ha]; qpico é a taxa de pico do escoamento superficial [m³/s]; Apm é a área superficial [ha]; K é o fator de erodibilidade do solo [0,013.t.m².h/(m³.t.cm)]; C é o fator adimensional de cobertura e manejo do solo [-]; P é o fator adimensional de práticas conservacionistas [-]; LS é o fator adimensional topográfico [-]; FG é o fator adimensional que considera a existência de fragmentos grosseiros/rochas [-].

A taxa de pico do escoamento superficial, em cada pixel, é dada considerando um volume de escoamento uniforme diário e o volume de escoamento é fornecida pelo módulo hidrológico MGB-IPH (BUARQUE, 2015), como é apresentado na equação 2, a seguir.

$$qpico_{i,j}^k = \frac{Dsup_{i,j}^k \cdot A_{i,j}^k}{86,4} \quad (2)$$

O fator de erodibilidade do solo foi calculado a partir da equação proposta por Williams (1995). Essa equação leva



em consideração apenas as porcentagens de silte, argila, areia e matéria orgânica de cada tipo de solo da bacia e é descrita conforme a equação 3, abaixo:

$$K_j = Fag_j \cdot Fcs_j \cdot Forg_j \cdot Fa_j \quad (3)$$

Onde K é o fator adimensional de erodibilidade do solo [-]; Fag é o fator adimensional de areia grossa [-]; Fcs é o fator adimensional de argila e silte [-]; Forg é o fator adimensional de carbono orgânico [-]; Fa é o fator adimensional de areia [-] e j é o índice que indica a URH [-]. Para realizar a estimativa destas porcentagens foi utilizado o mapa de tipos de solo da FAO (2007), com os usos do solo da EMBRAPA (2006) e, de acordo com as proposições de Fan et al. (2015) que correlacionam os tipos de solo da EMBRAPA com cada Unidade de Resposta Hidrológica do mapa da América Latina. O resultado gera valores médios das porcentagens de areia, silte, argila e matéria orgânica em cada tipo de solo, conforme é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Tipos de Solo FAO/EMBRAPA e porcentagens de areia, silte, argila.

EMBRAPA	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	orgC (%)
Planossolos	53,6	15,8	30,6	2,3
Neossolos Regolíticos	71,6	15,2	13,2	0,5
Latossolos	12,8	21,6	65,5	3,5
Chernossolos	39,1	26,5	34,6	1,5
Planossolos Nátricos	51,7	31,9	16,4	1,1
Argissolos	53,6	15,8	30,6	2,3

O fator C está relacionado com o uso e cobertura do solo, sendo um fator de redução da vulnerabilidade do solo à erosão, os valores adotados inicialmente seguem valores comuns na literatura.

Os parâmetros P e FG foram mantidos como valores unitários como apresentado na proposição do modelo de Buarque (2015).

O fator LS é a combinação dos fatores de comprimento da rampa L e declividade S e representam a contribuição do escoamento superficial no processo de erosão hídrica. Como apresentado em Buarque (2015), no modelo MGB-SED, foram acopladas equações para determinação automática deste fator, gerando resultado acumulado por URH.

O volume de sedimentos produzido em cada URH de uma mini-bacia não chega à rede de drenagem no mesmo intervalo de tempo, havendo um retardo juntamente com o escoamento superficial. Dessa forma, o aporte de sedimentos para os cursos d'água é feito mediante um reservatório linear simples para cada fração do solo (silte, argila e areia) (FAGUNDES, 2018). Esse esquema é apresentado na Figura 8.

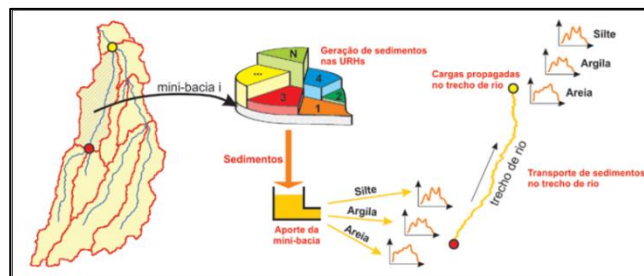


Figura 8 - Esquema dos processos de geração e propagação de sedimentos no MGB-SED. Fonte: Buarque (2015).

No módulo rio o processo de transporte das partículas finas (silte e argila) é realizado por um modelo não permanente que considera que a velocidade do escoamento e os processos advectivos são dominantes (FAGUNDES, 2018), conforme equação 4:

$$\frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial AUC}{\partial x} = q_{sm} - q_{sfl} \quad (4)$$

Onde A é a área molhada da seção [m²]; C é a concentração média de sedimentos [t/m³]; U é a velocidade média do escoamento na seção [m/s]; x é a distância na direção do escoamento [m]; t é o tempo [s]; q_{sm} é a contribuição lateral de sedimentos em cada mini-bacia [t/m.s] e q_{sfl} é a descarga de troca de sedimentos entre o rio e a planície de inundação por unidade de [t/m.s].

Por fim no módulo planície, nos trechos de rios onde é adotado o método hidrodinâmico de propagação de vazões incorporado ao MGB por Paiva et al. (2009) o modelo de sedimentos permite a troca de cargas em suspensão entre os rios e as planícies de inundação. O modelo assume uma mistura completa de sedimentos nas planícies, de forma que as concentrações são constantes na vertical para cada classe de partícula.

Em resumo para realizar as simulações no modelo hidrossedimentológico, os parâmetros automáticos são: Dsup e qpico obtidos pela modelagem hidrológica do modelo, Apm é a área de cada pixel do MDE e o fator de comprimento e declive (LS), que é determinado no pré-processamento. Dessa forma, os parâmetros calibráveis do modelo são parâmetros P (práticas conservacionistas), FG (fator de fragmentos grosseiros), C (fator de usos e cobertura do solo) e K (fator de erodibilidade do solo) e os coeficientes α e β. Para o presente estudo os parâmetros P, FG, α e β foram mantidos fixos com valores padrão e os parâmetros calibráveis foram o K e C.

Os períodos para calibração e validação do modelo foram definidos a partir da disponibilidade de dados sedimentos nas estações, e são apresentados na Tabela 3:

Tabela 3 - Períodos de calibração e validação do MGB-SED.

	Calibração	Validação
Início	01/01/2010	01/01/1997
Fim	31/12/2019	31/12/2006



Com ambos modelos hidrológico e de sedimentos calibrados, o estudo visa verificar a possibilidade da simulação da produção de sedimentos por movimentos de massa no modelo de sedimentos MGB-SED por meio de gatilhos e multiplicadores. Conforme Bigarella (2003), as condições que favorecem os movimentos de massa dependem principalmente da estrutura geológica, declividade da vertente (forma topográfica), regime de chuvas (em especial de episódios pluviais intensos), perda de vegetação e da atividade antrópica, bem como pela existência de espessos mantos de intemperismo, além da presença de níveis ou faixas impermeáveis que atuam como planos de deslizamentos. Assim, com base nos dados disponíveis e na bibliografia foram definidos dois gatilhos e um multiplicador para o MGB-SED.

O dado com maior disponibilidade é a precipitação, porém a chuva não é um agente direto para ocorrência de movimentos de massa, sendo fator de influência indireta, pois o volume precipitado, ao infiltrar altera características do solo, que influenciam diretamente na ocorrência dos movimentos de massa, por exemplo, o aumento do peso específico do solo devido à retenção de parte da água infiltrada (IPT, 1991), dessa forma foi realizada revisão de literatura sobre volumes de precipitação diária e ocorrência de movimentos de massa. A Tabela 4 apresenta resumos valores obtidos na literatura, sendo que em CAINE (1980) foi realizada uma revisão com mais de setenta dados de diferentes locais do mundo.

Tabela 4 - Volumes diários precipitados com ocorrência de movimentos de massa.

Precipitação em 24 h (mm)		
Mínimo	Máximo	Fonte
2	715	CAINE (1980)
2	~200	GERMAIN (2021)
50	97	COE (2004)

A partir destes valores foram analisadas as estações pluviométricas próximas ao município de Rolante – RS afim de ser estabelecido um gatilho pluviométrico para a região. sendo escolhidas as estações: 2950034, 2950060 e 2950028. Inicialmente foi notada falta de valores medidos entre dezembro de 2012 a março de 2016, abrangendo o período de ocorrência de movimentos de massa na região. Nas estações 2950028 e 2950060, foram registrados poucos picos acima de 100 mm e, por fim, baixos volumes precipitados nos períodos de ocorrência dos movimentos de massa na região, 05/01/2017. Para resultados mais coerentes na simulação foi gerada uma precipitação sintética de 180 mm na cabeceira do rio Rolante, conforme descrito em SEMA e GPDEN/IPH/UFRGS (2017). A partir dos dados nestas estações e comparados com os valores da literatura foram definidos 3 gatilhos: um muito acionado (60 mm), moderadamente acionado (80 mm) e pouco acionado (100 mm), conforme Figura 9.

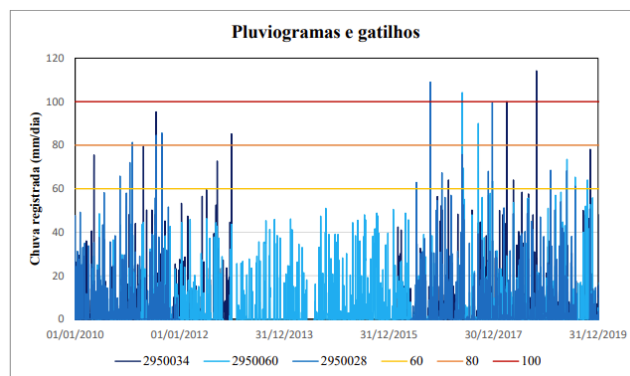


Figura 9 - Pluviograma das 3 estações mais próximas ao município de Rolante-RS e limiares dos gatilhos propostos

Como citado anteriormente, a declividade da vertente é um fator com influência direta na ocorrência de movimentos de massa. No modelo de sedimentos MGB-SED não é realizada a entrada de um arquivo com as declividades em cada pixel, porém na etapa de pré-processamento é calculado a partir do MDE o fator topográfico LS para cada pixel, sendo posteriormente acumulado para cada URH da mini-bacias. O gatilho de declividade proposto utiliza este fator LS acumulado para cada URH da mini-bacias, sendo definido de forma visual utilizando ferramentas de geoprocessamento do QGIS e o mapa de declividade da bacia do Sinos. Novamente foram propostos valores afins de cobrir da mais, até a menos abrangente das declividades da bacia, dessa forma os valores para o gatilho foram, maior que 110000, 100000, 90000 e 80000. A Figura 10 apresenta o gatilho menos abrangente, enquanto a 11 o mais abrangente.

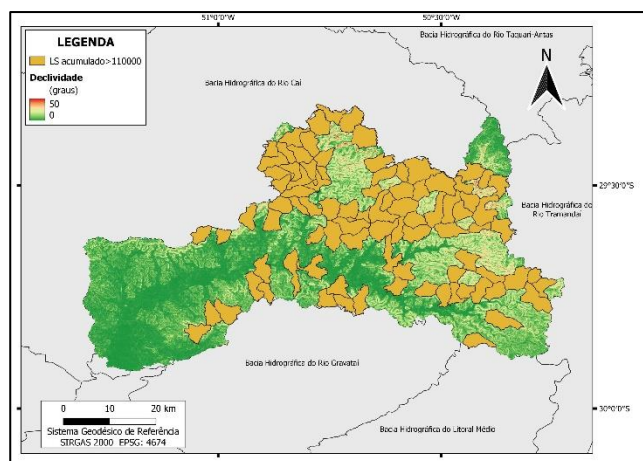


Figura 10 – Mini-bacias com fator LS acumulado acima de 110000 em uma URH, sobre mapa da declividade da bacia.

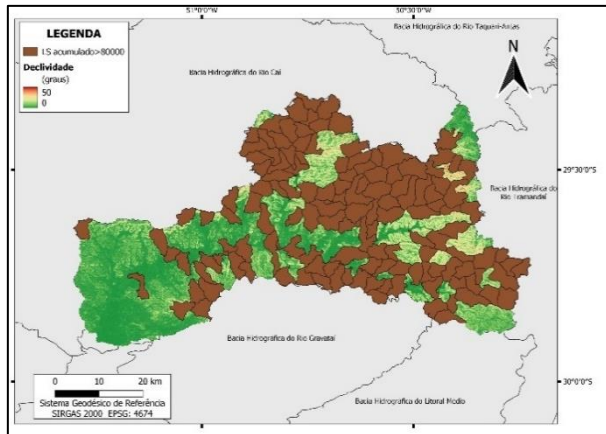


Figura 11 – Mini-bacias com fator LS acumulado acima de 80000 em uma URH, sobre mapa da declividade da bacia.

A equação da MUSLE não foi proposta com intuito de calcular produção de sedimentos por movimentos de massa, dessa forma, se mostrou necessária a adição de um fator multiplicador quando os gatilhos citados anteriormente são disparados. Assim, com base na escala de processos dos modelos de sedimentos apresentada em Fagundes (2018) e tamanhos das mini-bacias foram definidos três valores para testar o fator multiplicador, sendo eles 10, 50 e 100 vezes o valor da produção de sedimentos pela MUSLE para a URH das mini-bacias. Para verificar a acurácia das simulações realizadas, nas etapas de calibração, validação dos modelos hidrológico e de sedimentos foram selecionadas métricas de desempenhos consagrada para estes fins, sendo os coeficientes de Nash-Sutcliffe (NASH), Correlação de Pearson (r) e o erro de Volume (ΔV), respectivamente equações 5, 6 e 7.

$$NASH = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_i^{obs} - X_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (X_i^{obs} - \bar{X})^2} \quad (5)$$

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x - \bar{x}) \cdot (y - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y - \bar{y})^2}} \quad (6)$$

$$\Delta V = \frac{\sum_{i=1}^n X_i^{sim} - \sum_{i=1}^n X_i^{obs}}{\sum_{i=1}^n X_i^{obs}} \cdot 100 \quad (7)$$

Neste estudo são utilizadas as faixas de aceitação propostas por Moriasi et al. (2007) para as simulações hidrológica e hidrossedimentológica. No estudo citado a discretização é mensal, porém os modelos MGB-IPH e MGB-SED utilizam discretização diária dos dados, em virtude da boa apresentação de resultados na escala de análise foram mantidas as faixas dos parâmetros para o modelo hidrológico, já o modelo hidrossedimentológico enfrenta maiores dificuldades na realização da modelagem, comparação com dados observados, devido à falta dos mesmos, e na diferença de discretização entre a métrica e o modelo, assim as faixas de classificação propostas por Moriasi et al. (2007) foram alteradas para valores pouco menores dos citados no estudo. As Tabelas 5 e 6 apresentam as faixas das métricas para as simulações dos dois modelos, sendo elas definidas como: muito boas, boas, satisfatórias e insatisfatórias.

Tabela 5 - Faixas de desempenho adotadas para a vazão.

Avaliação	Vazão		
	NASH	r	ΔV
Muito Bom	0,75 - 1,00	0,70 - 1,00	$< \pm 10$
Bom	0,65 - 0,75	0,50 - 0,70	$\pm 10 \leq \Delta V \leq \pm 15$
Satisfatório	0,50 - 0,65	0,30 - 0,50	$\pm 15 \leq \Delta V \leq \pm 25$
Insatisfatório	$\leq 0,50$	$\leq 0,30$	$\geq \pm 25$

Tabela 6 - Faixas de desempenho adotadas para sedimentos.

Avaliação	Sedimentos		
	NASH	r	ΔV
Muito Bom	0,50 - 1,00	0,70 - 1,00	$< \pm 25$
Bom	0,25 - 0,50	0,50 - 0,70	$\pm 25 \leq \Delta V \leq \pm 50$
Satisfatório	0,05 - 0,25	0,30 - 0,50	$\pm 50 \leq \Delta V \leq \pm 70$
Insatisfatório	$\leq 0,05$	$\leq 0,30$	$\geq \pm 70$

Resultados

A seguir são apresentados os resultados obtidos na calibração e validação dos modelos hidrológico e de sedimentos e, resultados obtidos com o modelo de sedimentos alterado para produção de sedimentos por movimentos de massa (MGB-SEDmm). Os hidrogramas apresentados serão das estações fluviométricas que também possuem dados de sedimentos, Taquara Montante e Campo Bom, enquanto a análise das métricas foi realizada para as três estações.

De modo geral os resultados para período de calibração do modelo hidrológico apresentaram faixas de desempenho bons a muito bons, a Tabela 7 apresenta um resumo dos resultados da calibração do modelo hidrológico, na análise visual dos hidrogramas gerados nota-se uma subestimação dos picos de vazão nas vazões simuladas, exemplo Figura 12.

Tabela 7 - Resultados para métricas de desempenho na calibração.4

Valores das métricas para as vazões			
Estação	NASH	Pearson	ΔV
87374000	0.677	0.837	9.20%
87380000	0.891	0.885	10.22%
87382000	0.864	0.858	12.96%

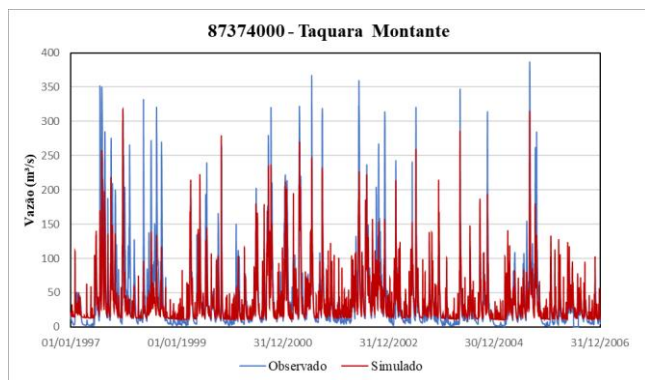


Figura 12 - Hidrograma observado e simulado período de calibração.

Para o período de validação do MGB houve uma melhora nos valores dos picos simulados em relação aos observados, Figura 13.

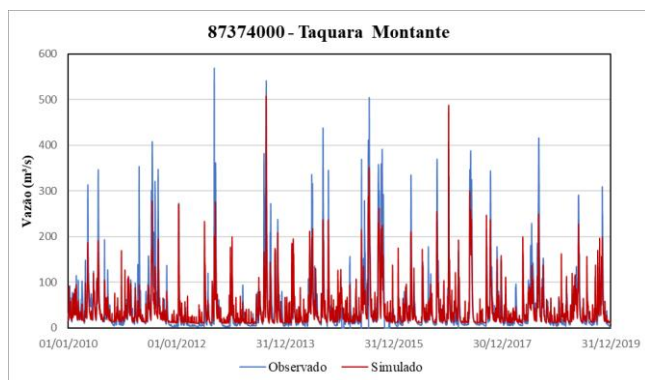


Figura 13 - Hidrograma observado e simulado período de calibração.

Os valores de NASH apresentaram uma pequena queda em relação a calibração, enquanto as demais métricas apresentaram melhora, Tabela 8. Os valores oscilaram acima do valor considerado Bom, dessa forma o modelo hidrológico foi considerado calibrado e validado.

Tabela 8 - Resultados para métricas de desempenho na validação.

Valores das métricas para as vazões			
Estação	NASH	Pearson	ΔV
87374000	0.680	0.838	6.50%
87380000	0.837	0.913	2.52%
87382000	0.742	0.877	9.81%

Para o MGB-SED serão apresentados os sedimentogramas de descarga sólida (t/dia) para as estações com dados, Taquara Montante e Campo Bom e análise das métricas de desempenho.

Na estação mais a montante, Taquara Montante, a correlação dos dados de descarga sólida é visualmente muito boa, Figura 14, com os dados observados próximos dos dados simulados. Já na estação seguinte, Campo Bom a correlação não é tão próxima com dos valores deslocados ou muito distantes entre simulados e observados, Figura 15, é possível notar o grande pico no dia 26/08/2013, com alto valor de descarga sólida simulada, 29693 t/dia, isso se deve ao fato do modelo hidrológico ter superestimado o pico de cheia neste dia, gerando pico de 762 m³/s. O mesmo pode

ser visto no valor de descarga sólida observada acima do simulado, podendo ser um dado espúrio, visto que não foi registrada nenhum evento próximo deste dia para um aumento na produção de sedimentos

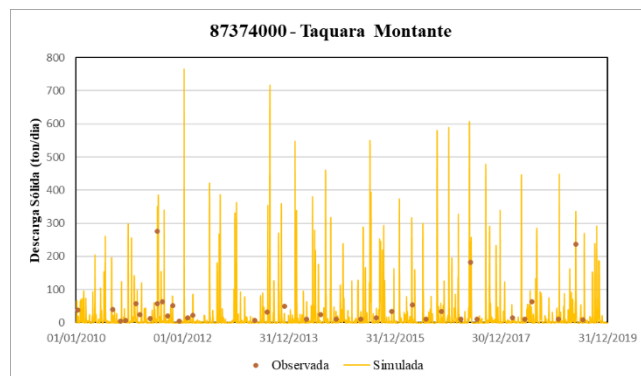


Figura 14 - Descarga sólida simulada e observada no período de calibração.

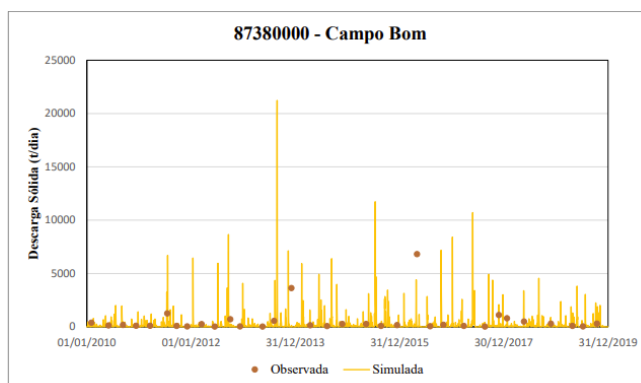


Figura 15 - Descarga sólida simulada e observada no período de calibração.

A Tabela 9 apresenta os postos fluviométricos utilizados na calibração do modelo de sedimentos, de montante a jusante e os resultados das métricas de desempenho, Nash-Sutcliffe, Pearson e erro de volumes (ΔV), para cada posto fluviométrico. Foi adicionada uma coluna com as métricas de desempenho da estação Campo Bom (87380000), porém sem os dois dados acima de 400 mg/L, que foram considerados possivelmente espúrios, sendo a estação representada com o código seguido de um asterisco, essa análise vai ser apresentada dessa forma na sequência dos resultados.

O modelo de sedimentos apresentou resultados bons e, muito bons nas avaliações das métricas de desempenho para a estação Taquara Montante e para a estação Campo Bom sem dados acima de 400mg/L, para a estação Campo Bom com todos dados o resultado foi considerado insatisfatório.

Tabela 9 - Resultados para métricas de desempenho na calibração.

Calibração Descarga Sólida Qss			
	87374000	87380000	87380000*
NASH	0.513	-0.115	0.444
R Pearson	0.847	0.059	0.742
ΔV	58.7%	72.2%	36.9%



Para a validação apenas a estação Campo Bom possuía dados, a Figura 16 apresenta os dados de descarga sólida simulados e observados. Os dados apresentam boa correlação visual, com exceção de 2 dados que são altos e distantes de picos próximos, novamente os únicos dados de concentração de sedimentos acima de 400 mg/L, apesar disso apenas o valor próximo de 25000 t/dia foi excluído como sendo possivelmente espúrio, a Figura 17 apresenta o sedimentograma sem este valor.

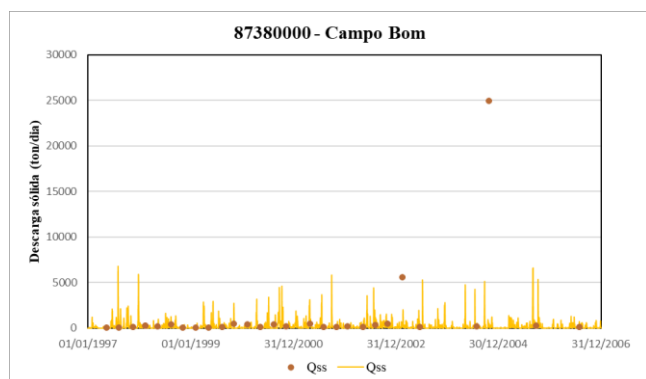


Figura 16 - Descarga sólida simulada e observada no período de validação.

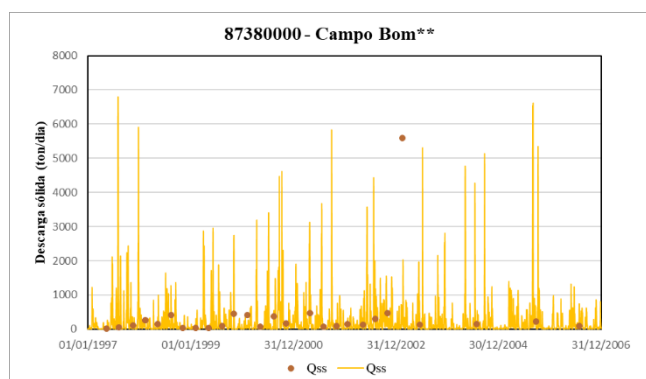


Figura 17 - Descarga sólida simulada e observada no período de validação, sem dados possivelmente espúrio.

A Tabela 10 apresenta os valores das métricas de desempenho, Nash-Sutcliffe, Pearson e erro de volumes (ΔV), para o período utilizado na validação, como os dados observados da estação Campo Bom (87380000) e, da versão da estação sem o dado de concentração de sedimentos em suspensão de 622,34 mg/L, tal como, realizado anteriormente a estação é identificada como 87380000*.

Tabela 10 - Resultados para métricas de desempenho na validação.

Validação Descarga Sólida Qss		
	87380000	87380000*
NASH	0.034	0.464
R Pearson	0.214	0.894
ΔV	86.18%	55.14%

Considerando os resultados da validação da estação 87380000* o modelo apresentou variações nas métricas de desempenho, porém acima dos valores considerados satisfatórios e bons, dessa forma, é possível afirmar que o modelo de sedimentos foi calibrado e validado de forma a representar o comportamento dos sedimentos na bacia do rio dos Sinos.

Com os modelos hidrológicos e de sedimentos validados a seguir são apresentados os resultados obtidos nas simulações do MGB-SED com produção de sedimentos por movimentos de massa (MGB-SEDmm) na bacia do rio dos Sinos. Serão apresentadas apenas os sedimentogramas de descarga sólida das simulações com variações mais representativas das estações Taquara Montante (87374000) e Campo Bom (87380000). A Tabela 11 apresenta o conjunto de variações nos testes para os gatilhos do MGB-SEDmm, sendo 4 variações no gatilho pluviométrico (Plu), 5 variações no gatilho do fator LS acumulado (LSAcu) e 4 variações no multiplicador (Multi).

Tabela 11 - Conjunto de teste com as variações de cada gatilho e multiplicador.

Testes	Gatilhos		
	Plu	LSAcu	Multi
1	0	0	1
2	60	110000	10
3	80	110000	10
4	100	110000	10
5	60	100000	10
6	60	90000	10
7	60	80000	10
8	80	100000	10
9	80	90000	10
10	80	80000	10
11	100	100000	10
12	100	90000	10
13	100	80000	10
14	60	80000	50
15	60	80000	100
16	80	100000	50
17	80	100000	100
18	100	110000	50
19	100	110000	100

A primeira simulação utilizou os valores dos gatilhos zerados e o multiplicador em 1, para testar possíveis diferenças geradas pelas alterações no modelo MGB-SED. Os valores gerados no MGB-SEDmm foram os mesmos obtidos no MGB-SED original, comprovando que as alterações não afetaram o desempenho do modelo. O gatilho pluviométrico apresentou variações significativas nos resultados conforme o valor definido na simulação. O valor mais abrangente, 60 mm, apresentou aumento em todos os picos dos hidrogramas das duas estações analisadas. Conforme o valor do gatilho pluviométrico foi



aumentando, tornando menos acionado, o número de picos com aumento na produção de sedimentos diminuiu. As Figuras 18, 19 e 20 apresentam os hidrogramas obtidos para a estação Taquara Montante com o valor do fator LS acumulado maior que 80000, multiplicador igual a 10 e variação crescente do gatilho pluviométrico 60, 80 e 100 mm, sendo respectivamente as simulações 7, 10 e 13.

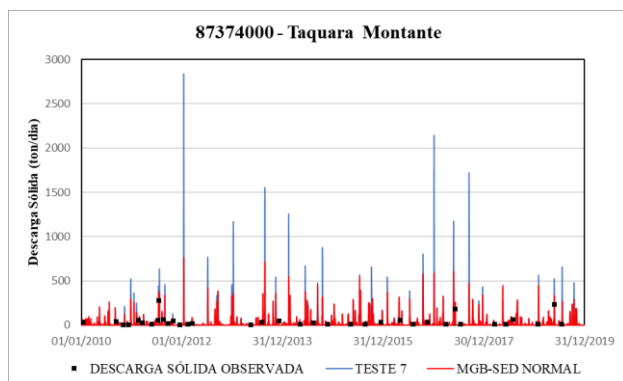


Figura 18 - Descarga sólida observada e simulada nos modelos MGB-SED e MGB-SEDmm com gatilho pluviométrico maior que 60 mm, gatilho do fator LS acumulado maior que 80000 e multiplicador de 10 vezes, no período de estudo, na estação Taquara Montante (87374000).

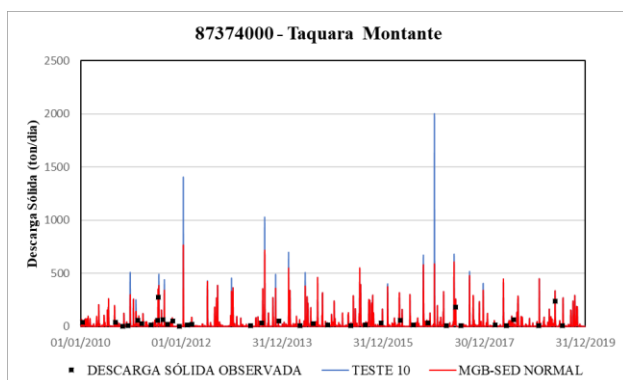


Figura 19 - Descarga sólida observada e simulada nos modelos MGB-SED e MGB-SEDmm com gatilho pluviométrico maior que 80 mm, gatilho do fator LS acumulado maior que 80000 e multiplicador de 10 vezes, no período de estudo, na estação Taquara Montante (87374000).

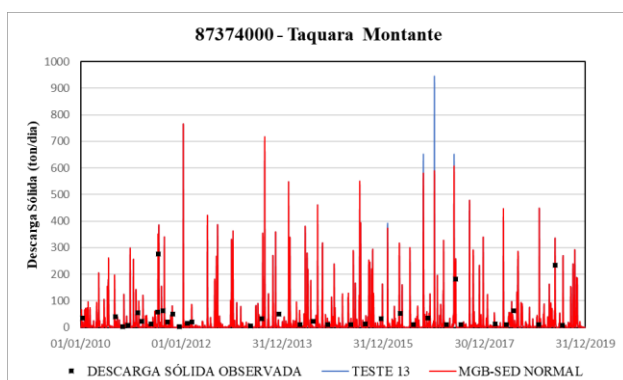


Figura 20 - Descarga sólida observada e simulada nos modelos MGB-SED e MGB-SEDmm com gatilho pluviométrico maior que 100 mm, gatilho do fator LS acumulado maior que 80000 e multiplicador de 10 vezes, no período de estudo, na estação Taquara Montante (87374000).

O gatilho do fator LS acumulado apresentou menor sensibilidade que o gatilho pluviométrico. Ao utilizar o valor mais restritivo no gatilho pluviométrico, 100 mm, os resultados obtidos para as 4 variações do gatilho topográfico apresentaram diferenças máximas em torno de 10% nos picos de descarga sólida, as Figuras 21, 22 e 23 apresentam os hidrogramas das simulações 12, 11 e 4.

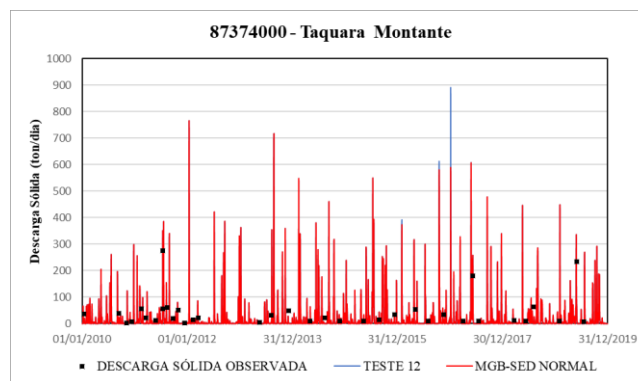


Figura 21 - Descarga sólida observada e simulada nos modelos MGB-SED e MGB-SEDmm com gatilho pluviométrico maior que 100 mm, gatilho do fator LS acumulado maior que 90000 e multiplicador de 10 vezes, no período de estudo, na estação Taquara Montante (87374000).

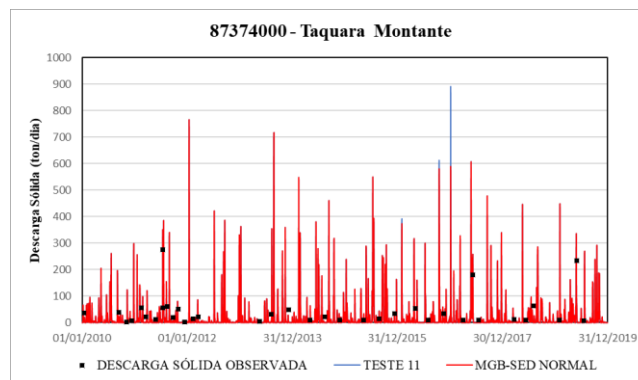


Figura 22 - Descarga sólida observada e simulada nos modelos MGB-SED e MGB-SEDmm com gatilho pluviométrico maior que 100 mm, gatilho do fator LS acumulado maior que 100000 e multiplicador de 10 vezes, no período de estudo, na estação Taquara Montante (87374000).

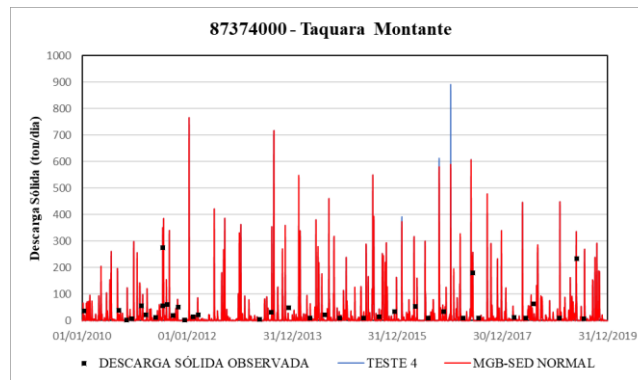


Figura 23 - Descarga sólida observada e simulada nos modelos MGB-SED e MGB-SEDmm com gatilho pluviométrico maior que 100 mm, gatilho do fator LS acumulado maior que 110000 e multiplicador de 10 vezes, no período de estudo, na estação Taquara Montante (87374000).



Por fim para o multiplicador são apresentados os hidrogramas das simulações 18 e 19. Neste conjunto de simulações o MGB-SEDmm foi definido fixo no gatilho do fator LS acumulado maior que 110000 e gatilho pluviométrico maior que 100, sendo assim foi variado o multiplicador da MUSLE, sendo maior que 50 vezes e 100 vezes, sendo que com multiplicador 10 foi apresentado na figura 23.

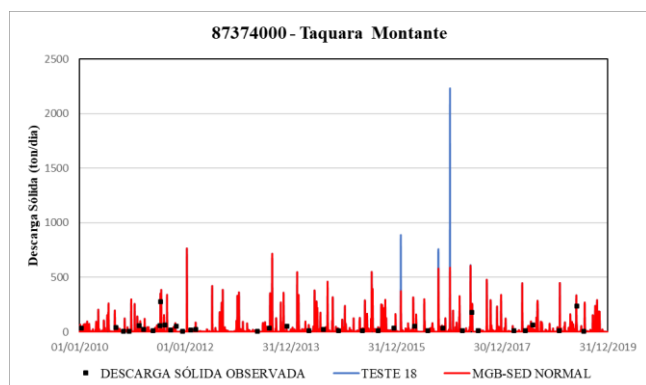


Figura 24 - Descarga sólida observada e simulada nos modelos MGB-SED e MGB-SEDmm com gatilho pluviométrico maior que 100 mm, gatilho do fator LS acumulado maior que 110000 e multiplicador de 50 vezes, no período de estudo, na estação Taquara Montante (87374000).

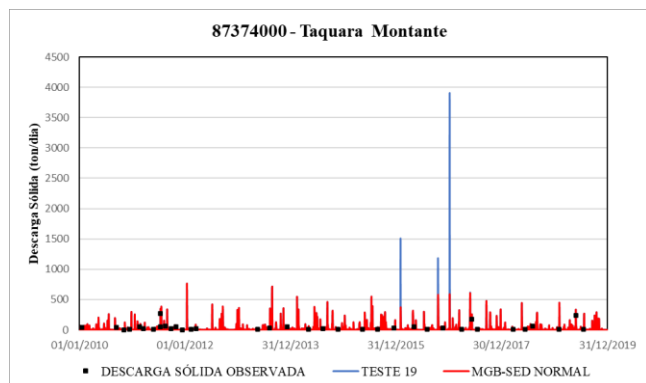


Figura 25 - Descarga sólida observada e simulada nos modelos MGB-SED e MGB-SEDmm com gatilho pluviométrico maior que 100 mm, gatilho do fator LS acumulado maior que 110000 e multiplicador de 100 vezes, no período de estudo, na estação Taquara Montante (87374000).

Conclusões

O trabalho tinha por objetivo testar a implementação de gatilhos para produção de sedimentos por movimentos de massa no MGB-SED. Os gatilhos propostos com maior restrição junto do multiplicador geraram um aumento na produção de sedimentos percebidos na estação mais próxima da região de ocorrência dos movimentos de massa, estação 87374000 - Taquara Montante.

Os valores de gatilhos pluviométricos de 100 mm e de fator topográfico maior que 100.000 e 110.000 apresentaram aumento na produção de sedimentos em poucos picos, sendo o maior aumento justamente no evento de Rolante. No entanto, o maior problema do estudo foi a falta de dados de sedimentos medidos nas estações e a falta de dados ou

estimativas para a descarga sólida no rio dos Sinos durante os movimentos de massa que ocorreram em Rolante, por conta disso a validação do multiplicador se torna inviável, sendo realizada de forma indireta, por ordem de grandeza do evento desse tipo de evento em relação a erosão e produção de sedimentos padrão.

Em relação à modelagem hidrológica e de sedimentos, utilizando os modelos MGB e MGB-SED, pode-se afirmar que ambos os modelos foram calibrados e validados para a bacia do Sinos na medida do possível.

Considerações para trabalhos futuros

Apesar dos resultados promissores, é necessária a continuação de pesquisas de gatilhos para produção de sedimentos por movimentos de massa, podendo ser analisada a precipitação acumulada de um evento em vez de precipitação diária, um fator topográfico direto ou mesmo outros gatilhos, como a umidade no solo. A continuação das pesquisas nessa área é fundamental para aprimorar o MGB-SED, incorporando novos gatilhos e aperfeiçoando as abordagens utilizadas.

Agradecimentos

Declaramos que o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradece também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof.Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências bibliográficas

BIGARELLA, J.J.; PASSOS, E.; Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais. Florianópolis: Ed. Da UFSC, 2003 v. 3 (p.877-1436).

BUARQUE, D. C. **SIMULAÇÃO DA GERAÇÃO E DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS EM GRANDES BACIAS: Estudo de caso do rio Madeira**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

CAINE. The Rainfall Intensity - Duration Control of Shallow Landslides and Debris Flows, Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography, 62:1-2, 23-27. 1980.

COE, J. A., J. A. Michael, R. A. Crovelli, W. Z. Savage, W. T. Laprade, and W. D. Nashem (2004), **Probabilistic assessment of precipitation-triggered landslides using historical records of landslide occurrence**, Seattle, Washington, Environ. Eng. Geosci., 10(2), 103-122. 2004.

COELHO, V. R; FAN, F. M. **Manual do Programa Super Manejo de Dados**. Porto Alegre, Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, versão 1.1, junho de 2016.

COLLISCHONN, W. **Simulação Hidrológica de Grandes**



Bacias. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

COMITESINOS. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Plano de bacia. Disponível em: < <http://www.comitesinos.com.br/planodebacia/>>. Acesso em 01 jun. 2023.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, 2 ed., Rio de Janeiro: EMBRAPASPI, 2006, 306 p., ISBN 85-85864-19-2.

FAGUNDES, Hugo de Oliveira. **Modelagem hidrossedimentológica de grandes bacias com apoio de dados in situ e sensoriamento remoto**. Orientador: Rodrigo Cauduro Dias de Paiva. Dissertação (Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W. Integração do modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, p. 243-254, 2014.

FAN, F. M.; BUARQUE, D. C.; PONTES, P. R. M.; COLLISCHONN, W. **Um mapa de Unidades de Resposta Hidrológica para a América do Sul**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21., Brasília/DF. Anais... Brasília: ABRH, 2015.

FAO. Digital Soil Map of the World. FAO Geonetwork. Disponível em: < <http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show?id=14116>>. Último acesso: 01 de junho de 2023. Escala 1:5.000.000, 2007.

FLEISCHMANN, A.; SIQUEIRA, V.; PARIS, A.; COLLISCHONN, W.; PAIVA, R.; GOSSETT, M.; PONTES, P.; CALMANT, S.; BIANCAMARIA, S.; CRÉTAUX, J. F.; TANIMOUNE, B. Coupled hydrologic and hydraulic modeling of Upper Niger River Basin. **Geophysical Research Abstracts**, v. 19, 2017.

GERMAIN, D., Roy, S., & Guerra, A. J. T. (2021). **Empirical Rainfall Thresholds for Landslide Occurrence in Serra do Mar, Angra dos Reis, Brazil**. In Y. Zhang, & Q. Cheng (Eds.), **Landslides**. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.100244>.

IPT –Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S.A. Ocupação de encostas.Coord. Cunha, M. A. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1991.

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. Transactions of the ASABE, v. 50, p. 885-900, 2007.

PAIVA, R. C. D. **Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias. Estudo de caso: bacia**

do Rio Solimões. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos). Universidade Federal do Rio Grande do Sul/Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, 2009, 168p.

Petry, I et al. 2021. **Manual de Aplicação plugin ANA Data Acquisition V1.0**. Manual Técnico, HGE, IPH, UFRGS.

SEMA; GPDEN/IPH/UFRGS (2017) **Diagnóstico preliminar**. Departamento de Recursos Hídricos da SEMA e Grupo de Pesquisa em Desastres Naturais do IPH/UFRGS. Porto Alegre: DRH/SEMA, 26p. Disponível em http://www.rs.gov.br/upload/20170125183225diagnostico_preliminar_gt_rolante_revfinal.pdf. Acesso em 13 de Junho de 2023.

SIQUEIRA, V, A; FLEISCHMANN, A, S; JARDIM, P, F; FAN, F, M; COLLISCHONN, W. **IPH-Hydro Tools: a GIS coupled tool for watershed topology acquisition in open-source environment**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 21, p. 274-287, 2016.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In.: **Proceedings of the Sediment-Yield Workshop**, USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, Mississippi. 1975.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. U. S. Department of Agriculture, Agriculture handbook No. 282, 1965.



ESTUDO DA VARIABILIDADE DE ENSAIOS LABORATORIAIS EM UM SIMULADOR DE CHUVA

Vinícius Paes Corrêa de Moraes¹, José Carlos Frazão Merabet Júnior², Márcia Maria dos Anjos Mascarenha³, Thiago Augusto Mendes⁴, Maurício Martines Sales⁵, Marta Pereira da Luz⁶

¹Universidade Federal de Goiás, e-mail: viniciuspaes@discente.ufg.br; ²Universidade Federal de Goiás, e-mail: jose_merabet@discente.ufg.br; ³Universidade Federal de Goiás, e-mail: marciamascarenha@ufg.br; ⁴Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, e-mail: thiago.mendes@ifg.edu.br; ⁵Universidade Federal de Goiás, e-mail: mmartines@ufg.br; ⁶Eletrobras Furnas e Pontifícia Universidade Católica de Goiás, e-mail: martaluz@furnas.com.br

Palavras-chave: Erosão Pluvial; Erodibilidade; Solos Lateríticos;

Introdução

Os reservatórios de água são essenciais para o consumo de água tratada, como também são a principal fonte de energia no Brasil. O assoreamento, devido ao processo de erosão em suas margens e nas bacias de seus afluentes, reduz a capacidade de armazenamento e diminui a sua vida útil, o que acarreta perdas financeiras significativas (Cabral *et al.*, 2006). De acordo com WCD (2000), o assoreamento pode ocasionar em perdas de até 25% da capacidade de geração de energia nos próximos 50 anos, resultando, a cada ano, em um prejuízo estimado de US\$ 13 a US\$ 19 trilhões (SCHLEISS E DE CESARE, 2010). Em erosões pluviais, o processo erosivo é deflagrado pelo impacto da gota de água da chuva na superfície do solo e pelo escoamento superficial resultante. A perda de massa do solo devido a erosão é afetada pelas propriedades do solo (RESENDE E ALMEIDA, 1985). A vantagem de simular os processos hidrológicos de precipitação, infiltração e escoamento superficial por meio de ensaios em laboratório é justificável porque se controla melhor as condições impostas, facilitando a obtenção de parâmetros mais confiáveis.

Para isso, tem-se os simuladores de chuva (SC), equipamentos simples e de baixo custo desenvolvidos inicialmente na década de 1930 para medir o potencial de erosão e a capacidade de infiltração dos solos (HERNGREN *et al.*, 2004; Meena *et al.*, 2022). Alguns trabalhos têm sido executados com o uso de simuladores de chuvas (Sousa Júnior *et al.*, 2017; Melo, 2020 e Mendes *et al.*, 2021), mas em geral, devido à grande quantidade de ensaios e do volume das amostras, os mesmos não são executados em triplicata, e, portanto, não é possível verificar a variabilidade do processo e, portanto, a sua capacidade de repetibilidade, carecendo de validação estatística.

Capacidade de repetibilidade é a capacidade de se repetir um resultado em mesmas amostras, ensaiadas no mesmo local, com mesmos equipamentos e mesmo operador. (ASTM, 2016). Tal procedimento é fundamental, contribuindo com uma melhor análise da qualidade dos resultados, testando e validando as metodologias aplicadas

(CHUI *et al.*, 2004 apud NOGUEIRA, 2019).

Este artigo tem como objetivo verificar a variabilidade de diversos dados obtidos em ensaio no simulador de chuva em um solo natural, de acordo com a metodologia proposta por Mendes (2019), Melo (2020) e Merabet Júnior (2023), observando quais parâmetros exercem maior influência na variabilidade dos ensaios executados em triplicata.

Materiais e Métodos

O solo utilizado nessa pesquisa foi coletado nas margens da Barragem de Itumbiara, Goiás, nas coordenadas UTM: 705.193(E); 7.965.879(N) Fuso 22, Datum: WGS 84, sendo uma região previamente estudada por Schlieve (2018), Vilhena *et al.* (2020) e Castro (2020). O local foi definido considerando-se o potencial de erosão da região, a partir do Mapa de Erosividade do Potencial de Onda desenvolvido por Jesus *et al.* (2017).

O solo é uma argila laterítica, constituída predominantemente por quartzo e caolinita, com micro e macroporos devido a presença de agregações (Vilhena *et al.*, 2019). Na Tabela 1 constam os parâmetros físicos do solo medidos por Merabet Júnior (2023).

Os ensaios de erodibilidade foram realizados no Simulador de Chuva (SC) construído por Mendes (2019) e adaptado por Melo (2020) e Merabet Júnior (2023), conforme apresentado na Figura 1. Os ensaios foram realizados seguindo a metodologia apresentada por Mendes *et al.* (2021).

Tabela 1: Classificação e parâmetros físicos do solo (Merabet Júnior, 2023).

Resultados dos parâmetros físicos	
Parâmetros	Valores Médios
ρ_s – massa específica dos solos (g/cm ³)	2,62 ± (0,01)
wL – limite de liquidez (%)	44 ± (1)
wP – limite de plasticidade (%)	24 ± (1)
IP – Índice de plasticidade (%)	20 ± (2)
Índice de vazios no ponto de coleta	0,91
Umidade Natural (%)	15,6
Distribuição do tamanho dos grãos com uso de defloculante	
Pedregulho (%)	0,5
Areia (%)	25,7
Silte (%)	17,4
Argila (%)	56,4
Ia – Índice de atividade das argilas	0,35



Distribuição do tamanho dos grãos sem uso de defloculante	
Pedregulho (%)	0,5
Areia (%)	35
Silte (%)	26,2
Argila (%)	38,2
Ia – Índice de atividade das argilas	0,52
Classificação SUCS	CL
Classificação MCT	LA'-LG'
Permeabilidade Saturada – K_{sat} (m/s) [$e = 1,0$]	$4,0 \times 10^{-6}$

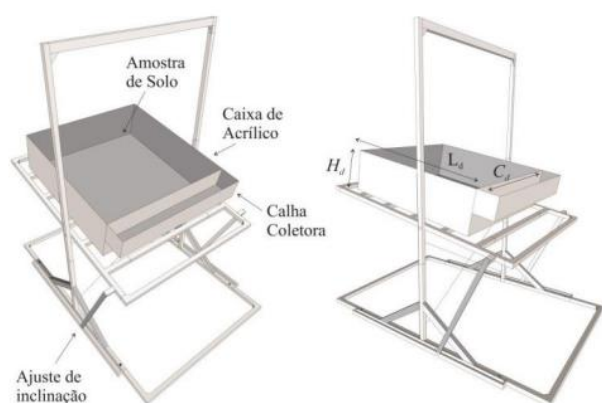


Figura 1: Esquematização do Simulador de Chuva
(Mendes, 2019).

No total, foram realizados duas séries de ensaios, cada uma com três ensaios, sob uma intensidade de chuva única, e duas diferentes inclinações. Os ensaios foram realizados em amostras com umidade gravimétrica (w) de 25% e índice de vazios (e) de 1,0, compatíveis com as características de campo. As condições da chuva simulada são apresentadas na Tabela 2 e foram definidas a partir de estudos hidrológicos. Foram adotadas inclinações típicas dos taludes das bordas do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itumbiara. Em ambas as séries, foi utilizado um bico aspersor modelo Fulljet – ¼” 10SQ-HHS, a uma altura de 1,52 m com pressão de serviço de 70 kPa sob uma amostra de 0,25 m².

A instrumentação do SC está apresentada na Figura 2 e foi feita conforme os procedimentos de Mendes (2019). Objetivou-se monitorar os dados referentes às propriedades do solo durante os eventos de simulação de chuva. Cada grupo de instrumentos foi conectado a um *data logger* específico.

Tabela 2: Condições dos ensaios.

Série	Inclinação da caixa (°)	Intensidade Real de chuva (mm h ⁻¹)	Coefficiente de Uniformidade de Christiansen - CUC (%)	Energia Cinética - K_{ep} (J m ⁻² mm ⁻¹)	Diâmetro médio das gotas - D_m (mm)
1	5	248	75,63	38,5	2,4
2	15	233			

Para o monitoramento de umidade volumétrica foram utilizados sensores do modelo EC-5 que permitiram a determinação do conteúdo de água volumétrico do solo pelo princípio de constante dielétrica do meio a partir da capacitância de frequência e possui uma capacidade de mensuração de 0 a 100% em solos saturados e de 40 a

60% para outros tipos de solo (Decagon Devices, 2008). Foram utilizados tensiômetros do modelo T5 (UMS Munich, Germany) para medir a tensão da água no solo. O funcionamento deste dispositivo converte a tensão da água em um sinal elétrico contínuo, transmitido para uma fonte de alimentação que apresenta o sinal elétrico na unidade de pressão (hectopascal).

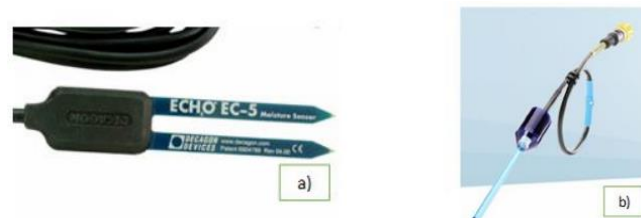


Figura 2: – Componentes de instrumentação do SC. a) Sensor de Umidade E5 (DECAGON DEVICES, 2008); b) T5 Tensiometer (UMS, 2021).

A locação dos instrumentos pode ser visualizada na Figura 3. Os sensores de umidade foram locados em todos os pontos e os tensiômetros apenas nos pontos 2, 4 e 5.

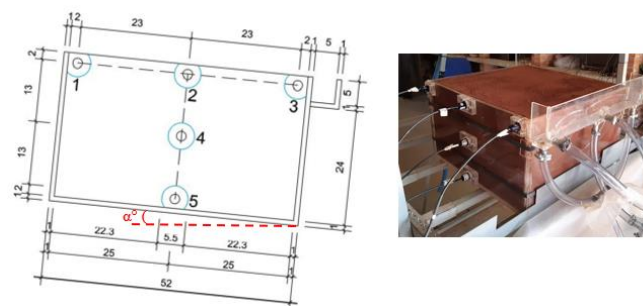


Figura 3: Vista lateral da caixa acrílica com as denotações das posições de instalação dos sensores de umidade e tensiômetros - sensores de 1 a 5.
(Mendes, 2019; Merabet Júnior, 2023).

As amostras de solo coletadas foram inicialmente submetidas ao peneiramento na peneira de abertura de 4,8 mm e o material passante foi moldado na caixa, sob carregamento estático, com o auxílio de uma prensa hidráulica. Utilizou-se um macaco hidráulico para a regularização e maior controle da velocidade do carregamento, que foi em torno de 5 mm min⁻¹.

Para todos os ensaios a condição de moldagem seguiu o mesmo padrão. As amostras foram compactadas em três camadas de 10 cm de altura e entre as camadas foram feitas ranhuras no solo para melhor aderência entre elas. Na camada do topo, utilizou-se um colarinho. O controle da moldagem foi pela altura e aplicação de carga lenta em torno de 2 a 3 toneladas.

Finalizado o processo de moldagem, o solo era embalado de modo a evitar a perda da umidade. A amostra então era submetida a repouso por cerca de 48 horas a fim de se equilibrar a umidade antes da realização do ensaio.

Em ambas as séries os eventos de chuva simulada tiveram duração total de 60 minutos. Durante o ensaio, a coleta da água escoada e dos sedimentos carregados foi realizada através da calha de coleta da caixa (Figura 4) e



conduzida para baldes através de mangueiras. Durante os primeiros 5 minutos de chuva, as coletas foram intervaladas em 1 minuto, e depois a cada 5 minutos até os 60 minutos de ensaio. Essa dinâmica se justifica pois o interesse maior nos primeiros minutos é de se avaliar o efeito *splash*, uma vez que a chuva era intensa e ocorria sobre uma amostra pequena.

Os baldes contendo água e sedimentos eram imediatamente pesados, e deixados em repouso por no mínimo 24 horas, com o intuito de sedimentar o solo em suspensão (Figura 5a). Neste momento também ocorria a aferição da temperatura da água, dado que era utilizado posteriormente para determinar o volume do escoamento gerado a partir da densidade da água. Após a sedimentação, o excesso de água era retirado por sucção e a água remanescente, junto dos sedimentos, eram transferidos para bandejas, submetidos a secagem e pesados (Figura 5b).



Figura 4: Realização do ensaio de erosão pluvial, com detalhamento da água e sedimento sendo escoados para a calha.



a)



b)

Figura 5: Coleta de sedimentos do ensaio de SC: a) água escoada e sedimentos e b) sedimentos secos.

Os resultados de escoamento superficial foram expressos em termos instantâneos (R_i), sendo o volume escoado por área no intervalo de tempo, e em valores acumulados

(R_t), sendo o volume escoado acumulado por área no intervalo de tempo decorrido de ensaio. A perda de massa foi expressa em termos taxa de carregamento instantânea (S_i), sendo a quantidade de sedimentos gerada por área no intervalo de tempo, e em valores acumulados (S_t), sendo a perda de massa acumulada por área no intervalo decorrido de ensaio.

Para cada série de ensaios, a variabilidade foi avaliada comparando a média (Equação 1) e o desvio padrão (Equação 2) para os seguintes parâmetros: escoamento superficial (instantâneo e acumulado), taxa de carregamento de solo, perda de solo acumulada, sucção e teor de umidade, em cada um dos tempos de interesse do ensaio.

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{n} \quad (1) \quad S = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (2)$$

Esses dados foram plotados em gráficos em função do tempo, instantâneo e acumulado, dos quais se observou a variabilidade partir da variação total de cada um dos dados.

Resultados e Discussão

Em relação ao escoamento superficial instantâneo (R_i), disposto na Figura 6, foram notados comportamentos semelhantes até o tempo de consolidação do escoamento, sendo observada a influência da declividade na magnitude do escoamento.

Percebe-se a linearidade no crescimento do escoamento instantâneo até o tempo de 5 minutos, onde se forma uma pequena lâmina de escoamento. A partir desse tempo, as variações totais entre os ensaios são pequenas, para a declividade de 5°, porém a partir do tempo de 45 minutos, as variações tornam-se maiores. Esse comportamento típico é devido a formação de sulcos na superfície do solo, causadas pela evolução do escoamento ao longo do tempo, como evidenciado por Kinnel (2020). Para a declividade de 15°, os desvios padrão reduzem após os minutos iniciais, mas se mantêm maiores do que a declividade de 5°, devido a declividade aumentar o volume de sulcos formados.

Em relação ao escoamento superficial acumulado (R_t) (Figura 7), observa-se a sobreposição das curvas. Destaca-se o incremento contínuo do escoamento desde o início até os 60 minutos de ensaio, característico de ensaios com alta intensidade de chuva constante sob amostras com área superficial pequena (0,25 m²) e elevada umidade gravimetria inicial ($w = 25\%$). Nesse sentido, tem-se a baixa variabilidade evidenciada na pequena magnitude dos desvios-padrão.

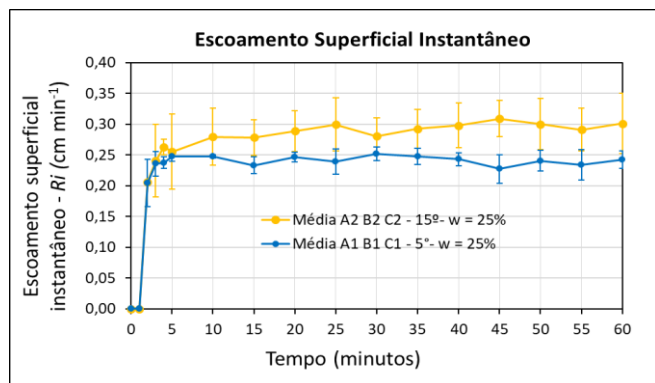


Figura 6: Escoamento superficial instantâneo.

Observa-se, a partir da Figura 7, que na declividade de 5°, os desvios-padrão intensificam-se em torno de 45 minutos de ensaios, enquanto no ensaio executado com a declividade de 15°, as variações são maiores a partir dos 30 minutos. Ou seja, embora tenham tendências de comportamento semelhantes, o aumento da declividade exerce influência não somente na magnitude do escoamento, como observado por Zhang *et al.* (2019) e Melo (2020), como também na variabilidade entre ensaios. Independente da inclinação, a geração de sedimentos está intimamente ligada a consolidação do escoamento e consequentemente ao tipo de processo erosivo dominante (*splash* e/ou pelo escoamento).

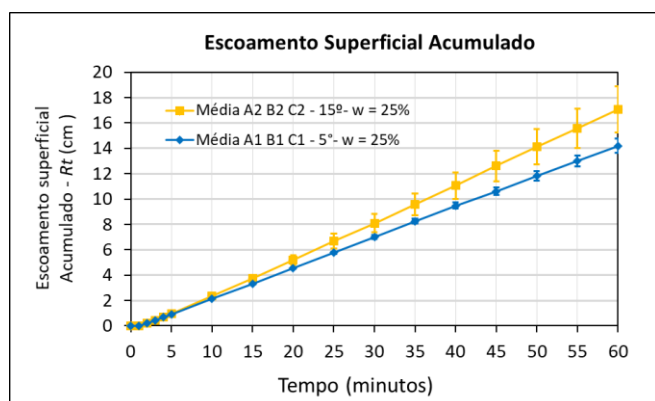


Figura 7: Escoamento superficial acumulado.

Conforme apresentado na Figura 8, as taxas de sedimentos (S_i) apresentam um comportamento de rápido crescimento devido ao impacto das gotas no solo exposto que perdura até o minuto de consolidação do escoamento, onde tem-se o desenvolvimento de uma fina lâmina de escoamento que minimiza o efeito do impacto das gotas de chuva (Wan *et al.*, 1996; Kinnell 2020; Zhang *et al.*, 2019). No entanto, existe uma variabilidade no tempo e no valor de pico para cada um dos ensaios replicados.

Observa-se que as maiores variações estão logo após a consolidação do escoamento, momento em que os sedimentos desprendidos devido aos impactos das primeiras gotas são carregados e, portanto, as variações são maiores. Destaca-se também o fato de que, nesse aparato, o efeito *splash* foi apenas observado e não mensurado.

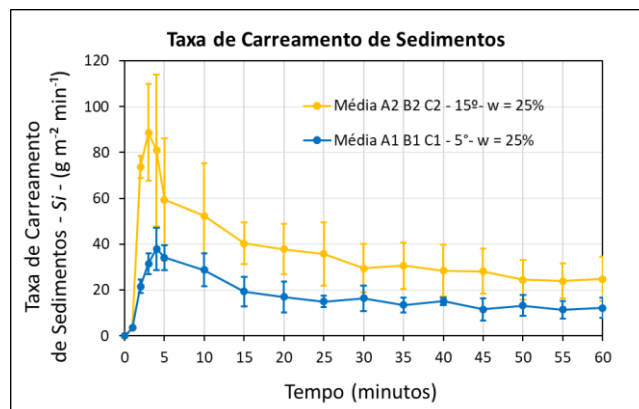


Figura 8: Taxa de carreamento de sedimentos.

Além disso, os dados de monitoramento indicam um desvio-padrão maior para os ensaios da série 2 nas condições iniciais da camada superficial, sendo um valor de 1,36 para a sucção matricial e 1,55 para a umidade gravimétrica, enquanto a série 1 apresentou valores de 0,57 e 0,1 respectivamente. Tais fatores impactam na infiltrabilidade e formação de escoamento e, se a geração de sedimentos está intimamente ligada à formação de escoamento, essas pequenas variações podem ter sido suficientes para aumentar o desvio-padrão das taxas de sedimentos nesse intervalo inicial para a série 2.

Em relação a perda de solo acumulada (St), conforme apresentado na Figura 9, o desvio-padrão até a faixa de 15 minutos de ensaio é inferior a 10 g/m², com a tendência de maior variabilidade com o decorrer do ensaio. Percebe-se o distanciamento das curvas de cada série, a partir de 30 minutos de ensaio para a declividade de 5°, e a partir de 15 minutos para a declividade de 15°. A consolidação de sulcos próximos ao centro da caixa, visto que o bico aspersor gera a chuva e o escoamento nessa região, interfere nesse comportamento.

Esse fenômeno de maior variação na geração de partículas pode ser explicado em razão da formação de sulcos que concentram o fluxo e causa alterações no regime de escoamento de subcrítico para supercrítico (Oliveira *et al.*, 2021) ou dos diferentes tipos de processos erosivos que ocorrem com o escoamento superficial. Esses podem ocorrer por carregamento, rolamento ou tombamento, em função da velocidade do escoamento, (Kinnell, 2020).

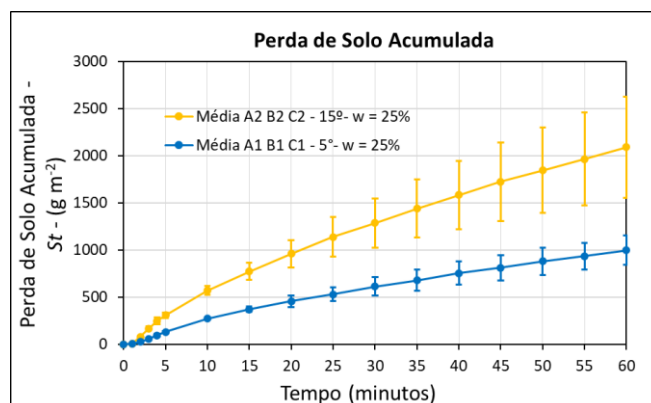


Figura 9: Perda de solo acumulada.



Os monitoramentos dos teores de umidade são apresentados nas Figuras 10 e 11. Observa-se, por meio dos sensores superficiais (1, 2 e 3), o aumento da umidade nos primeiros minutos de ensaio até atingir a umidade de saturação. O sensor 4, posicionado no meio do CP, registra aumento do teor de umidade após um tempo longo de ensaio, sendo de 40 minutos para a inclinação de 5° , e um menor tempo (20 min) para a inclinação de 15° , devido ao favorecimento da velocidade de infiltração propiciado pela maior declividade. O sensor localizado na base do CP (sensor 5) não registra variação do teor de umidade, no ensaio com declividade de 5° , visto que a frente de molhagem não atingiu esse ponto. Ao contrário, na declividade de 15° , a frente de molhagem atinge a base nos últimos 5 minutos de ensaio.

Apesar de tendências de comportamento semelhante, observa-se altos valores de desvio-padrão de cada sensor, nas duas inclinações. Tal fato está ligado à variabilidade de umidade da amostra e da precisão do sensor de umidade, que é em torno de 2%, mesmo quando calibrado.

Na sucção matricial (Figuras 12 e 13), assim como na geração de sedimentos, os maiores desvios se concentram no início do ensaio, devido aos fatores que influenciam na distribuição das gotas sobre a camada de solo. Além disso, os valores de sucção antes do ensaio não foram exatamente iguais, e tais diferenças podem ser significativas na velocidade da frente de molhagem.

O sensor 2, mais próximo a superfície, tende a se estabilizar na faixa de 1 a 2 kPa por volta de 10 minutos de ensaio, que se estende até o final do mesmo, o que reflete em menores desvios e médias mais próximas umas das outras.

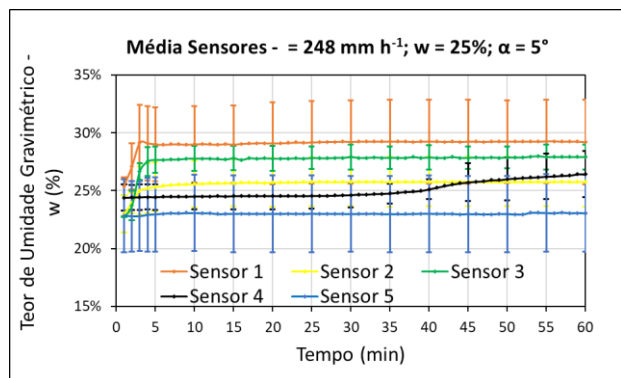


Figura 10: Teor de umidade série 1.

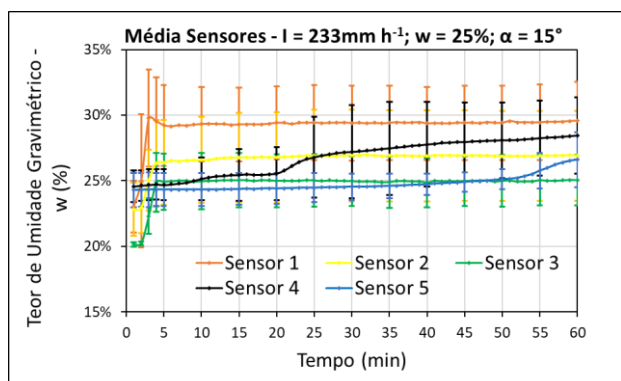


Figura 11: Teor de umidade série 2.

O sensor 5, na base do CP, se mantém constante ao longo dos ensaios, indicando baixo potencial de infiltração. Entretanto, para a declividade de 15° , há uma queda brusca no valor da sucção matricial, ao final do ensaio, indicando que nessas condições a infiltração ocorre mais rapidamente. Esses resultados estão alinhados com os sensores de umidade.

Por fim, o sensor 4 possui tendência de comportamento semelhantes, com a frente de molhagem atingindo este ponto após um tempo longo de ensaios. No entanto, neste ponto ocorreram os maiores valores de desvio padrão. Tal fato pode ser explicado devido a posição deste, mais próximo ao centro e, portanto, o sensor tende a sofrer mais influência das áreas circunvizinhas.

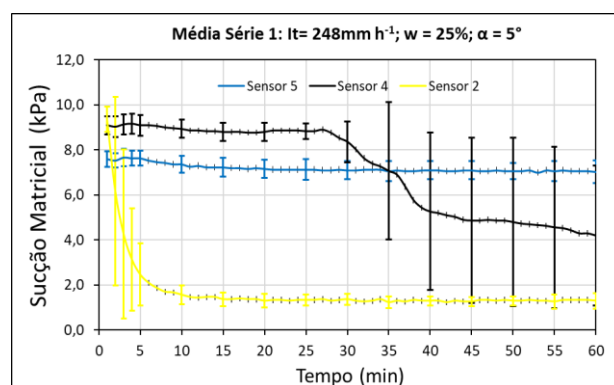


Figura 12: Sucção matricial da série 1.

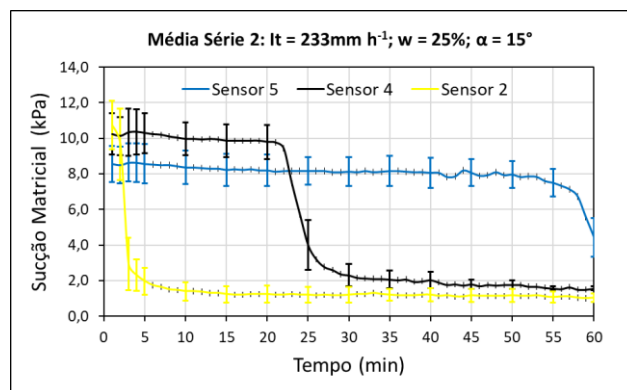


Figura 13: Sucção matricial da série 2.

Comentários finais

Os ensaios conseguiram reproduzir adequadamente o fenômeno físico de relação da geração de sedimentos com os fenômenos de *splash* e o escoamento superficial, responsável pelo carregamento inicial das partículas destacadas pelo *splash*.

Os valores de desvio-padrão do ensaio aumentaram com a declividade, visto que, para 15° são gerados escoamentos mais intensos. Ademais, a variabilidade é mais acentuada nas medições instantâneas, as quais são compensadas nos valores absolutos de escoamento e sedimentos gerados.

Foram identificados tempos críticos de geração de sedimentos, que variaram de acordo com a inclinação, sendo esses o tempo de consolidação do escoamento e o tempo em que são observadas a formação de sulcos os



quais impactam significativamente na variabilidade dos ensaios.

Os sensores de umidade e os tensiômetros apresentaram resultados coerentes com o esperado para a chegada da frente de molhagem, com pequenos valores de desvio-padrão, exceto para o sensor posicionado no meio do CP, devido à influência das áreas circunvizinhas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Eletrobras Furnas e a ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) pela coordenação técnica e financiamento, no âmbito do Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) intitulado “Modelagem em Diversas Escalas da Geração de Sedimentos em Erosões e o Aporte em Reservatórios de UHEs”, P&D ANEEL Sedimentos, código ANEEL PD.0394-1705/2017.

Referências bibliográficas

Amercian Society for Testing and Materials (ASTM); 2016 ASTM: E691 Standard Practice for Conducting an Interlaboratory Study to Determine the Precision of a Test Method, ASTM International, West Conshohocken, PA 19428-2959. United States.

Cabral, J. B. P.; 2006. Análise da sedimentação e aplicação de métodos de previsão para tomada de medidas mitigadoras quanto ao processo de assoreamento no reservatório de Cachoeira Dourada – GO/MG. Tese de doutorado em Geologia Ambiental, Curitiba.

CASTRO, M. D. Influência da sucção na perda de massa de um solo arenoso laterítico submetido ao efeito de ondas. 2020. 120 f. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Geotecnia, Estruturas e Construção Civil da Universidade Federal de Goiás, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2020.

Decagon Devices INC.; 2008. Soil Moisture Sensors: User's Manual, version 8. Pullman WA 99163, USA, Decagon Device INC.

Herngren, L.; Goonetilleke, A.; Ayoko, G.; 2004. Investigation of Urban Water Quality Using Artificial Rainfall. Proceedings of the international Conference: Watershed. Dearborn, Michigan.

Jesus, A. S.; Sousa, M. S.; Nascimento, D. T. F.; Romão, P. A.; Camapum De Carvalho, J. Capítulo 8: A influência de aspectos geomorfológicos, de cobertura do solo e climáticos no surgimento e evolução de processos erosivos no entorno de reservatório. In: SALES, M. M.; CAMAPUM DE CARVALHO, J.; MASCARENHA, M. M. A.; LUZ, M. P.; SOUZA, N. M.; ANGELIM, R. R. (Org.). Erosão em Borda de Reservatório. 1ª Edição, Série GECON. Goiânia: Escola de Engenharia Civil e Ambiental Universidade Federal de Goiás, 2017. Volume 3. p 171-194.

Kinnell, P.I.A.; 2020. Technical note: The influence of splashed soil material on sediment transported by rain-

impacted flows. Catena, Elsevier, v 190.

Meena, R. K.; Sen, S.; Nanda, A.; Dass, B.; Mishra, A. 2022. A contribution to rainfall simulator design- a concept f Moving storm automation. Hydrology and Earth System Sciences, 26, 4379-4390.

Melo, M. T. S.; 2020. Utilização de geossintéticos para controle de erosão superficial hídrica em face de talude. 2020. Tese de Doutorado, Publicação G.TD-161/20, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 152 p.

Mendes, T. A.; 2019. Modelagem física e numérica da infiltração e escoamento em superfícies não saturadas e com cobertura vegetativa. Tese de Doutorado, Publicação G.TD158/19, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 255 p.

Mendes, T. A.; Pereira, S. A. D. S.; Rebolledo, J. F. R.; Gitirana, G. F. N.; Melo, M. T. da S.; da Luz, M. P.; 2021. Development of a rainfall and runoff simulator for performing hydrological and geotechnical tests. Sustainability, MPDI, Basel, Switzerland, 13(6). <https://doi.org/10.3390/su13063060>

Merabet Júnior., J.C.F. Estudo da erosão pluvial em solo laterítico por meio de ensaios laboratoriais com simulador de chuvas e medição de sucção e umidade. 2023. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2023.

Nogueira, A. B.; 2019. Avaliação da Repetibilidade e da Reprodutibilidade do Ensaios de Duplo Puncionamento, Tese de Mestrado. Escola Politécnica de São Paulo, São Paulo – SP.

Oliveira, V. N.; Gitirana Jr., G.F.N.; Mascarenha, M.M.A.; Sales, M.M.; Varrone, L.F.R.; Luz, M.P.; 2021. An Enhanced Flume Testing Procedure for the Study of Rill Erosion. Water ,13(21), 2956.

Resende, M.; Almeida, J. A.; 1985. Modelos de predição de perda de solo: uma ferramenta para manejo e conservação do solo. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v.11, n.128, p.38-54.

Schleiss, A.; De Cesare, G., Althaus, J. J.; 2010. Verlandung der Stauseen Gefährdet die Nachhaltige Nutzung der Wasserkraft, Wasser Energ. Luft, 102(1), 31–40.

Sousa Júnior, S. F.; Mendes, T. A.; Siqueira, E. Q. ;2017. Development and calibration of a rainfall simulator for hydrological studies. Brazilian Journal of Water Resources – RBRH, 22 (e59).

Schlieve, M. S. Estudo experimental da erosão pela ação de ondas de um solo laterítico situado nas margens do



reservatório de Itumbiara. 2018. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Geotecnia, Estruturas e Construção Civil, Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2018.

UMS, 2023. User's Manual – T5 Tensiometer. Available online: http://library.metergroup.com/Manuals/UMS/T5_Manual.pdf (acessado em 24 de junho de 2023).

Vilhena, R.M., Mascarenha, M.M.A, Sales, M.M., Romão, P.A., Luz, M.P.; 2019. Estimating the Wind-Generated Wave Erosivity Potential: The Case of the Itumbiara Dam Reservoir. *Water*, v 11, p. 342. DOI: 10.3390/w11020342.

Vilhena, R.M., Mascarenha, M. M. A; Angelim, R. R.; Simões, T. da R.; de Oliveira, R. B.; da Luz, M. P.; 2020. Evaluation of lime-treated lateritic soil for reservoir Shoreline stabilization. *Water*, Switzerland.

Wan, Y.; El-Swaify, S. A.; Sutherland, R. A.; 1996. Partitioning interrill splash and wash dynamics: A novel laboratory approach. *Soil Technology*, v 9, p 55–69.

WCD; 2000. Ecosystems and Large Dams: Environmental Performance. Dams and development: A new framework for decision-making, The Report of the World Commission on Dams.

Zhang, Q.; Wang, Z.; Guo, Q.; Tian, N.; Shen, N.; Wu, B.; Liu, J.; 2019. Plot-based experimental study of raindrop detachment, interrill wash and erosion-limiting degree on a clayey loessal soil. *Journal of Hydrology*, v 575, p. 1280-1287.



ANÁLISE SEDIMENTAR E MORFOMÉTRICA DA DINÂMICA FLUVIAL DO TRAÇADO DO RIO IGUAÇU, PR.

MIRANDA, M. E. A.¹, GUEDES, C. C. F.²

¹Universidade Federal do Paraná; ²Departamento de Geologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil; ³Laboratório de Estudos Sedimentológicos e Petrologia Sedimentar, Departamento de Geologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

Palavras-chave: sinuosidade; planície de inundação; análise sedimentar.

Resumo

Este trabalho tem como finalidade discutir e apresentar, através do sensoriamento remoto aplicado à hidrossedimentologia, uma análise sedimentar e morfométrica de um trecho do rio Iguaçu, localizado na região sudoeste do Paraná, entre as cidades de São Mateus do Sul e Porto Amazonas. Também pretende-se analisar a morfodinâmica da evolução do seu curso através do cálculo do índice de sinuosidade e por análises sedimentológicas. Através de imagens aéreas georreferenciadas em um ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica) foi possível delimitar cinco seções do trecho do rio, como base em critérios geológicos e geomorfológicos, com a finalidade de identificar e calcular sua sinuosidade como também o tamanho da planície de inundação. Após a realização do cálculo do índice de sinuosidade o valor obtido foi superior a 2,0 indicando um padrão muito sinuoso e com correnteza de baixa velocidade.

A sinuosidade do rio se obtém através da relação do comprimento real do curso do rio e o comprimento do talvegue em linha reta, ou seja, o valor do comprimento do talvegue é logrado por meio de uma distância vetorial em linha reta sobre dois pontos escolhidos no trecho do rio, já o comprimento real do rio é uma projeção ortogonal. O índice de sinuosidade é calculado por:

$$Sin = L / L_v \quad (1)$$

Onde: *Sin*: Índice de sinuosidade, *L*: comprimento real do rio (m), *L_v*: comprimento vetorial do rio (m).

As cinco seções feitas ao longo do trecho do rio foram nomeadas por letras (A até E) para melhor entendimento e assim foram percorridas no sentido leste – oeste. A seção A-B possui um índice de sinuosidade de (1,69 m), uma planície de inundação com 1,0 km de largura média e o comprimento do rio nesse trecho é de 9,43 km. Por ter um índice de sinuosidade inferior a 2,0 esse trecho que não possui muitos meandros. A seção B-C possui um índice de sinuosidade de (2,25 m), uma planície de inundação com 2,14 km de largura média e seu comprimento é de 37,6 km. Por apresentar um índice de sinuosidade maior que 2,0 esse trecho detém de mais meandros e são encontrados meandros abandonados na parte sudoeste. A seção C-D é a

mais sinuosa e possui um índice de (2,63 m), uma planície de inundação com 3,1 km de largura média e seu comprimento é de 31,2 km. A seção D-E possui um índice de sinuosidade de (1,96 m), uma planície de inundação com 2,27 km de largura média e seu comprimento é de 46,4 km. Apresenta meandros abandonados mais a leste e no seu centro.

Comentários finais

Esse trecho do rio Iguaçu apresenta no total um índice de sinuosidade de (2,36 m) indicando que é um canal tortuoso. Conforme as seções de cada trecho foram sendo analisadas individualmente, viu-se que cada trecho possui uma morfometria diferente.

Agradecimentos

Agradeço ao Departamento de Geologia da Universidade Federal do Paraná, bem como ao Professor Dr. Carlos Conforti Ferreira Guedes pela orientação e dedicação. CCFG agradece o CNPq pela bolsa de produtividade de pesquisa (processo: 304620/2022-0).

Introdução

Os sistemas fluviais são compostos por uma série de variáveis que são responsáveis pela definição da forma e dinâmica de canais fluviais ou rios, e, consequentemente, de bacias hidrográficas. (MARQUES, J.D.S. et al., 2006). Para Marques (2006), todos os processos morfológicos que ocorrem no relevo devem ser compreendidos para entender a sua formação e evolução.

Araújo (2017), mostra que através de análises morfométricas é possível conseguir interpretações das diversas mudanças que acontecem nos canais fluviais.

De acordo com Christofolletti (1979, p. 38) “o fluxo e o material sedimentar são os dois componentes fundamentais da estruturação do canal fluvial”, sendo, portanto, inconcebível a aplicação e o desenvolvimento de programas de gestão em recursos hídricos que não contemplem análises sedimentológicas. (FÉLIX, E, A. 2018).

O estudo morfológico pode ser um importante instrumento na caracterização das partículas sedimentares, levando a melhor entendimento de fatores como: o tempo de permanência das partículas no ciclo sedimentar; os agentes envolvidos no transporte das mesmas; a intensidade dos



processos de transporte e retrabalhamento dos grãos; a origem e a distancia das fontes e as características da rocha matriz (Suguio, 1973, Bird, 2000; Selley, 2000; Suguio, 2003; Dias, 2004; Nichols, 2009). (RIBEIRO, S. et al., 2013).

Referências bibliográficas

ARAÚJO, Marina Silva; DE OLIVEIRA MARUSCHI, Vinícius. Aspectos metodológicos e operacionais em morfometria fluvial, a partir do Geoprocessamento. **Caderno de Geografia**, v. 30, n. 1, p. 19-35, 2020.

ARAÚJO, Marina Silva et al. Evolução dos canais fluviais: morfometria e sedimentologia na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, Serra da Canastra–MG. 2017.

FÉLIX, Evandro. **Morfologia, morfometria e dinâmica fluvial como subsídio para o planejamento dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Cabaçal-MT**. 2018. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Geografia) Universidade do Estado de Mato Grosso. Cáceres.

MARQUES, JDS; CAVALCANTE, A. A. OS AMBIENTES FLUVIAIS NUMA PERSPECTIVA SISTÊMICA: UM ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE LIMOEIRO DO NORTE–CE A PARTIR DA VARIÁVEL TRANSPORTE DE SEDIMENTOS.

Marques, J. S. Ciência geomorfológica. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. 9. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009. p. 23-50.

RIBEIRO, S.; BONETTI, C. Variabilidade morfométrica de sedimentos arenosos: revisão de métodos e uso do software ImageJ na diferenciação de ambientes deposicionais na Ilha de Santa Catarina e região continental, SC, Brasil. **Gravel**, v. 11, n. 1, p. 37-47, 2013.



BATIMETRIA CON TECNOLOGÍA MULTIBEAM Y CÁLCULO DE CURVA COTA-ÁREA-VOLUMEN DEL EMBALSE DE ITAIPU

Gossen, Ana Carolina¹; Molinas, Franklin²; Inchausti, Luz Paola³; Fleitas, Néstor⁴; Sánchez, José⁵; Ramírez, Rubén⁶; Barchello, Adrián⁷ y Bareiro, Gustavo⁸

¹Itaipu binacional, e-mail:gossen@itaipu.gov.py; ²Itaipu Binacional, e-mail:fima@itaipu.gov.py; ³Itaipu Binacional, e-mail:luzpaola@itaipu.gov.py; ⁴Itaipu Binacional, e-mail:nestorfl@itaipu.gov.py; ⁵Itaipu Binacional, e-mail:josega@itaipu.gov.py; ⁶Itaipu Binacional, e-mail:rubenj@itaipu.gov.py; ⁷Itaipu Binacional, e-mail:adrianma@itaipu.gov.py; ⁸GeoGIS, e-mail:gusbareiro@gmail.com

Palabras claves: Sedimentación, Batimetría; Multibeam.

Introducción

El embalse de Itaipu se encuentra ubicado en América del Sur, específicamente en la frontera entre Brasil y Paraguay. Según el “*Tratado entre la Republica del Paraguay y la Republica Federativa del Brasil para el aprovechamiento hidroeléctrico de los recursos hidráulicos del Río Paraná, desde e inclusive el Salto del Guairá o Salto Grande de Sete Quedas hasta la boca del Río Yguazú*”, en su Anexo B (Itaipu Binacional, n.d.), el proyecto de construcción de la Usina Hidroeléctrica Itaipu Binacional se instauró específicamente sobre el río Paraná, aproximadamente 14 Km hacia la naciente del puente internacional que une actualmente Ciudad del Este (Paraguay) y Foz de Iguazú (Brasil).

Con base en estas documentaciones oficiales, actualmente el embalse de Itaipu cuenta con un área inundada de aproximadamente 1.350Km², una extensión de aproximadamente 170 km y un volumen total de 29 billones de m³ a la cota promedio de operación (220 msnm).

Los embalses son volúmenes de agua retenidos en un vaso topográfico natural o artificial mediante la aplicación de obras hidráulicas (Guevara, 2000). Se construyen para múltiples propósitos, como el control de inundaciones, el riego, el suministro de agua en las ciudades, la producción de electricidad, la recreación, la navegación, la conservación y el control de la calidad del agua (Ferrari & Collins, 2006).

La construcción de embalses data de hace 3.000 años en la Media Luna fértil, pero la construcción de grandes represas para obtener energía eléctrica se inició con la Revolución Industrial. Las primeras que incorporaron una central de energía eléctrica se construyeron a finales del siglo XIX en Europa Occidental y en Estados Unidos (López-Pujol & Ponseti, 2008).

La generación de energía hidroeléctrica otorga grandes beneficios por ser una fuente sustentable de generación de energía, aporta una cantidad mínima de emisiones de CO₂ y además permite establecer planes de generación a largo plazo (Becerra Murcia, 2018). Sin embargo, uno de los retos a los que se enfrentan los operadores de centrales hidroeléctricas es el fenómeno denominado “sedimentación”.

La sedimentación es un proceso de deposición natural y continuo responsable de disminuir la vida útil de un embalse (Yang, 2006). Corresponde a la acumulación gradual de sedimentos entrantes desde la cuenca de captación aguas arriba que conduce a la reducción de la capacidad de almacenamiento útil del embalse. En la cuenca del embalse de Itaipu, el aporte de sedimentos sufrió cambios en las últimas décadas, esto posiblemente a causa de actividades antrópicas como la deforestación, el uso no controlado de suelo, el aumento de la población y también la construcción de embalses aguas arriba para sus diferentes usos.

El cálculo de volumen de sedimentos depositados en el embalse es esencial para una mejor gestión de los recursos hídricos (Foteh et al., 2018). Además de conocer ese volumen, se requiere el conocimiento del patrón de deposición de los sedimentos, de manera a predecir los posibles cambios o deterioros, la vida útil del emprendimiento y los tipos de estrategias para mitigar este fenómeno (Morris & Fan J., 1998).

A lo largo del tiempo, investigadores, académicos y técnicos han llevado a cabo estudios de sedimentación en lagos y embalses utilizando varios métodos, incluidos modelos matemáticos, relevamientos batimétricos, sistemas acústicos de frecuencia múltiple, teledetección, muestreos de sedimentos para análisis sedimentológicos, entre otro (Rahmani et al., 2018).

Los relevamientos batimétricos de los embalses hidroeléctricos son fundamentales para evaluar los efectos de sedimentación, ya que permite cuantificar los sedimentos totales cuando estos ya han sido depositados, lo cual provee una perspectiva más real del transporte y azolvamiento de sólidos hacia el embalse, además de proporcionar información necesaria para una adecuada planificación de las operaciones, actualización de la curva de almacenamiento y el tiempo estimado de vida útil del mismo (Mosa et al., 2009).

Los modelos digitales y datos de sedimentación basados en batimetrías, además de ser utilizados para estudios de producción energética, también son utilizados en estudios de seguridad de presas, modelos hidromorfológicos, modelos de transporte de sedimentos, modelo de dispersión de nutrientes, emisión de carbono por embalses, entre otros (Estigoni et al., 2012).



Teniendo en cuenta lo anterior, este trabajo presenta los resultados obtenidos con la batimetría del embalse de Itaipu utilizando un Sistema Multibeam. También se detalla la metodología aplicada para analizar los cambios morfológicos del lecho del embalse y generar una curva Cota-Área-Volumen del embalse.

Materiales

• Localización y caracterización del embalse de Itaipu

El embalse de Itaipu se encuentra aguas abajo de la UHE Eng. Sérgio Motta de Porto Primavera y aguas arriba de la UHE Yacyreta, desde el antiguo Salto del Guaira hasta las ciudades de Hernandarias (Paraguay) y Foz de Yguazu (Brasil). Sus coordenadas extremas se ubican entre los meridianos 54° 50' - 54° 14' y entre los paralelos 24° 03' - 25° 25', mientras que el eje de la presa se ubica en la latitud 25°24'26.04"S y longitud 54°35'20.55"W (Figura).

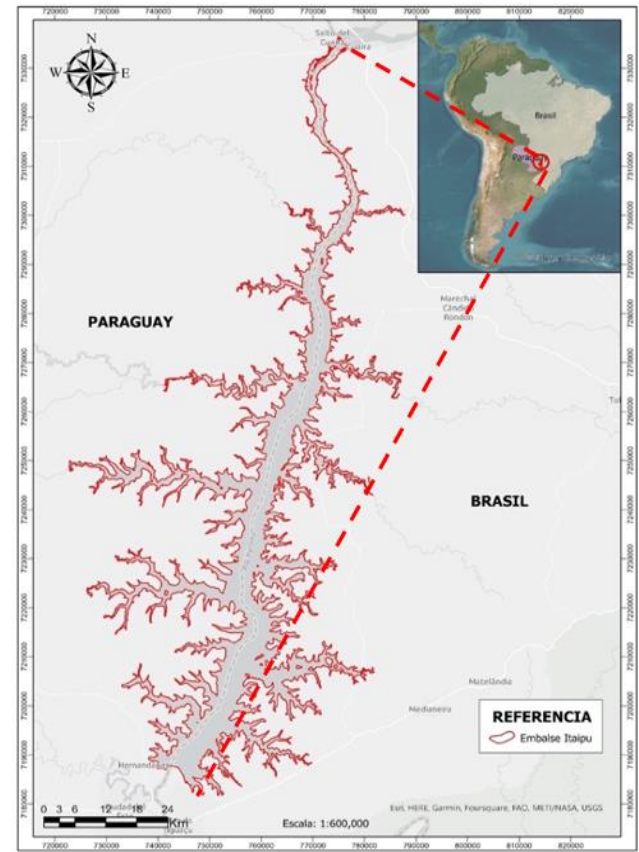


Figura 1: Localización del Embalse de Itaipu.

Es uno de los mayores embalses del mundo en términos de volumen de agua y capacidad de energía hidroeléctrica (Embalse | ITAIPU BINACIONAL, n.d.). El embalse de Itaipu es utilizado principalmente para la generación de energía eléctrica mediante la central hidroeléctrica de Itaipu, que es la principal central hidroeléctrica más grande del mundo en términos de capacidad de generación de energía (Generación | ITAIPU BINACIONAL, n.d.; Tabla 1).

Embalse	
Volumen en el nivel máximo normal (m³)	29 billones de m³
Volumen útil (m³)	19 billones de m³
Extensión (km)	170
Ancho Máximo (km)	12
Ancho Medio (km)	7
Superficie (km²)	
Nivel normal	1.350
Nivel máximo llenado	1.557
Nivel mínimo excepcional	470
Nivel de aguas abajo (m)	
Normal	104,00
Máximo	142,15
Mínimo	92,00
Nivel de aguas arriba (m)	
Normal	220,30
Máximo de llenado	223,10
Mínimo excepcional	197,00
Salto bruto (m)	
Máxima	128,00
Mínima	84,00
Salto nominal (m)	118,40

Tabla 1: Caracterización del Embalse de Itaipu.

• Sistema Multibeam

El sistema *Multibeam* se compone principalmente de un transductor con capacidad de emitir simultáneamente un conjunto de ondas acústicas (256 haces) (R2Sonic, 2023) en forma de barrido perpendicular a la dirección de navegación; de esta manera se mapea prácticamente el 100% del área investigada. Además del transductor, consta de varios componentes necesarios para realizar levantamientos con alta precisión; entre ellos, un sistema de posicionamiento con corrección RTK satelital, dispositivos de rumbo, sensor de movimiento, sensores de velocidad del sonido, etc. Las características de cada uno de ellos se describen en la Figura 2.



Transductor	R2 Sonic	
Modelo	2022	
N° de Haces	256	
Angulo de barrido	10° a 160°	
Frecuencia de Operación	170 a 450 KHz incluyendo la funcionalidad de Ultra High Resolution (UHR) de 700 KHz.	
Sistema de Posicionamiento	Atlas Link con corrección RTK Satelital con precisión centimétrica	
Sensor de Movimiento	SBL Ekinox 2	
Sensores de Rumbo	GPS Hemisphere V 5330	
Sensor de Velocidad del Sonido	AML - Micro AML - Profile	
Software de planificación, colecta de datos y procesamiento	Hypack Max & Hysweep 2018	

Figura 2: Características del Sistema Multibeam

• ADCP M9

El ADCP M9 es un equipo utilizado para la realización de perfiles de velocidad, batimetría y cálculo de caudal en ríos, embalses, canales, etc.

Integra 9 haces ADCP (Perfilador de Corrientes Acústico Doppler), 4 de 3.0 Mhz / 4 de 1.0 Mhz y 1 de 0.5 Mhz para la medida de distribuciones de velocidades y el cálculo de caudal, sensor de medida de declinación magnética, sensor de temperatura y sensor de medida de inclinación (Xylem, 2023). Las características de cada uno de ellos se describen en la *Figura 3*.

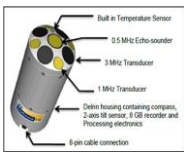

  	
ESPECIFICACIÓN	M9
Perfilado Rango: Distancia	0,06 a 40 m
Rango de perfilado: Velocidad*	±20 m/s
Velocidad: Precisión	±0,25 % de la velocidad medida; ±0,2 cm/s/segundo
Velocidad: Resolución	0,001 m/s
Número de celdas	hasta 128
Tamaño de celda	0,02 a 4 m
Configuración del transductor	Haz vertical de 0,5 MHz Dual 4 haces 3,0 MHz/1,0 MHz; Ángulo de inclinación de 25° Janus
Rango de profundidad	0,20 a 80 m
Profundidad: Precisión	1%
Profundidad: Resolución	0,001 metros

Figura 3: Características del ADCP M9

• Softwares utilizados con el Sistema Multibeam

El software utilizado para la operación del *Multibeam* fue *Sonic Control* de *R2 Sonic*, que permite activar el equipo, configurar el tipo de cabezal, frecuencia de operación, ángulo de barrido, gestionar complementos y la visualizar en tiempo real los datos adquiridos. Mientras que el software utilizado para la planificación, colecta y procesamiento de datos fue el *Hypack Max&Hysweep*, el cual permite integrar datos de diferentes sensores, incluyendo ecosonda *Multibeam*, GPS para rumbo, GPS con corrección *RTK* satelital, sensores de movimiento y sistemas *LiDAR*. El software también cuenta con herramientas avanzadas de procesamiento y análisis de datos, como la generación de modelo *TIN*, malla de puntos, curvas de nivel, cálculo de volúmenes, la detección de objetos sumergidos.

• Softwares utilizados con el ADCP M9

El software utilizado para la colecta con el *ADCP M9* fue el *Hydrosurveyor V.1.4 – Firmware 1.5*, que consiste en una plataforma central de colecta y almacenamiento de datos, para la creación de mapas batimétricos. Incluye, la corrección de la velocidad del sonido (*CTD–CastAway*), interpolación de datos, seguimiento automático y archivo central.

Para la etapa de procesamiento de datos se utilizó el software *ArcGIS Pro 2.9*, con el cual se realizaron la detección y eliminación de *outliers*, interpolación de las secciones realizadas y exportación de la malla de puntos *.xyz* para su integración con datos *Multibeam* y *ecosonda monohaz* (cuyo levantamiento fue realizado previamente a este trabajo por el equipo de la División de Reservatorio de Margen Izquierda MARR.CD).

Metodología

El levantamiento batimétrico en embalses es la determinación del relieve del lecho. El objetivo de esta técnica es la estimación del volumen y la distribución del sedimento acumulado (Estigoni et al., 2012).

Según Herrero (2016), en Estados Unidos, y bajo criterios estrictamente económicos, se considera que hay que iniciar actuaciones de control sobre la sedimentación de embalses, cuando la pérdida de capacidad de embalse supera el 15% de la original, y hay que adoptar medidas correctivas cuando se supera el 40%. La sedimentación es uno de los posibles motivos de la no renovación de la concesión de explotación de un embalse en este país.

La hidroeléctrica Itaipu es Binacional, Paraguay no tiene una normativa específica referente al monitoreo del proceso de sedimentación en embalses, pero Brasil posee una resolución conjunta de la Agencia Nacional de Energía Eléctrica (ANEEL) y la Agencia Nacional de Agua (ANA) ANEEL-ANA 003 del 10 de agosto de 2010, en la que en el artículo N° 8 establece que “Para usinas despachadas centralizadamente por el Operador Nacional de Sistema Eléctrico (ONS), los procesos de colmatación de los embalses deben ser monitoreados y validados con base en la actualización de las curvas cota-área-volumen” (ANEEL-ANA, 2010). Estas curvas son obtenidas a partir de levantamientos batimétricos.

Por las dimensiones del embalse de Itaipu, la



disponibilidad de los equipamientos y la inaccesibilidad en algunos tramos, se optó por dividir el área de estudio en tres zonas; cuyos levantamientos fueron integrados posteriormente en una única malla de puntos.

Las zonas y los equipos seleccionados se presentan en la *Figura 4 y Tabla 2*.

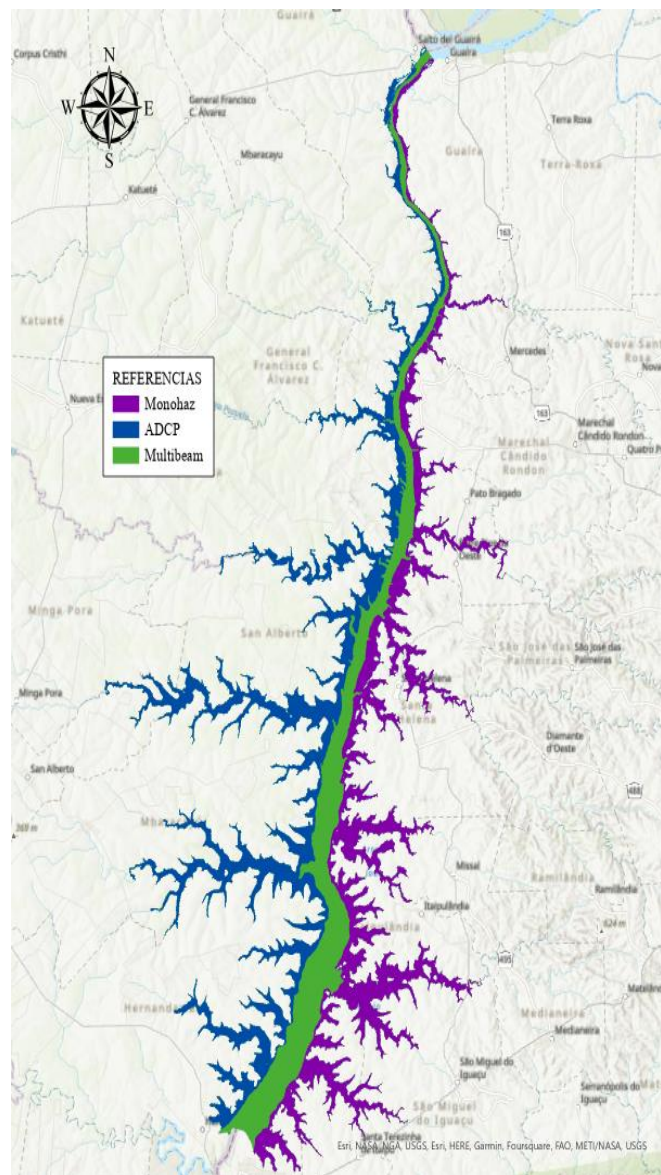


Figura 4: Cobertura según equipamiento utilizado

ZONAS DE COLECTA	EQUIPAMIENTO
Canal Principal	Multibeam
Brazos de Margen Derecha	ADCP M9
Brazos de Margen Izquierda	Ecosonda Monohaz

Tabla 2: Distribución de zonas de colecta

• Adquisición de datos con Multibeam

El levantamiento Multibeam inició con un plan de colecta que incluyó la preparación de las áreas de cobertura (polígonos o matrices), la verificación del *Patch Test*, verificación de los componentes y sus configuraciones,

curvas de nivel de la zona a relevar, localización de posibles troncos emergentes, fotografías aéreas georreferenciadas, entre otros.

Los levantamientos batimétricos del Cuerpo Central iniciaron a finales del 2018, partiendo desde la presa y avanzando aguas arriba; finalizando en febrero de 2022. Por cuestiones logísticas y atendiendo las prestaciones del equipamiento, el trabajo se dividió en dos etapas: Canal Original y Márgenes (Margen Derecha e Izquierda).

De manera a obtener mejores resultados, los levantamientos fueron realizados siguiendo un recorrido longitudinal, paralelo a las líneas de costa del embalse (*Figura 5*); entre las ventajas que ofrece esta modalidad se encuentra la posibilidad de acompañar la morfología del lecho minimizando los *outliers* y la incertidumbre asociados a cambios bruscos de profundidad durante la colecta.

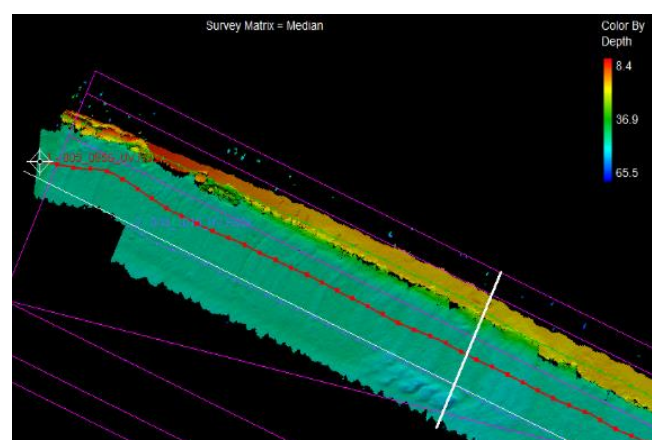


Figura 5: Relevamiento paralelo a la línea de costa

Cada relevamiento contó con corrección satelital de la posición, corrección del movimiento de la embarcación para compensar los efectos de *pitch*, *roll* and *yaw*, y corrección de la velocidad del sonido, que guarda estrecha relación con la estratificación térmica de la columna de agua.

• Procesamiento de datos *Multibeam*

Los datos colectados (en formato *.HSX*), conformaron una malla de puntos con información relativa a posición y profundidad. Al inicio de la edición se verificó la configuración de los dispositivos y realizó las correcciones de nivel del agua (NA-cota del embalse), velocidad del sonido y otros. Posteriormente, en una serie de ventanas desplegadas que facilitan la visualización e interpretación desde diversos puntos de vista simultáneamente (*Figura 6*), se eliminaron los *outliers*, mediante herramientas proporcionadas por el software o aplicando filtros estadísticos, tanto para uno o múltiples barridos en simultáneo.

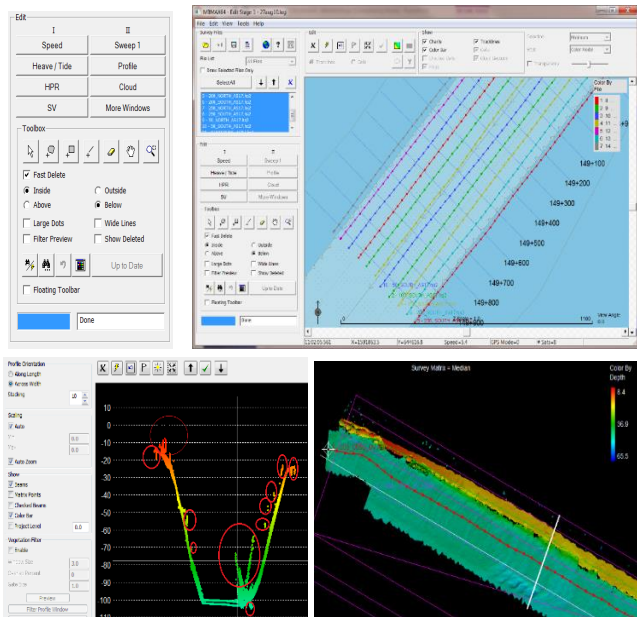


Figura 6: Ventanas de edición y procesamiento

Finalizada la edición, los datos fueron guardados en formato .HS2X (propio del Hypack), para luego convertirlos a .xyz.

• Adquisición de datos con ADCP M9

Las zonas relevadas con este equipamiento corresponden a todos los afluentes de Margen Derecha y a zonas inaccesibles para el Multibeam, debido a la presencia de troncos y a aguas poco profundas.

La delimitación del pelo de agua fue realizada mediante digitalización de imágenes satelitales y posteriormente con el software ArcGIS Pro fue asignada la cota de dicha delimitación. Durante la etapa de planificación, se creó una serie de secciones transversales de cada brazo del embalse en formato .shp con el software ArcGIS Pro, de modo a guiar el relevamiento en campo. El espaciamiento entre los transectos fue de 100 a 150 m en promedio.

Para la colecta en campo fue utilizado el software Hydrosurveyor (Figura 7), el cual permitió visualizar el mapa base de la zona de estudio, el archivo del transecto planificado y la colecta en tiempo real.

Una vez finalizada la etapa de colecta, estos datos fueron procesados e integrados con aquellos relevados con equipamientos Multibeam y Monohaz.

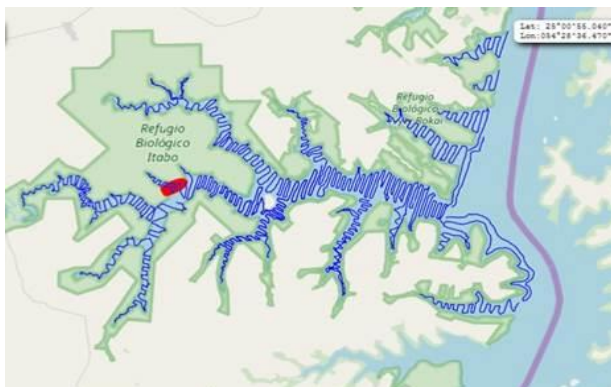


Figura 7: Software Hydrosurveyor utilizado para la colecta.

• Procesamiento de datos adquiridos con ADCP

Se realizaron configuraciones correspondientes a la cota del nivel de agua, declinación magnética y verificación de los offsets. Posteriormente, los datos de sondaje en formato .csv fueron exportados al ArcGIS Pro, donde fue posible realizar un análisis de la calidad de los datos colectados, la aplicación de filtros estadísticos y la eliminación de outliers. El siguiente paso consistió en ejecutar la interpolación de la información referente a cota aplicando el método *Topo to Raster*, para obtener datos en zonas ubicadas entre secciones; y luego una herramienta inversa, *Raster to Point*, para generar una malla de puntos compatible con los datos de Multibeam y Monohaz.

• Integración de datos y generación de curva Cota – Área - Volumen

La unificación de datos batimétricos de diferentes fuentes se realizó en el software Hypack. Sin embargo, habiendo zonas no cubiertas por ninguno de los tres equipamientos, se optó por generar una Red Irregular de Triángulos (*TIN Model*). Un modelo TIN conecta tres datos de sondajes para generar una “cara” triangular. La geometría generada corresponde a *Triángulos Delaunay*, los cuales cumplen con la siguiente condición: “la circunferencia circunscrita de cada triángulo de la red no debe contener ningún vértice de otro triángulo” (HYPACK, 2020). Estos triángulos posteriormente son utilizados para representar una superficie (Figura 8 y Figura 9).

Según Furnans & Austin (2008), el método TIN para generar el Modelo Digital de Elevación (MDE) es la forma más adecuada de representar la superficie del fondo de un embalse.

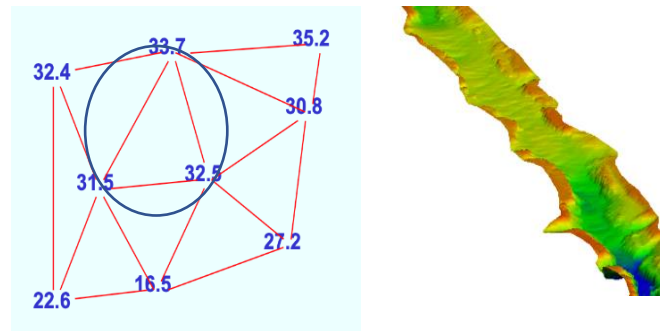


Figura 8: Triángulos Delaunay

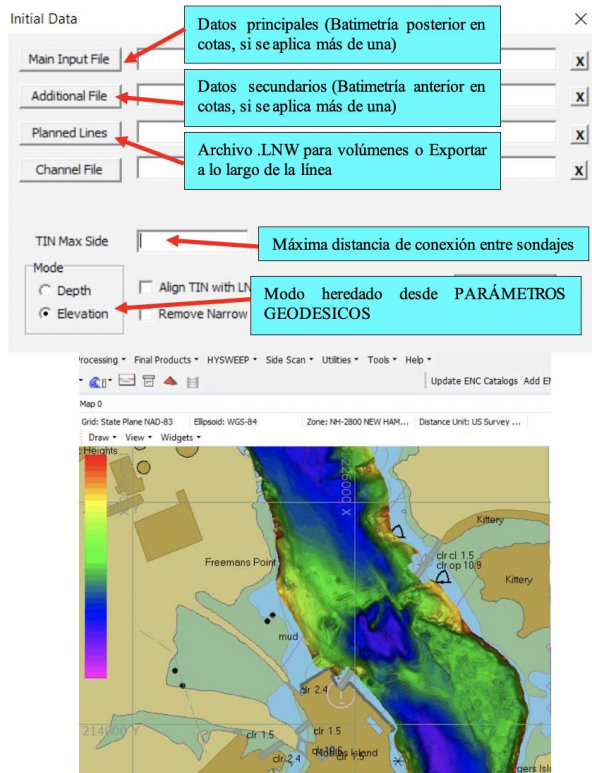


Figura 9: Creación de Modelo TIN

Finalmente, la herramienta *TIN to LEVEL* del software *Hypack* (Figura 10) permitió calcular el volumen y área superficial sobre/debajo una serie de niveles de Z. Con estos datos se generó la Curva Cota-Área-Volumen, insumo imprescindible para los modelos de estimación de vida útil de un embalse.

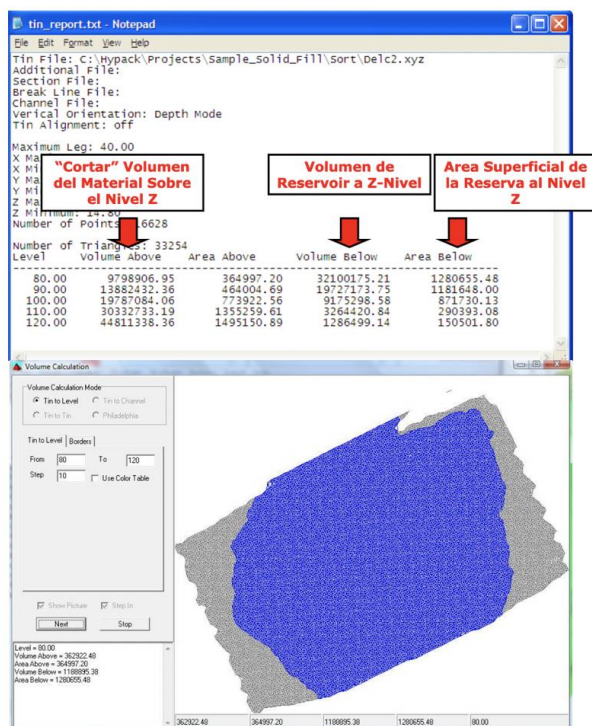


Figura 10: Generación de curva Cota-Área-Volumen

Resultados

Modelo Digital de Elevación

El MDE obtenido con el software *Hypack*, a partir de la integración de los datos de diferentes fuentes y posterior generación del *TIN*, es presentado en la Figura 11. Se observa que las mayores profundidades están localizadas sobre el eje del canal original del Río Paraná y profundidades menores próximas a las márgenes y en los brazos del embalse.

Se identificaron profundidades máximas de 190 m (cercana a la presa), mientras que la profundidad promedio en el canal fue de 130 m (a partir de la zona del brazo de Carapa, 40 km aguas abajo del inicio del embalse) y la mínima, cercana a los 1m en las proximidades de las márgenes.

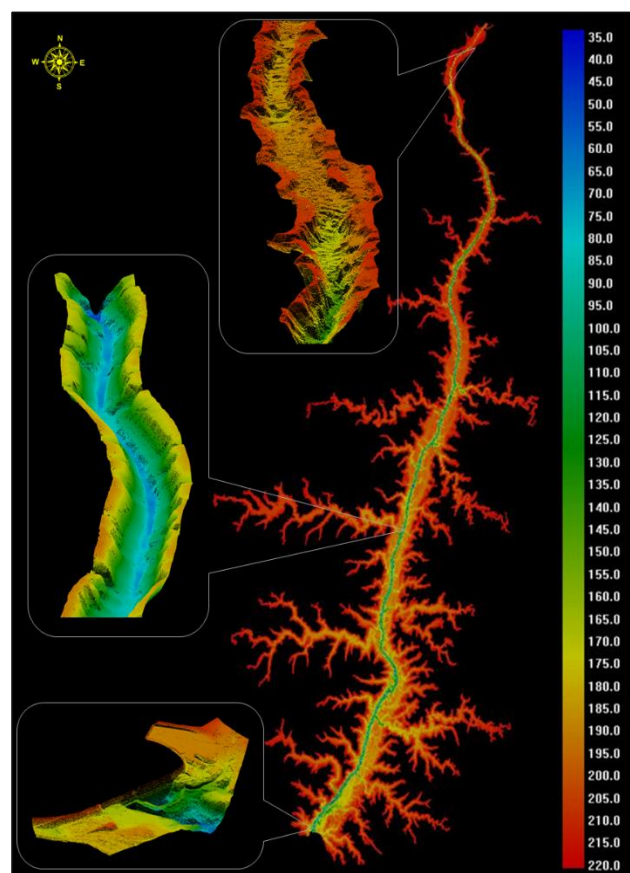


Figura 11: Modelo Digital de Elevación del Embalse de Itaipu

Curva Cota-Área-Volumen

Uno de los objetivos principales del estudio, además del comportamiento y variación morfológica del embalse, fue la generación de una curva Cota-Área-Volumen, de gran relevancia para la modelación del cálculo de vida útil. Dicho proceso consistió en la implementación de nuevas tecnologías y metodologías, las cuales fueron detalladas anteriormente y cuyos resultados se presentan en la Tabla 3 y Figura 12.

Fueron determinadas curvas de nivel con espaciamento de 10 m desde la cota mínima hasta la máxima.



Cota (m)	Area (Km ²)	Volumen (Hm ³)
220	1321.89	28841.03
210	875.01	18039.31
200	529.32	11050.35
190	270.78	7122.15
180	138.72	5196.33
170	96.20	4056.79
160	75.93	3205.08
150	62.88	2514.72
140	53.37	1935.62
130	45.44	1442.30
120	37.40	1028.50
110	29.73	692.79
100	22.39	432.91
90	16.19	240.77
80	10.29	108.13
70	4.57	34.83
60	1.31	8.29
50	0.00	0.00

Tabla 3: Datos de la Curva Cota-Área-Volumen

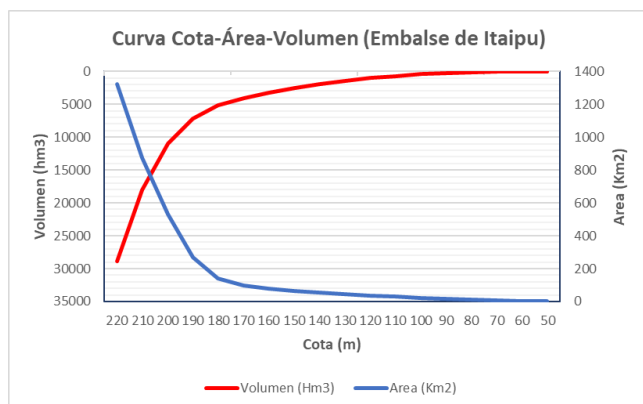


Figura 12: Gráfico de la Curva Cota-Área-Volumen~

Conclusiones

En este trabajo se elaboró el Modelo Digital de Terreno del embalse de Itaipu y la curva Cota-Área-Volumen operativa con base en los datos de los levantamientos batimétricos. Las mediciones realizadas con *Multibeam* ofrecieron información precisa y detallada de la morfología del lecho del embalse. Permitieron conocer y monitorear de manera más exhaustiva las áreas críticas identificadas por medio de los monitoreos históricos, inclusive la posibilidad de realizar a futuro, cálculos preliminares del volumen de sedimentos depositados por medio de la metodología *TIN vs TIN*. A partir de esta línea base, se podrán comparar modelos digitales de terreno sucesivos para determinar zonas críticas y evaluar las acciones en la toma de decisiones. Además de los productos presentados, la tecnología *Multibeam*, dado el alto nivel de cobertura y resolución que

ofrece, puede ser aplicada para la detección de estructuras sumergidas, texturas del lecho y para el monitoreo de seguridad de presas en embalses.

El volumen del embalse de Itaipu, calculado a partir de los datos batimétricos, para la cota máxima operativa del embalse (220 m) fue de 28841.03 Hm³. Este volumen corresponde al volumen total del embalse.

Con los datos a ser recabados durante los próximos años, será posible realizar una verificación de algunas zonas con un comportamiento diferente a la tendencia general, reunir mayores informaciones sobre el proceso de sedimentación del embalse y la dinámica asociada que permita complementar el conocimiento acerca de su complejidad; además de explorar otras funcionalidades con las que cuenta el sistema *Multibeam*.

Referencias Bibliográficas

ANEEL-ANA. (2010). RESOLUÇÃO CONJUNTA ANEEL-ANA.

https://arquivos.ana.gov.br/infohidrologicas/cadastro/ResolucaoConjunta_n_003-2010.pdf

Becerra Murcia, G. (2018). Plan para el adecuado manejo de sedimentos, que permite incrementar la vida útil del embalse la esmeralda. Ingenio Magno, 9, 71–82. <http://revistas.ustatunja.edu.co/index.php/ingeniomagno/article/view/1645/1487>

Estigoni, M. V., Matos, A. J. S., & Mauad, F. F. (2012). Análise da orientação da ANA para a atualização das curvas cota-área-volume de reservatórios. In X ENES Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos: trabalhos selecionados. ABRH.

Ferrari, R., & Collins, K. (2006). Reconnaissance Techniques for Reservoir Surveys. JFIC, 981–989. https://pubs.usgs.gov/misc/FISC_1947-2006/pdf/1st-7thFISCs-CD/8thFISC/Poster_Ferrari_Collins.pdf

Foteh, R., Garg, V., Nikam, B. R., Khadatre, M. Y., Aggarwal, S. P., & Kumar, A. S. (2018). Reservoir Sedimentation Assessment Through Remote Sensing and Hydrological Modelling. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, 46(11), 1893–1905. <https://doi.org/10.1007/S12524-018-0843-6/FIGURES/6>

Furnans, J., & Austin, B. (2008). Hydrographic survey methods for determining reservoir volume. Environmental Modelling and Software, 23, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.05.011>

Guevara, M. (2000). Embalses. In Estructuras Hidráulicas (pp. 1–31). https://www.academia.edu/7223828/Obras_hidraulicas_Embalses

Herrero, R. (2016, February 29). Sedimentación de embalses ¿un tema de poco interés? | Es el agua. Es El Agua. <https://eselagua.com/2016/02/29/sedimentacion-de-embalses-un-tema-de-poco-interes/>



HYPACK. (2020). MODELO TIN.
<https://docplayer.es/212197139-Modelo-tin-evento-de-entrenamiento-hypack-2020.html>

López-Pujol, J., & Ponseti, M. (2008, May 1). El proyecto de las Tres Gargantas de China: su historia y sus consecuencias. *Estudios de Asia y África*, 255–324.
<https://estudiosdeasiayafrika.colmex.mx/index.php/ea/articloe/view/1837>

Itaipu Binacional. (n.d.). Documentos oficiales | ITaipu BINACIONAL. Retrieved March 3, 2023, from
<https://www.itaipu.gov.py/es/institucional/documentos-oficiales>

Morris, G. L., & Fan J. (1998). *Reservoir Sedimentation Handbook*. McGraw-Hill Book Co., New York.
<https://www.reservoirsedimentation.com/>

Mosa, S. G., Núñez, V., & Boso, M. A. (2009). Colmatación de los embalses de generación Hidroeléctrica del Noroeste Argentino aplicación de nuevas Metodologías Batimétricas. *Aqua-LAC*, 1(2), 93–104. <https://doi.org/10.29104/phi-aqualac/2009-v1-2-01>

Rahmani, V., Kastens, J. H., de Noyelles, F., Jakubauskas, M. E., Martinko, E. A., Huggins, D. H., Gnau, C., Liechti, P. M., Campbell, S. W., Callihan, R. A., & Blackwood, A. J. (2018). Examining Storage Capacity Loss and Sedimentation Rate of Large Reservoirs in the Central U.S. Great Plains. *Water* 2018, Vol. 10, Page 190, 10(2), 190.
<https://doi.org/10.3390/W10020190>

R2Sonic. (2023). Multibeam Echounders.
<https://www.r2sonic.com/>

Xylem. (2023). SonTek RiverSurveyor M9 ADCP |.
<https://www.xylem.com/en-us/products--services/analytical-instruments-and-equipment/flowmeters-velocimeters/riversurveyor/>

Yang, C. T. (2006). *Erosion and Sedimentation Manual*.



ESTIMATIVAS DE PERDA DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BOA HORA

Lucy Rosana Silva¹, Luís Juana Sirgado²

¹Universidade Federal do Maranhão, e-mail: lucy.rosana@ufma.br; ²Universidad Politécnica de Madrid, e-mail: luis.juana@upm.es

Palavras-chave: mudanças climáticas; erosão hídrica; perdas do solo.

Introdução

Os estudos sobre as mudanças climáticas têm avançado progressivamente em vários setores da economia, da política, da sociedade como um todo, com o intuito de amenizar os problemas que ocorrem principalmente pelas emissões de gases de efeito estufa que consequentemente aumenta o aquecimento global ocasionando às mudanças climáticas.

Com base nos estudos de possíveis impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos em escala global, segundo a ANA (2016) as projeções indicam que o Brasil deve sofrer efeitos diferentes de acordo com a região. Como por exemplo, indicam um potencial intensificação das condições de aridez no centro da região Nordeste, assim como no sul da Amazônia, que passaria de clima tropical úmido para um clima tropical subúmido.

De acordo com o Instituto de Pesquisa Espacial-INPE, destaca em suas pesquisas com dados temporais de como o desmatamento vem aumentando desde 2014 no Brasil e que dados de temperaturas altas e mais severas, aumento da seca, o oceano cada vez mais quente e maior, perdas de espécies, falta de alimentação, risco para a saúde, pobreza e deslocamento, são decorrências dessas mudanças climáticas globais.

Todos esses aspectos naturais são levados em consideração quando além disso envolve principalmente a ação do homem ao meio ambiente, meio que ele extrai para se alimentar e explora para produzir e habitar.

As publicações de Azaiez (2021), Dawlatzai e Mihara (2017), Salado (2017) sobre questões ambientais, referente ao solo por meio do uso inadequado, concordam sobre a necessidade de prever as perdas de solo e determinar a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica, para avaliar o impacto das fontes de poluição na área.

A degradação dos solos nas áreas de intensa atividade agrícola, a alteração da qualidade da água, o aumento da ocupação territorial portanto maior demanda sobre os recursos naturais, tudo isso e mais fatores alteram o ciclo hidrológico do qual uma das consequências favorece a ocorrência de processos erosivos.

O fato de o uso do solo ser utilizado de forma inadequada pela agricultura e pecuária, o processo erosivo é um fator ambiental de preocupação socioeconômica e política de uma sociedade. Os problemas relacionados ao uso e conservação da terra têm sido discutidos por todos que buscam soluções que possam minimizar os efeitos causados por esse fenômeno.

Na prática, em áreas de bacias hidrográficas, existem abordagens eficientes para conservar o solo e os recursos hídricos de forma que possa prevenir a erosão do solo. No

entanto, os estudos estão avançando para a prevenção em apoio à segurança econômica e ambiental.

Sendo assim, neste estudo, vamos observar por meio do processo erosivo utilizando a equação universal das perdas de solos modificadas na bacia hidrográfica, as modificações ocorridas.

Em síntese: há uma tendência em considerar a metodologia de estimativa de perdas de solo que facilite a aplicação do modelo de avaliação da erosão hídrica utilizando a ferramenta tecnológica de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) por meio do cálculo da ação da erosão hídrica laminar em cada pixel da bacia, o que tem dado resultados satisfatórios na estimativa das perdas de solo.

Nessa sequência, este trabalho estabelece como objetivo: Estimativa de perdas de solo com modelo da Equação das Perdas de Solo (EUPS) integrado ao Sistema de Informação Geográfica (SIG) na bacia hidrográfica do rio Boa Hora.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

A área de estudo é a bacia hidrográfica do Rio Boa Hora, no município de Urbano Santos - Maranhão, está localizada entre as coordenadas geográficas 3°10' e 3°30' de latitude sul e 43°07' e 43°25' de longitude oeste, Figura 1.

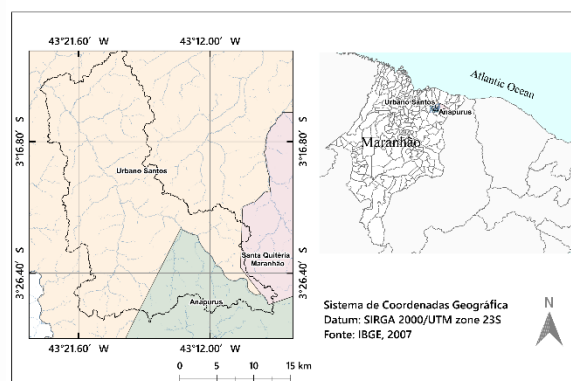


Figura 1: Localização da área de estudo

O Rio Boa Hora é o principal afluente ao longo da margem esquerda do Rio Mocambo, que, por sua vez, pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Munim, localizada no nordeste do Estado.

O comprimento do Rio Boa Hora é de aproximadamente 44 km e sua bacia abrange uma área de cerca de 562 km² e um



perímetro de 165 km². Sua altitude máxima e mínima é de 110 m e 39 m, respectivamente.

A sua formação geológica corresponde a barreiras terciárias e os seus principais tipos de solos são os Latossolo, Plintossolo e Neossolo.

O clima equatorial é quente e úmido, com duas estações bem definidas durante o ano: chuva no período de dezembro a maio e seca de junho a novembro.

Na região, a precipitação regista valores anuais entre 1070 e 2300 mm, dados obtidos TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission).

Destaca-se ainda que 87% das precipitações anuais ocorrem no período de dezembro a maio, considerado um período chuvoso. Neste período, é o mais propício ao escoamento superficial, proporcionando o aumento da vazão do rio.

As temperaturas médias anuais atualmente variam entre 22°C a 30°C, INPE (2020). A umidade relativa média anual na região varia de 70% a 73%". (GEPLAN, 2002).

Aquisição e processamento de dados

Para identificar as variáveis que descrevem a natureza e a extensão dos fatores físicos de degradação do solo na escala do estudo, copilamos as seguintes informações:

Mapas do Modelo Digital de Elevação (MDE) - 03S435ZN originaram o Mapa de Declive - 03S435SN e a Orientação do terreno - 03S435ON, adquiridos diretamente do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE/Topodata (2020), escala 1:250.000 em formato GeoTiff com preenchimento de falhas, refinamento, derivação e pós-processamento, com SRC: EPSG:31983 - SIRGAS 2000 / UTM zona 23S.

Mapa de solos extraído do Mapa Exploratório - Levantamento de Solos do Estado do Maranhão - Escala 1:1.000.000. (EMBRAPA, 1986).

Mapa do Estado do Maranhão - Pedologia - Mapa Exploratório de Solos, IBGE (2011) escala 1:1.400.000.

As bandas Landsat L8 OLI (Imagem Terrestre Operacional) de 30m, USGS (2019) foram utilizadas para a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo, posteriormente, ajustando as classes de uso, foram extraídos alguns pontos de identificação no campo e no mapa do Estado do Maranhão - Cobertura e uso do solo. Escala 1:1.000.000. (IBGE, 2015).

Após os dados coletados em campo e utilizando o sensoriamento remoto para o conhecimento espacial dos fatores erosivos e o uso de sistemas de informações geográficas (SIG) para análise e de operações.

A escolha da metodologia utilizando a Equação Universal de Perdas de Solo, Eq. (1) integrada com o Sistema de Informação Geográfica neste estudo foi mediante um levantamento bibliográfico do qual a aplicação é aceita, como por exemplo, Mello et al (2016) onde afirmam nos seus estudos que a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) foi o mais utilizado para a previsão de perdas de solo por conservadores nos Estados Unidos e para o cálculo da erosão em termos anuais em todo o mundo.

Enquanto, Suryawanshi e Chandramohan (2017) destacam sua aceitação no mundo, de que as adaptações feitas na equação em nenhum caso modificaram sua estrutura original, sem que qualquer reformulação real tenha ocorrido. O principal modelo utilizado para estimar a erosão é a EUPS (Universal Soil Loss Equation), que inclui os principais

fatores que afetam a erosão na forma de uma equação. (BRAGA PEREIRA et al (2017)).

Para os cálculos das perdas média anual do solo, foi utilizada a Equação Universal de Perda de Solo modificada por Wischmeier e Smith (1978) para cada pixel da imagem, bastante utilizada em estudos dessa natureza.

$$A=R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

Em que A, perdas médias anuais de solo em t/(ha.ano); R, fator pluviométrico em MJ.mm/(ha.h.ano); K, fator de erodibilidade do solo em t.h/(MJ.mm); LS, fator topográfico; C, fator de uso e manejo do solo e P, fator de práticas de conservação.

A bacia de estudo foi dividida em 11 microbacias, na maioria de primeiro grau, mais uma microbacia 0 que inclui diferentes zonas de alimentação para a bacia do rio principal, Figura 2.

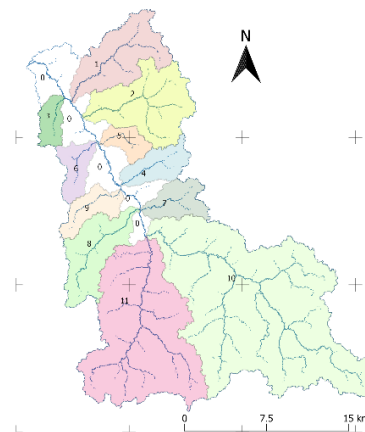


Figura 2: localização de 0 a 11 microbacias

Os dados mensais de precipitação no período de 2002 a 2016, os quais são representados espacialmente nas seguintes coordenadas das estações pluviométricas: Urbano Santos (3°13'02"S e 43°23'56"W), Fazenda Pesquisa (3°11'47"S e 43°21'05"W), Fazenda Juçaral (3°30'20"S e 43°20'17"W) e Fazenda Bonfim (3°18'01"S e 43°10'33"W). A partir deles, para cada mês do período, a precipitação mensal foi interpolada, em cada pixel de tamanho 30mx30m.

Com esses valores para cada pixel, os dados do fator R são calculados de acordo com uma equação Eq.2 desenvolvida por Lombardi Neto e Moldenhauer citada por (SANTOS et al., 2020).

$$Rm=67.355(pm^2/Pa)^{0.85} \quad (2)$$

$$R = \sum_{m=1}^{12} Rm$$

Onde: Rm, média mensal do índice de erosão em MJ.mm/(ha.h.mes); pm, precipitação média mensal em mm/mês e Pa, precipitação média anual em mm/ano.

A distribuição espacial nos diferentes meses é apresentada na Figura 3. Note-se que os pontos com o fator R mais elevado variam consoante o mês considerado.

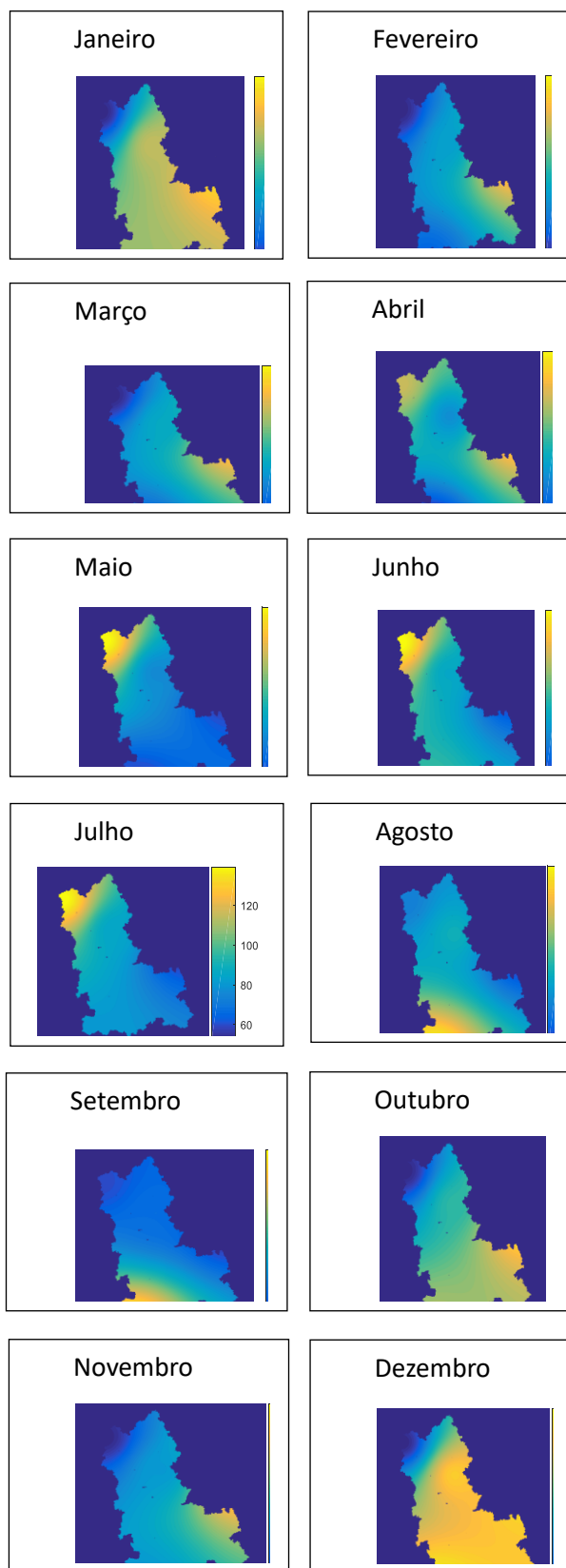


Figura 3. Fator R nos diferentes meses do ano

A erodibilidade do solo é a resistência do solo tanto ao desprendimento quanto ao transporte. (MAJORO et al., 2020).

Utilizamos o nomograma proposto por Wischmeier et al. (1971) que determina a erodibilidade para cada tipo de solo, de acordo com a equação com a unidade t.h/ MJ.mm.

O fator de erodibilidade K do solo indica a suscetibilidade do solo à erosão quando reflete o efeito das propriedades e características do perfil do solo na perda de solo. Foi determinada pela Eq. 3, abaixo:

$$K = \left\{ \frac{[2,1(10^{-4})(12-OM)M^{1,14} + 3,25(s-2) + 2,5(p-3)]}{100} \right\}^{0,1318}$$

Em que: MO é o teor de matéria orgânica (%); M é o parâmetro que representa a textura dos solos na superfície de 15 cm; s é o parâmetro da estrutura do solo, adimensional; p é o parâmetro de permeabilidade.

O parâmetro M foi calculado por meio da equação, Eq. 4.

$$M = (\% \text{ silte} + \% \text{ areia}) * (100 - \% \text{ argila}) \quad (4)$$

O valor do(s) parâmetro(s) da estrutura do solo leva os valores: 1- grânulo muito fino e caroço fino, 2- grânulo fino e caroço fino, 3- grânulo médio e grosseiro; Caroço médio, 4 – grânulo liso, prismático, colunar e muito espesso.

Os valores do tipo permeabilidade (p) são: 1 - muito rápido a rápido, 2 - moderadamente rápido, 3 - moderado, 4 - moderadamente lento, 5 - lento, 6 - muito lento. (VÉLIZ, 2021).

O cálculo do fator K da Equação de Williams e Berndt (1977), Eq. 5 é estimado dando um valor médio à bacia.

$$K = [1/DA] \left(\sum_{i=1}^n K_i DA_i \right) \quad (5)$$

Onde o valor de é a erodibilidade para o solo tipo i; é a superfície coberta pelo solo i; n é o número de tipos de solo e DA é a área total da bacia.

Os solos encontrados na área de estudo são: Latossolo Amarelo Distrófico (LAd36), Plintossolo Pétrico Concrecionário - Argissólico (FFc14) e Neossolo Quartzarênico Órtico (RQo5) de acordo com a Embrapa, (1986) para o município de Chapadinha - MA, devido à proximidade e semelhança do solo, os dados foram considerados na Tabela 1 e a distribuição espacial do fator K.

Observa-se que, na maior parte da área considerada, os solos da classe latossolo representam 84% do total, que são solos profundos e bem drenados, com horizontes amarelados, de textura média e argilosa, apresentando relevo plano com ondulações pequenas e lisas, tendo como material de origem mais comum, os revestimentos de areia - argila e argila, derivadas ou sobrepostas em formações sedimentares. (EMBRAPA, 2018).

Tabela 1. Valores de fator K adotados.

Tipos de solo	K	A (km ²)
RQo5	0.0256	87
LAd36	0.0271	440
FFc14	0.0307	0.02



Os fatores comprimento de inclinação (L) e grau de inclinação (S) são combinados em um único índice (fator topográfico) que expressa a relação entre a perda de solo em um talude e o comprimento.

Considerando a inclinação das dimensões originais de cada pixel e com o comprimento do fluxo acumulado até cada ponto. Os fatores L e S foram determinados separadamente, Eq.6, por Renard et al (1997), e depois multiplicando-os:

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m \quad (8)$$

$$m = \frac{\beta}{\beta + 1}$$

$$\beta = \frac{\sin \theta}{0.0896 \cdot (3 \cdot (\sin \theta)^{0.8} + 0.56)}$$

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.03 & \theta > 9^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.50 & \theta < 9^\circ \end{cases}$$

A média do fator L é $L_{med} = 1,2317$ e o valor médio do fator S é $S_{med} = 1,2350$ são semelhantes. A correlação entre os dois é baixa, $r = 0,11$.

O fator LS conforme as classes apresenta: < 1 com 292.7km², corresponde a 55.48%; para o intervalo de 1-3, temos 108.4 km² que equivale a 20.55%; 3-6 com 80.2 km² equivale a 15.20%; 6-9 com 26.8km² equivale a 5,08%; 9-12 com 10.6 km² equivale a 2.01% e valores superiores a (>12) com 8.9km² equivale a 1,69%.

O fator C representa o efeito das práticas de cultivo e manejo na taxa de erosão que depende principalmente do tipo de vegetação, estágio de crescimento e porcentagem de cobertura, (EL JAZOULI et al., 2017).

Os valores adotados do fator C, Tabela 2, são de estudos realizados e sua distribuição espacial consiste do resultado de uma classificação supervisionada, Figura 4.

Tabela 2: Valores adotados do fator C.

Cobertura	Fator C	Fonte
Área Urbana	0.001	Farinasso et al. (2006).
Bosque	0.200	
Desmatamento	0.010	Ranieri, (1996).
Cultivo	0.120	Silva et al. (2014)
Floresta	0.042	Farinasso et al. (2006).
Rio, lagos	0.0001	Bertoni e Lombardi Neto (2014)
Solo nu	1.000	

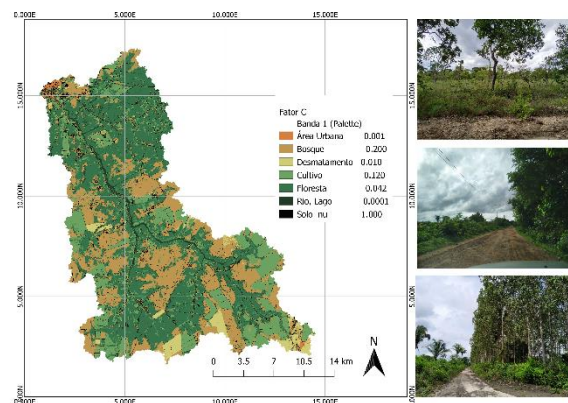


Figura 4: Mapa do fator C.

As fotos mostram área desmatada, estrada de terra e floresta (cerrado denso) e plantação de eucalipto, respectivamente. Outro dado importante é o fator P, das práticas de controle da erosão que em este estudo foi considerado sem nenhuma prática de controle, valor crítico a unidade.

Resultados e Discussão

A análise do estudo da Erosividade, Figura 5, da chuva resulta uma potencialidade da erosão hídrica muito elevada entre os meses de dezembro a junho devido as maiores chuvas ocorrem nesse período concentrando-se principalmente nos meses de março e abril, Figura 6, e em menor quantidade em agosto e setembro, Figura 7, como mostram os gráficos abaixo.

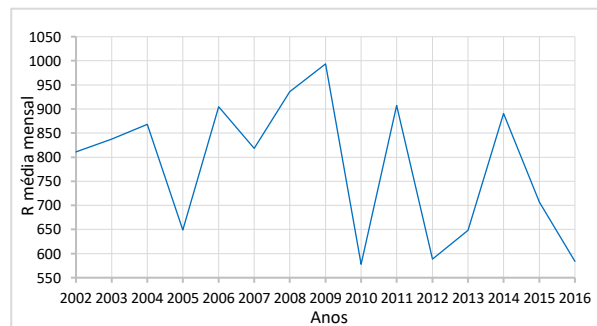


Figura 5: Fator R, média mensal.

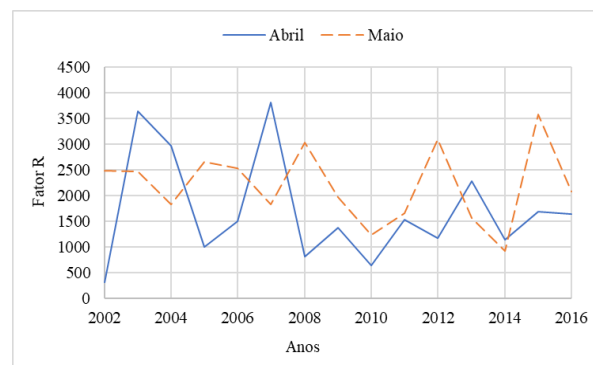


Figura 6: Fator R dos meses março e abril.

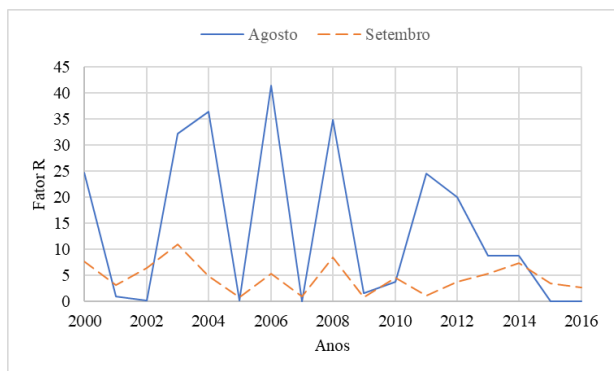


Figura 7: Fator R dos meses agosto e setembro.

Comparando com estudos feitos na área de estudo para o período de 1991 a 2001, Silva (2003), Figura 8, observa-se o aumento do volume de precipitação no período chuvoso, consequentemente maior o índice de erosividade, entretanto esse índice não é suficiente para definir o potencial de erosão hídrica.

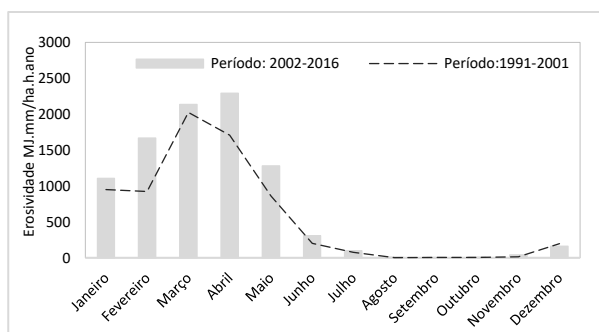


Figura 8: Fator R para os períodos de 2002-2016 e 1991 a 2001.

A característica física do solo da bacia do rio Boa Hora é do tipo de solos imperfeitamente drenados e sujeito ao efeito temporal do excesso de umidade e textura arenosa.

As variáveis do relevo: a longitude e a inclinação influem na ação exercida pela água da chuva, que neste caso como mostra a tabela 2 predominam as classes de pequenos valores do fator topográfico, 55,5% da superfície apresenta fator *LS* menor que 1 e apenas 1,7% maior que 12.

Na área estudada, a composição de uso e ocupação do solo estão distribuídas da seguinte forma: 59% de floresta, mata ciliar e área de bosque; 10% das áreas urbanas, desmatamento e solo nu e 22% das terras cultivadas, principalmente grandes áreas com plantações de eucalipto e soja e pequenas áreas de outras culturas também foram observadas.

Os prejuízos sociais e econômicos, causados pela implantação da floresta de eucalipto desde o início da década de 1980 são difíceis de recuperação, onde atualmente estão plantados em mais de 150 mil hectares no município de Urbano Santos.

As plantações de eucalipto transgênico também são consideradas uma grande ameaça ao meio ambiente, ainda mais perigosas e devastadoras que as demais, e se estendem por mais de 15 mil hectares no município. Estas árvores consomem muita água, o que contribui para a diminuição da vazão dos rios e riachos, aumentam a erosão do solo,

provocam a extinção de espécies de fauna e flora e, como consequência, piora a qualidade de vida da sua população. Em suma, grandes áreas são utilizadas para a floresta de eucalipto há cerca de quatro décadas e atualmente outras áreas estão sendo desmatadas para o plantio de soja.

A erosão na bacia

Na figura 9 observa-se que os meses de março e abril os valores médios de erosão superam a 12 t/ha.ano, enquanto os meses de agosto, setembro e outubro os valores são praticamente nulos.

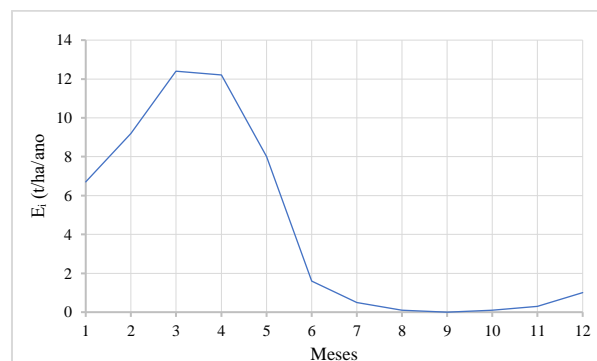


Figura 9: Erosão nos distintos meses

Tabela 3. Relação de superfícies /classes erosão

	Relação de superfícies com classes de erosão (t/ha.ano)				
Classes	< 5	5-10	10-50	50-200	>200
A(km²)	339.29	97.24	80.34	10.12	0.62
A/A	0.643	0.184	0.152	0.019	0.001

Em relação às classes definidas, 64,3% da superfície teria erosão inferior a 5 t/ha.ano, o que poderia ser descrito como baixo, e apenas 2% teria mais de 50 t/ha.ano, o que poderia ser descrito como alto.

Tabela 4: Valores das médias e desvios das Perdas de solo em cada microbacia.

	Erosão (t/ha.ano)		A(km²)
	μ	σ	
microbacia	4.32	13.25	
C0	4.24	14.51	48.7
C1	2.61	8.32	37.3
C2	2.41	10.60	49.4
C3	1.48	5.80	10.5
C4	5.86	15.42	15.4
C5	2.83	7.53	8.6
C6	3.55	11.07	14.3
C7	8.03	21.53	21.8
C8	4.25	11.82	27.4
C9	4	11.87	13.3
C10	5.02	13.83	167.3
C11	4.3	13.04	113.7



Como mostra a Tabela 4, por microbacia, a erosão é maior na microbacia C7, com valor médio de 8,03 t/ha.ano, seguida por C4 e C10 com 5,86 e 5,02 t/ha.ano, respectivamente. No lado oposto, o menor seria C3 com 1,48 t/ha.ano e C2 e C1 com 2,41 e 2,61 t/ha.ano, respectivamente.

É interessante destacar os resultados das perdas de solo na bacia como o todo, onde há uma possível explicação para o aumento de áreas que antes eram < de 5 toneladas e passaram para intervalos entre 5 a 10 toneladas por ano, como os fenômenos de alterações dos padrões pluviométricos observados nesta bacia, que passaram aproximadamente de uma média anual de 1300 mm para 1600 mm, consequentemente como mostra o fator de erosividade da chuva, Figura 8.

As alterações no fator C, comprovadas no campo, como novas estradas de terra, desmatamento para cultivo, urbanização, maiores áreas de plantações de eucalipto e soja, tudo isso justifica o aumento das perdas de solo, no qual podemos considerar aceitável como estimativa.

O estudo da bacia hidrográfica do rio Boa Hora, Silva (2003) para o período de 1991 a 2001, mostra uma estimativa do processo de erosão hídrica de um valor médio de 3,32 t/ha.ano com taxas variáveis entre 0 e 734 t/ha.ano. No entanto, para este estudo de 2002 a 2016 o valor médio é de 4,32 t/ha.ano, variando de 0 a 778 t/ha.ano.

No estado atual do conhecimento desta bacia, resultados estimados foram oferecidos, como podem ser vistos e inclusive comparados com outro período, e existem uma validação da metodologia por parte de vários estudiosos como Belasr e Lakhouili, (2016); Temene et al. (2022); Parveen e Kumar, (2012); Deguy et al. (2018) e Ettazarini et al. (2017), que utilizaram nos seus estudos o método USLE integrado no SIG.

Considerações Finais

Para este trabalho foram utilizados os parâmetros dos EUPS integrados no SIG adaptados à realidade da área ou em áreas similares, onde foi permitido analisar a nível regional com um número suficiente de informação. Os parâmetros foram obtidos através da disponibilidade de imagens de satélite e do trabalho de campo. A resolução do modelo é definida para cada pixel cujos parâmetros se unem para um único resultado.

Destaca-se que a metodologia apresentada neste estudo, resultaram satisfatórios, mostrou uma técnica eficaz para avaliar a erosão hídrica, facilitando substancialmente a aquisição e manipulação dos dados.

Agradecimentos

A Universidade Politécnica de Madrid, Escola Técnica Superior de Engenharia Agronómica, Alimentar e Biosistemas, em particular ao Departamento de Engenharia Agroflorestal, o apoio logístico disponível para o desenvolvimento da pesquisa e para a Universidade Federal do Maranhão, especialmente para o Departamento de Economia pelo apoio institucional.

Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Águas. ANA.; 2016. Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos Avaliações e Diretrizes para Adaptação, Brasília. p.20.

Azaiez, N.; 2021. Improved Modelling of Soil Loss in El Badalah Basin: Comparing the Performance of the Universal Soil Loss Equation, Revised Universal Soil Loss Equation and Modified Universal Soil Loss Equation Models by Using the Magnetic and Gravimetric Prospection Outcomes. *Journal of Geosciences and Environment Protection*. v.9, p.50-73.

Belasr, A.; Lakhouili, A.; 2016. Estimation of Soil Erosion Risk Using The Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geo – Information Technology in Oued El Makhazine Watershed, Morocco. *Journal of Geographic Information System*.v. 8, 1. p.98-107.

Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. 2014. Conservação do Solo. 9º ed. Ícone, São Paulo, p.355.

Braga Pereira, E., Lopes, F., Firmino Gomes, F., de Almeida, A., de Magalhães, A.; Andrade, E.; 2017. Determining the Soil Erodibility for an Experimental Basin in the Semi-Arid Region Using Geoprocessing. *American Journal of Plant Sciences*, v. 8, p.3174-3188.

Dawlatzai, A. M.; Mihara, M.; 2017. Estimation of Soil Erosion Based on USLE and GIS in Gardez Basin of Paktya Province, Afghanistan. *IJERD – International Journal of Environmental and Rural Development*.v. 8, 1, p. 139-149.

Deguy, J.; N'Go, A.; Kouassi, H.; Soro, E.; Goula, A.; 2018. Contribution of a Geographical Information System to the Study of Soil Loss Dynamics in the Lobo Catchment (Côte d'Ivoire). *Journal of Geoscience and Environment Protection*, v. 6, p.183-194. <https://doi.org/10.4236/gep.2018.69014>

De Roo, A. P. J.; 1998. Modelling runoff and sediment transport in catchments using GIS. *Hydrological processes*, v.12, p.905-922.

El Jazouli, A.; Barakat, A.; Ghafiri, A.; El Moutaki, S.; Ettayq, A.; Khellouk, R.; 2017. Soil erosion modeled with USLE, GIS, and remote sensing: a case study of Ikkour watershed in Middle Atlas (Morocco). *Geosci. Lett.* v.4, p.25.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA.; 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF. Acesso em 12 de março de 2022: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs>.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA.;1986. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Maranhão. Rio de Janeiro: Embrapa-SNLCS. Boletim de pesquisa, 35; Sudene-DRN. Recursos de solos, 17. Acesso em novembro de 2022: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/336095/levantamento-exploratorio->



reconhecimento-de-solos-do-estado-do-maranhao.

Ettazarini, S.; Jakani, M.; Najoui, K.; 2017. Assessment of soil loss risk using integrated Remote Sensing and Geographic Information System (GIS) techniques in the Argana basin, Morocco. American Journal of Innovative Research and Applied Sciences.p.575-587.

Farinasso, M.; Carvalho Júnior, O. A.; Guimarães, R. F.; Gomes, R. A. T.; Ramos, V. M.; 2006. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI – MA. Revista Brasileira de Geomorfologia.v.2, p.73-85.

Gerência de Planejamento e Desenvolvimento Econômico – GEPLAN.; 2002. Atlas do Maranhão. São Luís: Uema/Geplan, 44p. Acesso em maio de 2022: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?id=22142&view=detalhes>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE.; 2011. Estado do Maranhão Pedologia – Mapa Exploratório de Solos. Acesso em novembro de 2022: https://www.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/mapas/unidades_da_federacao/ma_pedologia.pdf.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE.; 2015. Estado do Maranhão – Cobertura e Uso da Terra. Acesso em 20 de abril de 2022. <https://portal demapas.ibge.gov.br/portal.php#mapa522>. Instituto Nacional de Pesquisa Espacial – INPE; 2020. Mapa Índice TOPODATA. Acesso em 30 de outubro de 2021. www.websmapit.com.br/inpe/topodata/

Majoro, F., Wali, U.; Munyaneza, O.; Naramabuye, F.; Nsengiyumva, P.; Mukamwambali, C.; 2020. Soil Erosion Modelling for Sustainable Environmental Management in Sebeya Catchment, Rwanda. Journal of Water Resource and Protection, v.12, p.1034-1052.

Mello, C. R., Norton, L. D., Pinto, L.C., Beskow, S.; Curi, N. 2016. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. Ciência e Agrotecnologia v.40(1), p. 7-25.

Parveen, R.; Kumar, U.; 2012. Integrated Approach to the Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographic Information System (GIS) to assess the risk of soil loss in the Upper South Koel Basin, Jharkhand. Journal of Geographic Information System.v.4.6. p. 588-596.

Ranieri, S.B.L.; 1996. Avaliação de métodos e escalas de trabalho para determinação de risco de erosão em uma bacia hidrográfica utilizando sistema de informações geográficas (SIG) – São Carlos, Escola de Engenharia de São Carlos, (Tese de Mestrado), p.128.

Renard, K.G.; Foster, G. R.; Weesies, G.A.; McCool, D., K.;

Yoder, D.C.; 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U. S. Agriculture Handbook, pp. 703,404. Acesso em 10 de outubro de 2022. <https://www.scirp.org/>.

Salado. C.A. A.; Aragón, L.M.; Garcia, P. G.; Hernández, H. R.; Montalvo, C.; Cano, J.A.F. C.; Cortés, H. M.; 2017. Improving identification of Areas Ecological Restoration for Conservation by Integrating USLE and MCDA in a GIS-Environment: A Pilot Study in a Priority Region Northern Mexico. ISPRS Int. J. Geo-Inf. v.6. p. 262.

Santos, M. A. C. M.; Vellame, L. M.; Araújo, J. C.; Silva, A.J.P.; 2020. Hydrological characterization of rainfall and its potential erosivity in the middle course of salitre river basin in the brazilian semi-arid. Revista Brasileira de Climatologia, p. 330-332.

Silva, L. R.; 2003. Integración del SIG al proceso de Evaluación de la Erosión Hídrica y de la Producción de Sedimentos en Pequeñas cuencas. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid – UPM- Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, p.113-130.

Silva, M. A. et al.; 2014. Water erosion risk prediction in eucalyptus plantations. Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v. 38, n. 2, p. 160–172.

Suryawanshi, V.; Chandramohan, T.; 2017. Application of GIS in Hydrology and Estimation of Soil Erosion Using USLE Model. International Journal of Science and Research,v.7.5. p.483-488.

Tamene, L.; Demissie, B.; Desta, G.; Woldearegay, K.; Mekonnen K.; 2022. Soil erosion assessment in Ethiopia: A review.Journal of Soil and Water conservation.77(2), p.144-157.

United States Geological Survey – USGS.; 2019. Acesso em 18 de dezembro de 2022: https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-landsat-archives-landsat-8-oli-operational-land-imager-and?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects.

Wischmeier, W. H.; Smith D. D.; 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. Agriculture Handbook, 537. US Department of Science and Education Administration, Washington DC, 168p. Acesso em 12 de abril de 2022. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers.aspx?referenceid=3198475>.

Wischmeier, W. H.; Johnson, C. B.; Cross, B. V.; 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. Journal of Soil and Water Conservation 26, p.189-93. Acesso em setembro de 2021.[https://www.scirp.org/\(S\(czeh2tfqyw2orz553k1w0r45\)\)](https://www.scirp.org/(S(czeh2tfqyw2orz553k1w0r45)))



)/reference/ReferencesPapers.aspx? ReferenceID=1687727.

Williams, J. R.; Berndt, H. D.; 1977. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hidrology. Transactions of the ASAE. v. 20, p.1100–1104.

Véliz, J. J. J.; 2021. Diagnosis of soil water erosion applying the U.S.L.E model using GIS tolos. Pol. Con. (Edición núm. 57) 6, (4). p. 620.



REVISÃO DA LITERATURA E ENSAIOS DE LABORATÓRIO DE SEDIMENTO PLUVIAL URBANO COMO AGREGADO FINO PARA MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO: UMA ESTRADA NECESSÁRIA PARA A CIRCULARIDADE DO SEDIMENTO URBANO

¹José Anderson do Nascimento Batista, ²Guilherme Olimpio de Oliveira

¹Universidade Estadual de Campinas, e-mail: nbatista@unicamp.br; ²Universidade Estadual de Campinas, e-mail: guiolimpio.oliveira@gmail.com

Palavras-chave: sedimento, material dragado, sustentabilidade

Resumo

Sedimento constituinte de águas pluviais urbanas acumulam contaminantes de origem difusa no ambiente. As consequências da deposição de sedimento incluem o assoreamento de bacias de retenção, aumento da demanda nos aterros sanitários e a contaminação de ecossistemas aquáticos devido à sua carga de poluentes. A fim de minimizar o impacto deste sedimento no meio, este estudo visa caracterizar o potencial de utilização do sedimento depositado em uma bacia de retenção como agregado fino para materiais de construção civil. Para isso, inicialmente foi realizada uma revisão da literatura sobre sedimento pluvial e de dragagem fluvial em bases bibliográficas a partir de palavras-chave relacionadas à utilização de ambos os sedimentos como material de construção, para obter-se uma caracterização teórica do comportamento esperado para os ensaios com amostras de campo. Procedeu-se, então, à coleta de três amostras, aleatoriamente distribuídas, do sedimento depositado na bacia de retenção homônima ao córrego Barroca Funda em Limeira, estado de SP. As amostras passaram por ensaios de granulometria e de análise de impurezas orgânicas. Dadas curvas granulométricas obtidas na literatura a partir de sedimento adotado como material a ser utilizado na construção civil, as curvas granulométricas obtidas nos ensaios foram comparadas com as da literatura. Obteve-se que a granulometria apresentada pelas amostras de campo possui teores de areia variados entre as coletas, como relatado na literatura. Por outro lado, o teor de areias encontrado nas amostras e na literatura possuem valores similares os quais, ainda, carecem de maior esclarecimento das variações encontradas. A matéria orgânica, por sua vez, encontrada nas amostras constitui uma problemática recorrente na literatura, a qual tem sido mencionada como possível de ser estabilizada por meio de tratamento térmico do sedimento. Finalmente, diferentemente do sedimento de atividades atualmente geradoras de resíduos adotados como agregado para a construção civil, o sedimento de sistemas de drenagem pluvial apresenta variabilidades temporais e espaciais distintas das demais atividades cujo sedimento já é explorado de forma circular. Por outro lado, a falta de estudos sobre a adoção deste sedimento de forma circular, demonstra a necessidade de uma maior compreensão do ciclo hidrossedimentológico urbano.

1 - Introdução

Com frequência os estudos de sistemas de drenagem pluvial urbana concentram-se nos impactos deste sistema no regime e na qualidade da água de cursos d'água, no desempenho hidrossanitário destes e no socioeconômico do gerenciamento de riscos de sobrecarga do sistema e mais recentemente sobre os serviços ecossistêmicos potencialmente por estes oferecidos (Prudencio e Null, 2018). Todavia, a literatura ainda não converge sobre um ou outro modelo de manejo da água pluvial e do sedimento realizado por estes sistemas. De acordo com Baum e Goldenfum (2021) há uma elevada multiplicidade de indicadores e índices relacionados às águas pluviais e enchentes urbanas desenvolvidos pela comunidade científica para a realidade brasileira. O estudo verificou que, apesar dos esforços, muitos dos conjuntos de indicadores enfrentam problemas práticos para a sua aplicação, destacando-se a baixa disponibilidade de dados e a capacidade técnica limitada nos órgãos e entidades responsáveis. Lago et al. (2021) definiram o indicador de residência de pegada hidrológica (Hydrologic Footprint Residence) para quantificar a área e a duração consumidas por cada evento de inundação, o qual demanda intensos recursos de monitoramento. Os indicadores estudados por Santos et al. (2018) sistematicamente visam a redução dos picos de vazão, visando o controle de regiões críticas na bacia. Sage et al. (2015) estudaram indicadores expressos por lâminas de chuva comportada no sistema de armazenamento, sem, porém, oferecerem, ainda, a possibilidade de permitirem que diferentes locais fossem comparáveis entre si, pela ausência de fatores que reflitam as condições urbanísticas ao longo do tempo. No Brasil, o Sistema Nacional de Saneamento adota o indicador denominado IN035 que relaciona o volume total de retenção municipal pela área urbana do município, sem expressar a efetividade do sistema (Brasil, 2019).

Por outro lado, no município de São Paulo, por exemplo, de acordo com a série histórica de 2013-presente da Autoridade Municipal de Limpeza Urbana (AMLUrb), são coletados do sistema toneladas em quantidade equivalente à dos resíduos de construção e demolição civil, que são crescentemente adotados como recursos



econômicos. De acordo com relatório da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômicos (OCDE) não há uma definição consensual para o uso do termo economia circular, porém, todas buscam refletir o conceito da redução da extração de recursos naturais na sua origem para atividades econômicas (McCarthy et al., 2018). Por sua vez, particularmente os resíduos da limpeza de sedimento de sistema de drenagem urbana ainda não possuem estudos expressivos sobre a qualidade e a quantidade dos recursos potencialmente apresentados. Iniciativas de manejo de sedimento dragado tem sido amplamente estudadas, desenvolvidas e promovidas no âmbito dos conceitos elaborados para a Economia Circular em todo o mundo (Brils et al., 2014; Lim et al., 2020; McCarthy et al., 2018; Missaoui et al., 2016; USAR, 2019). Sendo esta intensificação de desenvolvimento das técnicas de manejo sustentável de recursos de sedimento dragado uma tendência recente e crescente (Bortone e Palumbo, 2007).

Por outro lado, os estudos científicos de referência realizados no país e no exterior em drenagem urbana não sinalizam, ainda, de forma substancial, que existe qualquer movimento no sentido de uma nova mudança de paradigma nesses sistemas favorável ao manejo sustentável do seu sedimento. Até a década de 2000 os estudos no Brasil visavam apenas à prevenção contra obstrução do escoamento pluvial por sedimento (Righetto, 2009). Durante este período, iniciavam-se no Reino Unido estudos de contaminação de sedimento coletado de bacias de retenção, sendo encontrados dezesseis compostos ambientalmente regulados (Kamalakkannan et al., 2004). Por este motivo, os estudos atuais nos países desenvolvidos têm-se voltado desde então para a avaliação da contaminação ambiental proveniente dos contaminantes encontrados no sedimento depositado em rodovias (Allen et al., 2017; Loganathan et al., 2013; Wilson, 2018). No Brasil, estudos mais recentes têm levantado a possibilidade de aproveitamento da fração orgânica de resíduos coletados na rede de drenagem urbana (Cordoba et al., 2013; Castro et al., 2018).

Este trabalho tem o objetivo de realizar ensaios de granulometria e de impurezas em amostras de sedimento pluvial e comparar seus resultados com resultados disponíveis na literatura para sedimento de origens diversas considerados para uso em materiais de construção. Estas amostras de sedimento foram coletadas em uma bacia de retenção localizada no município de Limeira, estado de SP.

2 - Fundamentação teórica

2.1 Origem e carga de sedimento de lavagem em sistemas de drenagem urbana

Sedimento de lavagem consistem no sedimento encontrado no escoamento superficial de água provenientes da erosão provocada pelo escoamento superficial direto sobre o solo, bem como da suspensão de sedimento pelo escoamento superficial direto sobre pavimentos. A carga de sedimento de lavagem urbanos tem sido alvo de estudos de forma perene na literatura. Sua participação no transporte de sedimento é tão mais

significativa quanto maior a intensidade dos fatores que levam à perda de solo, bem como à deposição seca (built-up), frequente tratada como fator imponderável. Os sólidos de origem natural consistem aproximadamente no resultado integral do teor de sólidos suspensos totais em águas pluviais urbanas. Assim, o teor de sólidos suspensos aproxima-se e é utilizada como estimativa da concentração de sedimento de lavagem urbanos. A base nacional de qualidade de água pluvial dos EUA (sigla NSQD em idioma inglês) reúne registros de concentrações médias de sedimento por evento chuvoso apresentados por Phillips et al. (2018) dentro do intervalo de 3 a 4800 mg/l cuja mediana encontra-se a 58 mg/l. Estudos recentes, no entanto, tem sido motivados a buscar fatores físicos que determinam a carga de sedimento de lavagem relacionados à granulometria e ao perfil raso do solo urbano (Luo et al., 2018; Muthusamy et al., 2018a, 2018b; Zhao et al., 2018a, 2018b, 2016). O montante de sedimento é, desta forma, carregado desde a sua fonte, nos diferentes lotes urbanos (públicos e privados) por todo o sistema público de drenagem i) iniciado nas sarjetas, ii) cuja contribuição é coletada em bocas de lobo, iii) reunida em galerias pluviais e córregos retificados ou naturais, iv) amortecida em bacias de retenção até, finalmente desaguarem fora do perímetro urbano em v) corpos d'água receptores (ou simplesmente corpos receptores). Os impactos físicos e ecotoxicológicos causados aos corpos receptores são determinados em parte pela concentração de contaminantes presentes no sedimento e em parte pelo assoreamento destes corpos d'água, que consiste no montante do sedimento depositado nos corpos d'água (Wilson, 2018; Zevenbergen et al., 2012). Os impactos causados pelos depósitos de sedimento são observados ao longo de todo o trajeto percorrido pelo sistema, à medida que atenua o escoamento após o pico, deposita sedimento, distribuídos conforme o balanço entre granulometria e capacidade de transporte do trecho (concentração máxima admissível do trecho) (Song et al., 2018). Estudos detalhados tem sido dedicados ao tema, empregando-se modelagem física em escala real a fim de melhor controlar e enumerar os fatores urbanos determinantes (J Naves et al., 2020; Juan Naves et al., 2020). Alternativamente, a identificação de fatores determinantes da geração de carga de sedimento de lavagem tem sido obtida localmente por meio de modelagem empírica (Gudino-Elizondo et al., 2019; Yuill e Gasparini, 2011).

2.2 Contaminantes em sedimento depositado em sistemas de drenagem urbana

A presença de contaminantes no sedimento depositado em rodovias é originada de modo geral i) pelas emissões veiculares e industriais, ii) pelos resíduos veiculares e pavimentares, iii) pela nitrificação da fauna e flora urbana e iv) pelo uso de pesticidas (Loganathan et al., 2013). Tal sedimento constitui parte do sedimento depositado no sistema de drenagem urbana, uma vez que as sarjetas são o primeiro acessório do sistema. A literatura especializada ainda diverge termos relacionados



ao sedimento depositado na drenagem, referindo-se ora especificamente a sedimento detido (Allen et al., 2017) e ora genericamente a sedimento depositado em vias (Kayhanian et al., 2012). De forma geral, o sedimento carregado pela drenagem urbana apresenta contaminantes adsorvidos, como metais pesados, nutrientes, compostos orgânicos e microrganismos patogênicos (Bernardin-Souibgui et al., 2018), contraídos tanto em superfície como no interior das galerias por águas servidas incorretamente coletadas, com frequência resultando em concentrações acima de limites ecotoxicológicos de ambientes aquáticos (Müller et al., 2020; Wilson, 2018). Adicionalmente, a perspectiva de utilização de sedimento depositado tanto no meio ambiente, em corpos d'água lênticos e lóticos, como em ambiente urbano, acende o debate e suscita estudos científicos que possam determinar o perigo de contaminação de trabalhadores e usuários dos produtos incorporadores deste material.

3 - Revisão da literatura de sedimento pluvial e fluvial como material de construção

A granulometria fina e a significativa humificação do sedimento de sistemas de drenagem urbana são as principais características que o distinguem dos resíduos de construções. Logo, a sua aplicabilidade direta em materiais de construção, pavimentação e geotecnia enfrenta maiores dificuldades (Renella, 2021). Por outro lado, a recuperação de agregados arenosos de sedimento ou solos caracterizados pela acentuada presença de finos, usualmente, exige a aplicação de técnicas de lavagem e de biorremediação de solos. Sendo assim, a ausência de beneficiamento de tais resíduos removidos de dragagem fluvial traz desafios para a aplicação deste material também em aplicações agrícolas (Renella, 2021). Os estudos reunidos na Tabela 1 foram obtidos em bases bibliográficas por meio de palavras-chave que estão relacionadas a águas pluviais, dragagem, sedimento, reuso, resíduo e reciclagem.

Tabela 1: Estudos de caracterização de sedimento para reuso como material de construção disponíveis na literatura

Condicionantes do estudo	Poleto et al. (2009)	Jang (2010)	Charters et al. (2015)	Beddaa et al. (2020)	Peña-Guzmán et al. (2021)
Local	Pavimentos urbanos (Rio Grande do Sul)	Detenção pluvial (Flórida)	Pavimentos e coberturas (Christchurch, Nova Zelândia)	Dragagem fluvial (Paris)	Drenagem urbana (Poente Aranda, Colômbia)
Amostragem	2400	156	103	19	160
Ensaio	Granulometria e físico-química	Poluentes totais e lixiviáveis	Granulometria	Poluentes, granulometria, impurezas, resistência e durabilidade	Granulometria e físico-química
Classificação granulométrica	Areia, finos e voláteis	N/A	Areia e finos	Finos, detritos e voláteis	Areia, finos e voláteis
Empregabilidade	N/A	N/A	N/A	Concreto estrutural	Efeito pozolânico
Área de drenagem	N/A	N/A	1000 m²	N/A	N/A
Uso do solo	Urbano	Urbano	Residencial	Urbano	Urbano
Pluviometria anual	1250-2000 mm	N/A	N/A	N/A	N/A

Os estudos foram encontrados com datas de publicação inicial no ano de 2009. Os estudos foram coletados tanto entre pesquisas realizadas para resíduos consistidos de sedimento, tanto de origem pluvial urbana, quanto de sedimento dragado. Não foram obtidas curvas granulométricas entre os estudos de sedimento pluvial urbano. Observa-se entre os estudos para sedimento pluvial, a coleta de maiores números de amostras do que no estudo para sedimento de dragagem fluvial. Esta diferença é compreensível a partir do fato da variabilidade espacial e temporal do sedimento urbano. Observa-se, ainda, que os primeiros estudos listados (Poleto et al., 2009; Jang, 2010; Charters et al., 2015) não realizaram avaliações de propriedades construtivas, enquanto os mais recentes (Beddaa et al., 2020 e Peña-Guzmán et al., 2021) passaram a incluir avaliações de propriedades construtivas na sua elaboração. De forma geral, as amostras de sedimento coletadas nos estudos levantados apresentam granulometria aberta e presença de impurezas orgânicas, cuja eliminação, de acordo com Agostini; Skoczylas; Lafhaj (2007), pode ser realizada por meio de tratamento térmico do sedimento,

viabilizando satisfatoriamente sua incorporação nos materiais de construção civil.

Destaca-se, ainda, o fato de que as áreas de estudo adotadas pelos trabalhos levantados possuem origem em diferentes continentes. Assim, os solos constituintes do sedimento relatados possuem genéticas diversas, as quais estão relacionadas a rochas-mãe diversas e intemperismos diversos, que determinam ambos, a erodibilidade do sedimento e o resultado do particionamento dos poluentes entre a água e o sedimento. Por sua vez, a erodibilidade do sedimento e o lançamento de contaminantes são determinados, ainda, por fatores climáticos e socioeconômicos distintos entre cada um dos estudos avaliados.

Pesticidas, microrganismos, metais pesados e microplásticos possuem em comum o fato de que não são sensíveis às técnicas convencionais de tratamento da água. Por outro lado, tais poluentes são constantemente relatados na literatura referente ao sedimento de sistemas pluviais. Pelo fato de o sedimento constituir-se em partículas sólidas, os poluentes encontram-se aderidos às paredes de seus grãos. Temos, assim, que a massa de contaminante varia de acordo com o



quadrado do diâmetro, D , da partícula (D^2), enquanto a massa dos grãos varia de acordo com o cubo do diâmetro da partícula (D^3). Como resultado, grãos com diâmetros maiores possuem uma concentração menor de contaminantes (Zanders, 2005). Os microplásticos possuem comportamento diferenciado com relação à sua concentração. Como o plástico é menos denso do que a água, sua aderência ao sedimento ocorre conforme o topo da coluna d'água cede através da coluna do depósito. Logo, a aderência dos microplásticos ao sedimento de forma geral se reduz ao longo da profundidade da coluna de depósito do sedimento e quanto maiores as profundidades dos depósitos, menores concentrações de microplásticos, como observado por Koutnik et al. (2022).

4 - Materiais e métodos dos ensaios de laboratório

4.1 - Área de estudo

O município de Limeira, SP, pertence à Região Administrativa de Campinas, formada ao todo por noventa municípios. A bacia de detenção Barroca Funda, localizada no município (Figura 1) foi adotada para o estudo devido à sua localização próxima à instituição sede do estudo, Universidade Estadual de Campinas. A bacia de detenção possui capacidade para armazenar 23 mil m^3 de água pluvial e encontra-se instalada em série (in-line) com o córrego homônimo. A área de drenagem da bacia de detenção Barroca Funda possui 5,71 km^2 ocupados por áreas urbanizadas.

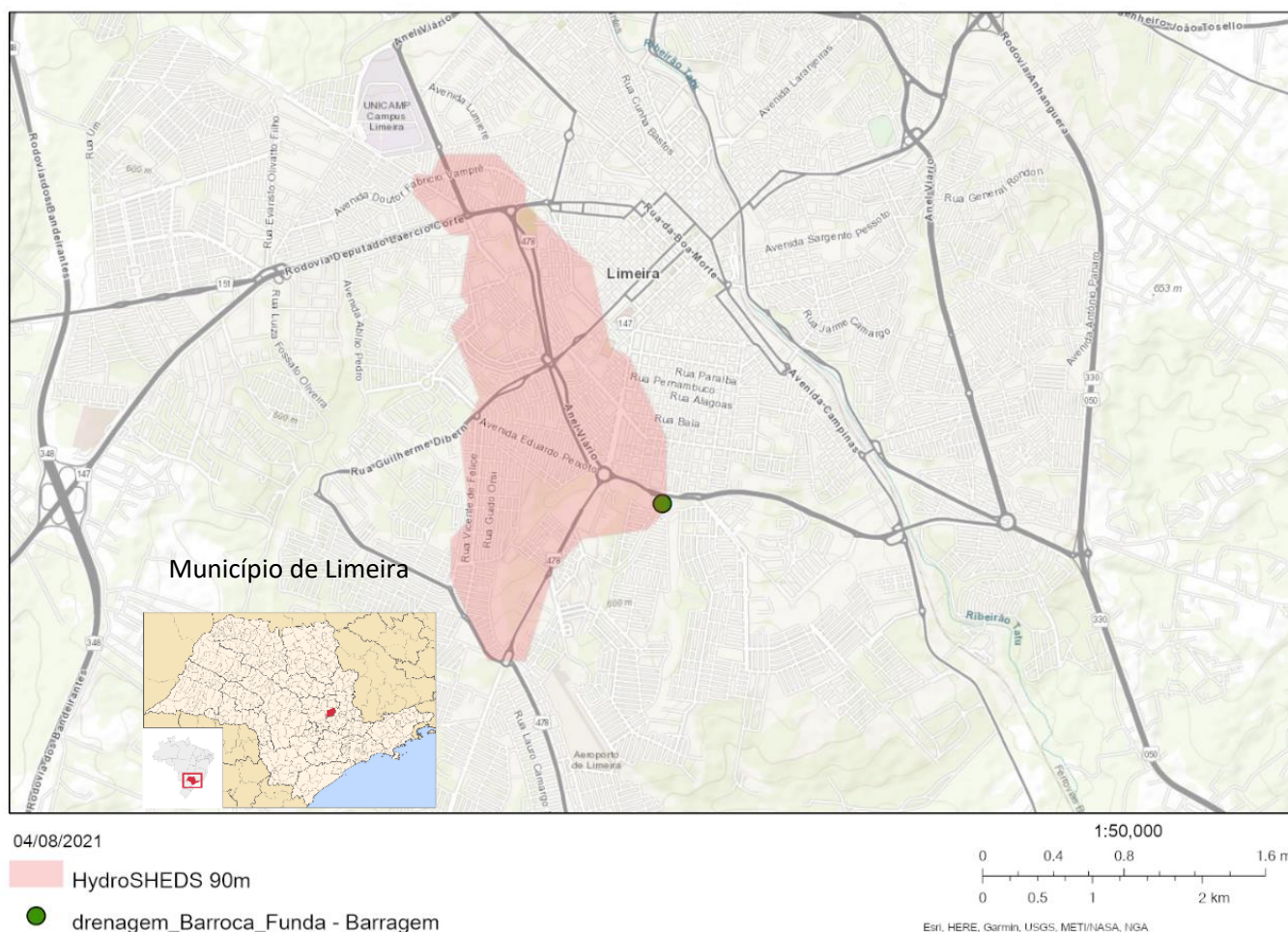


Figura 1: Localização da área de estudo: município de Limeira e legendas (canto inferior esquerdo), área de drenagem e mapa físico (centro), escala e fontes (canto inferior direito).

4.2 - Coleta de Amostras

Foram especificadas coletadas a trado 3 amostras de sedimento depositado em diferentes locais na lagoa de detenção Barroca Funda. A coleta ocorreu de acordo com a disponibilidade de sedimento presente (que varia em função da pluviometria). Após a coleta, as amostras passariam por secagem em ambiente natural e em estufa a $100^{\circ}C$, até que não houvesse mais a presença de água.

4.3 - Ensaio granulométrico

Depois de secas, as amostras passariam por ensaio granulométrico para determinação do diâmetro do sedimento. A granulometria foi realizada por peneiramento, onde a amostra foi fracionada conforme o diâmetro dos grãos do sedimento passantes em cada uma das peneiras utilizadas (segundo a NBR 7217).



4.4 - Ensaio de impurezas orgânicas

Para após o ensaio granulométrico, foi especificada uma análise de impurezas para determinar a quantidade de impurezas orgânicas presentes no sedimento de cada uma das amostras. O ensaio foi especificado por meio de soluções de hidróxido de sódio e ácido tânico de acordo com a NBR-NM 49, e passaram por comparação colorimétrica com uma solução padrão para que o grau de impureza do sedimento fosse determinado.

5 - Resultados e discussões

5.1 - Curvas granulométricas

Para contextualizar a granulometria das amostras coletadas, foram levantados, ainda, estudos adicionais que determinaram curvas granulométricas de sedimento com finalidade de utilização em materiais de construção, entre sedimento dragado (Beddaa et al., 2020; Beddaa; Fraj; Ducléroi, 2021), sedimento costeiro (Limeira et al., 2011) e solo de escavação urbana (Kataguiiri et al., 2019). Assim, ilustra-se, na Figura 2, as frações de sedimento acumuladas dos diâmetros passantes de cada peneira. É importante notar a diferença entre os valores obtidos, o que indica certa variabilidade na eficiência de remoção dos diferentes

tamanhos de grãos da massa líquida entre os diferentes locais de coleta das amostras. As 6 peneiras adotadas no ensaio (destacadas pelas linhas verticais em verde na Figura 2) delimitam 5 intervalos de diâmetros correspondentes a materiais arenosos. As frações desacomuladas permitem observar que as amostras 1 e 2 possuem uma menor quantidade de areias (77,2% e 70,80%, respectivamente) quando comparadas aos estudos com sedimento fluvial (em média 82,23%) e costeiros (85,52%). Como o diâmetro do sedimento depositado varia em função da velocidade do escoamento no canal fluvial, espera-se uma maior velocidade de escoamento nos corpos hídricos fluviais e costeiros em relação à velocidade de escoamento no reservatório de detenção, nos pontos onde foram coletadas estas duas amostras. A amostra 3, por outro lado, apresentou um maior teor de sedimento arenoso em sua composição (95%), o que demonstra variação de velocidade nos diferentes pontos de coleta das amostras dentro da bacia, ou seja, a bacia de detenção possui um campo heterogêneo de velocidades. Kataguiiri (2019) encontrou a menor fração de areias (46,88%) em solos escavados, devido ao seu menor grau de seleção em relação ao solo argiloso natural local.

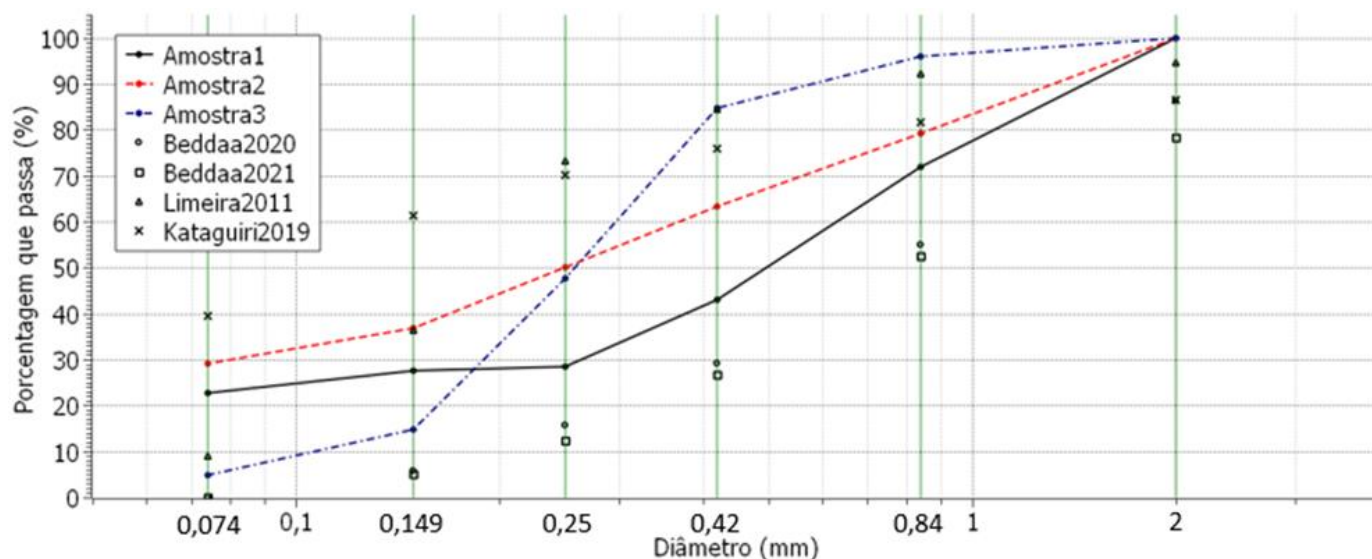


Figura 2: Curvas granulométricas obtidas com as amostras coletadas (amostras 1, 2 e 3) e da literatura. Produzido no software SciDavis.

5.2 - Impurezas orgânicas

O ensaio de impurezas orgânicas (Figura 3) revelou colorações distintas entre as amostras, que variam entre mais escuras do que a solução padrão, indicando contaminação elevada do sedimento, e levemente mais claras do que o padrão, indicando um menor grau de impurezas orgânicas no sedimento. A contaminação das amostras pode ser explicada pelo lançamento irregular de esgoto doméstico pelo sistema de drenagem ou, ainda, na própria bacia de detenção.



Figura 3: Comparação das amostras obtidas com uma solução padrão. Da esquerda para direita: Solução padrão, sedimento fino da amostra 1, sedimento grosso da amostra 1, amostra 2 e amostra 3.



6 - Considerações finais

O sedimento de sistemas de drenagem pluvial possui propriedades granulométricas e de poluição comparáveis às de sedimentos de dragagem, relatados na literatura como fonte circular de agregados finos para materiais de construção. Por outro lado, diferentemente do sedimento dragado, a granulometria do sedimento de sistemas de drenagem pluvial apresenta variabilidade temporal e espacial em função i) da intensidade das chuvas intensas, ii) da distribuição espacial das chuvas intensas e iii) do campo de velocidades de escoamento no corpo hídrico a que pertence. Logo, as propriedades hidrodinâmicas da lagoa de retenção, onde foram coletadas as amostras estudadas neste trabalho, influenciam diretamente a granulometria e a concentração de contaminantes do sedimento depositado. Fazendo uma comparação dos resultados obtidos nos ensaios realizados com os resultados obtidos por outros estudos, observa-se que o comportamento da granulometria das amostras é bastante similar com as obtidas na literatura e tomadas como referência. Desta forma, conclui-se que o desempenho deste material também seja considerado como adequado para inserção em elementos de construção civil, assim como os estudos de referência. Com relação ao teor de matéria orgânica presente nas amostras, nota-se que se trata de uma problemática recorrente nos estudos analisados. Por fim, enquanto o sedimento de sistemas de drenagem pluvial contribui para os impactos ambientais da urbanização, ao mesmo tempo oferece um resíduo compatível com demais resíduos relatados na literatura como fonte de agregados finos para materiais de construção civil. Por outro lado, a fundamentação, conceituação e modelagem desta funcionalidade no sedimento pluvial ainda necessita de modelos de manejo do sistema que melhor compreendam o ciclo hidrossedimentológico do sistema.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado com o apoio financeiro e institucional do Programa de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC) da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) em conjunto com o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Referências

1. Agostini, F., Skoczylas, F., Lafhaj, Z., 2007. About a possible valorisation in cementitious materials of polluted sediments after treatment. *Cem. Concr. Compos.* 29, 270–278. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2006.11.012>
2. Allen, D., Haynes, H., Arthur, S., 2017. Contamination of Detained Sediment in Sustainable Urban Drainage Systems. *Water*. <https://doi.org/10.3390/w9050355>
3. Baum, Camila Angélica; Goldenfum, Joel Avruch. Ponderação de indicadores para gerenciamento de águas pluviais urbanas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS - SBRH, 24., 2021, Belo Horizonte. Anais do Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Belo Horizonte: Ahrhidro, 2021. p. 1-10.

4. Beddaa, H., Ouazi, I., Ben Fraj, A., Lavergne, F., Torrenti, J.-M., 2020. Reuse potential of dredged river sediments in concrete: Effect of sediment variability. *J. Clean. Prod.* 265, 121665. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121665>
5. Beddaa, H.; Fraj, A. Ben; Ducléroi, S. Experimental study on river sediment incorporation in concrete as a full aggregate replacement: Technical feasibility and economic viability. *Construction and Building Materials*, v. 313, n. October, 2021.
6. Bernardin-Souibgui, C., Barraud, S., Bourgeois, E., Aubin, J.-B., Becouze-Lareure, C., Wiest, L., Marjolet, L., Colinon, C., Lipeme Kouyi, G., Cournoyer, B., Blaha, D., 2018. Incidence of hydrological, chemical, and physical constraints on bacterial pathogens, *Nocardia* cells, and fecal indicator bacteria trapped in an urban stormwater detention basin in Chassieu, France. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 24860–24881. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1994-2>
7. Bortone, G., Palumbo, L. (Eds.), 2007. *Sediment and Dredged Material Treatment*, Sustainable. ed. Elsevier.
8. Brasil. Terceiro Diagnóstico de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Urbanas-2018. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento. Ministério do Desenvolvimento Regional, 2019. 195 p.
9. Brils, J., de Boer, P., Mulder, J., de Boer, E., 2014. Reuse of dredged material as a way to tackle societal challenges. *J. Soils Sediments* 14, 1638–1641. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0918-0>
10. Castro, M. A. S.; Florenzano Neto, A.; Marques, M. S. A caracterização de resíduos sólidos retidos em sistemas de drenagem urbana: subsídio para o gerenciamento adequado. In: 13º Seminário Nacional de Resíduos Sólidos, 2018, Cuiabá-MT. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2018. v. 13. p. 1-6.
11. Charters, F. J., Cochrane, T. A., & O'Sullivan, A. D. (2015). Particle size distribution variance in untreated urban runoff and its implication on treatment selection. *Water Research*, 85, 337–345. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.029>
12. Cordoba, R. E.; Castro, M. A. S.; Martins, L. G. B.; Schalch, V.. Avaliação dos impactos de resíduos sólidos em sistemas de micro drenagem urbana: estudo de caso em campus universitário. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013, Goiânia. Rio de Janeiro: ABES, 2013. v. 1. p. 1-10.
13. Gudino-Elizondo, N., Biggs, T.W., Bingner, R.L., Langendoen, E.J., Kretschmar, T., Taguas, E. V., Taniguchi-Quan, K.T., Liden, D., Yuan, Y., 2019. Modelling Runoff and Sediment Loads in a Developing Coastal Watershed of the US-Mexico Border. *Water*. <https://doi.org/10.3390/w11051024>



14. Jang, Y. C. et al. Characterization of roadway stormwater system residuals for reuse and disposal options. *Science of the Total Environment*, v. 408, n. 8, p. 1878–1887, 2010.
15. Kamalakkannan, R., Zettel, V., Goubatchev, A., Stead-Dexter, K., Ward, N.I., 2004. Chemical (polycyclic aromatic hydrocarbon and heavy metal) levels in contaminated stormwater and sediments from a motorway dry detention pond drainage system. *J. Environ. Monit.* 6, 175–181. <https://doi.org/10.1039/B309384K>
16. Kataguri, K. et al. Characterization flowchart for assessing the potential reuse of excavation soils in Sao Paulo city. *Journal of Cleaner Production*, v. 240, 2019.
17. Kayhanian, M., McKenzie, E.R., Leatherbarrow, J.E., Young, T.M., 2012. Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Sci. Total Environ.* 439, 172–186
18. Koutnik, V. S. et al. Microplastics retained in stormwater control measures: Where do they come from and where do they go? *Water Research*, v. 210, n. December 2021, p. 118008, 2022.
19. Lago, César Ambrogi Ferreira do et al. Assessing the Impact of Climate Change on Transportation Infrastructure Using the Hydrologic-Footprint-Residence Metric. *Journal Of Hydrologic Engineering*, [S.L.], v. 26, n. 5, p. 04021014, maio 2021. American Society of Civil Engineers (ASCE). [https://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0002076](https://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0002076).
20. Lim, Y.C., Shih, Y.-J., Tsai, K.-C., Yang, W.-D., Chen, C.-W., Dong, C.-D., 2020. Recycling dredged harbor sediment to construction materials by sintering with steel slag and waste glass: Characteristics, alkali-silica reactivity and metals stability. *J. Environ. Manage.* 270. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110869>
21. Limeira, J. et al. Mechanical and durability properties of concrete made with dredged marine sand. *Construction and Building Materials*, v. 25, n. 11, p. 4165–4174, 2011.
22. Loganathan, P., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., 2013. Road-Deposited Sediment Pollutants: A Critical Review of their Characteristics, Source Apportionment, and Management. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 43, 1315–1348. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.644222>
23. Luo, X., Zhao, H., Liao, Y., Li, X., 2018. Evaluation of the methods for quantifying particle wash-off loadings in urban impervious surfaces at small scales. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 6969–6979. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1018-7>
24. McCarthy, A., Dellink, R., Bibas, R., 2018. The Macroeconomics of the Circular Economy Transition: A Critical Review of Modelling Approaches (No. 130). Paris. <https://doi.org/10.1787/af983f9a-en>
25. Missaoui, A., Said, I., Lafhaj, Z., Daoued, S., Ali, I.B.H., 2016. Laboratory study on recycling of sediments in paving blocks. *Environ. Geotech.* 3, 397–407. <https://doi.org/10.1680/envgeo.15.00006>
26. Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., Viklander, M., 2020. The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Sci. Total Environ.* 709, 136125. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>
27. Muthusamy, M., Tait, S., Schellart, A., Beg, M.N.A., Carvalho, R.F., de Lima, J.L.M.P., 2018a. Improving understanding of the underlying physical process of sediment wash-off from urban road surfaces. *J. Hydrol.* 557, 426–433. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.11.047>
28. Muthusamy, M., Wani, O., Schellart, A., Tait, S., 2018b. Accounting for variation in rainfall intensity and surface slope in wash-off model calibration and prediction within the Bayesian framework. *Water Res.* 143, 561–569. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.022>
29. Naves, J, Rieckermann, J., Cea, L., Puertas, J., Anta, J., 2020. Global and local sensitivity analysis to improve the understanding of physically-based urban wash-off models from high-resolution laboratory experiments. *Sci. Total Environ.* 709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136152>
30. Naves, Juan, Anta, J., Suárez, J., Puertas, J., 2020. Hydraulic, wash-off and sediment transport experiments in a full-scale urban drainage physical model. *Sci. Data* 7, 44. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0384-z>
31. Peña-Guzmán, C. et al. Characterization and analysis of sediments in stormwater drainage for reuse. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 2021.
32. Phillips, R., Jeswani, H. K., Azapagic, A., & Apul, D. (2018). Are stormwater pollution impacts significant in life cycle assessment? A new methodology for quantifying embedded urban stormwater impacts. *Science of The Total Environment*, 636, 115–123. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.04.200>
33. Poletto, C.; Bortoluzzi, E.C.; Charlesworth, S.M.; Merten, G.H. Urban Sediment Particle Size and Pollutants in Southern Brazil, *J Soils Sediments*, 2009b. DOI 10.1007/s11368-009-0102-0
34. Prudencio, L., Null, S.E., 2018. Stormwater management and ecosystem services: a review. *Enviromental Res. Lett.* 13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa81a>
35. Renella, G., 2021. Recycling and Reuse of Sediments in Agriculture: Where Is the Problem? *Sustain.* . <https://doi.org/10.3390/su13041648>
36. Righetto, A.M. (Ed.), 2009. Manejo de Águas Pluviais Urbanas. ABES.



37. Sage, Jérémie et al. Stormwater Management Criteria for On-Site Pollution Control: a comparative assessment of international practices. *Environmental Management*, [S.L.], v. 56, n. 1, p. 66-80, 9 abr. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0485-1>.
38. Santos, Liliana Ferreira et al. Performance indicators for urban storm water systems: a review. *Water Policy*, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 221-244, 27 nov. 2018. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wp.2018.042>.
39. Siham, K. et al. Marine dredged sediments as new materials resource for road construction. *Waste Management*, v. 28, n. 5, p. 919–928, 2008.
40. Song, Y.H., Yun, R., Lee, E.H., Lee, J.H., 2018. Predicting Sedimentation in Urban Sewer Conduits. *Water*. <https://doi.org/10.3390/w10040462>
41. Using Sediments As a Resource (USAR), 2019. Sediment Recycling Strategy. Rotterdam.
42. Wilson, D.C., 2018. Potential urban runoff impacts and contaminant distributions in shoreline and reservoir environments of Lake Havasu, southwestern United States. *Sci. Total Environ.* 621, 95–107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.223>
43. Yuill, B.T., Gasparini, N.M., 2011. Hydrologic controls on wash load sediment concentrations within a low-ordered, ephemeral watershed. *J. Hydrol.* 410, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.09.011>
44. Zanders, J. M. (2005). Road sediment: characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Science of The Total Environment*, 339(1), 41–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.023>
45. Zevenbergen, L.W., Arneson, L.A., Hunt, J.H., Miller, A.C., 2012. Hydraulic Design of Safe Bridges. Springfield.
46. Zhao, H., Chen, X., Hao, S., Jiang, Y., Zhao, J., Zou, C., Xie, W., 2016. Is the wash-off process of road-deposited sediment source limited or transport limited? *Sci. Total Environ.* 563–564, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.123>
47. Zhao, H., Jiang, Q., Ma, Y., Xie, W., Li, X., Yin, C., 2018a. Influence of urban surface roughness on build-up and wash-off dynamics of road-deposited sediment. *Environ. Pollut.* 243, 1226–1234. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.105>
48. Zhao, H., Jiang, Q., Xie, W., Li, X., Yin, C., 2018b. Role of urban surface roughness in road-deposited sediment build-up and wash-off. *J. Hydrol.* 560, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.016>



LEVANTAMENTO GRANULOMÉTRICO DE SEDIMENTOS ORIUNDOS DE VIAS NÃO PAVIMENTADAS - ESTUDO DE CASO NA MICROBACIA DO CÓRREGO QUARTA-FEIRA EM CUIABÁ-MT.

Kauê Boidi Pereira¹, Mateus Domingos², Ana Rubia de Carvalho Bonilha Silva³, Amanda Finger⁴,
Gabriella Nunes Mota⁵

¹ Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: kauebp@gmail.com; ² Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: mateusdomingos1@hotmail.com; ³ Universidade Federal de Mato Grosso, e-mail: arbonilha@gmail.com;

⁴ Amanda Finger, e-mail: amandafinger.ufmt@gmail.com; ⁵ Universidade Federal de Mato grosso, e-mail: nunes1gabriella@gmail.com

Palavras-chave: Córrego urbano; curva granulométrica; suscetibilidade erosiva.

Introdução

A expansão urbana geralmente ocorre de forma desordenada e pode ter como consequência a degradação do solo e dos mananciais. O transporte a deposição de materiais, principalmente sedimentos, traz como consequência a ocorrência de problemas na drenagem pluvial e podem favorecer ao acontecimento de enchentes e deslizamentos (TUNDISI e TUNDISI, 2011).

Processos de erosão e deposição ocorrem naturalmente em cursos d'água, mas a ação antrópica acelera esse processo e intensifica problemas urbanos. Além disso, é impossível isolar a problemática dos sedimentos dos outros diversos problemas presentes em uma bacia em desenvolvimento. Um dos grandes obstáculos para a resolução é a falta de estudos relativos a sedimentos, como um grave problema em bacias urbanas (GUY, 1970).

Os sedimentos têm sido tratados como um poluente potencial, não apenas pela concentração nos corpos d'água, mas também por agregar outras substâncias e pelos consequentes impactos no uso da água, como assoreamento de tomadas d'água. Um dos sistemas de infraestrutura urbana mais afetados pelos sedimentos é o de drenagem pluvial, com a obstrução das canalizações da rede de drenagem e assoreamento, causando redução da capacidade de escoamento (DOTTO *et al.*, 2007; WARD & ELLIOT, 1995, apud ALMEIDA, 2011a).

Segundo Moraes (2016), as vias sem pavimentação estão mais sujeitas a sofrer erosão pela ação das águas e o seu grau de intensidade será determinado por dois fatores básicos: tipo de solo e a declividade. No período chuvoso, essa erosão pode gerar canais nas laterais das ruas, danificando-as e impedindo o tráfego de veículos e até mesmo de pedestres.

Estudos e pesquisas que tratam sobre hidrossedimentologia e sua dinâmica, normalmente possuem como tema os sedimentos depositados no fundo dos corpos d'água e transportados ao longo da bacia pelo canal (TORRISI *et al.*, 2016). Contudo, poucos tem como objetivo verificar essa dinâmica no meio urbano, o transporte e a deposição de sedimentos em áreas densamente povoadas.

Dessa forma, é de extrema importância avaliar a produção de sedimentos em bacias urbanas, uma vez que se dispõe de poucos dados nesses locais, a fim de contornar os problemas gerados, por meio de ações planejadas e fiscalização do poder público, evitando que o sedimento carreado pelo escoamento superficial seja depositado nas galerias e/ou córregos, comprometendo o sistema de drenagem (micro e macro) e causando enchentes.

Em virtude do estudo da produção de sedimentos, é possível verificar os locais mais suscetíveis ao processo erosivo para que seja feito ações de prevenção e controle, além de desenvolver metodologias e critérios para pavimentação priorizando tais áreas, a fim de evitar problemas com enchentes e má qualidade da água.

Desta forma, objetiva-se no presente artigo, determinar a granulometria dos sedimentos presentes em ponto escolhido e suas respectivas curvas granulométricas, em vias não pavimentadas do sistema de drenagem da microbacia do córrego Quarta-feira, no Município de Cuiabá, capital do Estado de Mato Grosso.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na microbacia do Quarta-feira, com uma área aproximada de 5,84 km² e um perímetro de 12,7 km, contando com uma lagoa artificial de cerca de sete hectares. O córrego do Quarta-feira encontra-se na região noroeste, dentro da mancha urbana, no Município de Cuiabá, capital do Estado de Mato Grosso (Figura 1). Este córrego pertence a sub-bacia hidrográfica do Ribeirão do Lipa, afluente do rio Cuiabá, pertencente à bacia hidrográfica do Paraguai. É classificado como perene, com comprimento de 5.132 m até a sua foz.

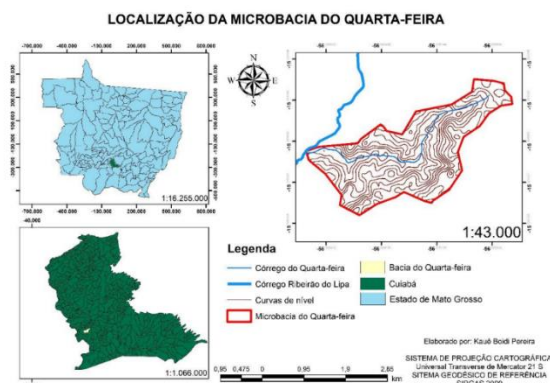


Figura 1: Localização da microbacia do Quarta-feira.
Localização da microbacia do Quarta-feira.

Na cidade de Cuiabá, ocorre a presença de rochas pré-cambrianas datadas do proterozóico médio, pertencentes ao grupo Cuiabá, constituídas principalmente por filitos intrudidos por filões de quartzo leitoso, características que são reproduzidas na área de estudo. Possui ainda, filitos alterados de delgada camada de solos litólicos, constituídos por material grosseiro de cascalhos e fragmentos ferruginizados (DIAS, 2008).

Segundo, Dantas *et al.* (2006), nos fundos de vale da baixada cuiabana, ocorrem solos pouco espessos, imperfeitamente drenados e concrecionários (Plitossolos Pétricos), com baixa fertilidade natural com suscetibilidade a erosão laminar e linear variando entre moderada e alta.

A área da microbacia do córrego Quarta-feira possui declividades que variam de 2%, próxima ao exutório, a 8%, próxima a nascente do córrego. Já a cobertura vegetal da área urbana, é constituída principalmente por remanescentes de cerrado, cerradão, matas ciliares e vegetação exótica (DIAS, 2008; FERRAREZ, 2016).

O curso d'água principal, é o córrego Quarta-Feira, com cerca de 5,1 quilômetros de extensão. Sua nascente se localiza no Centro Político Administrativo, coordenadas 15°33'39,46"S e 56°44',14"O, com 223 metros de altitude. Seu exutório se dá no Ribeirão do Lipa, coordenadas 15°34'15,40"S e 56° 6'12,71"O, com 171 metros de altitude e tem aproximadamente 1,2% de declividade ao longo de sua extensão (MORAES, 2016).

Na Figura 2 é exposta a delimitação da área de estudo, com destaque para o Córrego Quarta-Feira, afluente do Ribeirão do Lipa.



Figura 2: Área de drenagem da microbacia do Quarta-feira. Adaptado de Moraes, 2016.

A microbacia do Quarta-feira abrange, no total, seis bairros, sendo eles: Centro Político Administrativo; Despraído; Jardim Alvorada; Paiaguás; Quilombo e Santa Marta (Figura 3) totalizando uma população de aproximadamente 38.346 habitantes (IPDU, 2009).



Figura 3: Bairros da microbacia do Quarta-feira.
Elaboração própria, 2018.

Com base em levantamento bibliográfico em trabalhos realizados anteriormente na microbacia (Moraes, 2016; Ferrarez, 2016), verificou-se possíveis pontos de depósitos de sedimentos em vias públicas que permitissem a análise da influência de loteamentos, ruas asfaltadas e não asfaltadas, no assoreamento de córregos.

Nesta etapa do trabalho, foi selecionado um ponto da microbacia que permitisse a coleta e que houvesse contribuição de sedimentos oriundos de ruas sem pavimentação e loteamentos abertos. Para isso, foram utilizadas imagens de satélite, do ano de 2018, disponibilizadas pelo Google Earth Pro e 4 visitas in loco.

O ponto escolhido localiza-se nas coordenadas 15°34'22,34"S e 56°05'36,14"O, por se tratar de um local com contribuição de sedimentos tanto de vias pavimentadas quanto de vias não pavimentadas, conforme Figura 4. Sendo observado neste local, em visitas, o acúmulo de sedimento na via e para a calha do córrego do Quarta-feira.



Figura 4: Localização dos pontos de coleta com as contribuições de sedimentos por vias pavimentadas (preto) e vias não pavimentadas (laranja). Elaboração própria, 2018.



Após a definição do ponto, iniciou-se a coleta dos sedimentos. Ao todo, foram realizadas 3 coletas ao longo do período de chuvas da temporada 2017-2018, nos dias 31/10/2017; 20/12/2017 e 19/03/2018. Em cada coleta foram realizadas 3 amostragens diferentes, conforme Figura 5.



Figura 5: Os 3 locais de amostragem no ponto de estudo. Acervo pessoal, 2018.

Os pontos de amostragem foram escolhidos por possuírem características diferenciadas. O ponto “A”, à esquerda do dispositivo de drenagem, que conduz as águas de chuvas para o córrego e recebe contribuição de ruas pavimentadas. O ponto “B”, a direita do dispositivo de drenagem, recebe muita contribuição das ruas não pavimentadas da microbacia (Figura 6). O ponto “C” fica na esquina pela qual desce os sedimentos carreados das ruas não pavimentadas, sendo selecionado por visualmente possuir granulometria diferenciada em relação aos outros dois pontos e possuir grande quantidade de sedimentos depositados.



Figura 6: Localização do dispositivo de drenagem e sua contribuição. Acervo pessoal, 2018.

Cada amostra foi retirada de uma área de 4m² e colocadas em sacos plásticos pretos etiquetados. Em seguida, os sacos pretos de cada amostra foram dispostos em uma lona para a realização de um quarteamento (método consagrado que consiste na homogeneização de uma amostra, sendo divididas em 4 partes iguais). Sendo que duas partes são descartadas e duas são homogeneizadas novamente até atingir o valor necessário para análise), conforme Figura 7. O quarteamento foi realizado nas três amostras, sendo separados até 5 kg de sedimentos.



Figura 7: Etapas do Quarteamento. Acervo pessoal, 2018.

As análises granulométricas foram realizadas no Laboratório de Análises Físico-químicas de Efluentes, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, na Universidade Federal de Mato Grosso. Conforme Torrisi *et al.* (2016), por meio da análise granulométrica, é possível estipular a origem, compreender o fluxo e os processos de transporte e deposição das partículas, sendo este muito importante para a descrição dos sedimentos.

As análises foram baseadas na NBR 7181/2016, que dispõe sobre o método para a análise granulométrica de solos e sedimentações, realizada por peneiramento. E quanto ao quantitativo das amostras, baseou-se na NBR 6457/1986, que dispõe sobre o método de preparação de solos para caracterização e compactação.

Para realizar o ensaio granulométrico, cada amostra foi peneirada na peneira #10 para a separação de sedimentos graúdos e miúdos.

Para as amostras 1 e 2, foram utilizados 4 kg de sedimentos. Já para a amostra 3, utilizou-se 5 kg. Essa diferença ocorreu, pois, na amostra 3, os sedimentos possuíam dimensões maiores dos grãos, cuja determinação ocorreu por observação visual, conforme NBR.

O material retido na peneira #200 foi colocado em estufa, a 105°C, por 24h. Após a secagem, os sedimentos ficaram no dessecador por 30 minutos para enfim ser separado pelo agitador mecânico (Figura 8), na velocidade 10, passando o material nas peneiras #16, #35, #60, #100, #140 e #200. Anotou-se com resolução 0,001g a massa retida em cada peneira.



Figura 8: Agitador Mecânico. Acervo pessoal, 2018.

O material retido na peneira #10 foi colocado em estufa, a 105°C, por 24h e no dessecador por 30 min. Após a secagem, a separação dos sedimentos foi feita pelo agitador mecânico, na velocidade 10, passando o material nas peneiras #1 ½”, #1, #¾”, #½”, #3/8” e #4 e anotando a massa retida em cada peneira.

A classificação dos sedimentos foi baseada na escala de Wentworth (1922), sendo utilizada apenas quatro classes, conforme Tabela 2.



Fração	Diâmetro (mm)
Areia Grossa	2,0 a 0,2
Areia Fina	0,2 a 0,0053
Silte	0,0053 – 0,004
Argila	< 0,004

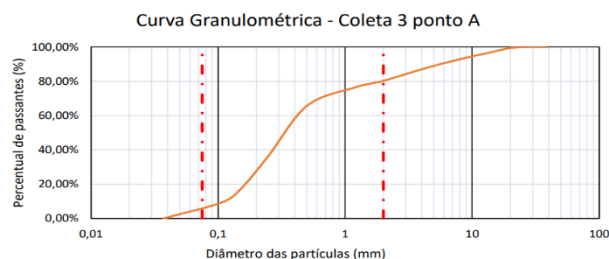
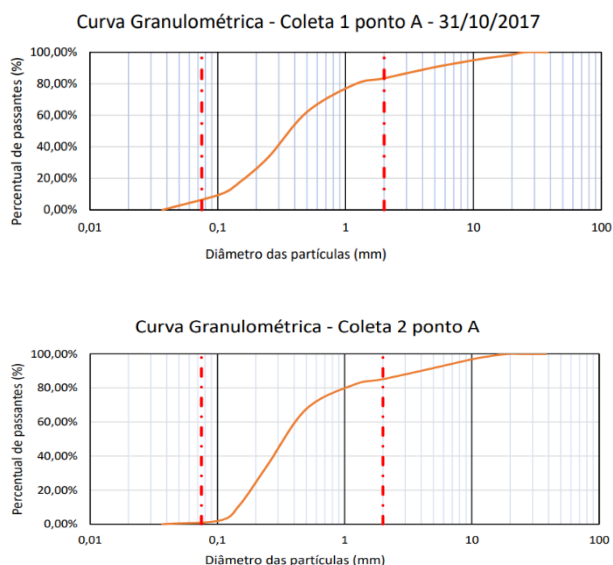
Tabela 2: Classificação dos sedimentos. Adaptado de Wentworth, 1992.

Para elaborar a curva de granulometria, foi utilizado o software Excel, da Microsoft Office, inserindo os valores retidos em cada peneira, a massa do material que não fora retido na mesma, a massa que passou acumulada e a massa inicial da amostra. A massa do material que não fora retida é obtida por meio da subtração da massa inicial com a massa retida, acumulada na peneira.

Em seguida, calcula-se a porcentagem de material (acumulado) que passou, dividindo-se a massa acumulada que passou naquela peneira, pela massa inicial e posteriormente multiplicando-as por 100. Com todos os dados disponíveis, foram elaborados os gráficos que apresentam as curvas granulométricas dos pontos selecionados na área de estudo. Os resultados da análise granulométrica foram apresentados em três blocos, sendo divididos por ponto nas três coletas, ou seja, o primeiro bloco apresenta os gráficos do ponto “A” nas três coletas realizadas e assim sucessivamente.

Resultados e Discussão

Nos gráficos apresentados na Figura 9, é possível perceber que em todas as coletas, as curvas granulométricas possuem pouca variação com relação ao tamanho, sendo caracterizada por possuir material sedimentar variando entre 2 mm e 0,0053 mm, sendo classificada como areia grossa e fina. Em comparação aos demais pontos, as partículas neste local possuem os menores diâmetros e a menor quantidade entre os pontos verificados.



**Figura 9: Curva Granulométrica - Ponto “A”.
Elaboração própria, 2018.**

Os sedimentos encontrados em vias pavimentadas possuem essa característica, sendo de modo geral, menores que 2 mm. Segundo Dotto *et al.* (2007), estudos indicam que quase todo o sedimento oriundo de vias pavimentadas, que são carregados pelo escoamento superficial, é mais fino que 2 mm em torno de 70%. Esse valor é próximo ao verificado no ponto “A”, cuja média entre as três coletas foi de 76%.

A coleta 2 teve o maior valor percentual de areia, enquanto que a coleta 3 teve o menor percentual e por fim, a coleta 1 teve um percentual mais intermediário dentre os outros dois, sendo de 83%, 71 e 77% respectivamente (Tabela 3).

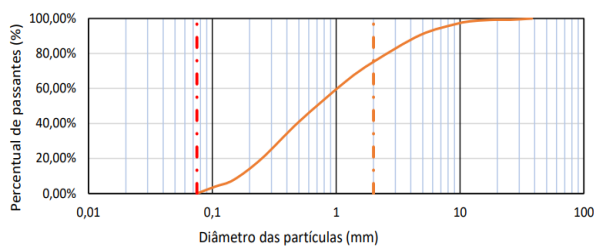
Coletas	> 2mm	Areia Grossa	Areia Fina	Silte/Argila
1	16,6%	49,8%	23,7%	9,9%
2	14,8%	50,0%	32,9%	2,2%
3	19,7%	43,6%	27,5%	9,2%
Média	17,0%	47,8%	28,0%	7,1%

Tabela 3: Concentrações das partículas de sedimentos – Ponto “A”. Elaboração própria, 2018.

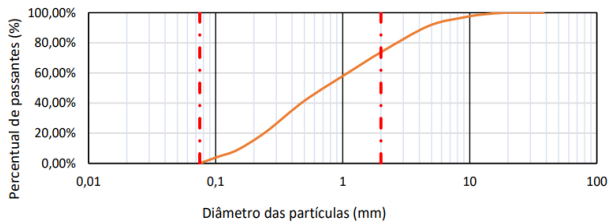
O ponto “A” possui uma diferença significativa em relação aos outros dois pontos por receber apenas contribuição de sedimentos de ruas com pavimentação asfáltica. Bueno (2017), realizou uma pesquisa com uma única coleta na mesma área na microbacia do Quarta-feira no período da seca e verificou que no mesmo ponto “A”, a maioria do material sedimentar era classificado como areia grossa e fina, porém com valor menor que 60%. Essa diferença pode ser explicada pela ausência de chuvas, o que pode ter diminuído a quantidade de sedimentos carregados.

Nos gráficos apresentados na Figura 10, referentes ao ponto “B”, nota-se que o material sedimentar é classificado como areia grossa e fina, com média entre as 3 coletas de 70,9%. Neste caso, porém, a contribuição de areia fina é menor, indicando que neste ponto houve um aumento na granulometria das partículas. Essa ideia é corroborada pela maior concentração de sedimentos acima de 2 mm, cuja média das três coletas foi de 25,3%, sendo classificado como cascalho (Tabela 4).

Esse aumento ocorre devido a contribuição das vias não pavimentadas, que por conta da declividade, aumenta a quantidade de sedimentos carregados pelo escoamento superficial. Esse mesmo processo foi identificado por Bueno (2017), o que corrobora com os resultados apresentados neste ponto.



Curva Granulométrica - Coleta 2 ponto B - 20/12/2017



Curva Granulométrica - Coleta 3 ponto B - 19/03/2018

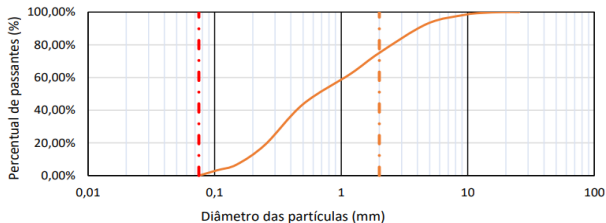


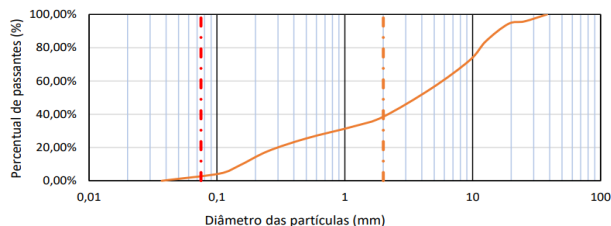
Figura 10: Curva Granulométrica - Ponto "B".
Elaboração própria, 2018.

Coletas	> 2mm	Areia Grossa	Areia Fina	Silte/Argila
1	24,78%	55,32%	16,02%	3,88%
2	26,3%	52,76%	16,58%	4,40%
3	24,94%	56,20%	15,56%	3,31%
Média	25,3%	54,8%	16,1%	3,9%

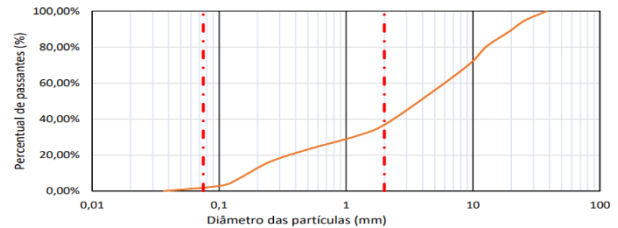
Tabela 3: Concentrações das partículas de sedimentos – Ponto "B". Elaboração própria, 2018.

Ao analisar os gráficos presentes na Figura 11, é possível notar um comportamento diferente do ponto "C" em comparação com os demais pontos. Nitidamente, este ponto possui uma maior concentração de partículas com diâmetros maiores, sendo que em média, 64% do material analisado é maior que 2 mm (Tabela 4).

Curva Granulométrica - Coleta 2 ponto "C" - 20/12/2017



Curva Granulométrica - Coleta 2 ponto "C" - 20/12/2017



Curva Granulométrica - Coleta 3 ponto "C" - 19/03/2018

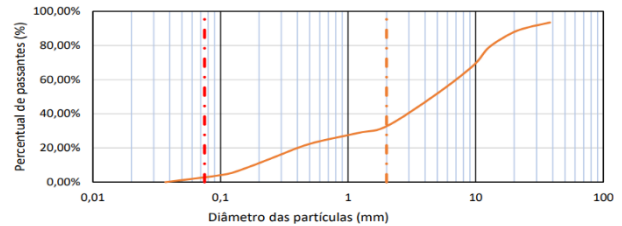


Figura 11: Curva Granulométrica - Ponto "C".
Elaboração própria, 2018.

Coletas	> 2mm	Areia Grossa	Areia Fina	Silte/Argila
1	61,48%	20,73%	13,46%	4,33%
2	63,2%	20,61%	13,12%	3,07%
3	67,30%	18,77%	9,60%	4,34%
Média	63,99%	20,04%	12,06%	3,91%

Tabela 4: Concentrações das partículas de sedimentos – Ponto "C". Elaboração própria, 2018.

As partículas maiores são depositadas no ponto "C" devido a sua localização. Já que neste ponto, ocorre uma forte influência de vias não pavimentadas, o que em associação com a alta declividade, faz com que a perda de sedimentos seja intensificada, com uma grande variação da granulometria das partículas (Figura 12).



Figura 12: Rua sem pavimentação com caminhos preferenciais e que possui a maior contribuição de sedimentos para os pontos amostrados. Street View e Arquivo Pessoal, 2018.



A rua apresentada na Figura 12 possui cerca 640 metros de via não pavimentada, com diversos caminhos preferenciais da água, formando sulcos nas laterais das vias. Devido a sua declividade em torno de 5,88% no trecho mais íngreme, associada a uma pluviosidade alta e com precipitações intensas no período de chuva, a via se torna muito vulnerável para a ação erosiva tanto da chuva quanto do escoamento superficial. Mesmo com as laterais parcialmente cobertas por vegetação, uma grande quantidade de sedimentos, com diversas granulometrias, incluindo grandes pedregulhos, são carregados pela via até se acumularem no ponto de coleta e/ou no córrego Quarta-feira.

Um cenário parecido também foi verificado por Tiz (2009), em um estudo sobre a caracterização da fragilidade a processos erosivos das unidades de paisagem do município de Marechal Cândido Rondon, no Paraná, afirmando que em ruas sem pavimentação, a água da chuva segue por caminhos preferenciais, nas laterais das ruas, formando sulcos e ravinas. Uma vez que o selamento do solo devido aos impactos das gotas de chuva junto com cascalhos semi impermeabilizam o solo, dificultando a infiltração.

Neste mesmo ponto de estudo, Bueno (2017) também encontrou uma concentração maior de sedimentos acima de 2 mm, em torno de 97%, porém tal valor é bem acima da média de 64% encontrada. Essa diferença pode ser explicada pelo período do ano em que foi feita a coleta, pois na ausência de chuvas, a deposição dos sedimentos na via aumenta e como normalmente nesse período ocorrem poucas chuvas e com menor intensidade, isto gera um escoamento superficial com menos energia de transporte, o que dificulta o carregamento de materiais com maior granulometria. Porém, no período de chuvas, as precipitações ocorrem de forma constante e com grande intensidade, fazendo com que o escoamento superficial aumente sua capacidade de transporte, carregando os sedimentos de maior diâmetro da via para o corpo hídrico.

A Figura 13 mostra os pontos A e B das coletas realizadas, evidenciando que no ponto “A” há pouca concentração de sedimentos em comparação ao ponto “B”. Essa diferença ocorre devido a origem de contribuição oriunda de vias asfaltadas.



Figura 13: Identificação dos pontos “A” e “B”. Arquivo Pessoal, 2018.

A Figura 14 apresenta os pontos de coleta “A” e “B”, com os mesmos ângulos de visão do dia da primeira coleta, com o último dia de visita na área estudada. As imagens “A” e “C” possuem o ângulo de visão para a contribuição por ruas pavimentadas, enquanto que as imagens “B” e “D”,

possuem seu ângulo de visão voltado para a contribuição por ruas não pavimentadas.

Duas situações chamam a atenção na Figura 14. A primeira é a quantidade de sedimentos depositados na via tanto no primeiro dia de coleta (31/10/2017 – imagem A) quanto no segundo dia (20/12/2017 – imagem B), cujo acúmulo de sedimento na rua pode até acarretar prejuízos ao tráfego de veículos, uma vez que, boa parte do leito carroçável fica ocupado. Essa ocupação da via por sedimentos pode vir ocasionar acidentes de trânsito, seja pela passagem na parte central da via ou por prejuízos à frenagem.

A segunda situação é a diminuição de sedimentos presentes na rua, conforme verificado nas imagens C e D. No dia 04/04/2018, foi verificado que a quantidade de sedimentos observados nos outros dias de coleta fora bem maior. Acredita-se que moradores da região tenham retirado os sedimentos da rua. Ao retornar ao ponto para realizar a última coleta, fora verificado que nos terrenos laterais da via, tinha sido depositado uma grande quantidade de sedimentos que não se encontrava nesses lugares anteriormente (Figura 14).



Figura 14: Situação da rua Dublin nos dias de coleta. Arquivo pessoal, 2018.

Desde o primeiro dia da coleta, foi constatado que a região aparentava ter uma contribuição de sedimentos constante. O acúmulo ocorre neste ponto pois é o mais baixo e menos íngreme, resultando numa diminuição do poder de transporte do escoamento superficial e fazendo com que os sedimentos permaneçam estagnados. Além disso, o acúmulo acaba servindo também como uma barreira ao escoamento superficial, diminuindo sua energia.

Considerações Finais

A microbacia do córrego do Quarta-feira apresenta um típico cenário brasileiro, com expansão urbana sem o planejamento adequado para as atividades desenvolvidas na cidade. Sendo a ocorrência de cenários como este possivelmente comuns em outras cidades brasileiras e com base no estudo voltado para bacias urbanas, esta metodologia pode ser aplicada em diversas cidades.

Em relação aos dados obtidos, os sedimentos carregados nos pontos de estudo apresentaram granulometrias variadas, porém 60% apresentou granulometria inferior a 2 mm e uma grande quantidade depositadas na via, conforme observação



em campo, evidenciando a significativa produção de sedimentos por processos erosivos ao longo das ruas não pavimentadas na região.

Os dados de granulometria servem como base para futuros estudos quanto à prevenção e remediação de processos de perda de solo, transporte e deposição de sedimentos oriundos de vias não pavimentadas. Tendo em vista a complexidade do tema de sedimentos e suas relações com a topografia e hidrologia local, recomenda-se simulações de alterações no escoamento superficial pela pavimentação das ruas com declividade como as apresentadas neste trabalho, uma vez que a pavimentação pode reduzir a produção de sedimentos e também aumentar a velocidade e volume de escoamento.

Agradecimentos

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457: **Análise granulométrica dos solos**: Referências. Rio de Janeiro, p. 9. 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181: **Solo – Análise granulométrica**: Referências. Rio de Janeiro, p. 16. 2016.

ALMEIDA, B.T. **Interações hidrossedimentológicas e de uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica Ribeirão Palmito – Três Lagoas (MS)**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista - Presidente Prudente: 2011a, 221f.

BUENO, L. O. **Composição granulométrica de sedimentos em pontos da rede de drenagem da microbacia do córrego Quarta-feira, Cuiabá – MT**. Relatório do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT: 2017.

DANTAS, M. E.; SHINZATO, E.; SCISLEWSKI, G.; FILHO, J. J. T.; ROCHA, G. A.; JUNIOR, P. R. C.; SALOMÃO, F. X. T. **Diagnóstico Geoambiental da Região de Cuiabá/Várzea Grande e Entorno, MT**. Salvador: 2006.

DIAS, F. d. (2008). **Impacto da ocupação urbana na qualidade ambiental da Bacia do Córrego Quarta Feira, Cuiabá-MT**. Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

DOTTO, C. B.; CAUDURA, E.M; POCHMANN, L.S.; SILVA, L. F. **Caracterização dos sedimentos encontrados nas sarjetas de ruas asfaltadas em Santa Maria-RS**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. VOLUME. 12 - Nº. 4 - OUT/DEZ – 2007.

FERRAREZ, E. M. (2016). **Alocação produção e acúmulo de sedimentos na microbacia do córrego Quarta-feira**

avaliada com uso de sistema de informação geográfica. Cuiabá-MT, Brasil. Universidade Federal do Mato Grosso.

GUY, H. P. **Sediment Problems in Urban Areas**. Water In The Urban Environment Geological Survey Circular 601-E. United States Department of the Interior, Washington: 1970.

IPDU - Instituto de Planejamento e Desenvolvimento Urbano. **Perfil Socioeconômico de Cuiabá - Volume IV**. Cuiabá: 2009.

MORAES, G. F. (2016). **Diagnóstico do sistema de drenagem pluvial da microbacia do córrego Quarta-feira em Cuiabá – MT**. Cuiabá, MT, Brasil: Universidade Federal de Mato Grosso.

TORRISI, D.; KLEINA, M; TAVEIRA, B. D. A.; OLIVEIRA, F.A.; CAVALHO, J. L.; SILVA, J. M.F.; BUENO, K.M. **Identificação da variação de energia no fluxo de escoamento através da análise granulométrica de perfis de margens fluviais na bacia hidrográfica do rio Pirabeiraba – SC**. Caderno de Geografia, Belo Horizonte, v. 26, n. 45, p. 224-236, jan. 2016.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Recursos Hídricos no Século XXI**. São Paulo: Oficina de Texto, 2011. 328p.

WENTWORTH, C. K. **A scale of grade and class terms for clastic sediments**. The Journal of Geology, Vol. 30, nº 5, 1922. 377-392p.



IMPACTOS DO MANEJO E ROTAÇÃO DE CULTURAS NA MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO CADEIA/CANGUÇU, RS

Samanta Tolentino Cecconello¹, Maria Cândida Moitinho Nunes², Danielle de Almeida Bressiani³, Luana Nunes Centeno⁴, Samuel Beskow⁵, Ana Paula Knapp⁶, Angélica Konradt Güths⁷, Luís Carlos Timm⁸

¹Universidade Federal de Pelotas, e-mail: satolentino@gmail.com; ²Universidade Federal de Pelotas, e-mail: nunes.candida@gmail.com; ³Universidade Federal de Pelotas, e-mail: daniebressiani@gmail.com; ⁴Universidade Federal de Pelotas, e-mail: luananunescenteno@gmail.com; ⁵Universidade Federal de Pelotas, e-mail: samuelbeskow@gmail.com; ⁶Universidade Federal de Pelotas, e-mail: anapaulaknapp@gmail.com; ⁷Universidade Federal de Pelotas, e-mail: angelica-kg1@hotmail.com; ⁸Universidade Federal de Pelotas, e-mail: luisctimm@gmail.com

Palavras-chave: Gestão de Recursos Hídricos; Erosão hídrica; SWAT+.

Introdução

A agricultura é uma atividade essencial para a produção de alimentos e para o sustento da população mundial (GAMAGE et al., 2023). No entanto, a expansão dos territórios cultivados e a adoção de práticas agrícolas inadequadas têm acarretado significativos impactos ambientais. Dentre eles, destaca-se a remoção da cobertura do solo, desmatamentos, compactação e impermeabilização do solo, perda de nutrientes e matéria orgânica, introdução de substâncias tóxicas nos cursos d'água e acidificação ou alcalinização do solo (CHADLI, 2016). Adicionalmente, tais práticas têm propiciado uma intensificação dos processos erosivos, pois favorecem o aumento do escoamento superficial e a redução da infiltração de água no solo (VENISHETTY; PARAJULI, 2022).

Uma das estratégias que tem sido valorizadas e empregadas para mitigar a problemática supracitada, é a rotação de culturas. Essa prática envolve o cultivo alternado de diferentes espécies vegetais em uma mesma área ao longo do tempo (GARBELINI et al., 2022). Através da rotação de culturas, é possível explorar as características individuais de cada cultura, como seus sistemas radiculares, necessidades nutricionais e taxas de crescimento, para melhorar a estrutura do solo e sua capacidade de retenção de água (YU et al., 2022). Além disso, a diversificação de culturas pode interromper o ciclo de pragas e doenças específicas de determinadas culturas, reduzindo assim a necessidade de defensivos agrícolas e seus potenciais impactos negativos no meio ambiente (GAMAGE et al., 2023).

De acordo com os dados do Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2021), o Estado é o sétimo maior estado produtor de rebanho bovino no Brasil, terceiro maior produtor de soja em grão e o sexto maior produtor de milho em grão do Brasil. No sul do Rio Grande do Sul, a produção de grãos ocorre na maioria das áreas através da adoção de um sistema de cultivo altamente dinâmico e intensivo (EICHOLZ et al., 2020).

Esse sistema implica no cultivo de duas espécies por ano, durante as estações de inverno e verão rotacionadas ao longo do tempo e no espaço. Sendo que os sistemas predominantes em municípios localizados no sul do Rio Grande do Sul,

adotam culturas de soja e milho durante o verão, e no outono-inverno, tem-se o cultivo predominante de aveia preta para pastejo, além de cereais e oleaginosas (EICHOLZ et al., 2020). Destaca-se que a sequência, a frequência de uso, o tipo de cultura e a adequação destas, variam significativamente de produtor para produtor e entre as diferentes regiões produtoras da região.

A bacia hidrográfica do arroio Cadeia (BHAC), objeto deste estudo, é uma sub-bacia da bacia hidrográfica do arroio Pelotas (BHAP) que é uma das principais contribuintes da bacia hidrográfica da Lagoa Mirim-São Gonçalo. A BHAC é uma área estratégica para o desenvolvimento econômico e social da região. No entanto, enfrenta um desafio significativo devido à predominância de práticas agrícolas não conservacionistas em muitas propriedades, o que tem levado a intensificação dos processos erosivos na área (SUZUKI et al., 2021). Com o objetivo de minimizar a erosão do solo e seus impactos negativos, bem como auxiliar agricultores e tomadores de decisão a escolherem medidas eficazes para reduzir esses problemas, são realizados estudos para compreender os efeitos das rotações de culturas no balanço hidrossedimentológico em bacias hidrográficas. Para isso, recorre-se a modelos como o *Soil And Water Assessment Tool (SWAT)* e sua versão atualizada *SWAT+* (AFLAH, 2022; JOVINO et al., 2022; SILVA et al., 2023; SIME; ABEBE, 2022).

O modelo SWAT é um modelo conceitual originalmente criado para prever como o uso e manejo do solo afetam a produção de água, sedimentos e produtos químicos em bacias agrícolas (ARNOLD et al., 1998). Com base nos dados disponíveis de solo, uso e cobertura da terra, dados históricos climatológicos, fluviométricos e sedimentológicos para a área em análise, esse modelo pode ser utilizado como uma ferramenta tanto para avaliação quantitativa como qualitativa. A avaliação qualitativa identifica áreas críticas com alta erosão hídrica, analisa o impacto das práticas de conservação e mudanças climáticas ao longo do tempo, e destaca áreas de risco ambiental, por exemplo. Por outro lado, a avaliação quantitativa fornece valores numéricos de taxas de erosão em megagrama por hectare por ano, permitindo comparação com metas de conservação e cenários de manejo. Essas avaliações



auxiliam na tomada de decisões e estratégias de manejo adequadas (VENISHETTY; PARAJULI, 2022).

Quando se utiliza o modelo SWAT+ sem calibração, o objetivo é oferecer uma resposta apesar das limitações quantitativas (devido às incertezas associadas à ausência de comparações com valores medidos), para o gerenciamento de bacias hidrográficas (UZEIKA, 2009). Essa abordagem permite orientar os órgãos de gestão ambiental em suas decisões sobre as práticas e sistemas de uso e manejo do solo, a fim de mitigar os impactos ambientais causados pela agricultura nos recursos hídricos. Sendo assim, este estudo teve o objetivo de avaliar os impactos do manejo e rotação de culturas na simulação dos processos hidrossedimentológicos, utilizando o *Soil And Water Assessment Tool* (SWAT+) na bacia hidrográfica do Arroio Cadeia (BHAC), Canguçu/RS.

Material e Métodos

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do arroio Cadeia (BHAC) encontra-se na região Sudeste da bacia hidrográfica Atlântico, na sub-bacia da Lagoa Mirim (ADLM, 2023) entre as coordenadas geográficas 31°39' a 31°27' de latitude Sul e 52°33' a 52°42' de longitude Oeste, localizada no estado do Rio

Grande do Sul. O arroio Cadeia é considerado um dos principais afluentes do arroio Pelotas, que é um importante manancial hídrico para a região de Pelotas, pois é fonte de captação de água para abastecimento público para a cidade de Pelotas/RS (SANEP, 2022). A BHAC engloba os municípios de Pelotas, Morro Redondo e Canguçu, sendo que a área da bacia correspondente a cada município é de 6,85%, 43,02% e 50,13% respectivamente. A bacia apresenta uma área de drenagem de 121,97 Km².

A característica predominante da BHAC é seu caráter agrícola, com pequenas propriedades rurais que cultivam milho, soja, tabaco, eucalipto, pastagem, pêssego, uva e criação de animais para obtenção de leite. Tem-se também áreas destinadas ao turismo rural. Na Figura 1 está apresentada a localização da bacia hidrográfica do arroio Cadeia e o uso e cobertura da terra para o ano de 1990. Adotou-se o mapeamento do uso e cobertura da terra para o ano de 1990 como base para simulação dos cenários, pois a série histórica dos dados para a área de estudo teve início neste período e pelo fato de que neste período a BHAC apresentava um cenário de maior preservação ambiental quando comparado aos dias atuais.

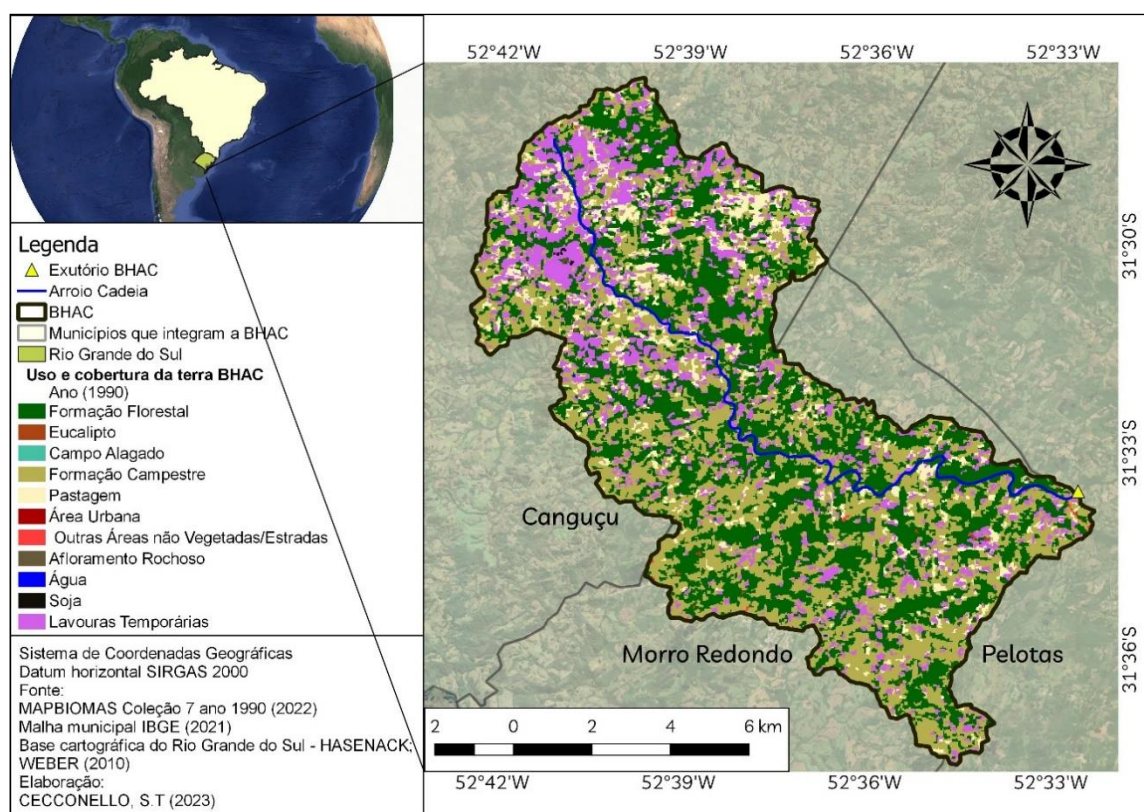


Figura 1. Mapa de localização e uso e cobertura da terra para o ano de 1990 da BHAC.

De acordo Kuinchnert e Buriol (2001), seguindo a classificação climática de Köppen o tipo de clima da BHAC é Cfa, subtropical úmido com temperatura média do ar do mês mais quente acima de 22 °C. A temperatura e a precipitação média anual da área são de 14,1 °C e 1.439,5 mm, respectivamente (WREGGE et al., 2012). A BHAC apresenta altitudes que variam de 61 metros (próximo ao exutório) a 362 metros (próximo ao divisor de águas). Na

BHAC há predomínio de três classes de solos, conforme levantamento realizado por Cunha, Silveira e Severo (2006) e segundo o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (SANTOS et al., 2018). Para a representação espacial e caracterização dos atributos dos solos na BHAC foi considerado até o 3º nível categórico, a saber: Argissolo Vermelho distrófico (PVd), Argissolo Amarelo eutrófico (PAe), Argissolo Amarelo distrófico (PAD), Argissolo



Amarelo alítico (PAa) e Argissolo Bruno-Acizentado distrófico (PBACd), cujas áreas correspondem respectivamente a 14,32%, 24,07%, 50,88%, 4,50% e 6,24% da BHAC. Os solos da região de estudo, foram analisados por meio de parâmetros texturais extraídos de Cunha, Silveira e Severo (2006) e seguindo a classificação de Sartori, Neto e Genovez (2005), são enquadrados nos grupos hidrológicos B (PVd), C (PAa, PAd, PAe) e grupo D (PBACd), que se caracterizam por apresentarem baixa permeabilidade, com profundidade baixa à moderada (DA CUNHA et al., 2019; STEINMETZ, 2020).

Modelagem hidrossedimentológica no SWAT+

A modelagem hidrossedimentológica para a BHAC foi construída com a interface QSWAT+ no QGIS versão 3.22.12 Białowieża e com o SWAT+ versão 2.2.0 (DILE et al., 2016; YIHUN; SRINIVASAN; GEORGE, 2020). Os dados

hidrometeorológicos utilizados pelo SWAT+ correspondem à precipitação (mm H₂O), temperatura máxima/mínima do ar (°C), radiação solar (MJ/m²dia), velocidade média do vento (m/s) e umidade relativa do ar (%), estes foram obtidos junto à Estação Meteorológica da Estação Experimental da Cascata na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (EMBRAPA, 2020). Foram utilizados, também, dados de precipitação diária de duas estações pluviométricas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA, cujas séries históricas diárias foram obtidas na plataforma HidroWeb – Sistema de Informações Hidrológicas (ANA, 2020), uma do Banco de Dados Meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia BDMEP (INMET, 2020), dez estações pluviométricas e uma estação fluviométrica monitoradas pelo Grupo de Pesquisa em Hidrologia e Modelagem Hidrológica da UFPel (GPHMH), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Estações pluviométricas, meteorológica e fluviométrica utilizadas para a BHAC.

Código	Nome da estação	Coordenadas Geográficas		Elevação (m)	Órgão Responsável	Série Histórica
		Latitude Sul	Longitude Oeste			
EH01	Estação hidrológica Cadeia ^c	31.55°	52.54°	61	GPHMH	17/03/2015 a 30/03/2020
EP01	Estação pluviométrica	31.38°	52.63°	302	GPHMH	01/06/2014 a 31/12/2019
EP02		31.42°	52.67°	370		
EP03		31.41°	52.61°	314		
EP04		31.45°	52.62°	268		
EP05		31.47°	52.67°	300		
EP06		31.46°	52.55°	291		
EP07		31.52°	52.66°	281		
EP08		31.50°	52.61°	285		
EP09		31.52°	52.52°	125		
EP10		31.57°	52.64°	225		
00002	EMBRAPA (Cascata) ^b	31.47°	52.51°	169	EMBRAPA	01/01/1994 a 31/12/2019
C03152003	Canguçu ^a	31.40°	52.67°	391	ANA	01/01/1990 a 31/12/2019
C03152016	Ponte Cordeiro de Farias ^a	31.57°	52.46°	41	ANA	
83895	INMET ^a	31.80°	52.40°	11	INMET	

Os dados de climáticos e de precipitação diária foram obtidos de uma série histórica, abrangendo o período de 01/01/1990 e 31/12/2019. Os dados de precipitação diária foram consistidos, a fim de identificar falhas e valores incoerentes, através do *software System of Hydrological Data Acquisition and Analysis* – SYHDA (UFPEL, 2020). Os dados faltantes foram preenchidos pelo método de interpolação do inverso da distância (IDW) para cada centróide de cada sub-bacia, através de rotinas computacionais (ROTAVA; BRESSIANI, 2020). Para viabilizar a importação dos dados climáticos no SWAT+ Editor, eles foram convertidos para o formato exigido pelo modelo através de rotinas de pré-processamento (ROTAVA;

BRESSIANI, 2020) e de planilha Macro do Excel (BIOSRAMÉ, 2011).

Os dados espaciais utilizados nesse estudo foram:

- Modelo Digital de Elevação (MDE), do ALOS World 3D (AW3D30) com resolução espacial de 30 metros (JAXA, 2021);
- Mapa de solos, elaborado por Cunha, Silveira e Severo para o COREDE Sul em escala 1:436.000 (CUNHA, SILVEIRA, SEVERO, 2006);
- Propriedades físico-hídricas dos solos, listadas em estudos desenvolvidos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), em diversos municípios do Rio Grande do Sul;



• Mapa de usos e cobertura da terra obtido do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil, o MapBiomas para o ano de 1990, com escala 1:100.000 (MAPBIOMAS, 2021).

O MDE hidrológicamente consistente (MDEHC) da BHAC foi obtido após o tratamento do preenchimento de possíveis depressões espúrias. As unidades de paisagem foram definidas por meio da ferramenta DEM *inversion*, com o valor limite de declividade igual a 0,1 (10%). Para a criação das unidades de resposta hidrológica (HRUs) no SWAT+ foram incluídos os dados vetoriais e tabulares referentes aos tipos de solos e usos e cobertura da terra na bacia, além das declividades (definidas pelo MDEHC), unidades de paisagem e as delimitações de sub-bacias obtidas no passo anterior.

Para cada tipos de solo encontrado na bacia, foram requeridos 18 parâmetros físico-hídricos. Os valores

referentes aos parâmetros de profundidade da camada, percentual de argila, silte, areia, cascalho e carbono orgânico do solo foram extraídos dos memoriais descritivos referentes aos levantamentos obtidos a partir de estudos de Cunha et al. (1997), Cunha e Silveira (1996); Cunha, Silveira e Severo (2006), Pinto, Silveira e Severo (2008a), Pinto, Silveira e Severo (2008b) e Severo (1999). Estas informações foram então empregadas em planilha Macro Excel (BALAJI; DHANESH, 2012), que realiza funções de pedotransferência para a estimativa dos demais parâmetros necessários no modelo, dentre eles: condutividade hidráulica do solo saturado, capacidade de armazenamento de água no solo, fator de erodibilidade, densidade, dentre outros. Os diferentes usos e coberturas da terra encontrados na BHAC foram associados às classes existentes no banco de dados do modelo através do arquivo “plant.dat” (ARNOLD et al., 2012). A Tabela 2 apresenta os usos e coberturas da terra identificados na BHAC para o ano de 1990.

Tabela 2. Classes de uso e cobertura da terra para o ano de 1990 para a BHAC.

Classes de uso do MAPBIOMAS	Classes no banco de dados do SWAT+	Classificação do tipo de planta no SWAT+	Área correspondente na BHAC	
			Km ²	%
Formação florestal	Forest-Mixed (FRST)	Árvore	47,33	38,8
Silvicultura - Eucalipto	Eucalyptus (EUCA)	Árvore	0,11	0,09
Campo alagado	Wetlands (WETL)	Perene	0,011	0,01
Formação campestre	Range-brush (RNGB)	Perene	45,44	37,27
Pastagem	Winter Pasture (WPAST)	Perene	9,58	7,86
Área urbana	Residential-Low Density (URLD)		0,08	0,07
Outras áreas não vegetadas	Transportation (UTRN)	Não se aplica	0,33	0,24
Afloramento rochoso	Transportation (UTRN)		0,02	0,02
Água	Water (WATR)		0,009	0,01
Soja	Soybean (SOYB)	Leguminosa anual de estação quente	0,04	0,04
Lavouras temporárias	Agricultural Land Generic (AGRR)	Anual de estação quente	19,02	15,59
Total			121,97	100

Neste estudo associou-se as categorias encontradas no mapa de uso e cobertura da terra com o banco de dados do SWAT+, sendo assim, utilizou-se os valores padrão da base original do SWAT+. O modelo viabiliza a diferenciação dos processos que serão simulados em cada cultura, pois para cada uma, há parâmetros diferentes relacionados ao índice de área foliar inicial, biomassa inicial, número total de unidades de calor necessárias para o crescimento, os valores mínimo e máximo do índice de área foliar, dentre outras. Na BHAC, foram inseridos calendários agrícolas para as culturas de milho (*Zea mays L.*); soja (*Glycine max L.*); aveia preta (*Avena strigosa Schreb.*); tabaco (*Nicotiana tabacum L.*) e eucalipto (*Eucalyptus globulus*).

Na etapa de edição dos dados de entrada e rodada do modelo no SWAT+, o modelo permite alterar as operações de manejo agrícola das culturas a serem executadas em cada HRU. Sendo assim, adotou-se cronogramas predefinidos de acordo com as culturas predominantes na bacia cujos dados

de produção foram adquiridos do Censo Agropecuário do ano base 2017 do IBGE (IBGE, 2022) e de informações sobre datas de plantio e colheita, quantidade de fertilizantes e pesticidas utilizados por cada cultura e tipo de sistema de irrigação adotado para as culturas. Estes dados foram obtidos junto à EMATER-ASCAR Pelotas, Portarias do Programa Nacional de Zoneamento Agrícola de Risco Climático (BRASIL, 2022) e da literatura.

A simulação hidrossedimentológica da BHAC com o SWAT+ considerou dois cenários: o primeiro sem rotação de culturas para todos os anos, considerando a cultura do milho para a classe lavouras temporárias, identificada como uso e cobertura da terra para o ano de 1990 (MAPBIOMAS, 2022), soja para a classe de uso e cobertura da terra identificada como soja, eucalipto para a classe silvicultura. No caso da soja e do milho, após a época de cultivo e colheita, o solo permaneceu em pousio até o próximo plantio no ano seguinte. O segundo cenário adotado foi com rotação de culturas:



milho, tabaco, soja, aveia preta e eucalipto conforme os calendários agrícolas, culturas e os manejos adotados para cada classe de uso e cobertura da terra identificada na BHAC e apresentadas nas Tabelas 3, 4 e 5.

Tabela 3. Calendário agrícola, culturas e manejos adotados para a classe de uso e cobertura da terra denominada de lavouras temporárias (AGRR)

Ano	Operação	Dia	Mês	Cultura
1	Semeadura e início da cultura	1	Jul	Tabaco (TOB)
1	Aplicação de fertilizantes (ureia 300 kg ha ⁻¹ "side_dress")	16	Jul	
1	Aplicação de fertilizantes (ureia 300 kg ha ⁻¹ - "side_dress")	31	Jul	
1	Colheita e fim da cultura ("biomass")	1	Nov	
1	Preparo do solo com disco de arado	7	Nov	
1	Semeadura e início da cultura	15	Nov	Milho (CORN)
1	Aplicação de fertilizantes (NPK 06-24-24 – 300 kg ha ⁻¹ – "side_dress")	15	Nov	
1	Aplicação de pesticidas (Roudup/ Glyphosate 200 kg ha ⁻¹ "aerial_liquid")	4	Dez	
1	Aplicação de fertilizantes (ureia 100 kg ha ⁻¹ - "side_dress")	9	Dez	
1	Aplicação de fertilizantes (ureia 100 kg ha ⁻¹ - "side_dress")	24	Dez	
2	Colheita e fim da cultura ("grain")	14	Abril	Tabaco (TOBC)
2	Preparo do solo com disco de arado	25	Jun	
2	Semeadura e início da cultura	1		
2	Aplicação de fertilizantes (ureia 300 kg ha ⁻¹ "side_dress")	16	Jul	
2	Aplicação de fertilizantes (ureia 300 kg ha ⁻¹ "side_dress")	31		
2	Colheita e fim da cultura ("biomass")	1		Soybean (SOYB)
2	Preparo do solo com disco de arado	5		
2	Semeadura e início da cultura	7	Nov	
2	Aplicação de fertilizantes (NPK 15-15-00, 300 kg ha ⁻¹ – "side_dress")	7		
2	Aplicação de pesticidas (Roudup/ Glyphosate –	30	Dez	
3		14	Jan	

3	200 kg ha ⁻¹ – "aerial_liquid")	29	
3		13	Fev
3	Colheita e fim da cultura ("grain")	9	Abr

Tabela 4. Calendário agrícola, culturas e manejos adotados para a classe de uso e cobertura da terra denominada de soja (SOYB)

Ano	Operação	Dia	Mês	Cultura
1	Semeadura e início da cultura	12	Abr	Aveia (OATS)
1	Aplicação de fertilizantes (NPK 05-10-10 – 350 kg ha ⁻¹ "side_dress")	12	Abr	
1	1º Pastoreio do gado com lançamento de excremento de gado leiteiro de baixa produção	20	Mai	
1	Aplicação de fertilizantes (ureia 300 kg ha ⁻¹ "side_dress")	30	Mai	
1	Aplicação de pesticidas (Decamine/ 2,4-D – 1 kg ha ⁻¹ "aerial_liquid")	19	Jun	
1	2º Pastoreio do gado com lançamento de excremento de gado leiteiro de baixa produção	12	Set	Soja (SOYB)
1	Preparo do solo com disco de arado	1		
1	Semeadura e início da cultura	7	Nov	
1	Aplicação de fertilizantes (NPK 0-15-15 – 300 kg ha ⁻¹ "side_dress")	7		
1		30	Dez	
2	Aplicação de pesticidas (Roudup/ Glyphosate – 200 kg ha ⁻¹ – "aerial_liquid")	14	Jan	
2		29		
2		13	Fev	
2	Colheita e fim da cultura ("grain")	9	Abr	
2	Preparo do solo com disco de arado	10	Abr	

Para as HRUs com silvicultura/eucalipto organizou-se um ciclo de cultura com duração aproximada de 9 anos, com plantio no início de setembro. O primeiro corte se deu em 2002 período em que na região a empresa Votorantin Celulose e Papel estava se expandindo e a madeira era comercializada para celulose. No segundo corte, a madeira foi comercializada para toras segundo a EMATER/ASCAR Pelotas.

Tabela 5. Calendário agrícola, culturas e manejos adotados para a classe de uso e cobertura da terra denominada de silvicultura/eucalipto

Ano	Operação	Dia	Mês	Cultura
1	Plantio da cultura	15	Set	Eucalipto



9	1º Corte para obtenção de celulose	20	Nov	(EUCA)
20	2º Corte para obtenção de toras de madeira	13	Nov	

Como o SWAT+ considera o cálculo do balanço hídrico de acordo com a Equação 1, considerou-se neste estudo que a precipitação é a única fonte de entrada de água na bacia hidrográfica para a estimativa do balanço hídrico, pois não foi realizado o manejo de irrigação das culturas em nenhum dos cenários estudados. Desta forma, a precipitação corresponde a 100% (somatório de todos os componentes do balanço hídrico na bacia hidrográfica).

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R - Q_{surf} - E_a - w_s - Q_{gw}) \quad (1)$$

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R - Q_{surf} - E_a - w_s - Q_{gw})$$

Em que SW_t é o teor de água final (mm), SW_0 é o teor de água inicial no dia i (mm), t é o tempo (dias), R é a quantidade de precipitação no dia i (mm), Q_{surf} é a quantidade de escoamento superficial no dia i (mm), E_a é a quantidade de evapotranspiração no dia i (mm), w_s é a quantidade de água que entra na zona vadosa no dia i (mm)

e Q_{gw} é a quantidade de fluxo de retorno no dia i (mm).

Resultados e Discussão

A simulação dos dois cenários com o SWAT+ foi realizada para o período de 01/01/1993 a 31/12/2020, pois utilizou-se 3 anos para aquecimento do modelo, sem a calibração dos parâmetros. Como resultado inicial do balanço hidrológico, o modelo determinou a precipitação total anual para ambos os cenários como sendo de 1.395 mm. A precipitação encontrada neste estudo corrobora com os estudos desenvolvidos por Dorneles (2020) e Steinmetz (2020) na BHAC. Conforme descrito na metodologia e tendo ciência que a precipitação corresponde a 100%, o balanço hídrico anual médio na fase terrestre simulado pelo SWAT+ para o cenário 1 (sem rotação de culturas), mostrou uma evapotranspiração real de 43% e escoamento total de 50,82% da precipitação. O escoamento total foi subdividido em escoamento de base (9,27%) e escoamento superficial direto (41,55%). Os demais componentes hidrológicos somados representam 6,18% da precipitação. A Figura 2 apresenta o balanço hídrico esquematizado pelo SWAT+ *Check* para o cenário 1.

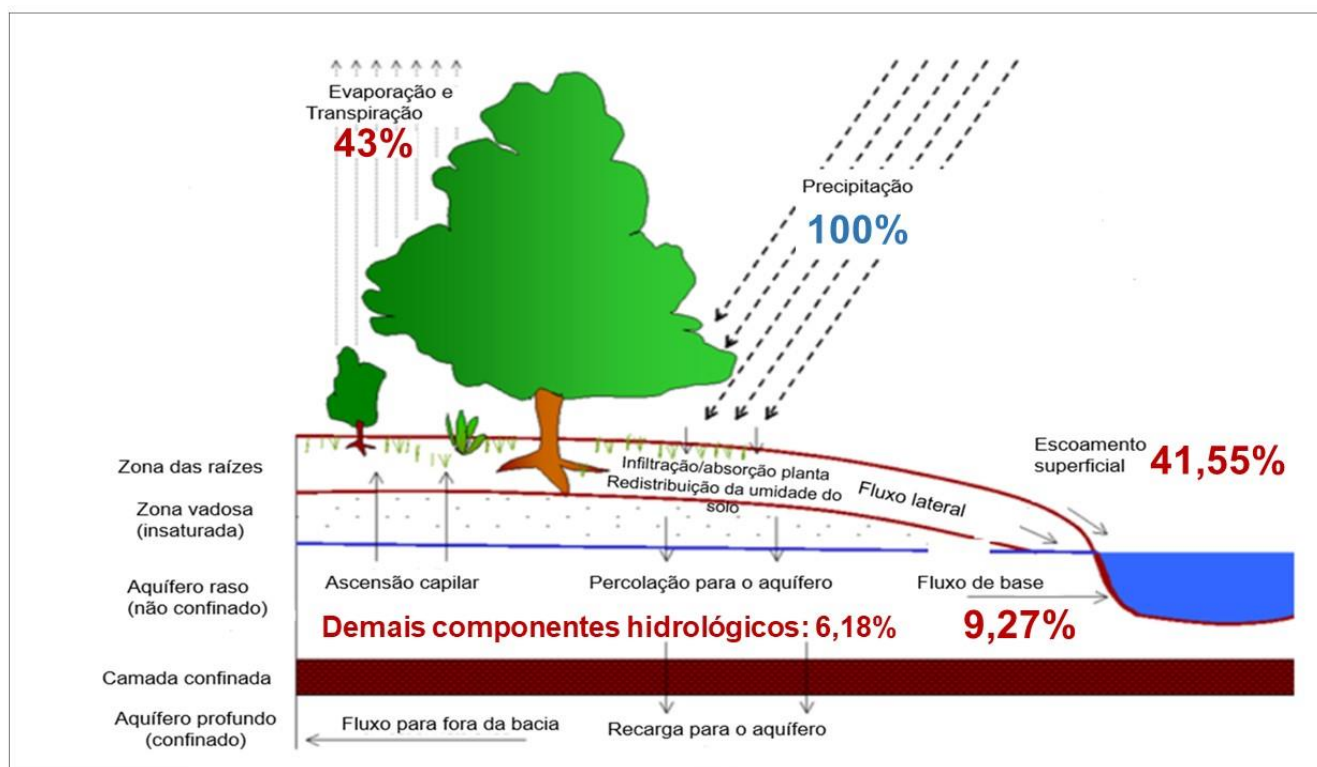


Figura 2. Balanço hídrico anual médio na fase terrestre simulado pelo SWAT+, de 01/01/1993 a 31/12/2019 para o cenário 1.

No cenário 2 (com rotação de culturas), a simulação apresentou evapotranspiração de 57,56% e escoamento total de 36,63% da precipitação (escoamento de base 6,06% e escoamento superficial direto 30,57%). Os demais

componentes hidrológicos somados representaram 5,81% da precipitação. A Figura 3 apresenta o balanço hídrico esquematizado pelo SWAT+ *Check* para o cenário 2.

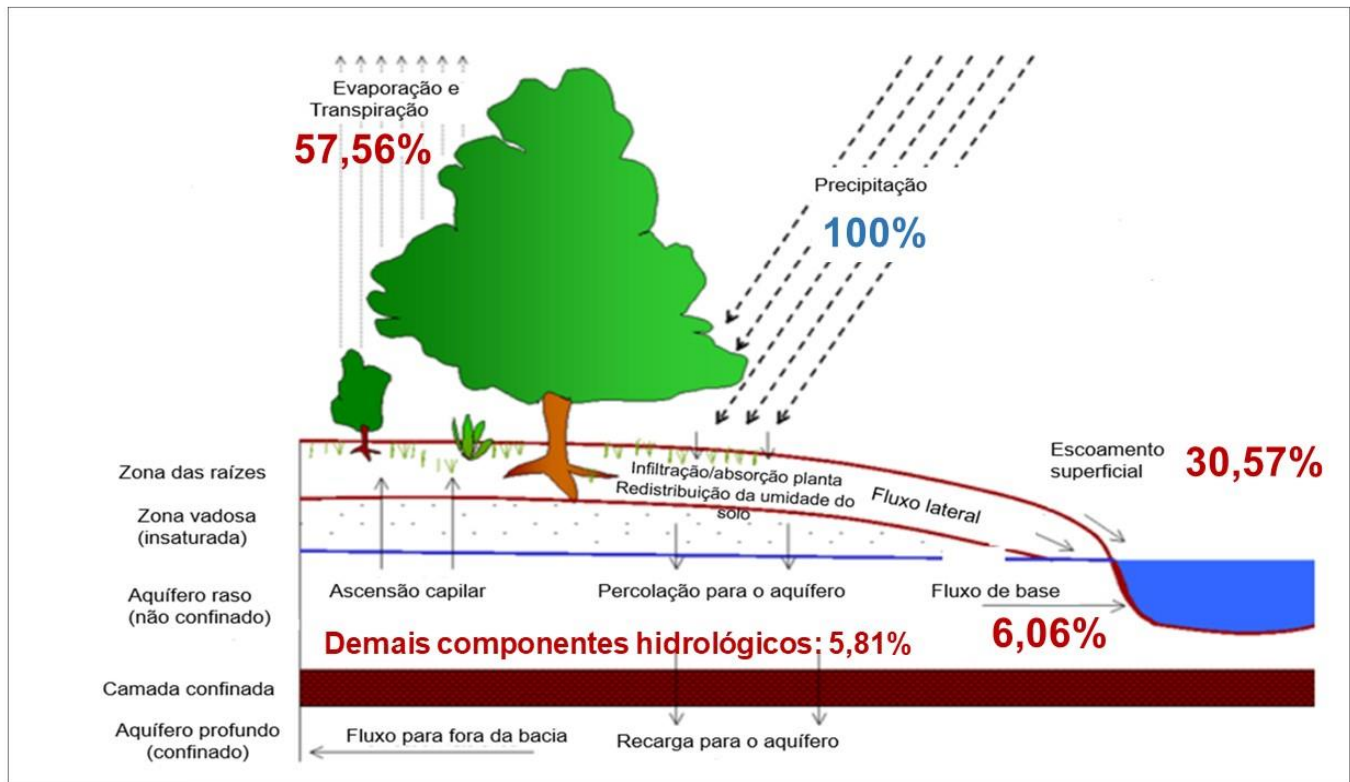


Figura 3. Balanço hídrico anual médio na fase terrestre simulado pelo SWAT+, de 01/01/1993 a 31/12/2019 para o cenário 2.

Percebe-se que em média a evapotranspiração real no cenário 1 apresenta-se abaixo do indicado pela Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA, 2007), que é de 55% e que no cenário 2, encontra-se próximo do valor recomendado. Já o escoamento total correspondente ao cenário 1, encontra-se acima do que é recomendado para a Bacia Atlântico Sul pela ANA (2007), que indica um percentual de 45% da precipitação. De acordo com o relatório da disponibilidade hídrica para o Brasil, o valor recomendado para o escoamento de base é de 20% do escoamento total (ANA, 2007). Desta forma, percebe-se que o modelo nesta simulação inicial, sem calibração pode ter subestimado o fluxo de base em ambos os cenários. Com relação a evapotranspiração, o modelo na simulação inicial parece ter subestimado também este componente do balanço hídrico, pois de acordo com dados do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, a evapotranspiração real média anual para a região de Pelotas considerando o período de 1981-2010 varia de 1.350 a 1.550 mm (INMET, 2023). Pode-se observar que o valor da percolação total, representada pelo somatório dos demais componentes hidrológicos (Figuras 2 e 3) em ambos os cenários, corroboram com os dados recomendados pela ANA (2007), que indica um valor médio de recarga total entre 5 e 10% do total da precipitação.

Entretanto, verifica-se que a rotação de culturas (cenário 2) possibilitou a redução do escoamento superficial e aumento da evapotranspiração quando comparado ao cenário 1. Esse resultado foi semelhante ao encontrado por Uniyal et al. (2020), que avaliaram e propuseram três cenários combinando diferentes práticas conservacionistas, dentre elas, a rotação de culturas, para reduzir o escoamento superficial e consequente a erosão hídrica. Os autores verificaram uma redução do escoamento superficial médio anual entre 4 e 14%. Com relação aos sedimentos, o SWAT+ estima o aporte e produção de sedimentos através de duas variáveis, sendo elas: SED_OUT- Sedimento transportado com a água para fora da sub-bacia em um intervalo de tempo, em megagrama (Mg) e SYLD - Aporte de sedimentos, em Mg ha⁻¹, o qual representa o sedimento advindo de cada HRU que é transportado para um canal principal durante um intervalo de tempo. Estes dados são calculados por meio da equação de MUSLE (WILLIAMS, 1975). Conforme verifica-se na Figura 4, o SWAT+ para o cenário 1, considerando um escoamento superficial direto correspondente a 41,55% da precipitação, simulou um aporte médio anual de sedimentos na fase terrestre de 0,29 Mg ha⁻¹ e um aporte máximo anual de sedimentos de 33,82 Mg ha⁻¹. Já a contribuição de sedimentos anual decorrente da erosão das margens dos canais foi de 1,53 Mg ha⁻¹.

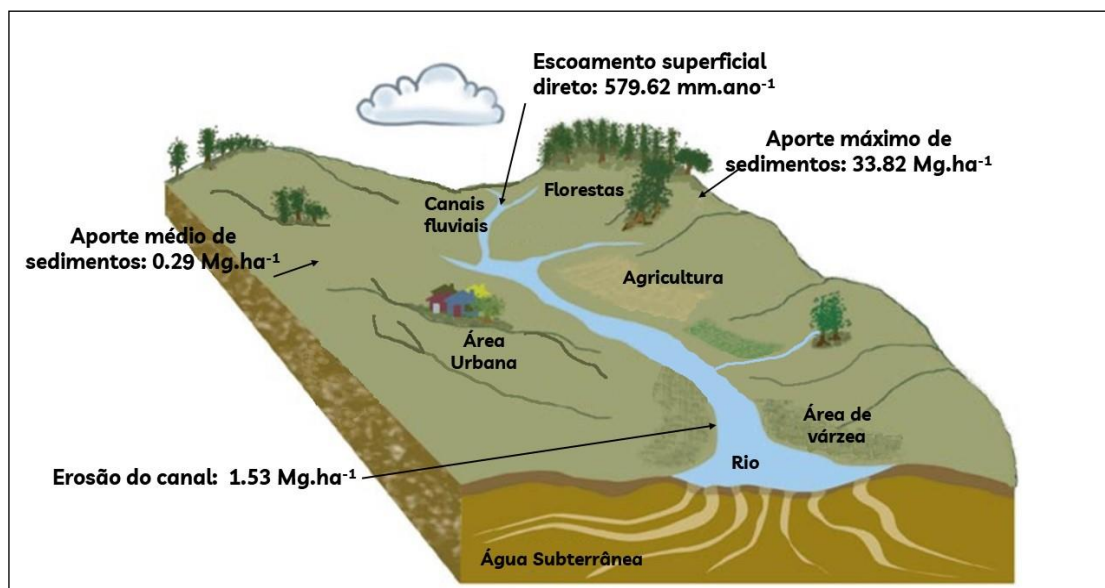


Figura 4. Aporte anual de sedimentos simulado pelo SWAT+, de 01/01/1993 a 31/12/2019, para o cenário 1.

A Figura 5 apresenta o aporte anual de sedimentos para a BHAC no cenário 2 (com rotação de culturas). Percebe-se que o modelo simulou um aporte médio anual de sedimentos na fase terrestre de $0,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ e um aporte máximo anual de sedimentos de $23,59 \text{ Mg ha}^{-1}$. Já a contribuição de sedimentos anual decorrente da erosão das margens dos

canais foi de $1,07 \text{ Mg ha}^{-1}$. Observa-se que estes resultados foram menores que os encontrados no cenário 1, o que era esperado, tendo em vista a redução do escoamento superficial que ocorreu com as alterações das rotações das culturas e o manejo das mesmas dentro do módulo *Land Use Management - Management Schedules* do SWAT+.

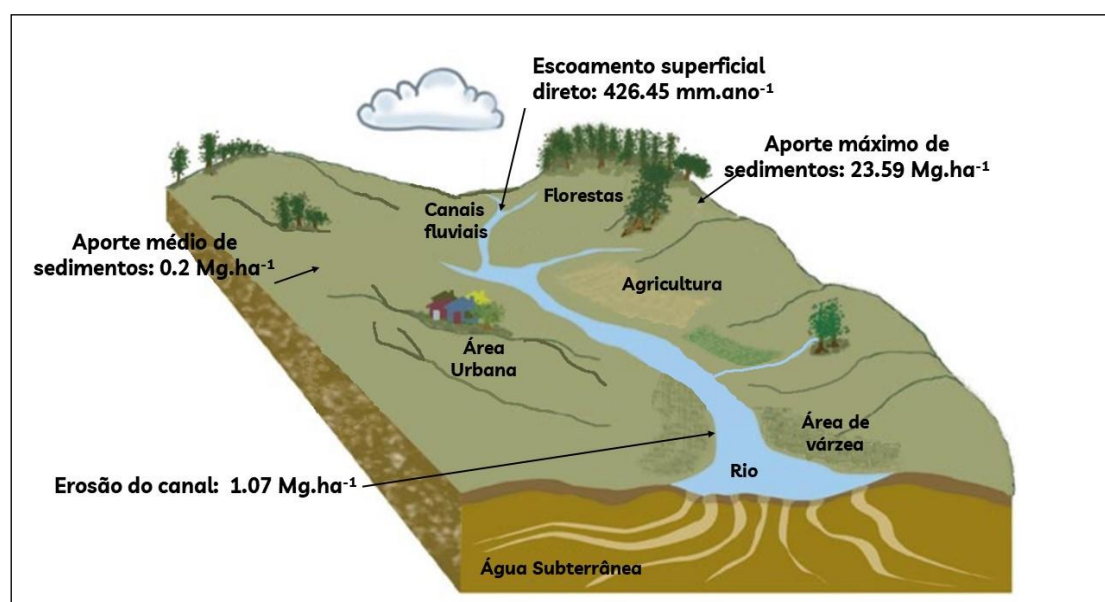


Figura 5. Aporte anual de sedimentos simulado pelo SWAT+, de 01/01/1993 a 31/12/2019, para o cenário 2.

A partir dos resultados anuais de aporte de sedimentos, mesmo não havendo comparação com dados medidos, pode-se fazer uma avaliação relativa da variação anual do aporte de sedimentos e a comparação entre os dois cenários. Neste contexto, anualmente observa-se que o modelo foi capaz de reproduzir os efeitos das alterações do manejo e rotação das culturas que ocorreram na BHAC. Para ambos os cenários, os resultados anuais médios de produção de sedimentos para todo o período simulado indicam uma alta produção de

sedimentos na maioria dos canais presentes na bacia do arroio Cadeia (Figura 6). Entretanto, percebe-se que o cenário 1 apresentou valores duas vezes maiores que o cenário 2 para a produção anual média de sedimentos nos canais da BHAC. Verifica-se na Figura 6 que os maiores valores de produção de sedimentos no cenário 2 (valores entre 811389 e $1014237 \text{ Mg ano}^{-1}$) correspondem a terceira classe (valores entre 915651 e $1373477 \text{ Mg ano}^{-1}$) no cenário 1.

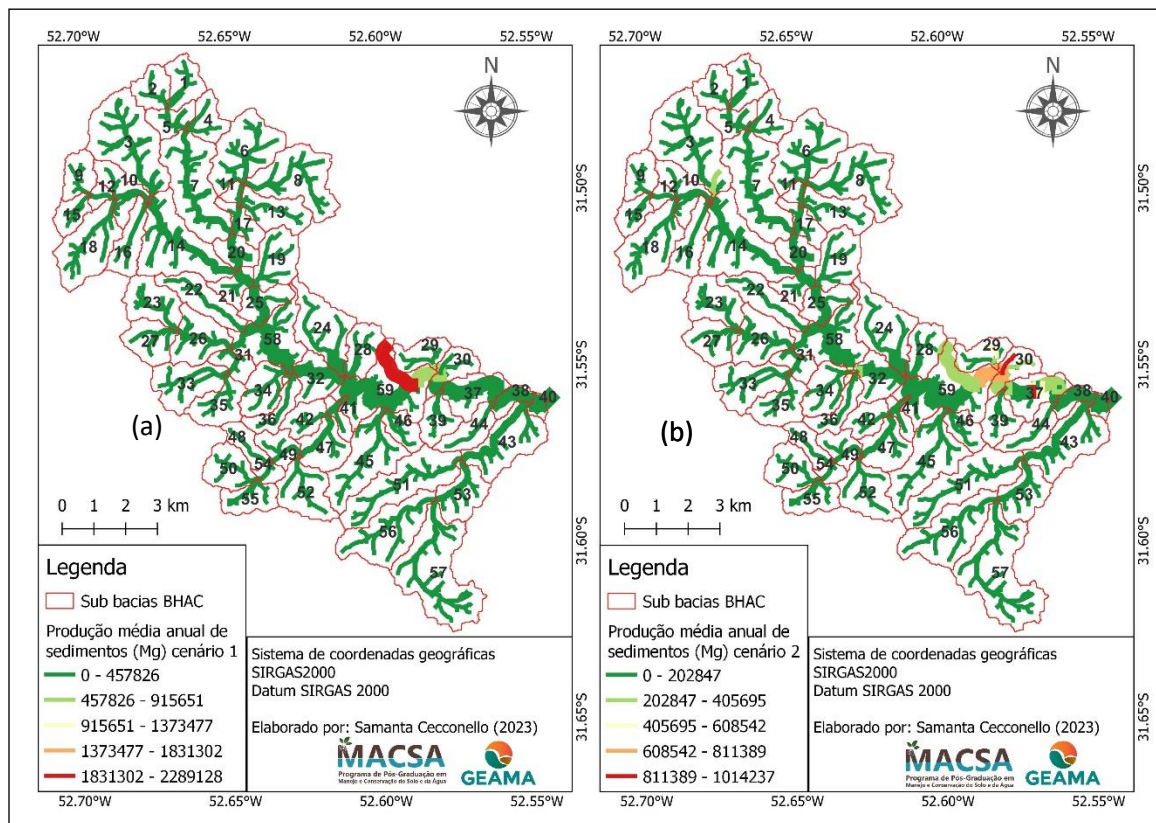


Figura 6. Estimativa da produção média anual de sedimentos para todo o período simulado no SWAT+, para a BHAC para o cenário 1 (a) e cenário 2 (b).

Neste sentido, destaca-se o estudo de Silva et al. (2023), que avaliaram a eficácia de diferentes abordagens de medidas de conservação (manejo do solo, medidas vegetativas e práticas estruturais) em duas bacias hidrográficas agrícolas pareadas no sul do Rio Grande do Sul. Os autores verificaram que o cenário com rotação de culturas foi a prática conservacionista mais efetiva em ambas as bacias, tanto para o balanço hídrico quanto para a produção de sedimentos. Os autores verificaram uma redução na produção de sedimentos de mais de $80 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para valores entre 15 e $50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Desta forma, realizar a rotação de culturas e o manejo adequado do solo são práticas de conservação eficazes para mitigar a erosão do solo, devido ao aumento da cobertura e rugosidade do solo causada por diferentes vegetações (DIDONÉ; MINELLA; EVRARD, 2017).

Considerações Finais

Frente ao exposto neste estudo foi possível concluir que nas simulações realizadas com o modelo SWAT+ para os dois cenários sem calibração, no período de 01/01/1993 a 31/12/2020, o cenário 2 que considera a rotação de culturas, proporcionou maior evapotranspiração e menor escoamento superficial em comparação ao cenário 1. Essa redução no escoamento superficial pode ser uma estratégia eficiente para mitigar a erosão hídrica e melhorar o balanço hídrico na bacia hidrográfica do arroio Cadeia.

Em relação aos sedimentos, a rotação de culturas no cenário 2 resultou em menor produção de sedimentos em comparação ao cenário 1, corroborando assim com estudos que destacam a eficácia dessa prática conservacionista para

reduzir a erosão do solo.

Apesar dos resultados promissores, que permitiram avaliar o impacto da rotação de culturas nos processos hidrossedimentológico da BHAC, é importante considerar que os cenários foram simulados sem calibração dos parâmetros, o que pode afetar a precisão das estimativas. Assim, calibrações futuras do modelo SWAT+ devem proporcionar resultados mais confiáveis e aprimorados, auxiliando no planejamento sustentável do uso da terra e dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do arroio Cadeia.

Referências bibliográficas

- ADLM. Agência de Desenvolvimento da Lagoa Mirim. Bacia Hidrográfica Mirim – São Gonçalo (BHMSG). [S. l.], 2023. Disponível em: <https://agencialagoamirim.com.br/bacia-hidrografica/>. Acesso em: 20 nov. 2022.
- AFLAH, W. N. Modeling the impacts of conservation agriculture on hydrological processes and crop yield using the swat model: a study case in the Hupsel Catchment, East Netherlands. info:eu-repo/semantics/masterThesis. Disponível em: <<https://essay.utwente.nl/92942/>>. Acesso em: 26 jul. 2023.
- ANA. Agência Nacional de Água e Saneamento Básico. Disponibilidade e Demandas de Recursos Hídricos no Brasil. Cadernos de Recursos Hídricos, [s. l.], p. 123, 2007.



ANA. Agência Nacional de Água e Saneamento Básico. Portal HidroWeb. [S. l.], 2020. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 20 out. 2020.

ARNOLD, J. et al. SWAT: Model use, calibration and validation. American Society of Agricultural and Biological Engineers, [s. l.], v. 55, n. 4, p. 1491–1508, 2012.

ARNOLD, J. G. et al. LARGE AREA HYDROLOGIC MODELING AND ASSESSMENT PART I: MODEL DEVELOPMENT' basin scale model called SWAT (Soil and Water speed and storage, advanced software debugging policy to meet the needs, and the management to the tank model (Sugawara et al., 1. [s. l.], v. 34, n. 1, p. 73–89, 1998.

BALAJI, N.; DHANESH, Y. Excel template calculates SWAT soil parameters using the Pedo Transfer Function (PTF). [S.l.], 2012. Disponível em: https://github.com/SWAT-Brasil/util/tree/master/prepara_parametros_solos. Acesso em: 10 nov. 2021.

BIOSRAMÉ, G. WGN Excel macro: Calculate statistics needed to create weather station files. [S. l.], 2011. Disponível em: <https://swat.tamu.edu/media/41583/wgen-excel.zip>. Acesso em: 10 nov. 2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária (2022). Programa Nacional de Zoneamento Agrícola de Risco. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/riscos-seguro/programa-nacional-de-zoneamento-agricola-de-risco-climatico/portarias/safra-vigente/rio-grande-do-sul/rio-grande-do-sul-rs-1>>. Acesso em 12.fev.2022.

CHADLI, K. Estimation of soil loss using RUSLE model for Sebou watershed (Morocco). Modeling Earth Systems and Environment, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 1–10, 2016.

CUNHA, N. G. et al. Estudo dos solos do município de Canguçu. Pelotas: EMBRAPA-CPACT, 1997.

CUNHA, N. G. da; SILVEIRA, R. J. da C.; SEVERO, C. R. S. Solos e terras do planalto sul-rio-grandense e planícies costeiras. Pelotas: [s. n.], 2006.

CUNHA, N. G.; SILVEIRA, R. J. C. Estudo dos solos do município de Pelotas. Pelotas: EMBRAPA-CPACT, 1996.

DA CUNHA, Z. A. et al. Aplicabilidade Do Método Número Da Curva (CN/SCS) Com Base Em Valores De CN Tabelados: Estudo De Caso Na Bacia Hidrográfica Do Arroio Cadeia. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, [s. l.], n. May, 2019.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. Soil and Tillage Research, [s. l.], v. 174, n. 1000, p.

24–33, 2017.

DILE, Y. T. et al. Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model. Environmental Modelling and Software, [s. l.], v. 85, p. 129–138, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.08.004>.

DORNELES, V. R. Aplicabilidade de curvas-chave para modelagem de produção de sedimentos a partir da Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE). 2020. 175 f. - Universidade Federal de Pelotas, [s. l.], 2020. Disponível em: <http://mpoc.org.my/malaysian-palm-oil-industry/>.

EICHOLZ, E. D. et al. Informações técnicas para o cultivo do milho e sorgo na região subtropical do Brasil: safras 2019/20 e 2020/21. Sete Lagoas: [s.n.].

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Dados meteorológicos diários da Estação Experimental da Cascata referente ao período de 01/01/1994 a 31/12/2019. Pelotas: [s. n.], 2020.

GAMAGE, A. et al. Role of organic farming for achieving sustainability in agriculture. Farming System, v. 1, n. 1, p. 100005, 1 abr. 2023.

GARBELINI, L. G. et al. Diversified crop rotations increase the yield and economic efficiency of grain production systems. European Journal of Agronomy, v. 137, p. 126528, 1 jul. 2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropecuário ano base 2017. Rio de Janeiro: [s. n.], 2022. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/resultados-censo-agro-2017.html>.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Banco de Dados Meteorológicos. [S. l.], 2020. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>. Acesso em: 20 out. 2020.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Clima: Normais climatológicas 1981-2010. [S. l.], 2023. Disponível em: <https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/1981-2010/evapotranspiracao>. Acesso em: 12 jan. 2023.

JAXA, E. ALOS Global Digital Surface Model “ALOS World 3D - 30m” (AW3D30). [S. l.], 2021. Disponível em: https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/dataset/aw3d30/aw3d30_e.htm. Acesso em: 2 out. 2021.

JOVINO, E. S. et al. Impactos do uso e cobertura do solo na produção de sedimentos em área de manancial peri-urbano tropical. Sociedade & Natureza, v. 34, p. e64640, 12 set. 2022.

KUINCHTNER, A.; BURIOL, Ga. A. Clima Do Estado Do Rio Grande Do Sul Segundo a Classificação Climática De the Climate of Rio Grande Do Sul State According To Köppen and Thornthwaite. Disciplinarum Scientia. Série:



Ciências Exatas, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 171–182, 2001. Disponível em: <http://sites.unifra.br/Portals/36/tecnologicas/2001/clima.pdf>.

PINTO, L. F. S.; SILVEIRA, R. J. C. da; SEVERO, C. R. S. Estudo dos solos da Fazenda Porongos. [S. l.: s. n.], 2008a.

PINTO, L. F. S.; SILVEIRA, R. J. C. da; SEVERO, C. R. S. Estudo dos solos da Fazenda Silveiras. [S. l.: s. n.], 2008b.

Projeto MapBiomas. Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil para o ano de 1990, 2017 e 2020. [S. l.], 2021. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 12 out. 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Planejamento, Governança e Gestão. Departamento de Planejamento Governamental. Atlas Socioeconômico do Estado do Rio Grande do Sul. 6ª ed. Porto Alegre, 2021.

ROTAVA, J.; BRESSIANI, D. A. Scripts em Python para Processamento de Dados de Precipitação e Interpolação para o formato do Soil & Water Assessment Tool. [S. l.], 2020.

SANEP. Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas. Sistemas de captação. [S. l.], 2022. Disponível em: <https://portal.sanep.com.br/agua/sistema-captacao>. Acesso em: 20 nov. 2022.

SANTOS, H. G. et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. [S. l.: s. n.], 2018.

SARTORI, A.; NETO, F. L.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, [s. l.], v. 10, n. 4, p. 5–18, 2005.

SEVERO, C. R. S. Caracterização dos solos do centro agropecuário da Palma, UFPel, Município de Capão do Leão/RS. 1999. 97 f. - Universidade Federal de Pelotas, [s. l.], 1999.

SILVA, T. P. et al. Best management practices to reduce soil erosion and change water balance components in watersheds under grain and dairy production. International Soil and Water Conservation Research, p. S2095633923000424, jul. 2023.

SIME, C. H.; ABEBE, W. T. Sediment Yield Modeling and Mapping of the Spatial Distribution of Soil Erosion-Prone Areas. Applied and Environmental Soil Science, v. 2022, p. e4291699, 2 set. 2022.

STEINMETZ, A. A. Impacto das mudanças climáticas sobre as vazões em bacias hidrográficas do Pampa brasileiro. 2020. 163 f. - Universidade Federal de Pelotas, [s. l.], 2020.

SUZUKI, L.E.A.S. et al. Capacidade de uso e aptidão agrícola das terras de propriedades rurais localizadas na bacia hidrográfica do Arroio Pelotas. ForScience, v. 9, n. 1, p. e00873–e00873, 19 mar. 2021.

UFPEL. Universidade Federal de Pelotas. SYHDA - System of Hydrological Data Acquisition and Analysis. [S. l.], 2020. Disponível em: <http://wp.ufpel.edu.br/hidrologiaemodelagemhidrologica/syhda/>. Acesso em: 1 nov. 2020.

UNIYAL, B. et al. Identification of critical areas and evaluation of best management practices using SWAT for sustainable watershed management. Science of The Total Environment, v. 744, p. 140737, 20 nov. 2020.

UZEIKA, T. Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural. Dissertação de mestrado—Porto Alegre: Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

VENISHETTY, V.; PARAJULI, P. B. Assessment of BMPs by Estimating Hydrologic and Water Quality Outputs Using SWAT in Yazoo River Watershed. Agriculture (Switzerland), [s. l.], v. 12, n. 4, 2022.

WILLIAMS, J. Sediment yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: PROCEEDINGS OF THE SEDIMENT YIELD WORKSHOP. Mississippi: USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, 1975. p. 244–252.

WREGE, M. S. et al. ATLAS CLIMÁTICO DA REGIÃO SUL DO BRASIL Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul 2a edição Embrapa Brasília, DF 2012 Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Clima Temperado Embrapa Florestas Ministério da Agricultura, Pecuária e A. 2 ed. Brasília-DF: EMBRAPA, 2012. E-book. Disponível em: www.embrapa.br/liv.

YIHUN, D.; SRINIVASAN, R.; GEORGE, C. Manual QGIS 3 Interface for SWAT (QSWAT3). [S. l.: s. n.], 2020. Disponível em: <https://swat.tamu.edu/software/qswat/>.

YU, T. et al. Benefits of Crop Rotation on Climate Resilience and Its Prospects in China. Agronomy, v. 12, n. 2, p. 436, fev. 2022.



AVALIAÇÃO DE MÉTODOS PARA ESTIMATIVA DA EROÇÃO UTILIZANDO GEOPROCESSAMENTO EM MICROBACIA DO RIO PARÁ/MG

Larissa da Silva Soares¹, Pedro Wainberg Bohrer², Maurício Andrades Paixão³

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: larissa.aguaesolo@gmail.com; ²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: pedrowainberg@gmail.com; ³ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: mauricio.paixao@ufrgs.br

Palavras-chave: geoprocessamento, USLE; suscetibilidade à erosão

Introdução

A avaliação dos processos erosivos é fundamental para o pleno planejamento da ocupação territorial. Identificar fragilidades e problemáticas é ponto central para garantir que as ações desenvolvidas terão sustentabilidade econômica e ambiental por longo período.

O intenso uso do solo atrelado ao desenvolvimento das práticas agrícolas, pecuária e mudanças nos métodos de produção levam ao aumento da suscetibilidade dos terrenos a sofrerem processos erosivos. Estes processos erosivos geram por consequência perda do potencial produtivo de culturas, perda de cobertura vegetal, assoreamento dos corpos hídricos além da inviabilidade de ocupação de territórios na ocorrência de processos erosivos avançados como as voçorocas. A fim de avaliar a probabilidade de ocorrência dos processos erosivos em áreas de interesse para conservação, foram desenvolvidos modelos que diagnosticam áreas a partir de informações georreferenciadas relacionadas com as características da região. Cook (1936) foi um dos primeiros a formular um modelo de erosão, onde os fatores considerados foram erodibilidade do solo, erosividade da chuva e cobertura vegetal. Uma das metodologias mais empregadas é a USLE (*Universal Soil Loss Equation*), desenvolvida pelo DEA dos Estados Unidos (1954), que é aplicada a partir de interpolações de diferentes dados temáticos, muito empregada em estudos sobre perda de solo. Outra possibilidade de avaliação da erosão utilizando geoprocessamento é a partir do mapa de suscetibilidade à erosão gerado pela Embrapa Solos em 2020.

As metodologias de estimativa da erosão utilizando geoprocessamento viabilizam a realização de avaliações que não seriam possíveis na inexistência de levantamentos in loco. Ambos métodos utilizam dados acessíveis e adquiridos nos tradicionais bancos de dados geográficos a nível nacional, possibilitando suas aplicações em diferentes escalas, se tornando assim, uma ferramenta de planejamento para a gestão territorial das bacias hidrográficas.

O objetivo deste trabalho é comparar os resultados da aplicação de ambas metodologias e realizar validação utilizando imagens de satélite que retratam processos erosivos avançados na bacia hidrográfica do rio Pará, em Minas Gerais. O levantamento de campo foi realizado dentro do Programa de Conservação Ambiental e Produção de Água do

CBH Pará, contratado pela Agência Peixe Vivo em 2022 e elaborado pela empresa Água e Solo Estudos e Projetos.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Carmo do Cajuru, em Minas Gerais, sendo a microbacia do ribeirão do Sapé inserida na bacia hidrográfica do rio Pará. A microbacia possui área de 2.600 hectares tendo seu rio principal, o ribeirão do Sapé desaguando na represa artificial de Carmo do Cajuru, construída para geração hidroelétrica formando o maior lago artificial da região Centro-oeste de Minas Gerais. A Figura 1 apresenta a localização da área de estudo.

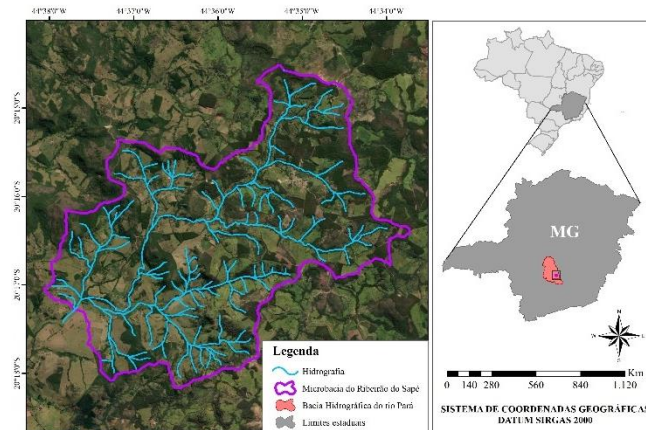


Figura 1: Localização da área de estudo.

USLE

A USLE constitui em um modelo empírico criado para estimar a perda média anual de solo por erosão laminar, sendo fonte de informações importantíssimas para elaboração de planejamento urbano e ambiental de planos de bacias hidrográficas (Silva, 2009). A equação USLE considera fatores naturais e antrópicos, os quais podem ser estimados e especializados em ambiente computacional de um SIG, que permite uma otimização das interpolações dos dados e resultados espaciais mais precisos. Para obtenção de dados referenciais como a erodibilidade foram utilizados estudos em regiões com características similares à área de estudo. A equação da perda de solo da USLE é apresentada



a seguir. Após a apresentação da equação, será tratado individualmente os fatores ambientais que a compõem.

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

Onde: A = Perda de solo (ton/ha/ano);
Fator R = da Erosividade, índice de erosão pela chuva (MJ*mm/ha/ano);
Fator K = da erodibilidade do solo, em ton., ha.h/ha. (MJ*mm);
Fator L = do comprimento de rampa (m);
Fator S = do gradiente da declividade (%);
Fator C = adimensional, relacionado à cobertura superficial ou uso/manejo;
Fator P = adimensional, refere-se às práticas conservacionistas.

Resultados e discussão

Neste item serão apresentados os resultados da aplicação da USLE e o Mapa de Suscetibilidade à erosão da Embrapa. Para a USLE será apresentado cada um dos fatores que compõem a equação da perda de solo. Iniciando pelo fator de erosividade da chuva.

O fator de erosividade da chuva (R) expressa a capacidade da chuva de um local erodir um solo desprotegido (WISCHMEIER, 1959). Por isso, quantificar esse fator é de grande importância para determinar os usos e manejos adequados do solo (Bazzano, et al. 2010). Avaliar a evolução da erosividade ao longo do ano também é uma ferramenta interessante para o planejamento do cultivo. A partir da identificação dos meses com maior erosividade da chuva, o agricultor prevê a aplicação mais efetiva de práticas conservacionistas nestes períodos mais críticos (Bertoni e Lombardi Neto, 1990).

Os dados de precipitação foram retirados do banco de dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA). Avaliando os dados disponíveis foram selecionadas 12 estações pluviométricas localizadas ao redor da microbacia para interpolação dos dados disponíveis. A série histórica considerada incluiu o período de 2000 a 2021. Assim, obteve-se a estimativa do índice de erosividade mensal, estimado a partir da equação desenvolvida por Val (1986), para o município de Lavras (MG), sendo ela:

$$R = 125,92 * \left(\frac{p^2}{P}\right)^{0,603} \quad (2)$$

Onde:
R = fator erosividade da chuva (MJ/ha. mm/h/ano);
Pm = precipitação média mensal (mm);
Pa = precipitação total anual (mm).

Existem diversas equações que estimam a erosividade da chuva. Para o estudo foi selecionada equação desenvolvida em região com características similares à microbacia avaliada. A Figura 2 apresenta o mapa gerado após a interpolação da erosividade da chuva na microbacia.

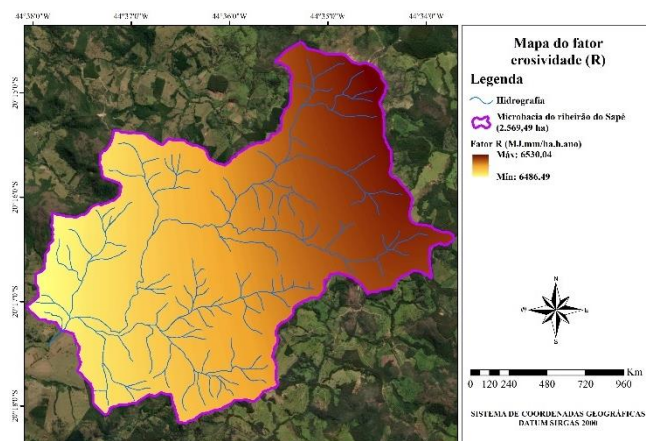


Figura 2: Fator Erosividade (R).

O cálculo do fator topográfico (LS) possibilita analisar a erosão hídrica de uma área, levando em conta a distância na qual ocorre o escoamento superficial (L) e a declividade do terreno (S). Assim, experimentalmente fator expressa a relação entre a perda de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação a uma parcela de 22 m de comprimento e 9% de declive (Wischmeier & Smith, 1978), de modo que quanto mais longo e íngreme é o declive, maior é a erosão. A fim de determinar o fator topográfico da microbacia, utilizou-se a metodologia proposta por MOORE & BURCH (1986), que utiliza o Modelo Digital de Elevação (MDE) para o cálculo do fluxo acumulado e da declividade. O MDE utilizado possui resolução de 12,5 m a partir de um reprocessamento do Modelo Digital de 30 m de resolução disponibilizado através da SRTM.

$$LS = \left(\frac{FA \times CS}{22,13}\right)^{0,4} \times \left(\frac{\sin(S)}{0,0896}\right)^{1,3} \quad (3)$$

Onde: FA = fluxo acumulado;
CS = tamanho da célula do MDE (m) (comprimento do escoamento);
S = declividade (graus).

A Figura 3 representa o resultado gerado para a área de estudo. Os valores gerados estão diretamente associados a topografia da área.

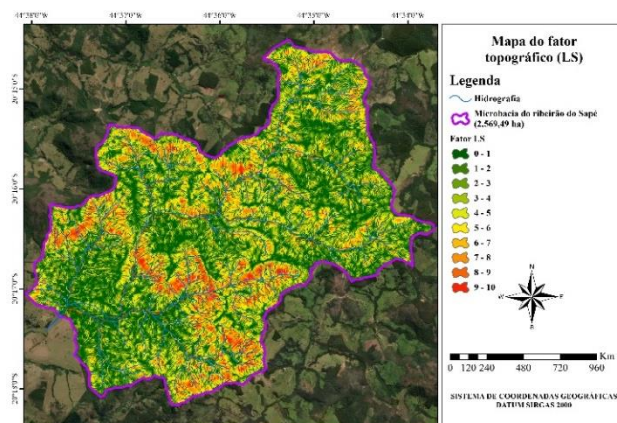


Figura 3: Fator Topográfico (LS).]



Segundo Carvalho et al. (2009), as propriedades físicas, químicas e biológicas, intrínsecas para cada tipo de solo, caracterizam diferentes comportamentos relacionados a perda de solo por erosão hídrica. A erodibilidade do solo, representada na USLE como fator K, está relacionada a propriedades como textura, teor de matéria orgânica, estrutura e permeabilidade. Solos que se caracterizam por conter maiores valores de erodibilidade apresentam maior perda de solo por processos erosivos, indicando menor capacidade de regular a infiltração da água no solo, menor resistência ao transporte pelo escoamento superficial e maior desagregação pelo impacto das gotas de chuva.

A Tabela 1 apresenta as classes de solo encontradas na área de estudo. Para a atribuição dos valores de erodibilidade dos tipos de solos encontrados na área foram consideradas literaturas que estimaram a partir de ensaios esse fator. Foi atribuído ao Latossolo Vermelho-amarelo distrófico (LVA) o valor de K de 0,0171 (Baixa), para o Argissolo Vermelho-amarelo distrófico (PVA) o valor de K foi de 0,0338 (Alta) e para o Neossolo Litólico eutrófico típico (R) foi definido o valor de K como 0,0255 (Média). Já a Figura 4 apresenta a espacialização do fator K na microbacia avaliada.

Tabela 1: Fator K para a microbacia

Solo	Fator K (Mg.mm/MJ.ha)	Porcentagem da microbacia	Classe de risco de erodibilidade	Fonte
Latossolo Vermelho-amarelo distrófico	0,071	25,29%	Baixa	Reatto et al, 2000
Argissolo Vermelho-amarelo distrófico	0,0338	45,86%	Alta	Chaves, 1994
Neossolo Litólico eutrófico típico	0,0255	28,85%	Média	Francisco, 2010

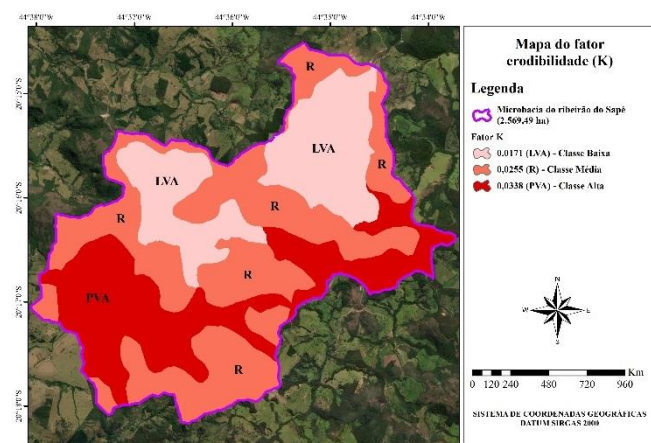


Figura 4: Fator Erodibilidade do Solo (K)

O fator de manejo e cobertura do solo expressa a relação entre a perda de solo e o manejo presente em uma determinada área. Diferentes usos de terra e cobertura vegetal correspondem a distintos comportamentos de perda do solo, resultando em áreas mais ou menos vulneráveis à erosão hídrica (MOTA, 2021). Considera-se que os usos de solo com menor tendência de perda de solo (menor valor para o fator C) são encontrados quando não ocorrem processos de desagregação de partículas e arraste de

material sólido como em cursos d'água e áreas urbanas. Segundo Guadagnin et al. (2005), os maiores valores do fator C estão associados às classes que apresentam pouca ou nenhuma cobertura do solo, caracterizando alta susceptibilidade à erosão. Os máximos e mínimos encontram-se entre 1 e 0. A Tabela 2 apresenta os valores de C encontrados para a microbacia, já a Figura 5 apresenta os resultados geoespacializados.

Para obtenção do mapa de uso do solo foram utilizadas imagens de satélite. A escolha da imagem de satélite utilizada para o processamento considerou a resolução espacial e temporal. Após avaliar as imagens disponíveis, optou-se pelas imagens do satélite CBERS-4A datadas em junho de 2022. Após a composição das bandas para geração da imagem de cor verdadeira, foi realizado processamento de *Pansharpering* para transpor a resolução de 2 m da banda pancromática para a composição RGB (cor verdadeira), que originalmente era de 8m. Assim, o resultado da imagem obteve resolução espacial de 2m. Com a imagem de satélite processada foi realizada operação de classificação utilizando ferramenta de geoprocessamento para identificar as classes de uso do solo de acordo com a coloração das imagens, gerando assim o mapa de uso do solo para a microbacia com resolução de 2 m, qualidade superior ao MapBiomias (30 m), por exemplo.

Tabela 2: Fator C para a microbacia

Uso do solo e cobertura vegetal	Fator C	Fonte
Área Urbana	0	Stein et al. 1987
Corpos Hídricos	0	Stein et al. 1987
Vegetação Nativa	0,01	Beskow 2009
Pastagem	0,025	Bertoni e Lonbardi Neto 2005
Campo	0,042	Silva 2009
Silvicultura	0,047	Silva et al. 2010
Agricultura	0,29	Beskow 2009
Solo exposto	1	Stein et al. 1987

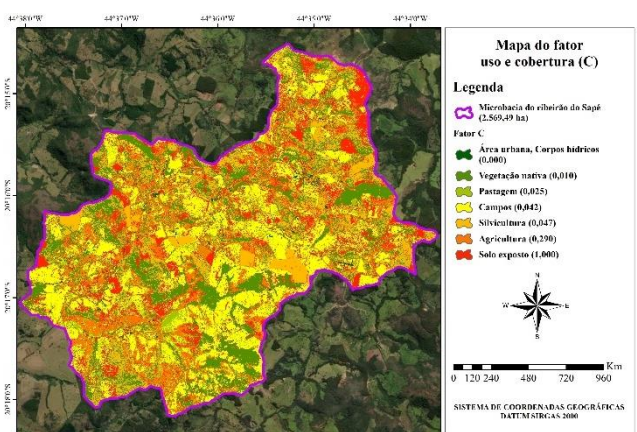


Figura 5: Fator manejo e cobertura do solo (C).

O fator P relaciona a intensidade de perda de solo com as práticas de conservação empregadas na região de estudo (Silva et al., 2010). As práticas de conservação de solo reduzem os processos erosivos e, por conseguinte os valores de perda de solo. Entre as práticas mais comuns estão plantio em contorno, plantio em faixas de contorno,



terraceamento e alternâncias de capinas. Bertoni e Lombardi Neto (1992) trabalham os dois fatores de maneira dissociada: o fator C apenas como “uso e manejo” e o fator P como “prática conservacionista” (MATA et al., 2007). Todavia, para Wischmeier e Smith (1978), os fatores C e P estão significativamente relacionados, por isso não devem ser analisados separadamente. O efeito combinado das variáveis cobertura e manejo do solo é representado pelo fator CP. Para a área de estudo, os valores para o fator P foram assumidos como 1,0 para a área de estudo devido à falta de práticas de conservação do solo identificadas, conforme adotado por Beskow et al. (2009). Sendo um único valor para a área de estudo, não será apresentado mapa temático.

Mapa de Suscetibilidade à erosão (Embrapa, 2020)

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) a partir da divisão Embrapa Solos elaborou em 2022 o Mapa de Suscetibilidade dos Solos à Erosão Hídrica do Brasil em escala 1:250.000. O mapa classificou as áreas de acordo com a suscetibilidade à erosão hídrica em cinco classes sendo elas: Muito Baixa; Baixa; Média; Alta; Muito Alta. Para composição do mapa foram utilizados os seguintes dados de entrada: (a) Mapa de Erodibilidade dos Solos do Brasil (Embrapa, 2020); (b) Mapa de Erosividade das Chuvas do Brasil (Embrapa, 2020) e; (c) Modelo Digital do Terreno com 30 m de resolução espacial (SRTM/NASA). A Figura 6 apresenta o mapa elaborado para o Brasil. O mapa está disponível para acesso na plataforma Geoinfo, que contém informações geográficas geradas pela Embrapa.

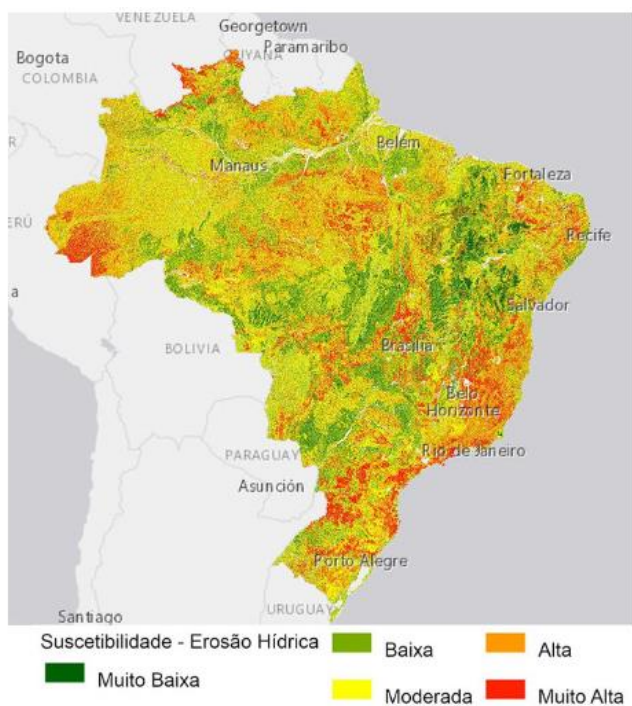


Figura 6: Mapa de Suscetibilidade à erosão hídrica no Brasil.

Os modelos de Erosividade das Chuvas e o Modelo Digital do Terreno foram originalmente gerados em raster, enquanto o de Erodibilidade dos Solos, originalmente, gerado em formato

vetor, foi transformado para o formato raster. Todos os modelos foram processados em matrizes com pixels de 30x30m. O processamento ocorreu na plataforma do Google Earth Engine. O método foi desenvolvido por uma equipe de pesquisadores e analistas da Embrapa Solos (RJ), formada por especialistas em ciência do solo, agrometeorologia, planejamento regional e agricultura digital.

Imagens de satélite

Durante a execução do Programa Conservação do Solo e da Água da bacia do Rio Pará, foram realizadas visitas em campo para identificação de problemáticas relacionadas aos aspectos abordados no programa. Um dos problemas identificados foi a existência de voçorocas na microbacia. A visita foi realizada em meados de 2022. Durante o levantamento foi identificada uma das 3 voçorocas de grande extensão localizadas na área de estudo. A voçoroca visitada possui cerca de 52.518,50 m² com mais de 30 metros de profundidade.

Utilizando as imagens de satélite é possível identificar outras duas voçorocas também dentro do limite da microbacia. As voçorocas já se encontram em processo avançado de desenvolvimento com considerável cobertura vegetal no seu interior. Avaliando a evolução temporal das voçorocas, percebe-se que os processos ocorrem anteriormente a 2003 que é o ano da primeira aquisição de imagem de satélite disponível. A voçoroca 1 possui maior cobertura vegetal em comparação com as voçorocas 2 e 3 que possivelmente passaram por processos de escorregamento das encostas que justifica redução da cobertura vegetal ao longo do período avaliado. A Tabela 3 apresenta algumas informações sobre as voçorocas identificadas que serão objeto de análise deste trabalho. Já a Figura 7 apresenta a localização das voçorocas na microbacia.

Tabela 3: Informações das voçorocas identificadas.

Identificação	Localização	Área de extensão
Voçoroca 1	20°16'22,45"S ; 44°34'25,48"O	52.518,50 m ²
Voçoroca 2	20°16'14,59"S; 44°35'22,84"O	9.121,31 m ²
Voçoroca 3	20°15'52,90"S; 44°36'6,83"O	10.426,30 m ²



Figura 7: Localização das Voçorocas.



Abaixo são apresentadas algumas fotográficas registradas pela equipe que realizou a vistoria em campo.



Figura 8: Voçoroca 1 visitada em campo.

Para avaliação dos resultados foram comparadas as duas metodologias de estimativa de erosão, a USLE e o mapa de suscetibilidade da Embrapa Solos. Como validação foram selecionadas as áreas onde ocorreram as voçorocas

identificadas nas imagens de satélite. Para avaliação, foram consideradas as classes de maior potencial erosivo (USLE) e maior suscetibilidade à erosão (Embrapa) existentes dentro das áreas com voçorocas identificadas. As tabelas a seguir apresentam os resultados encontrados para cada uma das metodologias avaliadas.

Tabela 4: Resultados para o mapa de suscetibilidade à erosão hídrica da Embrapa Solos na área de estudo.

Mapa de Suscetibilidade à erosão hídrica (Embrapa, 2020)						
Voçorocas	Nula	Muito Baixa	Baixa	Média	Alta	Muito Alta
1	0%	0%	8%	43%	47%	1%
2	0%	0%	0%	22%	78%	0%
3	0%	0%	0%	9%	91%	0%

Tabela 5: Resultados da USLE na área de estudo.

USLE - Classificação Bukowski (2009)							
Voçorocas	Ligeira	Ligeira a moderada	Moderada	Moderada e alta	Alta	Muito Alta	Extremamente alta
1	6%	6%	18%	14%	5%	19%	32%
2	3%	1%	12%	7%	1%	11%	65%
3	2%	1%	26%	14%	1%	21%	34%

A Figura 9 apresenta o mapa de suscetibilidade à erosão hídrica na área de estudo. Já a Figura 10 apresenta os resultados obtidos através da aplicação da metodologia em ambiente SIG da USLE, utilizando como base os fatores apresentados no item anterior. Percebe-se avaliando os mapas gerados a diferença visível da resolução das informações. O mapa da USLE apresenta resolução de 2m já o mapa de suscetibilidade à erosão, a resolução espacial é de 30 m.

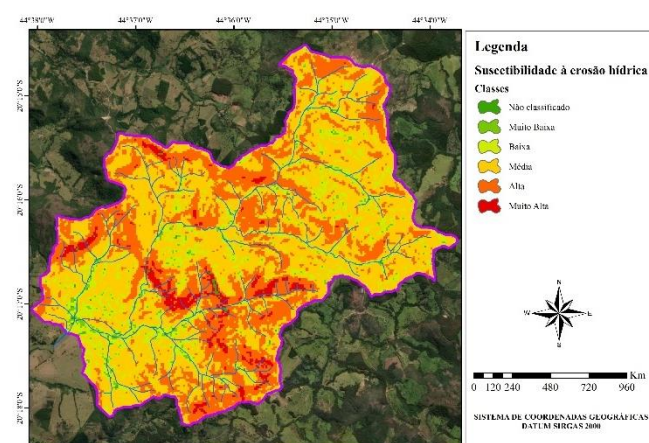


Figura 9: Mapa de suscetibilidade à erosão (Embrapa Solos, 2020) da área de estudo.

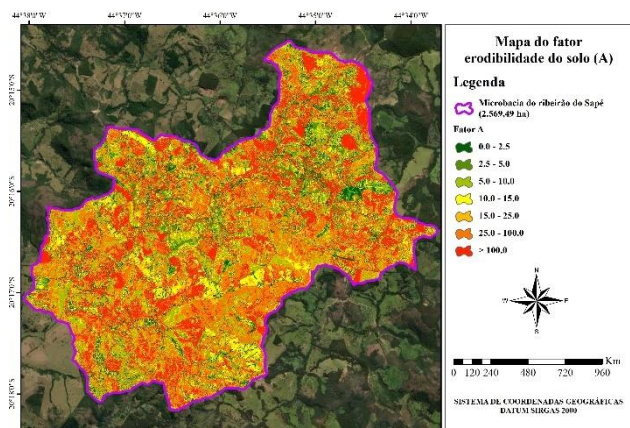


Figura 10: Mapa de perda de solo (USLE) da área de estudo.

A Tabela 6 apresenta a correspondência da área onde existem as três voçorocas identificadas na microbacia, e as classes de maior criticidade. Considerou-se para composição da correspondência a soma das classes de média (susceptibilidade) ou moderada (USLE) até muito alta (susceptibilidade) ou extremamente alta (USLE).

Tabela 6: Comparação dos resultados.

Voçorocas	Correspondência nas classes mais críticas	
	Susceptibilidade	USLE
1	92%	70%
2	100%	85%
3	100%	71%

Considerando essa avaliação, o mapa de susceptibilidade apresentou resultado melhor, o fato da USLE estar em uma resolução espacial de 2m alguns resultados locais parecem destoar a realidade, no geral ela apresenta um bom resultado, mas no detalhe a metodologia apresenta falhas. Já o mapa da Embrapa Solos tem uma resolução espacial de 30m, e por isso, classificou a maioria das áreas na mesma classe, justamente por existirem poucos pixels dentro das áreas das voçorocas. No caso do estudo, a classificação foi mais assertiva, porém se existisse um único erro de classificação, toda a área das voçorocas poderia ser classificada de forma equivocada prejudicando o planejamento das ações de conservação do solo na bacia.

Considerações Finais

Considerando os melhores resultados como aqueles em que houve uma maior correspondência da área onde existem as voçorocas, pode-se afirmar que o mapa de susceptibilidade da Embrapa foi mais satisfatório que a aplicação da USLE. Entretanto, ressalta-se que a USLE apresenta bons resultados na escala utilizada, com alguns outliers que podem ter justamente efeito de escala em sua análise. Recomenda-se sempre a verificação das condições *in situ*, ou seja, a partir da visita em campo.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências bibliográficas

- Bertolini, D.; Lombardi Neto, F.; Drugowich, M. I. 1993. Programa estadual de microbacias hidrográficas. Campinas: CATI, 16 p.
- Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. 1990. Conservação do solo. 7. ed. São Paulo: Editora Ícone.
- Beshow, S.; Mello, C. R.; Norton, L. D.; Curi, N.; Viola, M. R.; Avanzi, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. Catena, v. 79, n. 1, p. 49-59. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>.
- Carvalho, D.F.; Cruz, E.S.; Pinto, M.F.; Silva, L.D.B. & Guerra, J.G.M. 2009. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. R. Bras. Eng. Agríc. Amb., 13:3-9.
- Chaves, H. M. L. (1994). 2000. Estimativa da erosão atual e potencial no vale do São Francisco: relatório final de consultoria. Brasília: CODEVASF, 35 p.
- Cook, H.L.; 1936. The nature and controlling variables of the water erosion process. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1, pp.487-494.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Mapa de susceptibilidade à erosão hídrica.
- Francisco, P. R. M. 2010. Classificação e mapeamento das terras para mecanização do Estado da Paraíba utilizando sistemas de informações geográficas. 122f. Dissertação (Manejo de Solo e Água). Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba. Areia.
- Guadagnin, J. C. et al. 2005. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 29, p. 277-286.
- MAPBIOMAS. 2022. Coleção 7.1 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. MapBiomass.
- Mata, C. L.; Carvalho Júnior, O. A.; Carvalho, A. A. F.; Gomes, R. A. T.; Martins, E. S.; Guimarães, R. F. 2007. Avaliação multitemporal da susceptibilidade erosiva na bacia do rio Urucuia (MG) por meio da Equação Universal de Perda de Solos. Rev. Bras. Geomorfol., Uberlândia, v. 8, n. 2, p. 57-71.



Moore, I. D.; Burch, G. J. 1986. Modeling erosion and deposition: Topographic effects. Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers, v. 29, n. 6, p. 1624-1640. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.30363>.

Mota, J. R. et al. 2021. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio das Mortes (MG). Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, v. 14, n. 1, p. 1-14.

Reatto, A.; Spera, S. T.; Correia, J. R.; Martins, E. S.; Bloise, G. L. F.; Silva, A. V. Levantamento semidetalhado dos solos da bacia do Olaria - DF. Escala 1:300.000. Planaltina: Embrapa Cerrados.

Silva, A. M. da et al. 2009. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 33, p. 1811-1820.

Silva, F. D. G.; Minotti, F.; Lombardi Neto, F.; Primavesi, O.; Crestana, S. 2009. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. Eng Sanit Ambient, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010.

Stein, D. P.; Donzeli, A. F.; Gimenez, A. F.; Ponçano, W. L.; Lombardi Neto, F. 1987. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico na bacia do Peixe Paranapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 4., São Paulo, 1987. [Anais] São Paulo: ABGE/DAEE, p. 105-136

Universidade de Perdue. 1964. National Runoff and Soil Loss Data Center. Universal Soil Loss Equation (USLE).

Val, L. A. et al. 1986. Erosividade das chuvas em Lavras-MG. Ciência e prática, v. 10, n. 2, p. 199-209.

Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Agriculture Handbook. Washington, DC: USDA, v. 537, 58 p.

Wischmeier, W. H. 1959. A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. Soil Science Society of America Proceedings, Madison, v. 23, n. 3, p. 246-249.



SENSIBILIDADE DE ESTIMATIVAS DO NÍVEL DE ÁGUA E DA DESCARGA SÓLIDA À VARIAÇÃO DE ABORDAGENS DA MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA 1D

Vinícius Granadier¹, William Bonino Rauen²

¹Auren Energia, M.Sc. em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA/UFPR), e-mail: viniciusgranadier@gmail.com; ²Universidade Federal do Paraná, Departamento de Hidráulica e Saneamento & Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Professor Adjunto, e-mail: wbrauen@gmail.com

Resumo: A literatura de hidráulica fluvial é abundante em termos de equações e métodos para cálculo de parâmetros do escoamento e do transporte de sedimentos, até mesmo para descrever condições relativamente simples de escoamentos em canais de grande largura, em regime permanente e uniforme, e com transporte de areia como carga de fundo. Ao selecionar um conjunto de equações em detrimento de outras para compor um modelo matemático hidrossedimentológico fluvial, efeitos da variabilidade entre métodos podem passar despercebidos com a consideração (implícita ou explícita) de serem desprezíveis. Porém, tais efeitos podem, por exemplo, interferir na comparação de resultados obtidos utilizando modelos distintos e comprometer a acurácia de estimativas. Reporta-se aqui uma análise de sensibilidade de estimativas do nível de água e da descarga sólida de fundo de areias por meio de modelagem 1D, sendo a resistência ao escoamento causada predominantemente pela rugosidade do leito, à variação: da equação governante do escoamento e forma de representação da resistência, baseada nos coeficientes de Chezy e Manning; do método de cômputo da rugosidade do leito considerando atrito superficial e efeito de forma com pequenas dunas (*mini-ripples*) em equilíbrio; da equação que descreve a condição crítica de mobilidade do leito; do grau de uniformidade da distribuição granulométrica; e do particionamento ou não da tensão cisalhante envolvida no cálculo do parâmetro de mobilidade do leito. Neste estudo, foram consideradas equações e faixas de valores de parâmetros bem estabelecidas na literatura técnico-científica da área, bem como incertezas típicas de ordem prática das variáveis de resposta para análise crítica de sensibilidade. Os resultados indicaram que: em boa parte dos cenários simulados, as discrepâncias entre métodos foram inferiores à incerteza prática da variável de resposta, indicando baixa sensibilidade em geral, favorecendo comparações entre modelos diferentes e corroborando simplificações em certos elementos das abordagens de cálculo; em casos mais extremos, a variabilidade de um coeficiente e métodos de cálculo afetou estimativas de níveis de água nas condições simuladas em até $\pm 10\%$, enquanto que variações de até 6000x foram notadas para a descarga sólida de fundo. A maior sensibilidade foi atrelada a um coeficiente do submodelo que estima o arraste de forma, destacando a importância de uma calibração adequada especialmente de tal parâmetro em aplicações de modelagem. Sob condições de baixa mobilidade do leito, as estimativas da descarga sólida de fundo também foram sensíveis à variação de outros componentes do modelo, indicando que impactos não desprezíveis podem ocorrer sobre a acurácia de estimativas e/ou comparação de resultados entre modelos diferentes. Também foram contemplados os efeitos de não-particionamento da tensão cisalhante no cômputo do parâmetro de mobilidade do leito – efeitos esses que prejudicaram substancialmente as estimativas correspondentes da descarga sólida de fundo, mas sendo um erro facilmente evitável de modelagem.

Palavras-chave: modelagem hidrossedimentológica; resistência ao escoamento; incertezas.

Introdução

Dentre os aspectos representados na modelagem dos fenômenos físicos da hidráulica fluvial, a resistência ao escoamento é um dos parâmetros fundamentais a serem avaliados, visto seu papel de representar a dissipação de energia mecânica do fluxo, bem como sua capacidade de afetar características hidráulicas e dados de saída de uma simulação, tais como a distribuição de velocidades e o nível de água (MORVAN et al. 2008).

Apesar de sua importância central na modelagem, a resistência ao escoamento é um dos aspectos que mais carrega incertezas em sua determinação física. Até mesmo sua definição pode ser compreendida de modo equivocado por engenheiros práticos da área, caso seja somente associada ao conceito de “rugosidade”. Ainda que a parcela de resistência por atrito com o leito possa ser dominante na composição da resistência global ao escoamento em correntes menos expressivas, perdas de energia importantes

também podem decorrer da turbulência e de efeitos viscosos (KNIGHT et al., 2018). De acordo com Morvan et al. (2008), tal resistência ainda assume diversos significados de acordo com a dimensionalidade dos modelos hidráulicos utilizados, sendo considerada em suas formulações por meio de um “coeficiente de rugosidade”. Exemplos de tal parâmetro são o fator de atrito de Darcy-Weisbach (f) e os coeficientes de Nikuradse (k_s), Chézy (C) e Manning (n). Além das incertezas intrínsecas ao significado físico da resistência ao escoamento, também é incerto o processo de definição dos coeficientes de rugosidade utilizados para representá-la nos modelos. Na prática, o coeficiente é comumente determinado por tentativa e erro, promovendo-se uma calibração por convergência entre os níveis de água medidos em campo e os gerados pelo modelo (MORVAN et al., 2008; KNIGHT et al., 2018). Este método gera três problemas principais, já que: (i) parte do sentido físico por trás da determinação da resistência ao escoamento é perdido,



ao forçá-la apenas como um fator de convergência (MORVAN et al., 2008); (ii) o coeficiente calibrado pode omitir erros e lacunas existentes nos códigos dos modelos, já que não é obtido de forma direta (PAARLBERG, 2008); (iii) o coeficiente é representativo apenas para a vazão e as condições hidrológicas e morfológicas intrínsecas aos dados de calibração, pois, uma vez determinado, assume valor constante, mesmo que o modelo seja utilizado para simular condições diferentes da calibrada (JULIEN et al., 2002; MORVAN et al., 2008; KNIGHT, 2013; LI; JUN, 2018). Parâmetros hidrossedimentológicos potencialmente afetados incluem a profundidade, velocidades médias, grau de turbulência, curvas cota-vazão, coeficientes de dispersão, taxas de erosão e deposição, descarga sólida, entre outros, cujas importâncias vêm sendo investigadas nos últimos anos (e.g. JULIEN et al., 2002; RAUEN et al., 2008; PAARLBERG et al. 2010; SCHULZ et al., 2012; WARMINK; SCHIELEN, 2014a; 2014b).

Poucos modelos computacionais da hidráulica fluvial amplamente utilizados no meio técnico incluem, em seus códigos, a representação da rugosidade em função das dimensões de formas de fundo. Exceções são a função *Trachytopes* do modelo Delft3D (DELTAWARE, 2014) e um conjunto de equações do modelo HEC-RAS (BRUNNER, 2016), que levam em consideração as dimensões de equilíbrio de diferentes tipos de formas de fundo. Esse tipo de abordagem permite separar (particionar) os fatores que contribuem para a resistência ao escoamento dominada pela rugosidade do leito, a saber, o atrito superficial e o arraste de forma (EINSTEIN E BANKS, 1950). Se, por um lado, caminha-se na direção de uma modelagem que aspira a um maior significado físico, por outro esbarra-se na ampla diversidade de equações e de métodos de cálculo para os vários parâmetros e elementos constituintes do modelo. Muitas dessas equações têm origem empírica e/ou possibilidade de aplicação delimitada pelas considerações e conjuntos de dados de sua obtenção. Quando relacionadas a um mesmo parâmetro, podem a princípio ser intercambiáveis na composição de um modelo hidrossedimentológico – mas nem sempre tais usos aparecem acompanhados de análises mais aprofundadas dos impactos correspondentes sobre parâmetros de interesse prático da modelagem 1D de hidráulica fluvial.

Nesse contexto, o presente estudo objetivou quantificar a incerteza intermetodológica associada à escolha de um conjunto de equações e métodos para formar o modelo hidrossedimentológico, em detrimento de outras equações existentes na literatura, tendo como variáveis de resposta o nível de água e a descarga sólida de fundo. Concomitantemente, almejou-se definir os parâmetros mais sensíveis do modelo por meio da quantificação da importância relativa de cada elemento, dentro de sua faixa de variação típica (de valores ou equações de obtenção).

O enfoque deste estudo foi a modelagem de um trecho de canal aberto, retilíneo, com escoamento permanente, uniforme, unidirecional, turbulento e subcrítico, de leito arenoso móvel com transporte por carga de fundo, considerando a resistência ao escoamento como função do coeficiente de rugosidade atrelado à ocorrência de pequenas dunas (*mini-ripples*, segundo Van Rijn, 1993) em equilíbrio.

O presente artigo é oriundo do estudo de mestrado do primeiro autor (GRANADIER, 2020), que foi orientado pelo segundo autor e pode ser consultado para maiores informações.

Referencial Teórico

A simulação matemática de escoamentos pode ser feita com base nas equações de Navier-Stokes, que refletem os princípios físicos da conservação de massa e de quantidade de movimento no espaço e em função do tempo. Certas considerações permitem simplificar o equacionamento mais geral 3D para uso em simulações 1D, por serem comumente relevantes ao estudo da hidráulica de canais. Para tanto, assume-se a distribuição vertical de pressões como hidrostática e considera-se a velocidade de escoamento variável na direção longitudinal como sendo igual ao seu valor médio em cada seção transversal. Com isso, são geradas as equações de Saint-Venant, ou de águas rasas 1D, que descrevem escoamentos transientes e variados. Nelas, a declividade da linha de energia (S) pode ser vinculada a coeficientes que representam a resistência ao escoamento, tais como os coeficientes de Manning (n) ou Chézy (C), que possuem grande aplicação prática na engenharia (MORVAN et al., 2008; BRUNNER, 2016).

No caso de escoamentos permanentes e uniformes, as equações de Manning e Chezy são aplicáveis, tais como:

$$U = \frac{1}{n} R_H^{\frac{2}{3}} S_0^{\frac{1}{2}} \quad (1)$$

$$U = C R_H^{\frac{1}{2}} S_0^{\frac{1}{2}}$$

onde U é a velocidade média na seção transversal, S_0 é a declividade simplificada da linha de energia do escoamento (tida como igual à declividade média do leito na direção longitudinal) e R_H é o raio hidráulico ($R_H \approx H$ no caso de canal de grande largura, como doravante considerado, onde H é a profundidade média do escoamento). Valores de n e C podem ser associados entre si, bem como a outros coeficientes associados à resistência ao escoamento, como a rugosidade equivalente de Nikuradse (k_s) (VAN RIJN, 1993; SOULSBY, 1997; KNIGHT et al., 2018):

$$C = \frac{H^{\frac{1}{6}}}{n} \quad (2)$$

$$n = \frac{k_s^{\frac{1}{6}}}{26} \quad (3)$$

Em fluxos turbulentos, o perfil vertical de velocidades do escoamento próximo ao leito de um canal é comumente descrito por uma função logarítmica, como dado pela Equação (4). Nesse perfil, z_0 representa a altura sobre o leito na qual a velocidade tende a zero e pode ser determinada com base na Equação (5) (VAN RIJN, 1993), ou pela Equação (6) (SOULSBY, 1997), para escoamentos turbulentos lisos, de transição ou rugosos.

$$\frac{u}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) \quad (4)$$

$$z_0 = \frac{k_s}{30} + \frac{\nu}{9 u_*} \quad (5)$$



$$z_0 = \frac{k_s}{30} \left[1 - e^{-\frac{u_* k_s}{27 \nu}} \right] + \frac{\nu}{9 u_*} \quad (6)$$

onde z é a altura sobre o leito, u é a velocidade do escoamento na cota z , κ é a constante de Kármán $\approx 0,4$, ν é a viscosidade cinemática do fluido e u_* é a velocidade de atrito, a qual está associada à tensão de cisalhamento sobre o leito (τ_0) conforme a Equação (7):

$$\tau_0 = \rho g H S_0 = \rho u_*^2 \quad (7)$$

onde ρ é a massa específica do fluido e g é a aceleração devido à gravidade. Alternativamente, u_* também pode ser estimado com base no coeficiente de Chézy utilizando-se a Equação (8) (SOULSBY, 1997), o qual se relaciona a outros parâmetros do escoamento conforme a Equação (9) (VAN RIJN, 1993).

$$u_* = \frac{\sqrt{g} U}{C} \quad (8)$$

$$C = \frac{\sqrt{g}}{\kappa} \left[\frac{z_0}{H} - 1 + \ln \left(\frac{H}{z_0} \right) \right] \quad (9)$$

Em leitos móveis arenosos, ao considerar-se a presença de formas de fundo – desprezando-se o efeito de elementos de superfície rígida (e. g. impermeáveis, como rochas, concreto etc.) e flexíveis (e. g. vegetação e organismos bentônicos etc.) – Einstein e Banks (1950) definem a resistência ao escoamento em termos de k_s , como sendo formado pela soma de duas componentes principais, tal como:

$$k_s = k_{ss} + k_{sf} \quad (10)$$

A resistência de superfície (k_{ss}) representa o arrasto gerado pelo atrito do escoamento com o leito e as margens do canal, dependendo da textura e da uniformidade destas fronteiras, sendo a principal componente responsável pela mobilização e transporte dos sedimentos que compõem o leito e estando associada à textura destes grãos e de seus diâmetros característicos (d) – a exemplo das equações de Van Rijn (1993) em função de d_{90} como na Equação (11), ou de Soulsby (1997) em função de d_{50} como na Equação (12);

$$k_{ss} = 3 d_{90} \quad (11)$$

$$k_{ss} = 2,5 d_{50} \quad (12)$$

A resistência de forma (k_{sf}) representa o arrasto gerado por irregularidades e ondulações na interface água-sedimento, criando separação local do escoamento, o que tende a aumentar a dissipação turbulenta de energia. Tal componente pode ser gerada por formas de fundo presentes em leitos aluviais, conforme a Equação (13) para pequenas dunas (*mini-ripples*), dependendo de suas dimensões características (η – altura; λ – comprimento) e de um coeficiente de proporcionalidade α – geralmente igual a 30, mas com faixa de variação entre 9 e 90 (VAN RIJN, 1993; SOULSBY, 1997; KNIGHT et al. 2018).

$$k_{sf} = \alpha \frac{\eta^2}{\lambda} \quad (13)$$

As componentes da resistência ao escoamento causada pela interface do fluxo com o leito sedimentar são associadas às componentes correspondentes da tensão de cisalhamento e da velocidade de atrito exercidas no leito. Então, enquanto as grandezas totais governam processos na coluna de água – como o nível de água, a intensidade de turbulência e a difusão vertical de quantidade de movimento e de sedimentos – somente as respectivas componentes de resistência de superfície interferem na mobilização de grãos do leito, na taxa de transporte por carga de fundo e na concentração suspensa de referência. Matematicamente, tal distinção é refletida por um particionamento da tensão cisalhante total e da velocidade de atrito total em termos das respectivas componentes associadas à resistência de superfície e resistência de forma (VAN RIJN, 1993; SOULSBY, 1997). As Equações (5), (8) e (9) podem ser utilizadas para calcular as componentes associadas à resistência de superfície em escoamentos com ocorrência de formas de fundo, fazendo-se $u_* = u_{*s}$, $k_s = k_{ss}$, $z_0 = z_{0s}$, $C = C_s$, sendo o sufixo s relativo à parcela de atrito superficial das variáveis. Neste caso, os valores médios na seção transversal de outras grandezas, como U e H , devem ser aqueles que ocorreriam no escoamento se o arrasto de forma fosse nulo – como se observa, na prática, sob a condição de leito plano. Em escoamentos sobre leitos com formas de fundo, u_{*s} pode ser estimado com base em Engelund e Hansen (1967) [Equações (14), (15) e (16)] ou Van Rijn (1993) [Equação (17)], aplicáveis a escoamentos turbulentos rugosos. No método de Engelund e Hansen (1967), H' é a profundidade virtual, que ocorreria no escoamento se a resistência de forma fosse nula, a qual deve ser determinada iterativamente quanto a u_{*s} . Já no método de Van Rijn (1993), que não requer solução iterativa, a Equação (17) é obtida pela integração simplificada da Equação (4), considerando $k_s = k_{ss} = 3d_{90}$ na Equação (5), que tem sua segunda parcela zerada por considerar-se apenas escoamento turbulento rugoso.

$$u_{*s} = \sqrt{g H' S_0} \quad (14)$$

$$U_{Vazão} - U_{perfil \log} = 0 \quad (15)$$

$$\frac{q}{H} - \frac{u_{*s}}{\kappa} \ln \left(\frac{12 H'}{2,5 d_{50}} \right) = 0 \quad (16)$$

$$u_{*s} = \frac{U \sqrt{g}}{18 \log \left(\frac{4 H}{d_{90}} \right)} \quad (17)$$

onde $U_{Vazão}$ é a velocidade média do escoamento, obtida pela equação da continuidade, e $U_{perfil \log}$ é a velocidade média do escoamento obtida pela integração do perfil logarítmico da Equação (4) considerando a profundidade virtual.



A mobilização dos sedimentos do leito pela parcela de resistência de superfície tem sua iminência descrita de forma essencialmente empírica na literatura técnica. Tal descrição pode ser representada pela formulação clássica de Shields para escoamentos com leito arenoso, em termos do Parâmetro de Shields (θ), um adimensional dado por:

$$\theta = \frac{\tau_0}{\rho g (S_s - 1) d_{50}} = \frac{u_*^2}{g (S_s - 1) d_{50}} \quad (18)$$

onde S_s é a densidade relativa do sedimento, adotada neste estudo como $S_s = 2,65$ para o caso de material silicoso, conforme citado por Soulsby (1997).

Em um leito inicialmente plano, sob fluxo subcrítico e potência crescente do escoamento, a condição de movimento dos sedimentos do leito é indicada após θ assumir um valor crítico (θ_c), que possui relação com d_{50} por meio de um adimensional – número de Reynolds da Partícula (Re_*):

$$Re_* = \frac{u_* d_{50}}{\nu} \quad (19)$$

Posteriormente, Van Rijn (1993) gerou relações funcionais entre θ_c e o tamanho adimensional de grão [d_* , calculado conforme a Equação ((20))], definidas na forma de uma função descontínua e reproduzindo com acurácia o estudo de Shields, apesar de modificarem-se os adimensionais agora relacionados, sendo $\theta = f(d_*)$. Através da Equação ((21)), Van Rijn (1993) buscou discretizar esta curva em equações para aplicação na modelagem prática. Por sua vez, Soulsby e Whitehouse (1997) definiram a Equação ((22)), com objetivo de gerar uma equação contínua para tal descrição, mas que apresenta pequenos erros de calibração intrínsecos ao ajuste matemático da função em relação aos dados experimentais.

$$d_* = d_{50} \left[\frac{g (S_s - 1)}{\nu^2} \right]^{\frac{1}{3}} \quad (20)$$

$$\begin{aligned} \theta_c &= 0,24 d_*^{-1} && \text{para } d_* \leq 4 \\ \theta_c &= 0,14 d_*^{-0,64} && \text{para } 4 < d_* \leq 10 \\ \theta_c &= 0,04 d_*^{-0,10} && \text{para } 10 < d_* \leq 20 \\ \theta_c &= 0,013 d_*^{0,29} && \text{para } 20 < d_* \leq 150 \\ \theta_c &= 0,055 && \text{para } d_* > 150 \end{aligned} \quad (21)$$

$$\theta_c = \frac{0,30}{1 + 1,2 (d_*)} + 0,055 [1 - e^{(-0,02 d_*)}] \quad (22)$$

Para determinar se há movimento de sedimentos do leito e sua intensidade, utiliza-se o parâmetro de mobilidade [T , Equação (23)] (SOULSBY, 1997). Quando $T > 0$, as forças do escoamento possuem capacidade de movimentar os sedimentos do leito, e o transporte sólido

inicia-se por meio do fenômeno de descarga de fundo – q_b , representado neste estudo pelo modelo empírico de Van Rijn (1993) na Equação (24), de grande aplicação prática para modelar o transporte de areias ($0,2 \text{ mm} < d < 2 \text{ mm}$). Na Equação (23), a razão de Shields apresentada é baseada na resistência total ao escoamento quando sobre leito plano. Já quando há presença de formas de fundo, é necessário particionar o parâmetro de mobilidade (T_s) na forma θ/θ_c , sendo θ_s calculado com u_{*s} no lugar de u_* , na Equação ((18)). Conforme Van Rijn (1993), o uso correto de tal parâmetro refere-se sempre a essa condição particionada – considerando apenas os efeitos da resistência de superfície (e não os da resistência de forma) na análise da mobilidade do leito.

$$T = \left(\frac{u_*}{u_{*c}} \right)^2 - 1 = \frac{\theta}{\theta_c} - 1 \quad (23)$$

onde u_{*c} é a velocidade de atrito crítica (associada a θ_c).

$$q_b = \rho_s \left(0,053 \frac{T^{2,1}}{d_*^{0,3}} [(S_s - 1) g]^{0,5} d_{50}^{1,5} \right) \quad (24)$$

onde q_b é a descarga sólida de fundo em base mássica por unidade de largura do escoamento (igual à descarga sólida total q_b neste estudo, na ausência de transporte suspenso), sendo ρ_s a massa específica do sedimento.

A geração de formas de fundo em leitos aluviais depende de fatores-chave como a granulometria do leito e a potência do escoamento. Em fluxos subcríticos, a partir de um leito inicialmente plano, escoamentos com baixas potências geram ondulações classificadas como pequenas dunas (*mini-ripples*) – que, segundo Van Rijn (1993) são geradas para valores de $0 < T \leq 3$ e $d_* < 10$. As formas de fundo como as *mini-ripples*, em geral, se desenvolvem até atingirem uma condição de equilíbrio, quando suas dimensões características (η – altura; λ – comprimento) permanecem estatisticamente constantes em um trecho sob condições hidrossedimentológicas similares. Para as *mini-ripples*, as dimensões de equilíbrio são relacionadas à granulometria dos sedimentos que as compõem, visto que seu comportamento é governado por processos turbulentos e cisalhantes ocorrendo em escala próxima ao leito (VAN RIJN, 1993; SOULSBY, 1997). Alguns pesquisadores buscaram encontrar a relação de proporcionalidade entre as dimensões de equilíbrio (η_e e λ_e) das *mini-ripples* e diâmetros característicos dos sedimentos, como Baas (1993) – Equação (25) – que promoveu experimentos laboratoriais em leitos cobertos por areia muito fina e fina. Posteriormente, tal fórmula foi ajustada matematicamente por Raudkivi (1997), formando a Equação (26) – cuja aplicabilidade prática é maior na literatura (com d_{50} , η_e λ_e dados em mm).

$$\begin{aligned} \eta_e &= 3,4 \log d_{50} + 18 \\ \lambda_e &= 75,4 \log d_{50} + 197 \end{aligned} \quad (25)$$

$$\begin{aligned} \eta_e &= 18,16 d_{50}^{0,097} \\ \lambda_e &= 245 d_{50}^{0,35} \end{aligned} \quad (26)$$

Procedimentos Metodológicos

Para atendimento ao objetivo geral deste artigo, os procedimentos metodológicos basearam-se em duas macroetapas:

- **Etapa 1:** Criação de um modelo hidrossedimentológico (denominado “Caso de Referência”), aplicável em planilha eletrônica e formado por equações, constantes e faixas de coeficientes que parametrizem com consistência empírica, física e matemática o cálculo da resistência ao escoamento em função das dimensões de formas de fundo em equilíbrio;
- **Etapa 2:** Definição de dados de entrada e execução de análise de sensibilidade, visando avaliar o efeito nas variáveis de resposta H e q_b quando da substituição específica de equações do Caso de Referência por outras fórmulas existentes na literatura, para o cálculo de um mesmo parâmetro do modelo.

Etapa 1: Criação do Procedimento de Cálculo da Resistência ao Escoamento em Função das Dimensões de Equilíbrio das Formas de Fundo

Inicialmente, foram selecionadas as equações e coeficientes com maior validação empírica e aplicabilidade prática para compor o modelo do Caso de Referência, que acabou se baseando majoritariamente nas fórmulas e conceitos empregados por Van Rijn (1993) para a parametrização da resistência ao escoamento, em função da presença de formas de fundo canais fluviais.

O procedimento criado é explicitado pela **Figura**, com os números das equações aplicáveis exibidos entre colchetes, dados de entrada exibidos em caixa vermelha, cálculos em caixas retangulares, interrupções de simulação em caixas pretas e decisões em losangos. Os dados de entrada do modelo consistem na vazão específica do canal (q), bem como na sua declividade média (S_0) e na distribuição granulométrica dos sedimentos que compõem o leito, considerando os diâmetros representativos d_{50} e d_{90} . Como condições de contorno, o algoritmo foi delineado para aplicação em trecho de canal aberto e largo ($R_H \approx H$), retilíneo, com seção transversal retangular e uniformidade das características iniciais médias no plano horizontal quanto a cada parâmetro modelado, possuindo leito arenoso móvel e com escoamento uniforme, permanente, unidirecional, turbulento e subcrítico, sob ocorrência exclusiva de *mini-ripples* ($T < 3$).

O coeficiente de rugosidade do leito foi determinado com base nas dimensões das formas de fundo em equilíbrio – desconsiderando qualquer variação temporal de λ e η durante a simulação.

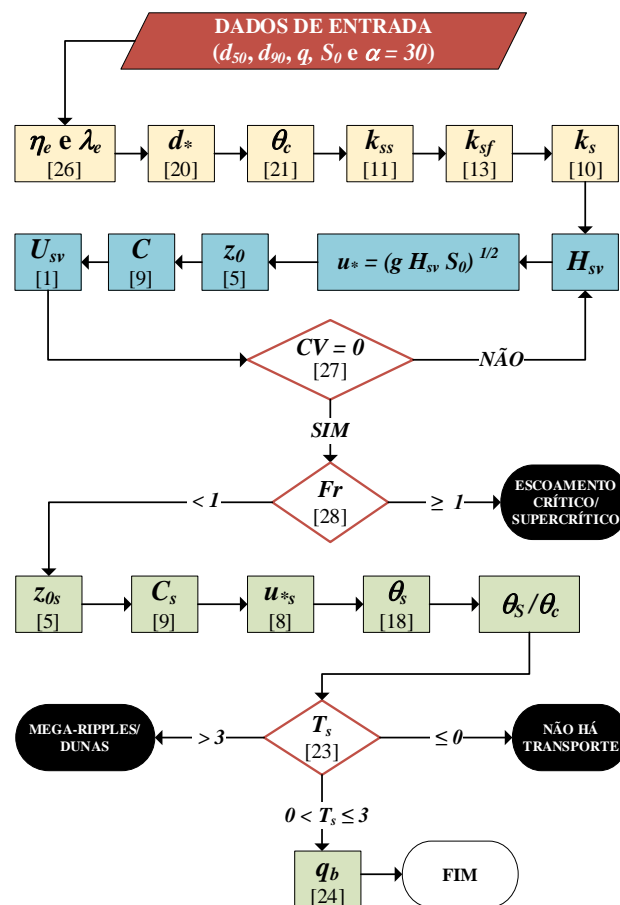


Figura 1 - Procedimento de cálculo do Caso de Referência deste estudo, com o coeficiente de rugosidade em função das dimensões de equilíbrio de *mini-ripples* em leito aluvial (Fonte: Adaptado de Granadier, 2020)

O uso do algoritmo da **Figura** inicia-se pela inserção dos dados de entrada do canal (q , S_0 , d_{50} , d_{90} e α), seguido pelo cálculo de parâmetros tidos como constantes durante toda a simulação (como d^* , θ_c , η_e , λ_e e k_{ss}). Estes dados são inseridos no módulo morfológico (caixas em amarelo na **Figura**), para o cálculo do coeficiente de resistência ao escoamento de Nikuradse (k_s), formado pelas parcelas de resistência de superfície e resistência de forma (que, por sua vez, incorpora o efeito gerado pela presença das *mini-ripples* em equilíbrio no leito).

Com estes resultados intermediários, segue-se para o módulo hidráulico (caixas em azul na **Figura**), no qual a profundidade do escoamento é determinada por meio da formulação de Chézy, na qual o cálculo dos parâmetros do escoamento deve ser feito de modo iterativo – adota-se uma profundidade H_{sv} , obtendo-se uma velocidade U_{sv} via equação de Chézy, sendo o sufixo “sv” o número da iteração. Como parâmetro de convergência [CV – Equação (27)], considera-se que o módulo hidráulico estará calibrado quando $CV \approx 0$ (ocorrendo algarismos significativos no máximo até a quinta casa decimal). Quando satisfeita tal condição, verifica-se o número de Froude do escoamento [Equação (28)], devendo tal parâmetro respeitar a imposição $Fr \leq 1$ para configurar o regime subcrítico (baixo transporte).



$$CV = U_{SV} - \frac{q}{H_{SV}} \quad (27)$$

onde CV é o parâmetro de convergência para as iterações do módulo hidráulico, U_{SV} é a velocidade média calculada para a iteração e H_{SV} é a profundidade adotada para a iteração.

$$Fr = \frac{U}{\sqrt{gH}} \quad (28)$$

Com os parâmetros morfológicos e hidráulicos já dimensionados, segue-se para a aplicação do módulo de transporte de sedimentos (caixas em verde na **Figura**), responsável por determinar descarga sólida de fundo (q_b). Inicialmente, são calculados os parâmetros que representam o grau de mobilidade dos sedimentos e, em seguida, verifica-se a ocorrência de transporte sólido com base nos conceitos de Van Rijn (1993): se $T_s > 3$, é ultrapassada a região de ocorrência das *mini-ripples*, onde η_e e λ_e passam a depender da profundidade, o que não é previsto pelo algoritmo. Se $T_s \leq 0$, não haverá descarga sólida no trecho e o transporte de sedimentos não é modelado. Se $0 < T_s \leq 3$, haverá descarga sólida de fundo no trecho, seguindo-se o cálculo de q_b pelo método de Van Rijn (1993). Como o cenário de simulação foi definido de modo a não haver transporte suspenso, tem-se $q_b = q_t$ neste estudo.

Etapla 2: Metodologia da Análise de Sensibilidade e Definição dos Casos de Simulações Exploratórias

Para a execução da análise de sensibilidade no modelo supracitado, foram criados 12 “Casos de Simulação”, listados pela **Figura 2**. Cada Caso consiste em replicar o procedimento de cálculo criado no Caso de Referência (**Figura**), substituindo-se apenas a fórmula de cálculo de um parâmetro hidráulico ou hidrossedimentológico específico por vez.

Conforme a **Figura 2**, a definição dos Casos foi feita visando gerar três níveis principais de análise: além da (i) variação dos métodos de cálculo distintos (em verde), também fora avaliado (ii) o efeito do erro conceitual de não se realizar o particionamento do parâmetro de mobilidade T (em amarelo) e (iii) a variação do módulo hidráulico, considerando a aplicação do coeficiente de Manning em detrimento do coeficiente de Chézy (em vermelho). Além dos 12 Casos principais, também foram criados os Casos 13 a 16, compostos por equações e valores compreendidos nos Casos anteriores que, combinados, gerariam valores máximos e mínimos esperados para H e q_b .

Os dados de entrada delineados para aplicação nas simulações consideraram as condições de contorno do Caso de Referência, em canal conceitual de leito arenoso com distribuição granulométrica contida entre 0,062 mm e 2 mm, com transporte de sedimentos ocorrendo durante toda a simulação ($T > 0$), formas de fundo na faixa de *mini-ripples* ($T \leq 3$ e $d_* \leq 10$) e com ocorrência única de descarga sólida de fundo, visto que esta seria a parcela mais afetada pela presença de formas de fundo no leito aluvial.

As análises visaram avaliar a sensibilidade do modelo à variação do grau de uniformidade da distribuição granulométrica do leito arenoso. Assim, os 16 Casos foram

aplicados considerando duas distribuições granulométricas, distintas pela variância, segundo Soulsby (1997):

- **UNI:** distribuição uniforme: $d_{50} = 235 \mu\text{m}$; $d_* = 5,94$; $d_{90} = 327 \mu\text{m}$; $d_{84}/d_{16} = 2$.
- **NU:** distribuição não-uniforme: $d_{50} = 235 \mu\text{m}$; $d_* = 5,94$; $d_{90} = 1728 \mu\text{m}$; $d_{84}/d_{16} = 16$.

A vazão específica ($q = 0,72 \text{ m}^3/\text{sm}$) e a declividade do leito ($S_0 = 1:20.000$) foram definidos por tentativa e erro para conferir as condições hidrossedimentológicas desejadas em todas as simulações, favorecendo sua posterior comparação.

Por fim, após a execução de todas as simulações, os resultados de H e q_b obtidos em cada Caso foram comparados com os do Caso de Referência, como forma de avaliar a significância dos desvios modelados. Tal comparação foi baseada em Faixas de Referência para Incertezas (FRI), delineadas de acordo com a experiência refletida na literatura sobre discrepâncias práticas na modelagem de H e q_b , ao comparar-se dados modelados com dados observados em campo ou em laboratório. Deste modo, foram adotadas as FRIs de $\pm 5\%$ para a modelagem de profundidades (segundo Soulsby, 1997), e de -50% a $+100\%$ para a modelagem de descargas sólidas (segundo Van Rijn, 1993).

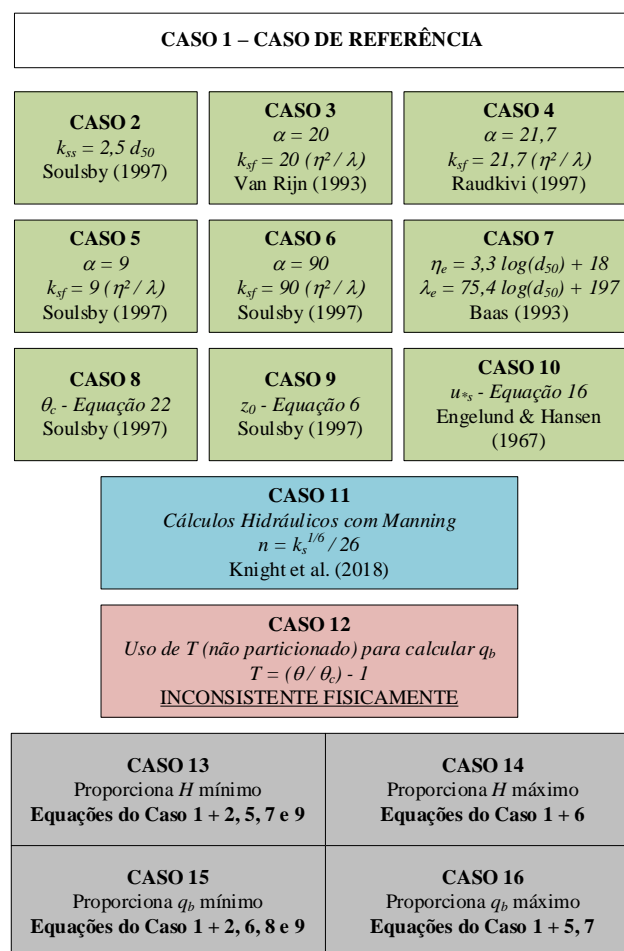


Figura 2 – Descrição geral dos Casos de simulação e suas equações aplicadas na análise de sensibilidade (Fonte: Adaptado de Granadier, 2020)



Resultados e Discussão

A **Figura 3** apresenta os resultados de cada Caso de simulação executado sob os Cenários UNI e NU. Os dados são dispostos em escala horizontal, ilustrando a dispersão dos parâmetros H e q_b em relação aos resultados do Caso de Referência. Uma linha tracejada horizontal (em preto) indica a faixa total de incertezas, definida pelos Casos 13 a 16, sendo esta limitada pelos Casos máximos e mínimos para H e q_b , respectivamente. Também são destacadas duas barras pontilhadas verticais (em vermelho), em cada cenário, representando a FRI aceitável para o parâmetro em análise.

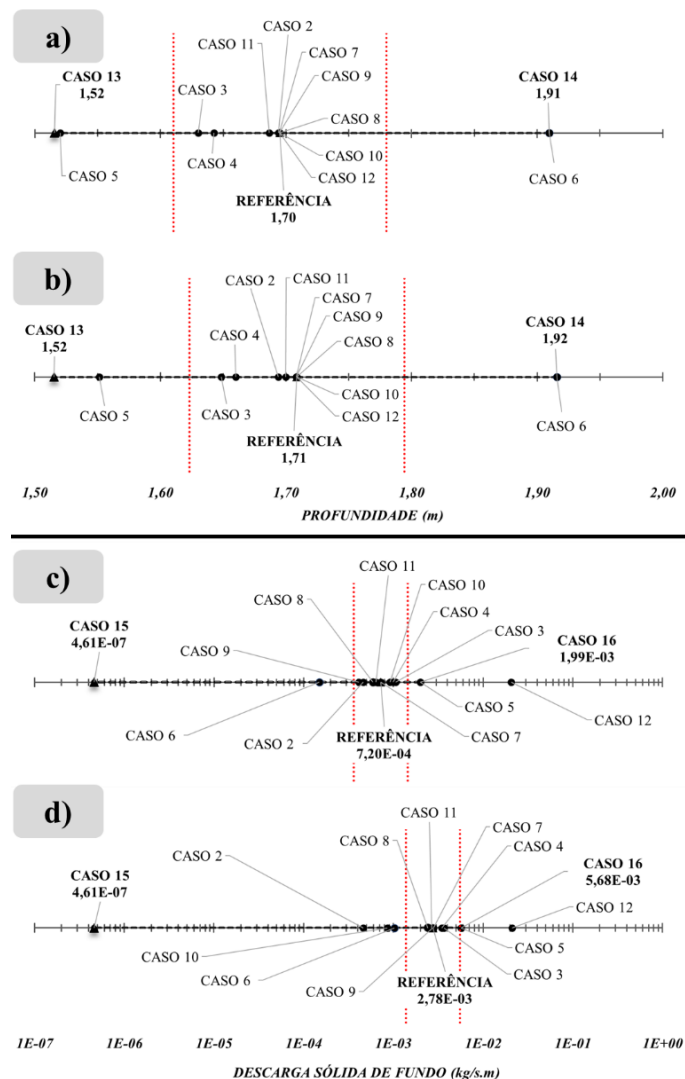


Figura 3 – Representação das incertezas refletidas em H e q_b simulados por cada Caso em relação ao Caso de Referência e aos limites da FRI, para: a) H no Cenário UNI; b) H no cenário NU; c) q_b no cenário UNI; d) q_b no cenário NU (Fonte: Adaptado de Granadier, 2020)

Analisando-se a **Figura 3** quanto à variação do valor de α na Equação (13), observa-se que as maiores discrepâncias ocorrem nos dois últimos Casos, que consistem na aplicação dos limites teóricos mínimo e máximo estabelecidos por Soulsby (1997), respectivamente. O Caso 5 acaba subestimando H (UNI: -18 cm / -10%; NU: -16 cm / -9%) e

superestimando q_b ficando fora da FRI (UNI: 1,3E-3 kg/s.m | +176%; NU: 2,9E-3 kg/s.m | +104%), visto que o valor de seu α (igual a 9) é inferior ao assumido no Caso de Referência (igual a 30), causando assim a diminuição de k_s . Isso ocorre, pois, após a geração de formas de fundo, a parcela de resistência de forma (k_{sf}) possui maior efeito na composição de k_s em comparação à resistência de superfície (k_{ss}), sendo α linear e diretamente proporcional ao primeiro (RAUDKIVI, 1997; SOULSBY 1997). Algo similar ocorre com menor intensidade nos Casos 3 e 4, e o inverso ocorre no Caso 6, que possui $\alpha = 90$, no qual a profundidade é superestimada em (UNI e NU: 21 cm | +12%) e a descarga sólida de fundo é subestimada (UNI: 5,7E-4 kg/s.m | -79%; NU: 1,8E-3 kg/s.m | -63%). Dentre os Casos 3 a 6 (UNI e NU), apenas os Casos 5 e 6 apresentaram desvios significativos para H e q_b , quando comparados às faixas de referência para suas incertezas. Estes Casos apresentaram os maiores desvios positivos e negativos na simulação de H dentre os Casos fisicamente consistentes, para ambos os cenários UNI e NU, enquanto o Caso 6 apresentou o maior desvio positivo para o cenário NU na simulação de q_b .

Já em relação ao Caso 7, com a substituição das equações para estimativa das dimensões de equilíbrio das *mini-ripples*, constataram-se desvios em H de grandeza -0,01%, enquanto para q_b os desvios foram de grandeza 0,1%. Estas discrepâncias são insignificantes e estão dentro das FRI para ambos os parâmetros, indicando que o ajuste dos dados experimentais de Baas (1993) é bem representado por Raudkivi (1997), em comparação à equação fornecida pelo próprio estudo de Baas (1993) para areias com $d_{50} = 0,238$ mm. No caso de areias mais grossas, é possível que tal discrepância seja maior devido ao fato que as equações de Baas (1993) foram obtidas para areias finas. Tal condição não foi testada neste estudo.

Nos Casos 8 e 10, também não foram observados desvios nas simulações de H pela substituição das equações de θ_c e u_{*s} , visto que tais parâmetros não afetam o módulo hidráulico, sendo utilizados apenas para o cálculo de T_s e, posteriormente, de q_b .

No Caso 8, observou-se que a utilização de θ_c de Soulsby (1997) subestimou q_b para ambas as distribuições UNI e NU, apesar dos desvios estarem dentro da FRI e serem considerados insignificantes. Para elucidar a causa de tal subestimativa, a Figura 4 ilustra graficamente uma comparação da curva de Shields descrita por Soulsby (1997) – Equação ((22)) – e por Van Rijn (1993) – Equação ((21)) –, utilizados, respectivamente, nos Casos 8 e de Referência. Observa-se que, para $d_* = 5,94$, valor este obtido para as duas distribuições granulométricas (que compartilham o mesmo $d_{50} = 235 \mu m$), a curva de Soulsby (1997) superestima θ_c em relação a de Van Rijn (1993), o que faz com que T_s e q_b sejam maiores nas simulações do Caso de Referência. Salienta-se que a equação de Van Rijn (1993) para θ_c foi utilizada no Caso de Referência por questões de consistência com as equações morfológicas do procedimento de cálculo, que foram provenientes do mesmo estudo.

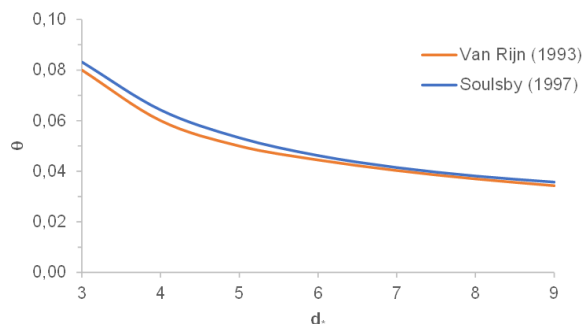


Figura 4 - Comparação entre a Curva de Shields calculada pelas formulações de Van Rijn (1993) e Soulsby (1997) (Fonte: Adaptado de Granadier, 2020)

Já no Caso 9 (substituição da equação de z_0), a modelagem de H gerou desvios na ordem de -0,02% em relação ao Caso de Referência, para ambas as distribuições granulométricas, situando-se dentro da FRI. Isso indica que, no módulo hidráulico, a substituição da equação de z_0 de Van Rijn (1993) – Equação (5) – pela de Soulsby (1997) – Equação (6) – não introduz discrepâncias significativas ao procedimento de cálculo. A substituição da equação de z_0 também gerou a subestimativa de q_b , entretanto, com desvios dentro das FRIs e sendo considerados insignificantes – assim como ocorreu nos resultados de H . Esse comportamento se deu, pois, apesar da fórmula de Soulsby (1997) ser parecida com a de Van Rijn (1993), a primeira possui uma parcela negativa exponencial, que é função de u^* e k_s . Esta parcela atua diminuindo z_0 , aumentando C (gerando o decréscimo da resistência ao escoamento) e diminuindo H , conforme as Equações (6), (9) e (1) (Chézy). Em condição particionada, a fórmula atua da mesma maneira em z_{0s} e C_s , diminuindo u^*_s pelas Equações (9) e (8), consequentemente, diminuindo também o valor de q_b . Observa-se que os desvios na q_b entre o Caso 9 e o de referência foram maiores no cenário UNI, visto que, em comparação com o cenário NU, menores valores de d_{90} fazem com que a parcela em subtração na Equação (6) sofra decréscimo – graças à diminuição relativa de k_{ss} , k_s e u^* . Logo, quanto menor for d_{90} , menores serão z_{0s} e q_b – tornando maior a subestimativa de q_b relativamente ao Caso de Referência.

Quanto ao Caso 11, que consiste na substituição da equação de Chézy pela equação de Manning no modelo hidráulico, foram detectados desvios na simulação de H e q_b , respectivamente na ordem de -0,51% e -11,46% para o cenário UNI, bem como de -0,52% e -3,65% para o cenário NU. Tais desvios ficaram dentro de suas respectivas FRIs, podendo ter ocorrido graças a desvios gerados pelo coeficiente empírico de proporcionalidade entre n e k_s , proposto por Strickler na Equação (3), aplicado em detrimento da modelagem de z_0 utilizada na formulação de Chézy – Equação (9).

Como os desvios não foram significativos, isto indica que o módulo hidráulico pode ter seu equacionamento substituído pela Equação (3), relacionando diretamente n a k_s para a simulação de H , bem como eliminando a necessidade de aplicação de procedimentos iterativos de cálculo da profundidade no modelo, o que ocorre na

modelagem de C , como observa-se na Figura . Salienta-se que tal procedimento iterativo foi implementado no Caso de Referência já que a determinação de H vem da equação de Chézy (1), consistente com as formulações de Van Rijn (1993) que basearam o presente estudo, além do cálculo de C depender da determinação prévia de u^* e z_0 , que são também funções de H , conforme as respectivas Equações (5) e (9).

Em relação aos mínimos e máximos desvios nas profundidades simuladas (Casos 13 e 14, respectivamente), os valores resultantes de H aproximaram-se daqueles dos Casos 5 e 6 (relacionados ao efeito de α , conforme já comentado). Isto corrobora a indicação de que α foi o parâmetro mais sensível dessa análise para a profundidade de escoamento, com baixa sensibilidade a outras variações aqui testadas. O mesmo pode ser dito em relação à máxima descarga sólida de fundo simulada (Caso 16) – excetuando-se o Caso 12, discutido na próxima seção – já que os valores resultantes de q_b também se aproximaram daqueles do Caso 5.

Já para a mínima descarga sólida de fundo simulada (Caso 15), nota-se que tal valor de q_b foi cerca de três e quatro ordens de grandeza inferior àquela do caso de referência, para as amostras UNI e NU, respectivamente (Figuras 3c e 3d). O efeito da variação de α foi importante, mas o impacto maior sobre as estimativas de q_b ocorreu devido ao conjunto das outras variações envolvidas na composição do Caso 15 – cujo parâmetro de mobilidade foi apenas $T_s = 0,02$, para ambas as amostras UNI e NU. Esse resultado sugere que a importância relativa das variações aqui consideradas se altera sob condições de baixa mobilidade do leito, merecendo especial atenção de modelagem. Nesse caso, diferenças aparentemente pequenas na composição de modelos hidrossedimentológicos podem ter impactos não desprezíveis sobre as estimativas de descarga sólida, dificultando comparações entre modelos e com maior potencial de incertezas metodológicas comprometerem a acurácia de estimativas.

Efeito do Não-Particionamento da Tensão de Cisalhamento Média no Leito

De acordo com a Figura 3, o efeito do não-particionamento de τ_0 (Caso 12) influenciou somente no cálculo de q_b , visto que a componente de resistência superficial (k_{ss}) é demandada unicamente na determinação de q_b . Como esperado, tal efeito gerou a superestimativa da descarga sólida de fundo, visto que o Caso 12 considerou u^* para o cálculo de T , em vez de u^*_s , fazendo com que o modelo também considerasse a ação da resistência de forma (k_{sf}) na mobilização e no transporte dos sedimentos – o que se caracteriza como um erro no modelo conceitual. Logo, T assume um maior valor em relação a T_s (calculado sob os mesmos dados de entrada no Caso de Referência), o que superestima q_b , dada também a não linearidade entre esses termos na Equação (24).

Para o Caso 12, descargas sólidas de fundo foram superestimadas em 2765% no cenário UNI e em 658% no cenário NU, situando-se exageradamente fora da FRI. O desvio foi maior para sedimentos uniformes, já que u^* é



função de k_s , que, por sua vez, é função de k_{ss} – portanto, se o valor de d_{90} da distribuição NU é maior que o da UNI, k_{ss} aumenta, gerando o crescimento de u_* , T e q_b .

Considerações Finais

Este artigo almejou subsidiar melhores compreensão de processos e capacidade de representação da resistência ao escoamento em trechos de canais de grande largura com superfície livre, sobre leito arenoso com transporte de sedimentos ativo, contemplando o desenvolvimento de formas de fundo. De acordo com as análises acerca das incertezas metodológicas do procedimento, constatou-se que a seleção de uma equação, em detrimento de outras disponíveis na literatura para o cálculo de um mesmo parâmetro, é capaz de introduzir desvios práticos relevantes nos resultados das profundidades e descargas sólidas totais modeladas – principalmente em leitos com granulometria uniforme. Em cenários sob vazão constante e com a ocorrência isolada de *mini-ripples*, isto ocorreu durante a alteração de equações para o cálculo de k_{ss} , k_{sf} , u_{*s} e α .

Na análise, constatou-se que a variação de α no submodelo do arraste de forma assumindo os limites estabelecidos por Soulsby (1997) – 9 e 90, respectivamente – assume importância principal, sendo este o parâmetro mais sensível do modelo. Isto indica forte dependência da acurácia da modelagem hidrossedimentológica com o valor de α adotado para as simulações de leitos cobertos por *mini-ripples*.

Constatou-se, também, que erros teóricos na manipulação de equações, como o não-particionamento de variáveis associadas à mobilidade do leito, cuja ocorrência foi observada na literatura técnica, introduzem erros não desprezíveis nas estimativas da descarga sólida de fundo.

Agradecimentos

À Auren Energia, pelo apoio na participação do primeiro autor no evento. Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) da Universidade Federal do Paraná (UFPR) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de mestrado ao primeiro autor, à época do desenvolvimento inicial do presente estudo.

Referências

Baas, J. H.; 1993. Dimensional analysis of current ripples in recent and ancient depositional environments. *Geologica Ultraiectina*, Departamento de Geologia – Universidade de Utrecht (Holanda), v. 106, 199 p.

Brunner, G. W.; 2016. HEC-RAS 5.0 river analysis system: hydraulic reference manual. Davis (EUA): US Army Corps of Engineers.

Deltares; 2014. Delft3D-FLOW 3.15: user manual. Delft (Holanda).

Einstein, H. A.; Banks, R. B.; 1950. Fluid resistance of composite roughness. *Transactions American Geophysical Union*, v. 31, n. 4, p. 603-610.

Engelund, F.; Hansen, E.; 1967. A monograph on sediment transport in alluvial streams. Copenhagen (Dinamarca): Universidade Técnica da Dinamarca. Relatório Técnico.

Granadier, V.; 2020. Leito vivo: caracterização do acoplamento entre rugosidade dinâmica do leito e parâmetros do escoamento fluvial. Dissertação (mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 145 p.

Julien, P. Y.; Klaassen, G. J.; Ten Brinke, W. B. M.; Wilbers, A. W. E.; 2002. Case study: bed resistance of Rhine River during 1998 flood. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 128, n. 12, p. 1042-1050.

Knight, D. W.; 2013. River hydraulics – a view from midstream. *Journal of Hydraulic Research*, v. 51, n. 1, p. 2-18.

Knight, D. W.; McGahey, C.; Lamb, R.; Samuels, P. G.; 2018. Practical channel hydraulics: roughness, conveyance and afflux. Leiden (Holanda): Taylor & Francis. 354 p.

Li, L.; Jun, K. S.; 2018. Distributed parameter unsteady flow model for the Han River. *Journal of Hydro-Environment Research*, v. 21, p. 86-95.

Morvan, H.; Knight, D. W.; Wright, N.; Tang, X.; Crossley, A.; 2008. The concept of roughness in fluvial hydraulics and its formulation in 1D, 2D and 3D numerical simulation models. *Journal of Hydraulic Research*, v. 46, n. 2, p. 191-208.

Paarlberg, A. J.; 2008. Modelling dune evolution and dynamic bed roughness in rivers. Tese (Doutorado em Sistemas Marítimos e Fluviais), Universidade de Twente, Enschede (Holanda), 145 p.

Paarlberg, A. J.; Dohmen-Janssen, C. M.; Hulscher, S. J. M. H.; Termes, P.; Schielen, R.; 2010. Modelling the effect of time-dependent river dune evolution on bed roughness and stage. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 35, n. 15, p. 1854-1866.

Raudkivi, A. J.; 1997. Ripples on stream bed. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 123, n. 1, p. 58-64.

Rauen, W. B.; Lin, B.; Falconer, R. A.; 2008. Modelling dynamic bed roughness associated with bed form development. In: *Advances in Water Resources and Hydraulic Engineering: Proceedings of 16th IAHR-APD Congress and 3rd Symposium of IAHR-ISHS*. Berlim (Alemanha): Springer Verlag.

Schulz, M.; Priegnitz, J.; Klasmeier, J.; Heller, S.; Meinecke, S.; Feibicke, M.; 2012. Effect of bed surface roughness on longitudinal dispersion in artificial open channels. *Hydrological Processes*, v. 26, n. 2, p. 272-280.

Soulsby, R.; 1997. Dynamics of marine sands. Londres (Inglaterra): Thomas Telford, 253 p.



Soulsby, R. L.; Whitehouse, R. J. S. W.; 1997. Threshold of sediment motion in coastal environments. In: 13th Australasian Coastal and Ocean Engineering Conference and 6th Australasian Port and Harbour Conference: v. 1, Christchurch (Nova Zelândia), p. 145-150.

Van Rijn, L.C.; 1993. Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal areas. Amsterdã (Holanda): Aqua Publications.

Warmink, J. J.; Schielen, R. M. J.; 2014a. Modelling dynamic bed form roughness for operational flood forecasting. In: 3rd IAHR Europe Congress, Book of Proceedings. Porto (Portugal): IAHR, p. 1-10.

Warmink, J. J.; Schielen, R. M. J.; 2014b. Explicit computation of bed form roughness for operational flood modelling, a case study for the river Rhine. In: Proceedings of River Flow 2014. Londres (Inglaterra): Taylor & Francis, p. 385-380.



IMPACTOS AMBIENTAIS DA ESPECULAÇÃO IMOBILIÁRIA EM UM IGARAPÉ NO BAIRRO PONTA NEGRA, ZONA OESTE DE MANAUS-AM

José Marques da Silva¹, Taniça Mazoio², Felipe Feitosa Camacho³ Flavio Wachholz⁴, Carlossandro Carvalho de Albuquerque⁵

¹Universidade do Estado do Amazonas, email: Jmds.mgr23@uea.edu.br; ²Universidade do Estado do Amazonas e-mail: tmm.mgr23@uea.edu.br; ³Universidade do Estado do Amazonas, e-mail: ffc.mgr23@uea.edu.br;

⁴Universidade do Estado do Amazonas, e-mail: fwachholz@uea.edu.br; ⁵Universidade do Estado do Amazonas cscarvalho@uea.edu.br

Palavras-chave: Erosão, assoreamento e Igarapé

Introdução

O expansão urbano veio ocorrendo desde a revolução industrial no século XX, o homem sai do setor rural partindo para as cidades, conhecido como êxodo rural, com este fato não se houve um planejamento urbano partindo dos Estados que possibilitasse qualidade de vida e moradia ao ser humano, então se fomentou crescimento das cidades de forma acelerada ocasionando a degradação ambientais como desmatamento, poluição atmosférica, descarte de resíduo sólidos, falta de saneamento básico e contaminação hídrica. Na cidade de Manaus se deu início ao crescimento urbano na década de 1970, compondo aglomeração nas zonas Sul, Centro Sul, Oeste e Centro Oeste concentrando nos igarapés de Manaus, com início da Zona Franca de Manaus, se voltou pessoas saindo do interior do estado para capital com ideal de uma qualidade de vida, esse crescimento demográfico concentrado em Manaus, estimulou pressão ambiental alterando o aspecto paisagístico, degradação vegetativo e poluição nos igarapés da cidade. (NOGUEIRA; SANSON e PARSON, 2007)

De acordo com Fortes (2010), na ausência de planejamento se tem vários problemas nos igarapés da cidade como; poluição por dejetos doméstico e industriais, mudança no talvegue, assoreamento dos igarapés pela retirada das matas ciliares, inundações período de chuvas, diminuição da vazão e alteração da qualidade de água e também dos abastecimentos subterrâneos. Essa problemática afeta na convivência do homem com corpos hídricos da cidade de Manaus fazendo com que não ocorra uma relação entre eles, acarreta uma mudança das microbacias intervindo na sua morfologia fluvial.

Exposição do solo aos agentes exógenos, provoca erosão que de eficaz se chega aos leitos dos rios e igarapés, assim corroborando para a sedimentação dentro de um espelho d'água, ocasiona assoreamento e erosão nos rios comprometendo a qualidade da água e a vida aquática. (CRISTOFOLETTI, 1980; SILVA, SCHULZ e CAMARGO, 2007).

A bacia hidrográfica do Tarumã-Açu, se encontra dentro da formação Alter do Chão compondo rochas siliciclástica avermelhada inserindo argilito, folhelhos, siltitos, arenito e conglomerados, depósito aluvionares,

seu canal sedimenta-se fluvial por areia e siltes. (SILVA, COSTA e SILVA, 2013).

Diante do exposto, no bairro Ponta Negra temos um corpo hídrico que foi afetado por erosão antrópica, por parte de uma construtora de condomínio que está provocando impactos ambientais em torno da construção e assoreamento do igarapé e retirada da mata ciliar que possui a função de inibir erosão em seus leitos, assim preservaria a sua qualidade hídrica e vida aquática. Objetivo deste trabalho identificar e expor impacto ambiental ocorrente pela especulação imobiliária na Ponta Negra Zona Oeste de Manaus que contribuiu para degradação hídrica e comprometendo a qualidade da água.

Revisão bibliográfica

Para Saboya (2008, p. 1) a especulação imobiliária, caracteriza-se pela distribuição coletiva dos custos de melhoria das localizações, ao mesmo tempo em que há uma apropriação privada dos lucros provenientes dessas melhorias. Ou seja, a propriedade é mantida ociosa, na espera de valorização, objetivando a maximização dos lucros do seu proprietários, em detrimento de sua função social. Além de gerar lucro para poucos, prejudica o crescimento das cidades, em função da malha urbana que tende a se tornar densas em determinados locais e raros em outras localidades, impactando nos custos sociais e financeiros.

Para Simon e Taveira (2015), a implantação de loteamento que invade os limites das matas ciliares e a impermeabilização do solo, decorrentes do crescimento urbano, resultam na redução do volume de água que consegue infiltrar no solo, favorecem o escoamento superficial, contribuem para um aumento na concentração de enxurradas, além de fazer com que os leitos dos rios sejam assoreados. A consequência disso é a ocorrência de cheias nos rios e córregos das cidades, fazendo com que a população sofra catástrofes, que vão desde a perda de bens móveis e imóveis, e até mesmo vidas humanas.

Os impactos ambientais provenientes da especulação imobiliária geram desequilíbrios de toda ordem que ferem a dignidade do indivíduo e da comunidade, intensificando ainda mais a fragilidade e a pobreza. Dessa forma percebe-se que o meio ambiente está atrelado aos direitos humanos,



sendo assim é necessário que se estabeleça a justiça ambiental como forma de preservar a dignidade da pessoa humana, norteador de todo ordenamento jurídico (Viana e Silva, 2016).

Estudos feitos por Viana e Silva (2016) mostram que os impactos da especulação imobiliária na cidade de Aracaju mostram que a exploração da propriedade por meio da especulação imobiliária são heranças históricas, culturais e sociais das grandes cidades em desenvolvimento, nesse sentido, Aracaju trilhando e acumulando os mesmos problemas. A ocupação desenfreada, sem planejamento são fatores determinantes para a devastação dos recursos naturais. Os problemas resultantes dessas atitudes são colhidos por toda população de diversas formas, independente de classe social.

Material e Métodos

Este trabalho foi realizado no bairro Tarumã-Açu na cidade de Manaus, zona Oeste.

Os pontos selecionados para análise localizam-se precisamente na avenida Sócrates Bomfim, (ponto 1) coordenadas latitude S 3° 1'56,11836'', Longitude W 60° 4'33,44952'' e (ponto 2) Latitude S 3° 1'55,44624'' Longitude W60° 4'34,73148'' Sistema Datum WGS84, no decorrer desse trabalho é perceptível na área de estudo o descaso irreparável com igarapé assoreado proveniente escoamento de latossolo vermelho por parte da construtora imobiliária.

Conforme as problemáticas do objeto de estudo, o método selecionado para o desenvolvimento deste trabalho, foi o método proposto por Gil (1999), que caracteriza-se por um estudo de caso, uma vez que permite a descrição e investigação de um determinado problema, cujo as causas ou agentes causadores podem ser explicadas detalhadamente. Também foi feito o levantamento bibliográfico com aquisição de dados, informações e observação através da pesquisa da área estudada.

A elaboração da carta imagem foi realizada através do Google Earth para análise do decorrer dos anos de 2007, quando ainda não se tinha obras no local estudado, processo início da construção se deu início em 2013, em 2022 disponível no programa, nos traz a erosão sobre o leito hídrico. As imagens do objeto de estudo por sua vez, foram registradas no local de estudo durante o trabalho de campo no dia 23 de Julho de 2023, às 08:00 horas da manhã em *locus*, assim possibilitando a compreensão e análise da realidade do problema. Com isso, permite descrever de forma visual a situação atual do local de estudo.

Resultados e Discussão

Com problemáticas ambientais no bairro do Tarumã-Açu, especificamente no parque Ponta Negra, tem esse caso específico no igarapé em volta da construção de condomínio, loteamento e abertura de estrada, por está passando pelo processo de crescimento urbano, sobre a bacia do Tarumã-Açu.



Figuras 1: Área de estudo ano de 2007
Elaborado por : Silva, 2023

Observado na figura 1, o local de estudo possuía uma vegetação primária, ao entorno do igarapé era perceptível fragmentos de assoreamento dentro do curso d'água, até então sido ocasionado pela abertura de ramais secundários e também aterramento e instalação de tubulação para escoação da água na avenida Sócrates Bomfim intuito da pavimentação, esses trabalhos engenharia provoca uma diminuição do escoamento superficial de água retendo o fluxo do canal, tornando trechos rente a solo.

No Brasil se tem extensão territorial abrangente, isso faz com que estradas e vias sejam um grande modificador de paisagem, realizando integração da região, com perspectiva de escoação de produtos e commodities, abastecimentos das cidades ou que vem ao caso locomoção da população, essas estradas são realizadas sem um planejamento que consequentemente, derrubam as matas ciliares, aterram os igarapés, mudando o ambiente biológico curso natural e afetam também comunidades e usuários no aspecto social. (RODRIGUES e FRANÇA, 2014).

conforme exposto, local que passou pela tubulação e aterro, para locomoção dos moradores da área e também é uma via para quem buscar de recreação que dá acesso aos flutuantes na Praia Doura, estaleiros e marinas.



Figura 2: Início da construção residencial ano de 2013
Elaborado por: Silva, 2023

Considerando no ano de 2013 se deu início do loteamento por nome caminhos das marinas II, iniciou com a remoção da cobertura vegetal com solo exposto e compactação do



solo, visto que já tinha nesse período residências prontas ao Sul da montante do igarapé, iniciadas em 2011, que até então se possuía uma certa preservação das matas ciliar, como deveria constar em projeto do loteamento, foi aprovado a construção dos loteamentos denominado Caminho das Marinas II, através do Decreto Nº 3182, de 29 de Setembro de 2015, concedendo lhe uma área de 149.742,48 m². (BRASIL, 2015).

A água de igarapé tornou-se barrenta fugindo da realidade natural, desmatamento nos leitos, deixando assim o leito exposto com risco de erosões e assoreamento.

De acordo com (CASTRO, CASTRO e SOUZA, 2013) Mata ciliares são faixas que está presente em corpos hídricos que sua função é a redução de assoreamento e de impactos ambientais, a vegetação possui um papel importante no ecossistema principalmente na proteção do solo amenizando compactação, sua importância também suma importância para o abastecimento dos aquíferos, sua retenção ao impacto da água da chuva ao solo é grande valor para a preservação da serrapilheira, assim retém a erosões nas encostas. então visto que matas ciliares são de importância para a preservação e conservação do corpo hídrico e solo.

Outro problema que contribuiu conforme a figura 1, início dos do assoreamento do igarapé foi a tubulação como mostra a figura 5.



Figura 5: Tubulação para pavimentação (ponto 1)
Fonte: Silva, 2023

Nítido que esse espelho d'água adquiriu uma grande quantidade de erosão que reteve a água e assim, diminuiu seu fluxo de escoamento que até então, ficou represada diminuindo a vida aquática no ambiente. homem possui seus meios para contornar o ambiente tubulação para se pavimentar vias é muito comum em Manaus, provoca alagamentos dos igarapés que não consegue obter passagem adequada.

Tudo que for construído ou ação no meio ambiente e que altere o aspecto seja positivo ou negativo se classifica como impacto ambiental, ou seja ação humana sobre o meio alterando de qualquer forma seu curso ou aspecto paisagístico, no entanto conforme descrito juridicamente toda ação natural, seja dano raio, mortandade de peixe por mudança de clima, enchente entre outros, não são considerados impacto ambiental. (Gonçalves, Martins e Baracho, 2020)



Figura 6: Jusante do igarapé do Tarumã (ponto 2)
Fonte: Silva, 2023

Como pode ser notado no ponto 2, um muro de contenção construídos em pontes e sobre ele as tubulações para escoamento lâminas d'água, um processo que facilitaria a fixação do asfalto e aterramento da via, por onde perpassa o igarapé, uma técnica prejudicial em que diminui o fluxo d'água e acelera o processo de erosão das vertentes do igarapé, pela descaracterização vegetal das margens, se deduz que foi realizado dragagem par retiradas dos sedimentos em excesso, muito comum nos igarapés de Manaus, oriundo por obras mal planejadas que se dá esse trabalho de aprofundamento do talvegue.

Segundo (SMITH, SILVA e BIAGIONI, 2019), especulação imobiliária traz consigo degradações ambientais que respondem a esses impactos que foge da nossa compreensão e os rios possuem suas reações conforme ação excedentes, a sociedade contém capacidade na descrição do problema vivenciado e afetado, percepção da população suma importância por fazer parte integralmente desse corpo hídrico.

A empresa na qual responsável pelo ato degradação ambiental, S B Imóveis, possui processo no órgão fiscalizador Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas IPAAM, entrou com uma ação de Nº 4070/2019 e nº 4078/2019, com chamamento para apresentação de projetos para recuperar APP, aplicação de multa no valor de R\$500.00,00. (quinhentos mil reais), reduzindo para 90%, (noventa por cento), no ano de 2019, ou seja se faz 4 anos que houve contaminação do igarapé.

Considerações Finais

Conforme apresentado neste estudo de caso do bairro Tarumã-Açu, em Manaus/AM. Temos que em 2007 a vegetação da área de estudo ainda era majoritariamente primária com poucos sinais de antropização, porém em menos de uma década a vegetação local foi sensivelmente suprimida. A análise de satélite mais recentes, com uma década de diferença, expõe o crescimento da antropização juntamente com os danos ambientais. O trabalho de campo ratificou os impactos gerados nos corpos hídricos da região registrando assoreamento dos cursos d'água, diminuição do fluxo de escoamento, erosão e diminuição da vida aquática no ambiente.



Comentários finais

Conforme que foi exposto, Manaus excedente de descasos ambientais principalmente por parte da especulação imobiliária, como trazido essa problemática se dá por falta de planejamento urbano e sanitário, isso facilita o descaso com a questão hídrica e ambiental.

Falta de fiscalização pelo poder público, contribui para contaminação de rios e igarapés como exposto nesta pesquisa, o impacto ambiental se torna irreversível devido ao nível de degradação e mortandade da vida aquática, até mesmo pela remoção das matas ciliares que possui um papel fundamental na manutenção do ecossistema.

Com processo de descaso caberia atuação do comitê de bacia do Tarumã-Açu juntamente com Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Amazonas SEMA, para cobrar dos órgãos públicos competente a solução dessa problema, intensificação da fiscalização, e assim solucionar o problema do igarapé do Parque Ponta Negra que contraditório o decreto em estabelecê-lo uma Área de Preservação Ambiental APA.

Solucionar esses problemas na cidade Manaus, priori um projeto urbano organizado e saneamento básico que seria uma boa parte da problemática resolvidas, enfatizando a educação ambiental de forma presente nas escolas priorizando investimento para que se forme cidadãos conscientes para a sociedade.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Jesus Cristo, pela sabedoria dele que excede todo o conhecimento, pelo apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior–CAPES–Código de Financiamento 001, do Programa de Mestrado Profissional, em Rede Nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos–ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°.2717/2015. Agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas-FAPEAM, pelo apoio financeiro em forma de bolsa concedido à co-autora Taniça Mazoio.

Referências bibliográficas

Castro, M. N., Castro, R. M., & de Souza, C. (2013). **A importância da mata ciliar no contexto da conservação do solo.** *Revista Uniaraguaia*, 4(4), 230-241.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**, 2ª edição, São Paulo, Editora Blücher, 1980.

GIL, Antonio Carlos: **Método e Técnica de Pesquisa Social**. 6.ed. São Paulo.Atlas, 1999

GONÇALVES, José Roberto Moreira Ribeiro; DA SILVA MARTINS, Fabiano Battemarco; BARACHO, David Gueiros. **Aspectos ambientais na construção da transbaixada e os processos de assoreamento no Rio Sarapuí/Environmental aspects in the construction of transbaixada and the protection processes in Rio Sarapuí.** *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 3, p. 16303-16316, 2020.

NOGUEIRA, Ana Cláudia Fernandes; SANSON, Fábio; PESSOA, Karen. **A expansão urbana e demográfica da cidade de Manaus e seus impactos ambientais.** XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, v. 21, p. 26, 2007.

FORTES, M. R. Ambiental urbano em microbacia hidrográfica: uma introdução ao tema. In: ALBUQUERQUE, Adoréa Rebello da Cunha (org). **Contribuição Metodológica da Geografia Física Manaus** : Editora ADUA, 2010.193-220.ISBN 978-85-7401-441-8. ,2010.

SILVA, A. M. SCHULZ, H. E., CAMARGO, P. B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas.** São Carlos: Editora RIMA, 2007

SMITH, WELBER SENTEIO; SILVA, FÁBIO LEANDRO DA; BIAGIONI, RENATA CASSEMIRO. **Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência.** *Ambiente & Sociedade*, v. 22, 2019.

DA SILVA, Márcio Luiz; DA SILVA COSTA, Eduardo Bulcão; DA SILVA, Clauzionor Lima. **Caracterização física de bacias hidrográficas na região de Manaus-AM.** 2013.

RODRIGUES, J. C. M.; FRANÇA, C. F. de. **IMPACTOS AMBIENTAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO AÇU, SÃO JOÃO DA PONTA-PARÁ.** *Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS), [S. l.]*, v. 16, n. 1, 2014.

TOLEDO, Luciano Augusto; DE FARIAS SHIRAIISHI, Guilherme. **Estudo de caso em pesquisas exploratórias qualitativas: um ensaio para a proposta de protocolo do estudo de caso.** *Revista da FAE*, v. 12, n. 1, 2009.

SABOYA, Renato. **O que é especulação imobiliária? Urbanidades: Urbanismo, planejamento urbano e planos diretores**, [S.I.], 21 set. 2008. Disponível em: . Acesso em: 30 de julho de 2008.

SIMON, A. P. & TAVEIRA, A. C. (2015) **Impactos Ambientais Decorrentes da Ocupação Irregular nas Áreas Urbanas do Município de Aparecida de Goiânia-Go.** Faculdade Alfredo Nasser. Goiania, 2015

VIANA, W. d & SILVA, W. C. (2016). **Os Impactos Ambientais Decorrentes Da Especulação Imobiliária Na Cidade De Aracaju: Um Olhar Sobre A Legislação Ambiental Vigente.** Aracaju, 2015



MONITORAMENTO DE SEDIMENTOS E ASSOREAMENTO DE RESERVATÓRIOS DE USINAS HIDROELÉTRICAS E A NOVA FREQUÊNCIA DE LEVANTAMENTOS BATIMÉTRICOS A SER DEFINIDA NA RESOLUÇÃO CONJUNTA ANA/ANEEL N. 127/2022.

Pedro Cunha¹, Marcos Cristiano Palu², Helvécio da Silva Araújo Mafra Filho³, Alexandre do Prado⁴, Leny Simone Tavares Mendonça⁵

^{1,3,4 e 5}ANA, e-mails: pedro.cunha@ana.gov.br; helvecio.mafra@ana.gov.br; aleprado@ana.gov.br; simone.mendonca@ana.gov.br; ²UFPR, e-mail: marcos.palu@ufpr.br.

Palavras-chave: Monitoramento de sedimentos nas seções de controle; Assoreamento de reservatório de usina Hidroelétrica; frequência de levantamentos batimétricos.

Introdução

O processo de sedimentação e assoreamento de reservatórios hidroelétricos é complexo pois envolve diversos fatores ambientais do meio físico e atores que interferem na mudança do uso do solo, manejo e conservação do solo, e até as mudanças climáticas com a tendência de aumento da intensidade das chuvas e assim poderá aumentar a produção de sedimentos, portanto a dinâmica destes fatores tem grandes impactos na fertilidade dos solos agrícolas assim como na eficiência e no custo de manutenção das obras de infraestrutura, dentre elas os reservatórios das hidroelétricas.

Segundo (Perera, et al. 2023) o Brasil, é o segundo país nas Américas, depois dos EUA em número de grandes barragens, e este perderá 23% de seu armazenamento de água em reservatórios inicial de 600 bilhões de m³ até 2050. Entre 2022 e 2050, o armazenamento diminuirá em 59 bilhões de m³, ou seja, aproximadamente 0,35% do armazenamento inicial anualmente.

Conforme (De Araújo et al. 2006) estes observaram que a capacidade de armazenamento do Brasil diminuiu 0,2% ao ano devido a sedimentação. O presente estudo aplicou o método a uma área muito maior e mais abrangente, o conjunto de dados global de grandes barragens disponíveis atualmente, da Comissão Internacional de Grandes barragens (ICOLD). De quase 59.000 barragens no banco de dados ICOLD, 47.403 barragens foram utilizadas na análise, daqueles reservatórios com os dois parâmetros-chave, capacidade de armazenamento inicial e o primeiro ano de exploração da barragem. As perdas de armazenamento estimadas são cumulativas, ou seja, aumentam progressivamente do “armazenamento inicial” até 2022, próximo a 2030 e depois até 2050 eventualmente.

O armazenamento inicial é estimado como uma soma das capacidades de todas as barragens de armazenamento em cada país durante o primeiro ano de exploração de uma barragem.

Conforme Schleiss, et al (2016), a melhoria das estimativas de processos em escala de bacia relacionados com a erosão do solo e transporte de sedimentos, com consequências para a sedimentação em reservatórios, é possível pela combinação de sensoriamento remoto com sistemas de informações geográficas. Atualmente, os dados de

sensoriamento remoto são extensos e de boa qualidade, e desenvolvimentos para combiná-los com sistemas computacionais eficientes de informação geográfica podem dar bons resultados na melhoria da avaliação de sedimentação dos reservatórios.

A Resolução Conjunta ANEEL/ANA nº 03, de 10 de agosto de 2010, publicada em 20 de outubro de 2010, estabelece as condições e os procedimentos a serem observados pelos concessionários e autorizados de geração de energia hidrelétrica para a instalação, operação, manutenção de estações hidrométricas, levantamento batimétrico para a atualização da CAV dos reservatórios visando o monitoramento pluviométrico, limnimétrico, fluviométrico, sedimentométrico e de qualidade da água associado a aproveitamentos hidrelétricos. Conforme trabalho *Monitoramento e Controle de Assoreamento em Reservatórios – ABRAGE 001/2013*, 10% dos reservatórios do Sistema Interligado possuem volume útil superior a 80% do volume afluente médio anual, revelando excelente capacidade de regularização (plurianual), 8% possuem capacidade de regularização média (volume útil entre 20% e 80% do volume anual) e 12% possuem pequena capacidade de regularização. Os 70% restantes dos reservatórios operam ao fio d'água.

Com tal Resolução, a ANA assume a função de orientar os agentes do setor elétrico sobre os procedimentos de coleta, tratamento e armazenamento dos dados hidrométricos objetos do normativo, bem como sobre a forma de envio dessas informações em formato compatível com o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), o que permitirá a difusão dos dados oriundos do monitoramento hidrológico realizado pelos agentes do setor elétrico.

A ANA publicou a primeira versão das ORIENTAÇÕES PARA ATUALIZAÇÃO DAS CURVAS COTA X ÁREA X VOLUME - CAV em outubro de 2011, em sítio de internet próprio: <https://www.ana.gov.br/monitoramento/sala-de-situacao/rede-hidrometeorologica-nacional-1/monitoramento-hidrologico-no-setor-eletrico>, visando orientar as empresas no atendimento ao § 1º, inciso I do Art. 8º da Resolução Conjunta nº 03/2010 ANA/ANEEL, ou seja, o envio do Plano de Trabalho com a proposta do método e dos procedimentos a serem utilizados na atualização das curvas Cota-Área-Volume - CAV.



Em agosto de 2012, a Associação Brasileira das Empresas Geradoras de Energia Elétrica – ABRAGE em reunião realizada na ANA apresentou uma série de questionamentos sobre as Orientações publicadas e a efetividade da exigência do Art. 8º da Resolução Conjunta.

Tais questionamentos foram amplamente discutidos na ANA e, ao longo de 2013, diversas reuniões foram realizadas entre a ANA, Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL e ABRAGE visando uma revisão das referidas Orientações.

A ABRAGE, para ajudar a fazer um estudo de proposta metodológica para melhorar as ORIENTAÇÕES PARA ATUALIZAÇÃO DAS CURVAS COTA X ÁREA X VOLUME - CAV elaboradas pela ANA, contratou dois trabalhos de consultoria, a empresa CONSULTGEL na área de Cartografia e Geodésia e a empresa HICON em Hidrossedimentologia propondo critérios de planejamento de seções de controle e a frequência de levantamento recomendada, metodologia executiva, avaliação/análise.

Em setembro de 2013, a ABRAGE apresentou à ANA e ANEEL uma proposta com revisão das Orientações da ANA, que foi objeto de ampla discussão para aprimoramento do documento em questão. Como resultado desse processo de discussão, a ANA publicou em dezembro de 2013 uma nova versão das Orientações, onde foi aceito algumas contribuições da ABRAGE, com o título “ORIENTAÇÕES PARA ATUALIZAÇÃO DAS CURVAS COTA X ÁREA X VOLUME - CAV - VERSÃO DE DEZ.-2013”.

No biênio 2021-2022 a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) trataram da atualização da Resolução Conjunta nº 3/2010 ANA/ANEEL, norma relacionada ao monitoramento de recursos hídricos em reservatórios hidroelétricos, que resultou na publicação em 26/07/22 da Resolução Conjunta nº 127/2022 ANA/ANEEL, e uma das mudanças foi quanto a frequência da atualização das Curvas CAV.

Na Resolução Conjunta n. 03/2010, era obrigatório o levantamento batimétrico a cada 10 anos. Contudo, na nova Resolução Conjunta nº 127/2022, esta frequência de levantamento será determinada em conformidade com nova Norma de Atualização da CAV a ser publicada pela ANA. Essa resolução deverá ter uma etapa de consulta pública e possuirá como base critérios que levem em conta o monitoramento de sedimento nas seções de controle de cada reservatório, dentre outros.

Portanto após a primeira batimetria completa dos reservatórios (após 10 anos de operação), o monitoramento das seções de controle juntamente com os dados de monitoramento de descarga de sedimentos realizado pela empresa fará parte do novo critério que irá indicar o limite máximo em que se poderá solicitar novo levantamento batimétrico de parte ou do reservatório todo.

O monitoramento das seções de controle do reservatório é apresentado a ANA pelo empreendedor conforme definido no Plano de Monitoramento de Sedimento do Reservatório. Dentre os itens que compõem este Plano está o levantamento batimétrico das seções de controle (item 3.2 das Orientações CAV Dez-2013) com as seguintes frequências: anual, a cada 2 ou 3 anos, conforme a

classificação do Nível de Criticidade do Reservatório (item 3.1.5 das orientações).

A partir da análise deste Plano a ANA deverá definir com base em uma regra a ser definida, bem como em uma combinação de critérios, o limite máximo de assoreamento das seções de controle do reservatório. Caso este limite seja atingido, poderá ser solicitada uma nova batimetria de um trecho ou do reservatório todo. Porém como existe grande diversidade entre os rios e regimes sedimentométricos nas bacias hidrográficas brasileiras e estes regimes refletem nos riscos de assoreamento dos reservatórios, a definição de um valor máximo único de assoreamento das seções de controle de sedimentos para todos os reservatórios brasileiros, se torna um problema complexo.

Portanto, há a necessidade de se realizar estudos que tragam critérios suficientes para subsidiar a equipe da ANA que irá construir esta regra (gatilho para novo levantamento). Na situação em que o limite máximo de assoreamento das seções de controle for superado ao longo dos anos em que as empresas realizarem o monitoramento das seções de controle, a partir deste critério a ser determinado a ANA poderá solicitar novo levantamento batimétrico de parte ou de todo o reservatório.

O objetivo deste artigo é com base nos dados de Monitoramento de Sedimento dos 121 Reservatórios das UHEs já realizados até Julho/2023 e disponibilizados em 2019 no Portal público <https://link.ana.gov.br/metadadosbatimetria> no âmbito da Resolução Conjunta nº 127/2022 ANA/ANEEL e de Levantamento bibliográfico de estudos sobre assoreamento de reservatórios e Gestão de sedimentos em reservatórios, apresentar preliminarmente algumas propostas metodológicas, para subsidiar a elaboração de um futuro critério a ser definido quanto a necessidade da elaboração de um novo levantamento batimétrico de parte do reservatório ou de sua área total, metodologias estas que servirão de base para a equipe da ANA/SGH definir os critérios de avaliação do assoreamento dos reservatórios, como forma de apoio na implementação e regulamentação da nova Resolução conjunta n.127/2022 ANA/ANEEL.

Material e Métodos

Segundo (Carvalho 2008) nas análises da vida útil dos reservatórios de hidroelétricas, são usados métodos de estimativa da eficiência de retenção de sedimentos, trata-se de métodos empíricos, baseados em medições de depósitos de um grande número de reservatórios (ICOLD,1989, Mahmood,1987, Strand1974) e os mais usados no Brasil são o de (Brune 1953) e o de Churchill (Strand, 1974) e (Vanoni 1977), estes estudos de curvas de retenção foram realizados com dados de reservatórios de hidroelétricas de outros países.

O Plano de Monitoramento de Sedimento do Reservatório está previsto na atualização do Manual com as Orientações para atualização das Curvas Cota x Área x Volume - CAV versão de Dez-2013, onde a equipe da ANA é responsabilizada por detalhar e inserir os critérios e as regras de frequência de monitoramento das seções de controle de sedimentos, e a apresentação dos dados e relatórios como por exemplo:



- Apresentação das batimetrias dos conjuntos das seções de controle de sedimentos em comparação ao último levantamento batimétrico realizado;
- A análise das campanhas de monitoramento sedimentométrico e os dados das estações de monitoramento hidrometeorológico;
- Histórico de sedimentação do reservatório, para apoiar a decisão da equipe técnica da ANA/ANEEL, quanto a necessidade de novos levantamentos batimétricos.

Com a criação da Resolução Conjunta n.º 03/2010, ANA/ANEEL, cresceu o mercado de empresas de Hidrologia e Monitoramento, e com isto a geração de dados dos levantamentos batimétricos atualizados e disponibilizados no Catálogo de Metadados da ANA, servindo de base para estudos da comunidade científica e futuramente ajudar na elaboração de Curvas de Retenção de sedimentos com dados de reservatórios brasileiros, dados estes importantes no uso do cálculo de vida útil dos estudos de viabilidade de Usinas Hidrelétricas.

Outra vantagem da resolução conjunta para monitoramento dos recursos hídricos foi o grande investimento do setor de energia hidroelétrica no monitoramento hidrometeorológico desde o ano de 2010, na criação da Rede Hidrometeorológica do Setor Elétrico com a instalação de aproximadamente 1000 estações hidrometeorológicas pluviométricas, fluviométricas e sedimentométricas, onde há medições de sedimento em suspensão, textura de sedimento de fundo e estações de qualidade de água.

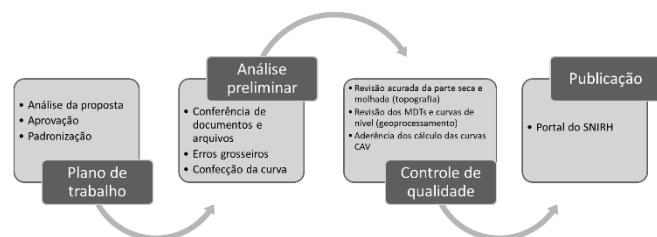


Figura 1: Fases do processo de atualização das CAVs dos Reservatórios.

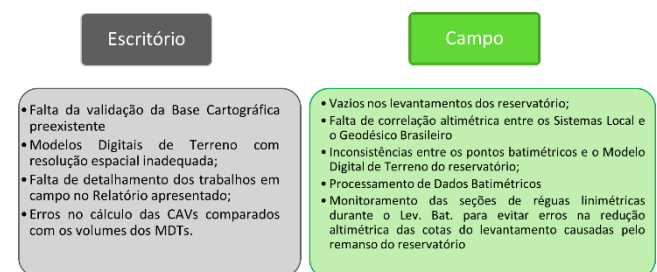


Figura 2: Principais problemas dos relatórios de batimetria.

A equipe da ANA em 15/03/23 já havia recebido 137 Relatórios de atualização da CAV com seus produtos e dados, e após análise, 121 das Usinas Hidrelétricas cujos Relatórios foram analisados pela ANA e considerados coerentes, portanto, foram disponibilizados no Catálogo de

Metadados da ANA, parte do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), com os seguintes arquivos:

- Dados Geográficos no formato geodatabase (limites do reservatório, seções de controle, curvas de nível e o modelo digital de elevação do reservatório);
- Relatório Final do Levantamento Batimétrico;
- Planilha com as Tabelas Cota x Área x Volume Atualizadas.

Tais arquivos podem ser encontrados seguindo-se os seguintes links.

- Mapas (<https://link.ana.gov.br/snirhbatimetria>)
- Arquivos (<https://link.ana.gov.br/metadadosbatimetria>).

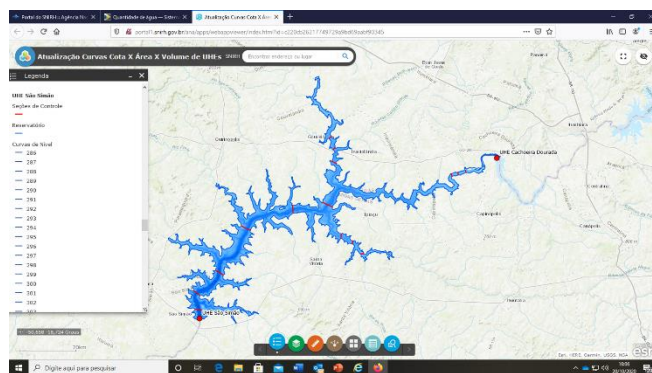


Figura 3: Exemplo de publicação dos produtos no Portal SNIRH.

Estes dados estão aptos a serem analisados quanto ao seu conteúdo técnico, assim como o uso destes dados hidrometeorológicos levantados pelo setor serão usados por diversos órgãos como: ONS; Ministério de Minas e Energia e ANEEL e juntamente com outros dados como os estudos das vazões naturais, servirão de base para o cálculo da energia firme no âmbito da regulação do Setor Elétrico, que ao final serve também para atualizar os preços da energia.

Este Portal com os dados atualizados dos levantamentos batimétricos é uma fonte de informação para subsidiar as políticas públicas de diversos setores, como recursos hídricos; energia e conservação de água e solos. Tais dados também são uma grande oportunidade para a comunidade científica trabalhar em diversos temas de Recursos Hídricos, assim como estudos para aferir modelos de estimativa de erosão e sedimentação, com os dados dos reservatórios brasileiros, e com possibilidade de melhorias nas estimativas de modelagem de produção de sedimentos desde as encostas nas diversas bacias hidrográficas até nas calhas dos rios brasileiros.

Porém foram observados dados levantados das novas Curvas Cota x Área x Volume (CAV) e analisados pela equipe da ANA, que descrevem resultados com valores aproximadamente entre -20% até +20% de volume se comparados com a CAV original.

Possivelmente estas diferenças não descrevem assoreamento ou erosão, mas seria atribuído a problemas de diferenças metodológicas dos levantamentos. Originalmente os levantamentos das CAVs originais dos Reservatórios mais antigos foram elaborados com dados de



mapas cartográficos de baixa qualidade. Em muitas situações o levantamento original não levava em conta o volume das calhas dos rios, que quando comparados com os dados batimétricos atuais geram uma diferença significativa de volume dos reservatórios.

Portanto a evolução dos assoreamentos dos reservatórios hidrelétricos será melhor definida somente nos próximos levantamentos batimétricos, quando serão usadas metodologias semelhantes de levantamentos batimétricos atuais, portanto estes valores de mudanças de volume (assoreamento) dos reservatórios terão maior precisão.

Conforme Kelman et al http://www.kelman.com.br/pdf/energia_firme_sistemas-abrh.pdf *No passado, a energia assegurada total das hidrelétricas foi rateada entre as usinas em proporção à geração delas ao longo do período crítico. É, portanto, uma metodologia diferente do benefício incremental. No que se refere aos direitos comerciais, a regulamentação atual, a encargo da ANEEL, prevê uma redução máxima de 5% no certificado de cada usina, e do no máximo 10% ao longo de todo o período de concessão.*

Portanto conforme citado por Kelman et al. a legislação da concessão das Usinas Hidrelétricas protege estas de perdas da energia firme maiores que 10% ao longo do período de concessão. Porém as perdas com o custo do impacto econômico e de geração de energia no sistema interligado causada pela redução da energia firme no conjunto dos reservatórios assoreados (atualizados com os novos levantamentos batimétricos da Resolução Conjunta ANA/ANEEL) não são claramente definidas se serão diluídas nos custos do sistema interligado, e se ao final seguramente irão impactar o custo da energia.

O monitoramento automatizado da concentração de sedimentos em suspensão em rios e lagos, utilizando imagens do sensor espacial MODIS permite o monitoramento de grandes áreas a baixo custo, possibilita um monitoramento complementar, com ampliação das estações de monitoramento de sedimento em reservatórios hidroelétricos, na rede Hidrometeorológica do Setor Elétrico (Resolução Conjunta n.º 127/2022 ANA/ANEEL). A Agência Nacional de Águas – ANA e o *Institut de Recherche pour Le Développement* – IRD desenvolveram técnicas para operacionalizar o uso de sensores imageadores para o monitoramento automatizado de parâmetros hidrológicos. Dentre os parâmetros usados nesta metodologia de monitoramento está a concentração de sedimento na superfície da água, que é estimada com o uso das imagens de satélite e uma curva de correlação entre (reflectância medida x concentração de sedimentos medida na superfície da água) feita com dados de campanhas de campo, e o uso desta correlação possibilita o monitoramento de sedimento com um menor custo para áreas de difícil acesso.

O Mapa de Produção de Sedimentos da ANEEL estudo já elaborado por (CAMPAGNOLI, et al 2004) é usado como base para a classificação dos reservatórios na Resolução Conjunta. Porém, devido a evolução das bases de dados e modelos e as metodologias de modelagens, sugere-se uma atualização da modelagem de produção de sedimento realizada pela ANEEL para o Brasil todo em uma escala

mais detalhada produção de sedimentos, e assim realizar um produto na esc. 1:1.000.000. Este produto além de continuar na classificação dos reservatórios, poderá ser incorporado como um dos critérios na análise da definição da frequência do Levantamento Batimétricos dos Reservatórios.

A metodologia da hidrologia espacial foi desenvolvida no âmbito do projeto ANA/IRD para complementar o monitoramento sedimentométrico e avalia o fluxo de sedimentos em suspensão em reservatórios utilizando dados do sensor MODIS. Esta metodologia utiliza os dados de reflectância de áreas a montante e a jusante do reservatório, em conjunto com dados de turbidez e de cota do reservatório.

Estes tipos de estudos de novas metodologias de monitoramento poderão melhorar a gestão de sedimentos em reservatórios hidroelétricos, com um potencial de redução do custo do monitoramento para o setor hidroelétrico, e também aprimorar a compreensão da dinâmica de sedimentos nos reservatórios hidroelétricos. Porém, ainda são necessários dados de campanhas de monitoramento para uma fina calibração entre os dados de campo e os do sensor MODIS.

Conforme (R. de C. Condé et al. 2019) as imagens MODIS podem fornecer uma estimativa robusta de assoreamento de sedimentos em grandes reservatórios de armazenamento, monitorando a concentração de sedimentos suspensos em função da distância do barramento no reservatório e em função do ciclo hidrológico. Reservatórios a fio d'água apresentam tamanho reduzido em relação aos grandes reservatórios de armazenamento e apresentarão problemas de assoreamento mais limitados devido ao do reduzido tempo de residência da água. Portanto, será necessário observar as imagens de alta resolução para avaliar o padrão de transporte de sedimentos em suspensão e detectar processos de assoreamento mais sutis.

Além do monitoramento do assoreamento dos reservatórios de Hidrelétricas do sistema interligado realizado pela Resolução Conjunta ANA/ANEEL n.º 127/2022, é importante a elaboração de políticas públicas de prevenção e gestão de sedimento dos reservatórios, assim como o incentivo de projetos de conservação de água e solo nas áreas de maior risco e impacto de geração de sedimentos.

É imprescindível o fomento de pesquisas e inovações nos projetos de hidrelétricas, para que as novas usinas tenham estruturas de descarga de fundo entre outras infraestruturas que poderiam viabilizar a gestão de sedimentos em reservatórios, conforme realizado em alguns reservatórios no EUA e proposto por grupo de pesquisadores do Banco Mundial na publicação disponível para baixar:

Extending the Life of Reservoirs Sustainable Sediment Management for Dams and Run-of-River Hydropower.

Outra ação complementar ao monitoramento de assoreamento realizado pela Resolução conjunta seria elaborar uma proposta para a realização de um prêmio sobre projetos de Gestão de Sedimentos em Reservatórios, nos moldes do prêmio que existe no USA.



Resultados e Discussão

A Resolução Conjunta ANA/ANEEL n.º 127/2022, requer a atualização de alguns produtos que fazem parte da metodologia desenvolvida para a Atualização das Curvas Cota x Área x Volume, como a classificação dos reservatórios quanto ao potencial de assoreamento realizada com base em duas bases: 1) Mapa de Produção de sedimentos gerado pela ANEEL (CAMPAGNOLI et All 2004) 2) (ELETROBRAS/IPH, 1992) *Diagnostico das condições sedimentológicas dos principais rios brasileiros/IPH*. Esta atualização de produtos irá agilizar a análise dos levantamentos batimétricos atualizados.

O setor de energia hidroelétrica desenvolveu grande investimento no monitoramento hidrometeorológico desde o ano de 2010, com a instalação de estações hidrometeorológicas e no levantamento batimétrico de 118 UHEs abrangidas pela Resolução Conjunta.

Para o desenvolvimento e aprimoramento de critérios para a definição de frequência de levantamento batimétrico com base em informações do monitoramento das seções de controle seria importante a atualização do Mapa da modelagem de produção de sedimento realizada pela ANEEL 2004, podendo ser realizada com apoio de consultoria e uso de metodologias e programas mais modernos na modelagem de produção de sedimentos, e assim realizar um produto na esc. 1:1.000.000.

E para tal trabalho deverá ser realizadas as seguintes etapas do referido Projeto de modelagem no tema de erosão-Produção de sedimentos:

- A generalização das cartas temáticas usadas na modelagem da erosão: geologia, geomorfologia, solos, declividade, uso do solo e pluviosidade anual e mensal, conforme a orientação de especialistas das áreas temáticas.
- Utilização das ferramentas de cruzamento de informações e modelos disponíveis no software ArcMap dos mapas temáticos supracitados.
- Gerar os produtos resultados do cruzamento daqueles mapas temáticos e após definir as classes de produção de sedimento e a respectiva legenda.
- Elaborar a modelagem de erosão, com o uso de cartas temáticas relacionadas ao processo erosivo.

O mapa gerado com a referida modelagem irá servir de base para a classificação dos reservatórios quanto ao potencial de assoreamento; a incorporação deste indicador (risco de produção de sedimento) na definição do novo Critério de Frequência do levantamento batimétrico, que agrupado com dados de monitoramento das seções de controle e os dados do balanço de sedimentos realizado pela empresa, conforme citado anteriormente neste artigo, poderá compor um o novo critério a ser melhorado continuamente conforme as atualizações necessárias ao longo dos anos e com as evoluções das técnicas usadas nos Levantamentos Batimétricos.

Estes futuros produtos de apoio a Resolução Conjunta, tanto o Mapa de Produção de sedimentos e *Diagnostico das condições sedimentológicas dos principais rios brasileiros/IPH*, serão muito uteis também no planejamento e a modernização da Rede Sedimentométrica da ANA e da Rede referente à Resolução Conjunta ANA/ANEEL n.º 127/2022, e servirão de apoio a análise

dos levantamentos batimétricos para estudos de assoreamento dos reservatórios das Hidroelétricas, realizados pela SGH relacionados aos procedimentos exigidos pela Resolução Conjunta, assim como na modernização de Metodologias de Planejamento de Rede Sedimentométrica.

Considerações Finais

Os dados e produtos gerados pela Resolução Conjunta, são determinantes para a boa gestão dos sedimentos dos reservatórios em território nacional nos seguintes aspectos: fornecer subsídios ao desenvolvimento de políticas públicas de gestão dos recursos hídricos; prevenção de eventos extremos; planejamento da operação do Sistema Interligado de energia; desenvolvimento de dados para o desenvolvimento de pesquisas em temas diversos como modelagem de conservação de água e solo e melhora na estimativa de vida útil dos reservatórios de hidrelétricas, assim como subsidiar o desenvolvimento de normas de descomissionamento de reservatórios de hidrelétricas comprometidos com o assoreamento, norma essa ainda não existentes no Brasil.

Outro subsídio pode-se usar de base os procedimentos de descomissionamento usados nos EUA, onde devido a uma legislação ambiental diferente que pode em alguns trechos de rios com espécies de peixes em risco de extinção, podem levar ao processo de descomissionamento de reservatórios, com altos custos.

Pois no Brasil o custo de um procedimento de descomissionamento de um reservatório assoreado não é levado em conta durante o processo de licenciamento ambiental dos empreendimentos de hidroelétricas.

Como sugestão de futuros trabalhos neste tema:

- Detalhar e sugerir melhorias nos procedimentos de levantamentos batimétricos de reservatórios nas etapas de: escolha do tipo de equipamento; calibrações dos equipamentos e definição das frequências usadas no levantamento; assim como nos procedimentos de processamento e qualidade dos dados batimétricos levantados.
- Sugerir melhorias e atualizações nas metodologias; padrões; formatos e ferramentas usadas na análise de produtos da CAV pela ANA, visando a sugestão destes procedimentos para a atualização da Resolução Conjunta n.127/2022 ANA/ANEEL.

Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Águas. Orientações para atualização das curvas cota x área x volume / Agência Nacional de Águas (ANA); Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica. -- Brasília: ANA, SGH, 2013.

Anton J. Schleiss; Mário J. Franca; Carmelo Juez & Giovanni De Cesare; 2016. Reservoir sedimentation, Journal of Hydraulic Research, 54:6, 595-614, DOI: 10.1080/00221686.2016.1225320



De Araujo, J.C.; Güntner, A.; Brontstert; 2006. A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. *Hydrol. Sci. J.*, 51, 157–170.

Carvalho, N. O.; 2008. Hidrossedimentologia prática/Newton de Oliveira Carvalho. 2ª ed., ver., atual. e ampliada. – Rio de Janeiro: Interciência.

CAMPAGNOLI, F. ; Galvão ; Lannes ; Azevedo Jr ; Vidal Mapa de Produção de sedimentos do Bras. In: VI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos ENES/ABRH, 2004, Vitória.

Churchill, M.A. (1948). Discussion of "Analysis and Use of Reservoir Sedimentation Data," by L.C. Gottschalk, Proceedings, Federal Sedimentation Conference, Denver, Colorado, pp. 139-1 40.

(Eletrobrás/IPH, Agosto de 1992) ou “Produção de Sedimentos na América do Sul (Revista Brasileira de Geomorfologia – Ano 7, nº 1, 2006”

Kelman J.; Kelman R.; Pereira M. V. F. Energia Firme de Sistemas Hidrelétricos e Usos Múltiplos dos Recursos Hídricos. Agência Nacional de Águas – ANA – Setor Policial Sul – Área 5 – Quadra 3 Bloco B 70610-200 Brasília, DF.

Marinho, R.R.; Harmel, T.; Martinez, J.-M.; Filizola Junior, N.P. (2021) Spatiotemporal Dynamics of Suspended Sediments in the Negro River, Amazon Basin, from In Situ and Sentinel-2 Remote Sensing Data. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 2021, 10, 86. <https://doi.org/10.3390/ijgi10020086>

M. C. R. Cordeiro, J. M. Martinez, and S. Peña-Luque (2021) “Automatic water detection from multidimensional hierarchical clustering for Sentinel-2 images and a comparison with Level 2A processors,” *Remote Sens. Environ.*, vol. 253.

P. Vauchel et al. (2017) “A reassessment of the suspended sediment load in the Madeira River basin from the Andes of Peru and Bolivia to the Amazon River in Brazil, based on 10 years of data from the HYBAM monitoring programme,” *J. Hydrol.*, vol. 553, pp. 35–48.

Perera, D.; Williams, S.; Smakhtin, V. 2023. Present and Future Losses of Storage in Large Reservoirs Due to Sedimentation: A Country-Wise Global Assessment. *Sustainability* 15, 219.

R. de C. Condé et al. (2019) “Indirect assessment of sedimentation in hydropower dams using MODIS remote sensing images,” *Remote Sens.*, vol. 11, no. 3.

R. Espinoza Villar et al. 2012. The integration of field measurements and satellite observations to determine river solid loads in poorly monitored basins. *J. Hydrol.*, vol. 444–445, pp. 221–228.

Strand, R.I.; and E.L. Pemberton; 1982. Reservoir Sedimentation Technical Guidelines for Bureau of Reclamation, U.S. Bureau of Reclamation, Denver, Colorado, 48 pp.

T. Harmel; M. Chami; T. Tormos; N. Reynaud and P. A. Danis; 2018. Sunlint correction of the Multi-Spectral Instrument (MSI)- SENTINEL-2 imagery over inland and sea waters from SWIR bands. *Remote Sens. Environ.*, vol. 204, no. November 2017, pp. 308–321.



EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RIBEIRÃO DOS MENINOS QUANTO A SEDIMENTOS E PESQUISA DE PADRÕES DE OSCILAÇÃO NO TRANSPORTE SÓLIDO

André Luiz de Lima Reda¹, Adriano Alexandr Sundfeld², Vinicius Maróstica Alberto³

¹Instituto Mauá de Tecnologia, e-mail: allreda@uol.com.br; ²Instituto Mauá de Tecnologia, e-mail: adrisundfeld@hotmail.com; ³Instituto Mauá de Tecnologia, e-mail: vinicius.alberto@maua.br

Resumo: Cursos d'água com fundo móvel sujeitos a receber sólidos de diversas origens, desde sua produção por erosão na bacia contribuinte e afluentes até descargas antrópicas, podem apresentar regimes de vazão sólida sujeitos a fortes oscilações. Fenômenos diversos, tais como variações climáticas, sazonalidade no lançamento de detritos contendo sólidos oriundos da atividade humana, sanitária ou industrial, além de outros, podem moldar essas oscilações. Este artigo visa identificar tais tipos de oscilação num rio urbano sujeito a forte sazonalidade diária por influência do clima e de oscilações das contribuições sanitária e industrial, o ribeirão dos Meninos, São Caetano do Sul, SP, com base numa campanha de medição de sedimentos e vazão em tempo seco. A comparação entre padrões de oscilação de concentrações de sedimentos de interesse sanitário de diversos tipos, medidas nesta campanha e duas anteriores, gerou conclusões úteis para planejar futuras campanhas de medição de sedimentos em águas fluviais sujeitas a rápidas oscilações de vazão e concentração de características de qualidade diversas sob influência antrópica. Como as campanhas anteriores ocorreram seis e sete anos antes desta, também foi possível acompanhar a recente evolução na qualidade da água do ribeirão dos Meninos, indicando visível melhora sob o aspecto de carga sólida em geral.

Palavras-chave: Transporte sólido em rios; qualidade dos sedimentos; poluição fluvial urbana.

Abstract: Water bodies on mobile beds receiving solid contribution from various sources, such as erosion from their hydrological basin surfaces and tributaries, or wastes from anthropic activities, may undergo a varied spectrum of oscillations in their solid transport regime. These may be due to several phenomena, such as fast meteorological changes or short term seasonality in the anthropic disposal of different types of wastes containing solids, from sanitary to industrial origin, among others. This research identifies such types of oscillation in an urban river subject to strong daily seasonality, generated by sanitary and industrial activities, the Meninos creek, in São Caetano do Sul, State of São Paulo, Brazil, based on a dry time, water-quality and hydrometric field survey. By comparing different sorts of serial oscillation patterns of sediment concentration determined by this campaign and two previous ones – from six and seven years before – it was possible to draw conclusions useful for planning future, similar survey campaigns in river streams subject to flash changes in flow rates and pollutant concentrations under an

anthropic influence. Again, considering the previous, similar campaigns, it was also possible to detect an important evolution in water quality at the Meninos creek in terms of pollution by solids in general.

Key words: Fluvial solid transport; quality of river sediments; urban fluvial pollution.

Introdução

Este trabalho investiga variações de vazão, qualidade da água e sólidos no ribeirão dos Meninos numa campanha efetuada em 07 e 08 de junho de 2013. O ribeirão dos Meninos nasce no município de São Bernardo do Campo e depois o divide de Santo André. Segue ainda até São Bernardo do Campo, passando a dividi-lo de São Caetano do Sul (a partir da Ponte 1, mostrada na Figura 1). Depois de mais 2,2km para jusante, ingressa no município de São Paulo. Até o trecho aqui estudado, em frente ao Campus São Caetano do Sul do Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia (CEUN, IMT), drena uma área de 104 km² que fica à margem esquerda do rio Tamanduateí – com o qual vem a contribuir já dentro do município de São Paulo.

O ribeirão dos Meninos está sujeito a severas inundações no trecho estudado, com frequência, e suas águas, poluídas por esgoto ainda nelas descarregado – apesar do crescente aumento na parcela de esgoto encaminhada para tratamento desde que a Estação de Tratamento de Esgoto do ABC (já no município de São Paulo, no trecho do ribeirão dos Meninos que o divide de São Caetano) foi construída pela SABESP, dentro do planejamento metropolitano para resgatar a qualidade dos rios por meio do tratamento dos esgotos que gradualmente venham a ser levados a ela com a construção dos respectivos emissários – cujo atraso na implantação vem a ser o maior impedimento para esse resgate de qualidade. Assim, essas inundações assumem consequências indesejáveis para a saúde pública, o conforto ambiental e o valor das propriedades ribeirinhas. A frequência e o porte das inundações têm diminuído à medida que medidas de controle vêm sendo tomadas, com a implantação do Plano Diretor de Macrodrenagem da Bacia do Alto Tietê (CANHOLI, 2005) – alargamento da calha do ribeirão dos Meninos, substituição de antigas pontes (que estrangulam o escoamento para montante) por outras de maior vão, a construção de piscinões a montante do trecho aqui estudado, o incentivo à manutenção de áreas verdes ou permeáveis em terrenos particulares e a manutenção de parques e jardins com terrenos efetivamente permeáveis.

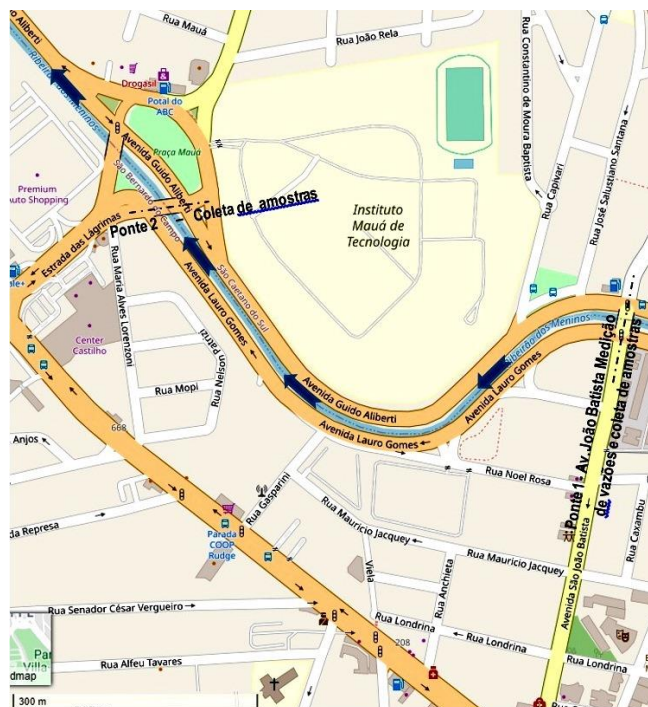


Figura 1: Trecho estudado do ribeirão dos Meninos – Ponte 1 (local de amostragem de sedimentos) e Ponte 2 (amostragem de sedimentos e medições de vazão). Fonte: São Paulo, Governo do Estado (2023)

A classificação do ribeirão dos Meninos, assim como a do rio Tamanduateí, segundo o monitoramento da CETESB, com campanhas de coleta de amostras normalmente quinzenais, indica Classe 4 – a pior das quatro classes. Na classificação de índice de qualidade da água, IQA, pela ANA (2005), que varia entre zero e 100, a bacia do rio Tamanduateí, que contém o ribeirão dos Meninos, recebe o valor de apenas 15. No entanto, não se acompanha com monitoramento a variação na qualidade da sua água ao longo das horas do dia nem ao longo dos dias da semana. As coletas tampouco vêm acompanhadas de medições de vazão líquida do curso d'água simultaneamente, o que impede uma estimativa das vazões de massa dos poluentes (em geral) e de sólidos (no interesse específico deste artigo) transportados no momento da coleta, de modo a se poder integrar as massas de sólidos (ou 'carga') e poluentes por ele conduzidas. Portanto, oscilações temporais de vazão líquida, vazão de sólidos e qualidade da água em geral não são monitoradas pelos órgãos oficiais. Os resultados de tal monitoramento durante episódios transitórios de transporte de sólidos e poluentes poderiam contribuir para traçar diretrizes para planejar futuras campanhas, bem como auxiliar a melhor compreender os mecanismos de produção e transporte de sedimentos sólidos e poluentes químicos e bioquímicos, bem como contribuir para determinar o momento e traçar a origem de algum episódio de poluição ou contribuir com a identificação de pontos de origem e os causadores de contravenções contra a qualidade do ambiente aquático – permitindo ações exemplares que coibissem tais episódio no futuro. Em áreas urbanas, variações periódicas na vazão fluvial

com períodos menores que um dia são o reflexo das oscilações no uso da água, assim como de descargas industriais periódicas lançadas nos rios ao longo do dia – variações de sazonalidade diária. Também durante a semana é possível observar fenômenos oscilatórios de qualidade oriundos do lançamento de poluentes, com sazonalidade semanal – por exemplo, a maior produção de alguns tipos de poluição de origem industrial e comercial nos dias úteis da semana e sua redução nos fins de semana. A sazonalidade do tipo diário costuma ser notável (REDA, 1996; ALEM E TSUTIYA, 1999) e frequentemente combinada a variações transitórias por causas meteorológicas – ação das enxurradas sobre os rios (REDA E JAQUIÊ, 2002) ou da contribuição de águas pluviais, clandestinamente, com condutos coletores de esgoto sanitário – seja no âmbito das propriedades privadas, edificadas ou não, ou já na rede pública de drenagem pluvial (REDA *et al.*, 2006a; 2006b). Os mecanismos turbulentos erosivo-depositivos de sedimentos no ambiente fluvial também sofrem aumentos e reduções e são capazes de levar à sedimentação ou à ressuspensão das partículas sólidas sedimentáveis (FISHER *et al.*, 1979), com ocorrências alternadas de cada um desses fenômenos.

Um objetivo deste trabalho é lançar um exemplo de campanha de medição quase contínua de concentrações de sólidos num curso d'água, acompanhada do conhecimento da variação da vazão fluvial ao longo do dia, para compreender melhor os fenômenos de transporte de sedimentos – e incentivar tal prática no futuro. Mais especificamente, visa mostrar a sazonalidade diária nas oscilações de vazão e concentração de sólidos nas águas do ribeirão estudado, fortemente relacionadas à atividade sanitária.

Outro objetivo é explorar a campanha para mostrar o mecanismo de deposição e erosão de sólidos (com relação ao fundo da calha fluvial), alternado durante o dia em função da oscilação na contribuição sanitária para o rio e na própria variação de vazão e velocidade fluviais.

Metodologia

Esta campanha de coleta de amostras para a determinação de concentrações de sedimentos e medição de vazão foi realizada por 26 horas entre os dias 07 e 08 de junho de 2013. Seus resultados foram parcialmente comparados a resultados das campanhas, no mesmo trecho de curso d'água, de julho de 2006 (para a medição quase contínua de vazão e a coleta de amostras de sedimentos na água fluvial) e de junho de 2007 (para a determinação da variação das diversas concentrações de sólidos e vários outros poluentes); mas somente no que diz respeito a dados de vazão e concentrações de sólidos na coluna d'água oriundos daquelas duas campanhas. As campanhas anteriores foram organizadas pelo primeiro autor e publicadas com coautores diversos dos deste artigo, dando continuidade ao estudo do ribeirão dos Meninos – cuja hidrologia, qualidade da água e história em geral estão intimamente ligadas à história da Escola de Engenharia Mauá e do Instituto Mauá de Tecnologia. Na campanha que originou este artigo, os próprios



autores se dividiram entre os trabalhos de campo e as determinações de laboratório. Estas seguiram as normas vigentes no território nacional para determinar concentrações das diversas frações de sólidos de interesse sanitário, ou seja, em águas fluviais e lacustres e esgotos (em termos de massa por unidade de volume – especificamente neste caso, em g/L), bem como a concentração de sólidos sedimentáveis, SS (em mL/L, com o emprego do cone Imhoff) – vide metodologia específica dessas determinações em Kato e Pivelli (2006). O trabalho de análise das amostras foi desenvolvido no Laboratório de Saneamento Ambiental da Escola de Engenharia Mauá, no Campus São Caetano do Instituto Mauá de Tecnologia. Este artigo analisa uma parte dos resultados da campanha mais recente (2013), à luz das duas anteriores – o que permitiu comparações reveladoras que dão continuidade a outros trabalhos de análise correlatos, já publicados (REDA e UEHARA, 2006; REDA *et al.*, 2011; REDA *et al.*, 2012).

A estimativa das vazões se baseou em algumas medições na Ponte 1, cerca de 720 m a montante do local de coleta de amostras para análise de concentrações de sedimento – o qual fica em frente ao Campus São Caetano do IMT, mais precisamente na Ponte 2 (vide Figura 1). O trecho de atuação na campanha de 2013, com cerca de 720m e compreendido entre as pontes 1 e 2, é mostrado na Figura 1 e foi percorrido pela equipe aproximadamente a cada duas horas, revezando-se entre coleta de amostras de água na Ponte 2 e na Ponte 1, além da interação com o hidrometrista que mediu vazões na Ponte 1. As campanhas de 2006 e 2007 são devidamente descritas em publicações simples ou combinadas sobre elas, citadas no decorrer deste artigo.

As concentrações de sólidos determinadas na campanha de 2013 foram “sólidos sedimentáveis” (SS, concentração volumétrica, mL/L) e “sólidos totais” (ST), esta última com suas frações de “sólidos totais suspensos” (STS ou, simplesmente, “sólidos suspensos”) e “sólidos totais dissolvidos” (STD ou, simplesmente, “sólidos dissolvidos”). Outras coletas e análises foram efetuadas, mas não analisadas aqui. Todo o tratamento para o preparo dos gráficos aqui apresentados, mas oriundos de outras publicações sobre o ribeirão dos Meninos, para que pudessem cobrir o período de 24 horas de um dia típico, encontra-se mais detalhado em publicações de Reda com vários coautores (REDA e UEHARA, 2006; REDA *et al.*, 2011).

Apresentação e análise dos dados coletados

O ribeirão dos Meninos já contava com uma campanha de medição de vazão por 24 horas que identificou seu padrão de oscilação em dia seco (REDA *et al.*, 2011). A Figura 2 mostra esse padrão, bem como o resultado de algumas medições feitas na presente campanha para avaliar, comparativamente, a gravidade da estiagem histórica então em curso (em 2013), que durou até 2015 e impactou a economia do País.

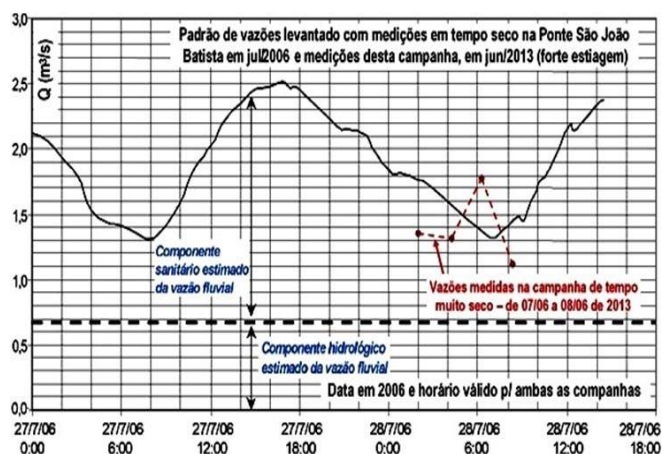


Figura 2: Oscilação típica da vazão em dia seco no ribeirão dos Meninos levantada em 2006 (REDA *et al.*, 2011); situação da vazão nesta campanha (07 a 08/06/23).

No início da campanha, às 02h00 do dia 08/06, o NA do ribeirão dos Meninos próximo ao Bairro Mauá se encontrava bem baixo, refletindo-se em vazão mais baixa que aquelas da campanha de 2006 durante a madrugada – vide curta curva tracejada na Figura 2. Naquela madrugada, a equipe de hidrometria notou um fato que se tem tornado usual naquele trecho fluvial: alguma descarga significativa no curso d’água produz um rápido transitório de vazão, mais provavelmente devido a esgoto industrial (fenômeno já conhecido pelos frequentadores da região). Com efeito, logo em seguida do início da medição de vazão, no dia 08/06, um pico ocorre na vazão logo após as 06h00 (Figura 2), mas ela logo volta a valores típicos das madrugadas.

A campanha do dia 27/07/2006 foi precedida por 16 dias sem chuva (imediatamente antes, uma altura pluviométrica de 36,5 mm ocorreu na região dentro de dois dias), sendo que o total precipitado de janeiro e maio daquele ano ficou bem próximo à média para esses cinco meses calculada para os 8 anos de 2006 a 2013. Quanto à campanha de 07/06/2013, ocorreram 10 mm de chuva 4 dias antes e 13 mm 13 dias antes dela (situação não muito diferente da descrita acima para a campanha de 2006) – mas a altura pluviométrica total nos meses de janeiro a maio daquele ano ficou 25% abaixo da média calculada no mesmo período de 8 anos acima citado. Isto explica porque o valor base das vazões na madrugada da campanha de 2013 se mostrava ligeiramente abaixo dos respectivos valores de 2006 antes do inesperado surto de vazão então observado.

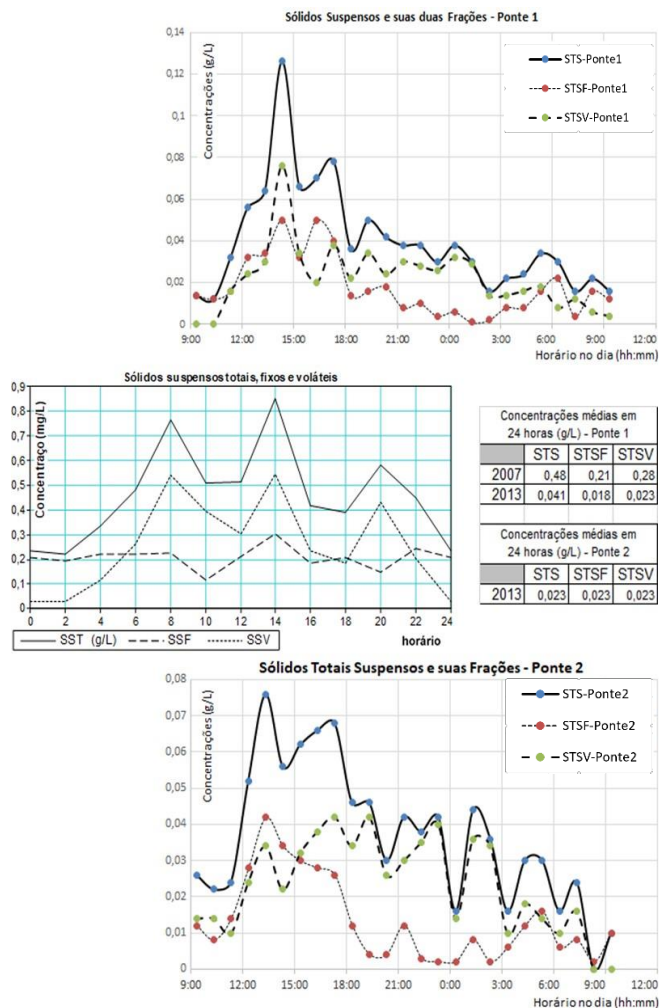


Figura 3 – Variação nos STS e suas frações (STSF e STSV) no ribeirão dos Meninos na campanha de 06/06/07-Ponte 1 (gráfico ao centro) e na campanha de 07-08/06/13 – Ponte 1 (gráf.superior) e Ponte 2 (inferior).

A campanha de qualidade de 06/06/2007 permite uma interessante comparação com a atual, visto que, durante os seis anos que a antecederam, considerável parte do esgoto então lançada *in natura* no ribeirão dos Meninos e afluentes foi gradualmente sendo encaminhada para tratamento. Além disso, alguns reservatórios para amortecimento de cheias passaram a reter parte dos sólidos em suspensão e, naturalmente, sólidos sedimentáveis transportados pelas contribuições líquidas (esgotos e aportes de drenagem) para o trecho aqui investigado. Outro fator importante para a redução do aporte de poluentes ao ribeirão foi, e tem sido já por várias décadas, o intensivo controle da CETESB sobre lançamentos de efluentes irregulares por parte de poluidores de naturezas diversas (indústria, comércio e agricultura urbana) com o rigor de multas e outras sanções. De fato, como mostram os gráficos para as duas campanhas na Figura 3, as concentrações médias diárias de STS, STSF e STSV calculadas para a Ponte 1 nesta campanha mostram valores da ordem de apenas um décimo daqueles medidos em 2007.

Quanto às respectivas concentrações médias de STS

registradas na Ponte 2, apresentam ligeira redução com relação àquelas para a Ponte 1. Este fato não é surpreendente, pois o trecho de aproximadamente 720 metros entre elas tem uma tendência, em tempo seco, de reter sólidos por sedimentação natural, conforme concluiu o estudo de Reda et al. (2011) com base nas campanhas de medição de vazão e sólidos sedimentáveis (SS) em 2006 e de medição de sólidos em geral e metais em 2007.

Para permitir uma visualização mais fácil dessa capacidade de retenção de sólidos do trecho em questão, preparou-se a Figura 4. A princípio, como o seu gráfico superior mostra forte oscilação nas séries de STS em ambas as pontes e suas linhas se cruzam várias vezes, em sentidos opostos, durante todas as 24h mostradas no gráfico, é difícil perceber visualmente qual das duas séries exibe maiores concentrações em geral ao longo do dia. Por esse motivo, preparou-se o gráfico inferior dessa figura, com as médias móveis de ambas as séries calculadas para períodos móveis de 5 horas. Nele, é possível visualizar o predomínio numérico do transporte de STS por sob a Ponte 1 durante praticamente toda a tarde, assim como uma compensação entre as duas séries na parte restante do dia. Também é possível perceber, durante a tarde, dois episódios localizados de transporte de STS por sob a Ponte 1 que não se fazem notar na Ponte 2. Isso pode indicar que tenha havido retenção de algum material atípico, mais prontamente sedimentável e responsável pelos referidos surtos de concentração a montante entre 13h00 e 18h00, no fundo do trecho entre as duas pontes nessa parte do dia.

Os gráficos da Figura 5 mostram a variação nas séries de STSF e STSV ao longo da campanha. No caso dos STSF, que representam a parcela mineral dos STS (gráfico superior), nota-se por grande parte da duração das séries uma sensível redução de concentração no trecho em análise – em média, STSF cai cerca de 25% entre uma ponte e outra. Uma especulação para explicar essa redução seria a diluição por eventual aporte de águas pluviais, mas isto fica descartado para o período estudado, pois é precedido de vários dias sem chuva. Com essa informação de que o período em análise não recebeu precipitações atmosféricas, fica também descartada a possibilidade de o aumento na concentração de STSV (que representa a matéria suspensa de origem orgânica, em geral menos densa que a mineral e menos propícia a permanecer sedimentada no fundo) ter ocorrido da Ponte 1 para a Ponte 2 (ver gráfico inferior) por uma eventual ressuspensão devida à contribuição de chuvas para elevar a vazão.

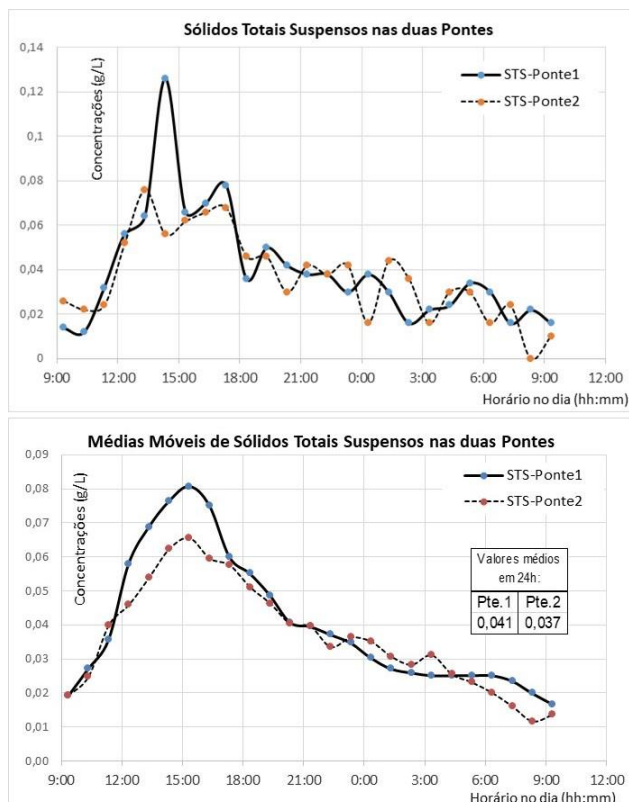


Figura 4 – Séries de STS (gráfico superior) e respectivas médias móveis de 5h (gráfico inferior) nas duas pontes durante a campanha de 07 a 08/06/2013.

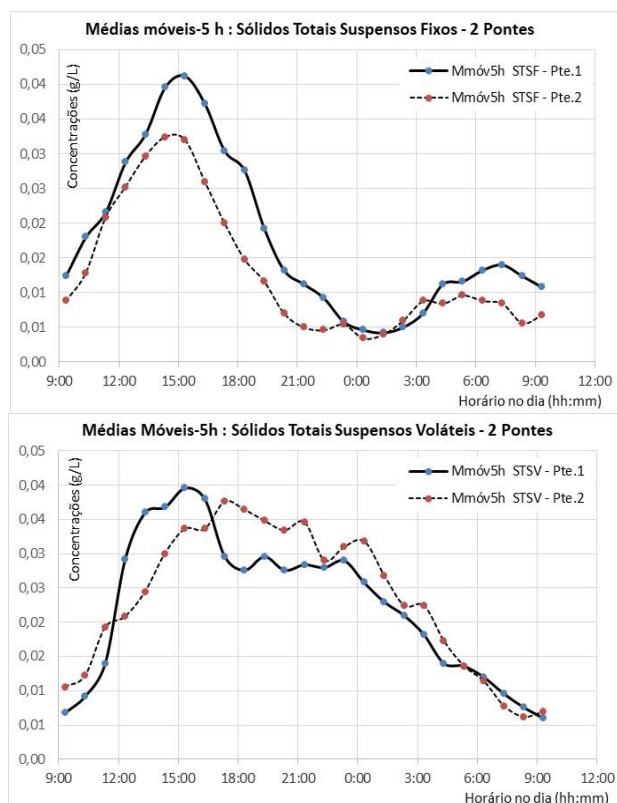


Figura 5 – Variação das Médias Móveis-5h de STSF (gráfico superior) e STSV (inferior) nas duas pontes durante a campanha de 07 a 08/06/13.

Ainda quanto à ‘onda’ de crescimento dos STSV na Ponte 2 (gráfico inferior), a partir do início das atividades antrópicas, faz-se notar com valores relativamente mais altos do que na Ponte 1 por boa parte do dia e começa a ensaiar um rebaixamento, com alguma defasagem em relação à ‘onda’ de STSV na Ponte 1, só no início da madrugada. Uma possibilidade para explicar isto seria a tendência de esse tipo de material sólido orgânico (em geral menos denso que a matéria mineral) ser removido do fundo a partir das primeiras horas de atividade antrópica (que eleva a vazão e as velocidades) e mais tarde, à noite, novamente sedimentar-se no fundo mais a jusante com a redução da dinâmica fluvial (vide REDA *et al.*, 2011, para outra campanha no mesmo ribeirão). Outra possibilidade de explicação poderia ser a existência de alguma fonte de lançamento de efluentes orgânicos no rio entre as pontes desde a hora de início da atividade antrópica. Porém, sem se conhecer os valores de vazão ao longo desse dia específico para fazer um balanço de massa de transporte sólido, é difícil confirmar uma ou outra dessas possíveis explicações. Mas não há que se condenar a qualidade dessa série de dados de STSV, já que sua oscilação acima da série de STSV na Ponte 1 poderia ser devida a fenômenos plausíveis.

Num outro tipo de análise, comparando as séries temporais de sólidos sedimentáveis-SS em ambas as pontes (Figura 6), parece haver uma redução nas concentrações desse tipo de sólido ao longo do trecho mais intensa que no caso dos STS. A concentração média diária na Ponte 2 resulta cerca da metade do respectivo valor na Ponte 1, mostrando que esse material, mais prontamente sedimentável do que sólidos suspensos em geral, encontra facilidade para se depositar no trecho de rio entre as pontes. De fato, nota-se historicamente uma forte necessidade de remoção de sólidos da calha fluvial no referido trecho, com emprego de dragagem – notadamente maior do que em outras partes do ribeirão. Resulta, portanto, uma forte indicação de que esse trecho seria propenso a reter material suspenso mais prontamente sedimentável (sejam STS, sejam SS – vide REDA *et al.*, 2011) em momentos de menor fluxo fluvial (durante estiagens; dias mais secos; horas do dia de menor vazão fluvial), ou seja, em períodos do dia em que a velocidade da água fluvial fica reduzida, para depois restituí-lo ao fluxo via coluna líquida em momentos de aumento do escoamento fluvial, geralmente mais comum por razões hidrológicas – mas também possível, em menor intensidade, nas horas de maior contribuição de vazão sanitária ao longo do dia ou da semana.

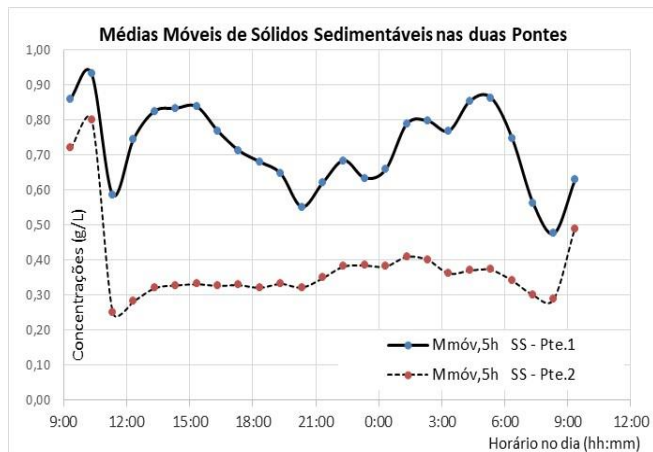


Figura 6 – Variação das Médias Móveis de 5h de SS nas duas pontes durante a campanha de 07 a 08/06/13.

Esse tipo de comportamento desse trecho do ribeirão dos Meninos já foi identificado pela análise de Reda e Uehara (2006), com os dados de campanha de qualidade da água em 2006. A Figura 6 reproduz parcialmente os resultados daquele estudo para séries de concentrações de sólidos sedimentáveis, SS, num dia seco. Naquela ocasião, constatou-se que a mera oscilação na vazão fluvial (e, portanto, na velocidade e na capacidade erosiva do fundo) apenas devida à oscilação da produção de esgotos sanitário num dia seco já é capaz de causar inversões na relação entre as oscilantes tendências depositiva e ressuspensiva da corrente fluvial ao longo de um dia seco típico, num rio sujeito a forte componente sanitário na vazão de tempo seco, como é o ribeirão dos Meninos.

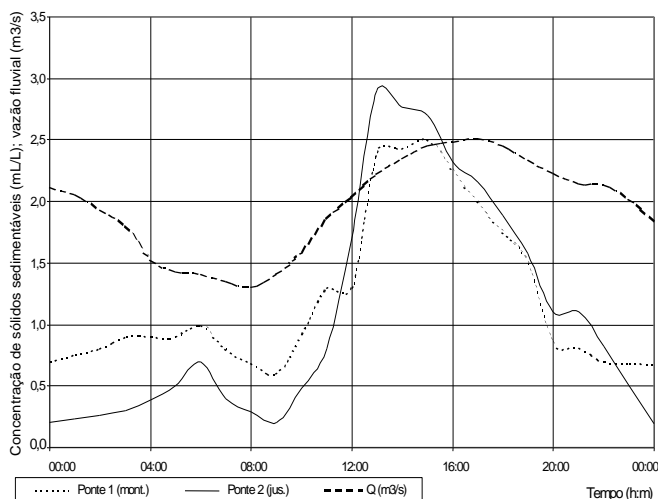


Figura 7 – Variação das concentrações de sólidos sedimentáveis nas pontes 1 e 2 e vazão líquida no ribeirão dos Meninos no trecho estudado no dia seco 27/07/2006 (REDA e UEHARA, 2006).

Na Figura 7, nota-se, com alguma defasagem (devida ao tempo de retardo dos fluxos de efluentes líquidos pela rede sanitária e nos córregos contribuintes), uma parte do dia em que a concentração de SS na Ponte 2 suplanta aquela na Ponte 1, devido à maior atividade industrial, comercial e sanitária – entre o início da manhã e as 20h00, em termos do correspondente e defasado resultado mostrado nas curvas do

gráfico. No resto do dia, predominantemente na madrugada e início da manhã, as concentrações na Ponte 2 (extremidade de jusante do trecho) são muito menores do que na Ponte 1 – dando uma clara impressão de compensação de tendências e de fluxos de sólidos ao longo do dia.

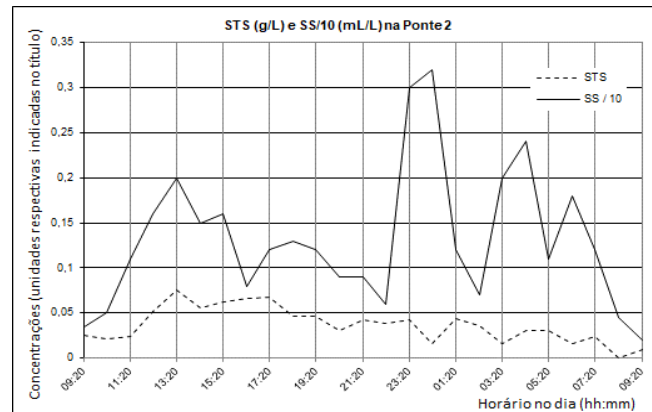


Figura 8 – Variação das concentrações de sólidos totais suspensos-STs e sólidos sedimentáveis-SS na Ponte 2 no período seco de 07 a 08 de junho de 2006.

As constatações acima levam a indagações sobre a possibilidade da existência de certa correlação entre as variáveis sedimentométricas STS e SS nas águas do ribeirão dos Meninos. Portanto, construiu-se o gráfico comparativo da Figura 8 para permitir investigar esse assunto. Nele, nota-se que entre as 9h00 e as 22h00 há uma forte relação entre os comportamentos de ambas as curvas, incluindo a ocorrência de picos similares e simultâneos no meio do dia. No entanto, após o final da noite, principalmente durante a madrugada, notam-se três fortes surtos de contribuição de SS, inesperados e sem motivo aparente – sem encontrarem similaridade na série de STS. É possível que a diferente natureza dos sólidos que ainda se fazem presentes no fluxo fluvial durante os horários de baixa atividade antrópica, oriundos de outras fontes (por exemplo, industriais) lhes deem características de mais fácil sedimentação natural sob repouso. Mas isto é um assunto que precisaria de mais profunda investigação para se comprovar – possivelmente, com base em investigações de campo mais abrangentes. Cabe, portanto, ao final desta análise detalhada dos resultados da campanha de 2013, extrair as conclusões resumidas reportadas na sessão seguinte.

Comentários finais, Conclusões e Recomendações

A análise detalhada elaborada acima com base na campanha de levantamento de transporte sólido dos dias 07 e 08 de junho de 2013 permite resumir suas principais constatações, a saber:

a) Entre 2006 e 2013, observa-se forte redução na poluição das águas do ribeirão dos Meninos por aporte de sedimentos, como consequência natural de combinação das atuações dos órgãos de controle e gestão sanitária no sentido de direcionar para tratamento os efluentes sanitários coletados pelas redes de esgoto, disciplinar a descarga de efluentes industriais nos rios e combater as ligações clandestinas de esgoto às redes de micro e macrodrenagem – bem como pela contribuição, no âmbito da bacia do ribeirão dos Meninos, de recém



implantados reservatórios para amortecimento de enchente de diversas escalas (piscinões e piscininhas) e áreas verdes (parques e jardins de diversas escalas e diversas naturezas de propriedade) incentivadas ou demandadas pelo poder público, além de valas e poços de infiltração de chuva (com o objetivo principal de reter as águas pluviais para reduzir os picos de cheias na rede de drenagem) – todos com o poder de também reter parte dos sedimentos que fluem sob a ação da enxurrada. Essa melhora na qualidade da água fluvial local constitui importante incentivo a futuros esforços para compreender os mecanismos da erosão e da poluição na bacia e continuar a combatê-las.

b) Uma constatação já advinda da análise de campanhas anteriores no ribeirão dos Meninos é que o trecho entre as pontes 1 e 2 tem a capacidade de reter material sólido suspenso e mais facilmente sedimentável durante períodos do dia com menor vazão. Ela é confirmada nesta campanha. Essa tendência serve para recordar o indiscutível fato de que períodos de estiagem de diversas escalas de tempo, seja ao longo da sazonalidade anual, seja devido a oscilações hidrológicas plurianuais, também e obviamente são ‘janelas de sedimentação’ no leito dos rios, depois inevitavelmente interrompidas por eventos de alta vazão. Portanto, qualquer iniciativa para quantificar transporte de sedimentos em correntes fluviais, integrando-o no tempo em termos mássicos, não pode poupar esforços em medir o transporte de sedimentos de todos os tipos (seja na corrente líquida, seja pela movimentação nos fundos dos canais) justamente nos períodos (às vezes curtos e aleatórios) em que os sólidos acumulados nas ‘janelas estivas’ mais se movimentam – durante e logo após as fortes chuvas seguidas de enxurradas e ondas de cheias fluviais. A ausência de tal cuidado pode levar a subestimar o transporte sólido integrado no tempo, principalmente em bacias de menor porte – onde, nos curtos períodos de agudos transitórios hidráulicos, movimentam-se grandes massas sólidas pelos rios.

c) Foi possível observar por certos períodos uma relação próxima entre as variações nas concentrações de sólidos totais suspensos, STS, e sólidos sedimentáveis, SS, no ribeirão dos Meninos. Dependendo das características do material sólido transportado, podem subitamente ocorrer mudanças nas características do material transportado ou nas condições do transporte que rompem tal relação. Exemplo disto seriam surtos de aporte de material atípico oriundo de diversas fontes de descarga para dentro do curso d’água, tais como despejos industriais irregulares e a ‘lavagem’ de uma vasta área poluída por um evento de chuva após longo período seco com acúmulo de poluentes sobre ela (‘washout’) que seriam, então, bruscamente transportados para o rio receptor na forma de um surto de matéria sólida. Portanto, cada curso d’água e cada tipo de regime ao qual possa estar sujeito é um caso particular que pode ser estudado à busca de limitadas correlações entre variáveis de qualidade da água em geral, incluindo certos pares de variáveis que medem concentrações de sedimentos, válidas em casos específicos e sujeitas a determinadas condições.

d) Numa futura campanha do tipo desta, recomenda-se medir também vazão durante ela toda. Neste caso, as medições de vazão ocorreram em pequeno número e o rio tampouco contava com uma relação cota-descarga (curva-chave) viável

para calcular vazões com base em leituras de NA numa escala limnimétrica próxima ao trecho estudado. Assim, não foi possível calcular vazões de massa sólida para verificar, de fato, o balanço de massa do transporte de sedimentos ao longo do período da campanha – pouco mais de um dia seco.

Agradecimentos

Os autores reconhecem a contribuição do pessoal do Laboratório de Saneamento do IMT na análise das amostras, incluindo os alunos de graduação que se voluntariaram para reforçar a equipe de coleta no campo, e a da equipe de Segurança do IMT–Campus São Caetano do Sul, pelo suporte logístico e apoio geral durante as diversas campanhas de amostragem de 24 horas no ribeirão dos Meninos – bem como o apoio técnico e a empática contribuição do hidrometrista Ademir Carlos de Oliveira (*in memoriam*) na execução das medições de vazão

Referências bibliográficas

Alem, Sobrinho, P.; Tsutyia, M.T. (1999) Coleta e Transporte de Esgoto Sanitário. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 568p.

ANA. (2005) Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil. Cadernos de Recursos Hídricos, n.1. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas – Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Org.: João Gilberto Lotufo Conejo. Disponível em: http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE-DAS-AGUAS.pdf Consultado em 28 jul. 2023.

Canholi, A.P. (2005) Drenagem Urbana e Controle de Enchentes. São Paulo: Oficina de Textos, 304p.

DAEE SP (1999) Plano Diretor de Macrodrenagem da Bacia do Alto Tietê – Bacia Superior do Ribeirão dos Meninos, Diagnóstico Geral e Ações Recomendadas. São Paulo: Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/macrodrenagem/meninos/index.html>. Consultado em 31 de maio de 2011.

Fischer, H.B.; List, E.J.; Koh, R.C.Y.; Imberger, J.; Brooks, N.H. (1979) Mixing in Inland Waters. New York: Academic Press, 500p.

Kato, M.T.; Pivelli, R. P. Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-químicos. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

Reda, A.L.L. (1996) Simulation and control of stormwater impacts on river water quality. Tese de PhD, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Universidade de Londres. Londres: Imperial College, 512p.

Reda, A.L.L.; Jaquiê, L.C.L. (2002) Transporte fluvial de sedimentos durante enchente rural: investigação de episódio na Região do Arenito Bauru. In: Anais do V Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, São Paulo, 29-29 nov., 2002. Porto Alegre: ABRH, pp.257-263.



Reda, A.L.L.; Uehara, D.M. (2006) Caracterização dos regimes diários de vazão líquida e de vazão de sólidos sedimentáveis em rio urbano: o ribeirão dos Meninos em São Caetano de Sul, SP. In: Anais do VII ENES – Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Porto Alegre, RS, 20-24 nov., 2006. Porto Alegre: ABRH (CD), 10p.

Reda, A.L.L., Beck, M.B., Mello, G.S.L., Ferreira, M.P. (2006a) Could full conventional wastewater treatment grant quality to Brazilian urban rivers? - The trouble of stormwater incursions into sewers. In: Anais do Environmental and Health World Congress - HEWC'2006, Santos, 16-19 jul., 2006. Santos: COPEC (Council of Researches in Education, and Science) (CD), 5p.

Reda, A.L.L., Macedo, M.F., Leo, L.F.R., Souza, T.G.L., Freitas J.L.M. (2006b) Stormwater impact on a facultative pond plant designed for separate sewage in West SP State-Brazil. In: Anais do 7th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds, Bangkok, 25-27 set., 2006. Londres: International Water Association – IWA (CD), 4p.

Reda, A.L.L., Uehara, D.M.; Macedo, M.F.; Ribeiro, P.H. (2011) Impactos de efluentes sanitários sobre o fluxo de sedimentos no rio receptor, pp. 89-120. In: Engenharia de sedimentos na busca de soluções para problemas de erosão e assoreamento. Org.: Jorge Enoch Furquim Werneck Lima; Walszon Terlizie Araújo Lopes. Brasília: ABRH, Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 448p. 15p.

Reda, A.L.L.; Uehara, D.M. (2012) Macedo, M.F.. Sazonalidade diária na alternância entre depósito de fundo e ressuspensão no Ribeirão dos Meninos, São Caetano do Sul, SP. In: Anais do X Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos - XENES, 03-07, dez., 2012, Foz do Iguaçu. Porto Alegre: ABRH, pp.1-16.

São Paulo, Governo do Estado (2023). SIBH-Sistema Integrado de Bacias Hidrográficas, DAEE. Disponível em: http://sibh.daee.sp.gov.br/mapa_novo#17/-23.64973/-46.56842
Consultado em 30 jul. 2023.