

**UFRRJ**

**INSTITUTO DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
AGRONOMIA CIÊNCIA DO SOLO**

**TESE**

**Erosão Hídrica, Infiltração de Água no Solo e  
Estoque de Carbono em Áreas de Transição  
Cerrado-Amazônia, com Diferentes usos e  
Coberturas**

**Marco Aurélio Barbosa Alves**

**2023**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA  
CIÊNCIA DO SOLO**

**EROSÃO HÍDRICA, INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO E ESTOQUE  
DE CARBONO EM ÁREAS DE TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA,  
COM DIFERENTES USOS E COBERTURAS**

**MARCO AURÉLIO BARBOSA ALVES**

*Sob a Orientação do Professor*  
**Daniel Fonseca de Carvalho**

*e Coorientação dos Professores*  
**Adilson Pacheco de Souza**  
**Frederico Terra de Almeida**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, Área de Concentração em Manejo do Solo e Qualidade Ambiental.

Seropédica, RJ  
Junho de 2023

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico  
Ficha catalográfica elaborada  
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A474e

Alves, Marco Aurélio Barbosa, 1993-  
Erosão hídrica, infiltração de água no solo e estoque de carbono em áreas de transição Cerrado-Amazônia, com diferentes usos e coberturas / Marco Aurélio Barbosa Alves.  
- Seropédica, 2023.  
81 f. : il.

Orientador: Daniel Fonseca de Carvalho.  
Tese (Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, 2023.

1. Perdas de solo. 2. Escoamento superficial. 3. Modelos de infiltração de água no solo. 4. Bacia do rio Teles Pires. 5. Carbono do solo. I. Carvalho, Daniel Fonseca de, 1968-, orient. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. III. Título.

**O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.**

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE  
JANEIRO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
AGRONOMIA (CIÊNCIAS DO SOLO)



HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO Nº 12 / 2023 - CPGACS (12.28.01.00.00.00.27)

Nº do Protocolo: 23083.038363/2023-45

Seropédica-RJ, 16 de junho de 2023.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO

MARCO AURÉLIO BARBOSA ALVES

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo, Área de Concentração em Manejo do Solo e Qualidade Ambiental.

TESE APROVADA EM 13/06/2023.

Daniel Fonseca de Carvalho. Dr. UFRRJ  
(Orientador)

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ

Conan Ayade Salvador. Dr. UFRRJ

Cornélio Alberto Zolin. Dr. EMBRAPA

Jamil Alexandre Ayach Anache. Dr. UFMS

*(Assinado digitalmente em 16/06/2023 15:57)*  
CONAN AYADE SALVADOR  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.44)  
Matrícula: 2131822

*(Assinado digitalmente em 16/06/2023 14:34)*  
DANIEL FONSECA DE CARVALHO  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.44)  
Matrícula: 1224578

*(Assinado digitalmente em 16/06/2023 12:16)*  
MARCOS GERVASIO PEREIRA  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR DeptS  
(12.28.01.00.00.00.33)  
Matrícula: 1060711

*(Assinado digitalmente em 16/06/2023 14:38)*  
CORNÉLIO ALBERTO ZOLIN  
ASSINANTE EXTERNO CPF: 048.905.279-74

*(Assinado digitalmente em 16/06/2023 14:5 )*  
JAMIL ALEXANDRE AYACH ANACHE  
ASSINANTE EXTERNO CPF: 029.209.951-70

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **12**, ano: **2023**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO**, datade emissão: **16/06/2023** e o código de verificação: **047332b5bd**

## DEDICATÓRIA

*A minha mãe Darilza Barbosa de Oliveira, a memória do meu saudoso pai,  
Mario Alves de Oliveira e ao meu irmão Mario Alves Barbosa Junior.*

*Dedico*

## AGRADECIMENTOS

A vida é um conjunto de caminhadas provisórias, e em cada uma delas somos aprendizes caminhantes rumo a um ponto de chegada, é o que aprendi desde pequeno na obra “Morte e Vida Severina” de João Cabral de Melo Neto e em “O Quinze” de Rachel de Queiroz, ambas literaturas clássicas dos sertões e da Caatinga, região onde nasci. Essa caminhada que terminou em 13 de junho de 2023, iniciou em 2019, mas na verdade o princípio real dela foi em 1997 quando comecei a estudar na Unidade Escolar do Rodeador no interior do Piauí, no formato multisseriado. Imensamente grato ao meu Senhor e Criador por de lá até aqui apontar uma nova alternativa em todos os momentos em que desistir faria muito sentido. O bom dessa caminhada foi o desafio e a oportunidade de viver o novo. Novas pessoas, culturas, novos amigos, cidades e conhecimento. Por outro lado, a gente começa a envelhecer longe do solo pátrio, da terra que nos gerou e a perder quem iniciou conosco a caminhada. Mas como disse Mario Quintana no poema “A Vida”, foco no presente, pois é nele que a vida acontece. O saldo hoje é de gratidão.

**Obrigado!**

À minha mãe Darilza Barbosa de Oliveira que desde 1993, me acompanha nessa jornada chamada vida. Ajudou-me a reerguer várias vezes e instruiu-me a não perder a fé e a esperança de dias melhores. Pela educação a mim dedicada, por ter voltado a estudar em 2003 para levar todas as noites a cavalo, este caçula para escola no povoado Verdão, pois sem esse ato de bravura dela eu jamais teria terminado sequer o ensino fundamental. Por ter sacrificado seus sonhos em favor dos meus e dos sonhos do meu irmão.

A memória do meu saudoso pai Mario Alves de Oliveira. Perdê-lo nessa caminhada foi o maior golpe que a vida me deu nos últimos 4 anos. Mas ele já havia me preparado desde pequeno a ser firme nas curvas que a vida nos apresenta e que as cercas nos ajudam a transpor abismo. Quando o vi pela última vez com plena saúde, ele disse: “Meu filho, nunca desista dos seus sonhos”. Quando eu retornei em 2022 para Sinop ainda mergulhado no luto, foram essas palavras que me nortearam. As conversas frutuosas soaram no final dessa caminhada como lâmpada inesgotável de sabedoria para eu seguir em busca do novo que tanto me fascina.

Ao meu irmão Mario Alves Barbosa Junior por me ajudar a superar desafios e por me amparar até aqui. Sem ele, teria sido tudo mais difícil. Agradeço por dividir comigo a vida, por me tranquilizar e por cuidar tão bem dos nossos, sobretudo, da nossa amada mãe.

Aos meus avós Teófilo e Teodomira que em 1993 depois de educar 8 filhos, decidiram criar um neto e fazer dele um “moço estudado”. Sem esses colos e apoio, as universidades e os títulos não fariam sentido. A memória de Vô Martin e Vó Marina que também perdi nessa caminhada de 4 anos, por todo carinho e acolhimento. Pessoas que imprimiram em mim o entendimento que julgo raros e preciosos nos dias que correm.

Aos meus padrinhos, madrinhas, tios, tias, primos, primas e amigos fiéis por todo amparo e acolhimento em todos os momentos de vale e incertezas nesses 4 anos, pelos abraços silenciosos e pelas ligações corteses e revigorantes.

À todas as escolas, institutos e universidades por onde passei de 1997 até 2023, meu respeito carregado de gratidão.

Às Universidades, Federal Rural do Rio de Janeiro e Federal do Mato Grosso por abrirem as portas para mim em 2019 e por todo suporte nesses memoráveis 4 anos 3 meses de vida acadêmica.

À Universidade Federal do Mato Grosso do Sul pela Parceria.

À Embrapa Agrossilvipastoril por toda ajuda e parceria na realização das análises.

À Agência Nacional de Águas pelo Financiamento do projeto e à CAPES pela concessão da Bolsa de Doutorado.

Aos grupos de pesquisa GPASSA e THECO pelo Apoio, acolhida e suporte.

Aos professores: orientador Dr. Daniel Fonseca de Carvalho, coorientadores Dr. Adilson Pacheco de Souza e Dr. Frederico Terra de Almeida pela orientação, pelo apoio na construção dessa pesquisa, pelos conhecimentos transmitidos, ajuda em campo, ética, urbanidade e respeito. Pela acolhida em Seropédica-RJ em 2019 e em Sinop-MT em 2020. Foi um processo longo do início até aqui, de estratégias complexas e de campos difíceis, sem o amparo e ajuda desses três senhores e dos grupos de pesquisa focados, eu jamais teria avançado.

Por fim, acredito que mais importante que as jornadas são as companhias que fazem a distância ser indiferente no percurso. Enquanto a isso, fui privilegiado ao ser acolhido e respeitado em todos os ambientes acadêmico de março de 2019 a junho de 2023. Hoje, posso dizer orgulhosamente que cheguei ao destino projetado.

Grato!

## **BIOGRAFIA**

Marco Aurélio Barbosa Alves, filho de Darilza Barbosa de Oliveira e Mario Alves de Oliveira, nasceu em Curimatá, Piauí, no dia 16 de maio de 1993. cursou ensino fundamental na Unidade Escolar do Rodeador e Unidade Escolar Florentino Camêlo (1997-2007). Concluiu o ensino médio na Unidade Escolar Benedito Oliveira no ano de 2010 em Júlio Borges, Piauí. Em 2012 ingressou no curso técnico em Agronegócio no Instituto Federal do Piauí e em Agronomia na Universidade Estadual do Piauí, ambos na cidade de Corrente. Durante a graduação foi bolsista de iniciação científica pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- CNPq (2013-2016). Graduou-se em 2017 e no mesmo ano ingressou no curso de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, no Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba-UFPB na linha de pesquisa de Solos e Nutrição de Plantas com disciplina e análises de laboratórios integradas a Escola Superior de Agricultura Luís de Queiroz- ESALQ/USP. Em 2019 concluiu o mestrado e iniciou o curso de doutorado no Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo na área Manejo do Solo e Qualidade ambiental na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro-UFRRJ em Parceria com a Universidade Federal do Mato Grosso- UFMT, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul-UFMS e Embrapa Agrossilvipastoril e Agência Nacional de Águas-ANA, com defesa de tese em 13 de junho de 2023.

## RESUMO GERAL

ALVES, Marco Aurélio Barbosa. **Erosão hídrica, infiltração de água no solo e estoque de carbono em áreas de transição Cerrado-Amazônia, com diferentes usos e coberturas.** 2023. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

Regiões de fronteiras agrícolas, como o Norte do estado de Mato Grosso, vem sendo submetidas à expressivas transformações decorrentes da conversão de áreas de floresta em lavoura e pastagem. Associado a isso, os sistemas de manejo adotados podem favorecer a ocorrência de erosão hídrica, influenciada pela alteração na capacidade de infiltração e dos teores de carbono do solo. O objetivo deste estudo foi quantificar as perdas de solo e água, a taxa de infiltração e os teores de carbono do solo nas sub-bacias dos rios Caiabi e Renato, localizadas na bacia hidrográfica do rio Teles Pires, região Norte do estado do Mato Grosso, Brasil. Foi realizada caracterização física do solo com a determinação da granulometria, microporosidade e macroporosidade, densidade de partículas e do solo e condutividade hidráulica do solo saturado. Utilizando o simulador de chuvas *InfiAsper*, as perdas de solo e água, e as características de infiltração de água no solo foram determinadas considerando arranjo experimental fatorial 3 x 3, com 3 regiões das duas sub-bacias (nascente, médio e foz) e 3 condições de cobertura/manejo do solo (solo coberto, solo sem cobertura, solo sem cobertura + revolvimento), com 4 repetições. As perdas de solo e água também foram quantificadas na condição de palhada na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi. A partir dos dados medidos em campo, a infiltração de água no solo foi avaliada pelos modelos de Kostiakov-Lewis, Horton e Philip. Os teores e estoque de carbono foram quantificados nas áreas de lavoura, pastagem e florestas nas mesmas regiões das sub-bacias supracitadas. A classe granulométrica predominante nas sub-bacias hidrográficas foi a arenosa, sobretudo nas regiões de foz, com teores de areia total acima de 80%. As perdas de solos aumentaram à medida que a cobertura do solo foi removida e a parcela submetida à escarificação, que por sua vez proporcionou aumento da capacidade de infiltração comparadas às áreas sem cobertura. Na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi, os teores e estoque de carbono do solo correlacionaram positivamente com a fração silte e negativamente com areia, enquanto na sub-bacia hidrográfica do rio Renato houve correlação positiva com argila. As áreas de pastagem apresentaram melhores condições para infiltração de água nos solos quando foram escarificadas, sendo os modelos de Horton e Philip os que melhor ajustaram aos dados de campo. Nas áreas de floresta foram verificados os maiores valores de estoque de carbono. A mata nativa não é a ocupação dos solos que mais estocou carbono.

**Palavras-chave:** Perdas de solo. Escoamento superficial. Modelos de infiltração de água no solo. Bacia do rio Teles Pires. Carbono do solo.

## GENERAL ABSTRACT

ALVES, Marco Aurélio Barbosa. **Water erosion, soil water infiltration and carbon stock in Cerrado-Amazon transition areas, with different uses and coverage.** 2023. 81p. Thesis (Doctor in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

Agricultural frontier regions, such as the north of the state of Mato Grosso, have been undergoing significant transformations resulting from the conversion of forest areas into work and pasture. Furthermore, the management systems adopted may favor the occurrence of water erosion, influenced by changes in infiltration capacity and soil carbon content. The objective of this study was to quantify soil and water losses, infiltration rate and soil carbon content in the sub-basins of the Caiabi and Renato rivers, located in the watershed of the Teles Pires river, in the northern region of the State of Mato Grosso, Brazil. A physical characterization of the soil was carried out with the determination of granulometric analysis, microporosity and macroporosity, particle and soil density and hydraulic conductivity. Using the *InfiAsper* rainfall simulator, soil and water losses, and soil water infiltration characteristics were determined considering a 3 x 3 experimental arrangement, with 3 regions of the two sub-basins (source, middle and mouth) and 3 soil coverage/management conditions (covered soil, uncovered soil, uncovered soil + tillage), with 4 repetitions. Soil and water losses were also quantified in the straw condition in the Caiabi River sub-basin. Based on data measured in the field, water infiltration into the soil was evaluated using the Kostiakov-Lewis, Horton and Philip models. The levels and stock of carbon were quantified in the areas of crops, pastures and forests in the same regions of the aforementioned sub-basins. The predominant granulometric class in the hydrographic sub-basins was sandy, especially in the mouths, with total sand contents above 80%. Soil losses increased as the soil cover was removed and the plot subjected to scarification, which in turn provided increased infiltration capacity compared to areas without cover. In the Caiabi river sub-basin, soil carbon contents and stock correlated positively with the silt fraction and negatively with sand, while in the Renato river sub-basin there was a positive correlation with clay. The pasture areas showed better conditions for water infiltration into the soils when they were scarified, with Horton and Philip's models being the ones that best fit the field data. In the forest areas, the highest values of carbon stock were verified. Soil carbon contents correlated negatively with sand in the Caiabi river basin and positively with clay in the Renato River. The native forest is not the soil occupation that most stored carbon.

**Keywords:** Soil losses. Surface runoff. Soil water infiltration models. Teles Pires river basin. Soil carbon.

## LISTA DE FIGURAS

- Figure 1.** The Teles Pires River watershed and the location of the Caiabi and Renato River basins (data source: Ref. [24]). ..... 9
- Figure 2.** Location of the sampling points of simulated rainfall and land use, along with occupation in the Caiabi and Renato sub-basins, which are tributaries of the Teles Pires river. .... 10
- Figure 3.** Locations of the simulated rainfall points in (a) Continental Farm (headwater sub-basin region), (b) Aremisa III Farm (middle sub-basin region), with land use of maize crops and pasture, in the Renato sub-basin, (c) São José Farm, and (d) Taguá Farm, both in the middle region of the Caiabi sub-basin. The scales in (a–d) are 1:54,200, 1:361,000, 1:55,000, 1:62,300, and 1:90,500 cm, respectively. .... 11
- Figure 4.** Daily precipitation in (a) the Caiabi sub-basin and (b) the Renato sub-basin, between September 15, 2020 and June 30, 2021. Crop and off-season, months of simulated rainfall. . 12
- Figure 5.** Installation of the *InfiAsper* rainfall simulator (a–d) and its operation (e), with plastic inside the support structure of the *InfAsper* to reduce the effects of wind; scheme of the components of the *InfiAsper* rainfall simulator (f) showing: (1) metallic structure, (2) water application unit, (3) control panel, (4) reservoir and water pump, and (5) runoff collector [22]. ..... 14
- Figure 6.** Soil cover treatments with (a) soybean, (b,e) pasture, and (c,f) maize, soybean + straw (d), and straw only (g), without crops (h,i), and scarified (j,k). The red arrows represent the flowchart of simulated events, as follows: (i) soybean + straw, straw only, without crops and with scarified soil; (ii) maize, without crops and with scarified soil; (iii) pasture, without crops and with scarified soil. In simulated rainfall tests in the different cropping systems, surface runoff was collected every minute (l,m), measuring the volume of water loss (n). Subsequently, the samples were dried in an oven (o, q); the differences between soil losses in pasture conditions, uncovered soil, and scarified soil for the same sampling point and time after the start of runoff (6 min) can be observed in (p). ..... 15
- Figura 7.** Localização da bacia hidrográfica do rio Teles Pires e das sub-bacias dos rios Renato e Caiabi..... 39
- Figura 8.** Análise de componentes principais na sub-bacia do rio Caiabi em áreas de lavoura com cobertura (A): Lavoura sem cobertura (B): pastagem com cobertura (C) e pastagem sem cobertura (D). Arg - argila; Sil - silte; AT - areia total; Mic - microporosidade; Mac - macroporosidade; Ds - densidade do solo; Tif - taxa de infiltração final; NC-CCS - nascente do rio Caiabi com cobertura de soja; MD-CCS - médio do rio Caiabi com cobertura de soja; FZ-CCS - foz do rio Caiabi com cobertura de soja. NC-CCP-nascente do rio Caiabi com cobertura de pastagem; MD-CCP - médio do rio Caiabi com cobertura de pastagem; FZ-CCP - foz do rio Caiabi com cobertura de pastagem; NC-CSSC - nascente do rio Caiabi em área de soja sem cobertura; MD-CSSC - médio do rio Caiabi em área de soja sem cobertura; FZ-CSSC - foz do rio Caiabi em área de soja sem cobertura; NC-CPSC - nascente do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura; MD-CPSC - médio do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura; FZ-CPSC - foz do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura. .... 46
- Figura 9.** Análise de componentes principais na sub-bacia do rio Renato em áreas de lavoura com cobertura (A): Lavoura sem cobertura (B): pastagem com cobertura (C) e pastagem sem cobertura – (D). Arg - argila; Sil - silte; AT - areia total; Mic - microporosidade; Mac - macroporosidade; Ds - densidade do solo; Tif - taxa de infiltração final; NC-RCM - nascente do rio Renato com cobertura de milho; MD-RCM - médio do rio Renato com cobertura de milho; FZ-CCM - foz do rio Renato com cobertura de milho; NC-RCP - nascente do rio Renato com cobertura de pastagem; MD-RCP - médio do rio Renato com cobertura de

pastagem; FZ-RCP - foz do rio Renato com cobertura de pastagem. NC-RMSC - nascente do rio Renato em área de milho sem cobertura; MD-RMSC - médio do rio Renato em área de milho sem cobertura; FZ-RMSC - foz do rio Renato em área de milho sem cobertura; NC-RPSC - nascente do rio Renato em área de pastagem sem cobertura; MD-RPSC - médio do rio Renato em área de pastagem sem cobertura; FZ-RPSC - foz do rio Renato em área de pastagem sem cobertura.....	48
<b>Figura 10.</b> Mapa de localização e principais usos do solo das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato, afluentes do rio Teles Pires na transição Cerrado-Amazônia, estado do Mato Grosso, Brasil. ....	60
<b>Figura 11.</b> Principais usos e ocupação do solo das sub-bacias hidrográficas do rio Teles Pires na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso, Brasil. Fonte: Usos do solo (MAPBIOMAS, 2020).....	61
<b>Figura 12.</b> Teores de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) no solo em profundidade nas bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato. A) nascente do rio Caiabi; B) médio do rio Caiabi; C) foz do rio Caiabi; D) nascente do rio Renato; E) médio do rio Renato; F) foz do rio Renato. ....	69
<b>Figura 13.</b> Dendrogramas de clusters dos atributos físicos e teores de carbono na sub bacia hidrográfica dos rios Caiabi (A) e Renato (B). NC - nascente; MD - médio e FZ - foz. ....	71
<b>Figura 14.</b> Estoque de carbono total na profundidade de 0-40 cm a bacia hidrográfica do rio Caiabi. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais não diferem significativamente entre os usos na mesma região pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade e letras minúsculas iguais não diferem significativamente entre os mesmos usos nas diferentes regiões. ....	72
<b>Figura 15.</b> Estoque de carbono total na profundidade de 0-40 cm na bacia hidrográfica do rio Renato. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais não diferem significativamente entre os usos na mesma região pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade e letras minúsculas iguais não diferem significativamente entre os mesmos usos nas diferentes regiões. ....	74

## LISTA DE TABELAS

<b>Table 1.</b> Soil textural distribution in the hydrographic sub-basins of the Renato and Caiabi Rivers. ....	17
<b>Table 2.</b> Dry matter (metric tons/hectare) measured for soil-cover treatments of vegetation, straw, and pasture in the experimental plots of simulated rainfall in the hydrographic basins of the Caiabi and Renato rivers. ....	18
<b>Table 3.</b> Physical and hydric characterization of the Caiabi River sub-basin soils in the pasture and cultivation areas. ....	19
<b>Table 4.</b> Average values of soil loss (grams/square meter) under different uses, soil cover/management, and regions of the Caiabi River sub-basin. ....	19
<b>Table 5.</b> Surface runoff (millimeters/hour) under different uses, soil cover/management, and regions of the Caiabi River sub-basin.....	20
<b>Table 6.</b> Physical and hydric characterization of the Renato River sub-basin soils in pasture and cultivation areas. ....	20
<b>Table 7.</b> Average values of soil loss (grams/square meter) under different uses, soil cover/management, and the regions of the Renato River sub-basin region. ....	21
<b>Table 8.</b> Surface runoff (millimeters/hour) according to the different uses, soil cover/management, and regions of the Renato River sub-basin.....	22
<b>Tabela 9.</b> Caracterização físico-hídrica dos solos e massa seca, em diferentes sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato, na camada de 0-10 cm. ....	42
<b>Tabela 10.</b> Taxas de infiltração ( $\text{mm h}^{-1}$ ) inicial ( $T_{i_0}$ ) e final ( $T_{i_f}$ ) nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato. ....	43
<b>Tabela 11.</b> Resumo dos principais componentes dos atributos físicos e taxa de infiltração final de água no solo em áreas de lavoura e pastagem, com e sem cobertura na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi.....	45
<b>Tabela 12.</b> Resumo dos principais componentes dos atributos físicos e taxa de infiltração final de água no solo em áreas de lavoura e pastagem, com e sem cobertura na sub-bacia hidrográfica do rio Renato. ....	47
<b>Tabela 13.</b> Parâmetros e índices estatísticos dos melhores modelos matemáticos de infiltração gerados para a sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi. ....	49
<b>Tabela 14.</b> Parâmetros e índices estatísticos dos melhores modelos de infiltração gerados para a sub-bacia hidrográfica do rio Renato.....	50
<b>Tabela 15.</b> Características gerais dos usos e ocupação do solo nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato. ....	62
<b>Tabela 16.</b> Atributos físicos do solo da bacia hidrográfica do rio Caiabi nas áreas de lavoura, pastagem e mata nativa na camada de 0-10, 10-20 e de 20-40 cm.....	65
<b>Tabela 17.</b> Atributos físicos do solo da bacia hidrográfica do rio Renato nas áreas de lavoura, pastagem e mata nativa na camada de 0-10, 10-20 e de 20-40 cm.....	66
<b>Tabela 18.</b> Teores de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato. ....	68
<b>Tabela 19.</b> Correlação de Spearman dos atributos físicos e carbono total dos solos das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato. ....	70

## LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

### CHAPTER I

Bd - Bulk density

IDF- Intensity–duration–frequency

$K_0$  - Hydraulic conductivity

kPa - Kilopascals

Macro - Macroporosity

Micro - Microporosity

Pd - Particle density

RI - The rainfall intensity

TPo - Total porosity

### CAPÍTULO II

Arg - Argila

AT - Areia total

CC - Com cobertura

Dp - Densidade de partículas

Ds - Densidade do solo

FZ-CCM - Foz do rio Renato com cobertura de milho

FZ-CCP - Foz do rio Caiabi com cobertura de pastagem

FZ-CCS - Foz do rio Caiabi com cobertura de soja

FZ-CPSC - Foz do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura

FZ-CSSC - Foz do rio Caiabi em área de soja sem cobertura

FZ-RCP - Foz do rio Renato com cobertura de pastagem

FZ-RMSC - Foz do rio Renato em área de milho sem cobertura

FZ-RPSC - Foz do rio Renato em área de pastagem sem cobertura

$K_0$  - Condutividade hidráulica

Mac - Macroporosidade

MD-CCP - Médio do rio Caiabi com cobertura de pastagem

MD-CCS - Médio do rio Caiabi com cobertura de soja

MD-CPSC - Médio do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura

MD-CSSC - Médio do rio Caiabi em área de soja sem cobertura

MD-RCM - Médio do rio Renato com cobertura de milho

MD-RCP - Médio do rio Renato com cobertura de pastagem

MD-RMSC - Médio do rio Renato em área de milho sem cobertura

MD-RPSC - Médio do rio Renato em área de pastagem sem cobertura

Mic - Microporosidade

MS - Massa seca vegetal

MSE - Erro Quadrático Médio

NC-CCP - Nascente do rio Caiabi com cobertura de pastagem  
NC-CCS - Nascente do rio Caiabi com cobertura de soja  
NC-CPSC - Nascente do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura  
NC-CSSC - Nascente do rio Caiabi em área de soja sem cobertura  
NC-RCM - Nascente do rio Renato com cobertura de milho  
NC-RCP - Nascente do rio Renato com cobertura de pastagem  
NC-RMSC - Nascente do rio Renato em área de milho sem cobertura  
NC-RPSC - Nascente do rio Renato em área de pastagem sem cobertura  
NSE - Eficiência de Nash-Sutcliffe  
PT - Porosidade total  
 $R^2$  - Coeficiente de determinação  
REV - Revolvido  
SC - Sem cobertura  
Silt - Silte  
Ti - Taxa de infiltração  
Ti<sub>f</sub> - Taxa de infiltração final  
Ti<sub>o</sub> - Taxa de infiltração inicial

**CAPÍTULO III**

C - Carbono  
ETC - Estoque de Carbono  
CO - Carbono Total  
Ds - Densidade do solo  
REG - Regiões

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL .....	1
2. CHAPTER I EFFECTS OF LAND USE AND CROPPING ON SOIL EROSION IN AGRICULTURAL FRONTIER AREAS IN THE CERRADO-AMAZON ECOTONE, BRAZIL, USING A RAINFALL SIMULATOR EXPERIMENT .....	3
2.1 RESUMO .....	4
2.3 ABSTRACT.....	5
2.3 INTRODUCTION .....	6
2.4 MATERIALS AND METHODS.....	8
2.4.1 Study area.....	8
2.4.2 Simulated rainfall treatments .....	13
2.4.3 Analyses of the soil characteristics and vegetative cover dry matter.....	16
2.4.4 Experimental and statistical design.....	17
2.5 RESULTS .....	18
2.5.1 Vegetative cover dry matter .....	18
2.5.2 Caiabi river sub-basin .....	18
2.5.3 Renato river sub-basin .....	20
2.6 DISCUSSION .....	23
2.6.1 Erosion drivers and implications.....	23
2.6.2 Policy recommendations .....	25
2.7 CONCLUSIONS .....	27
2.8 REFERENCES .....	28
3. CAPÍTULO II INFILTRAÇÃO DA ÁGUA EM DIFERENTES COBERTURAS E MANEJO DO SOLO NO ECÓTONO CERRADO-AMAZÔNIA, UTILIZANDO SIMULADOR DE CHUVA.....	34
3.1 RESUMO.....	35
3.2 ABSTRACT.....	36
3.3 INTRODUÇÃO .....	37
3.4 MATERIAL E MÉTODOS .....	39
3.4.1 Caracterização da área de estudo .....	39
3.4.2 Tratamentos e organização experimental.....	40
3.4.3 Massa seca vegetal e caracterização física e hídrica do solo .....	41
3.4.4 Análises estatísticas.....	41
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
3.5.1 Caracterização física do solo.....	42
3.5.2 Taxa de infiltração inicial e final .....	43
3.5.3 Análise de componente principal (ACP).....	45
3.5.4 Modelos de infiltração .....	49
3.6 CONCLUSÕES .....	51
3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	52

4. CAPÍTULO III CONTEÚDO DE CARBONO EM DIFERENTES USOS E COBERTURAS DO SOLO EM ÁREAS DE TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA.....	56
4.1 RESUMO.....	57
4.2 ABSTRACT.....	58
4.3 INTRODUÇÃO .....	59
4.4 MATERIAL E MÉTODOS .....	60
4.4.1 Área de estudo.....	60
4.4.2 Uso e ocupação do solo.....	62
4.4.3 Pedologia e geologia do alto e médio Teles Pires.....	62
4.4.4 Coleta e análise do solo.....	63
4.4.5 Análises estatísticas.....	63
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	65
4.5.1 Atributos físicos do solo .....	65
4.5.2 Teores de carbono no solo .....	67
4.5.3 Correlação de Spearman e dendrogramas dos atributos físicos e carbono do solo	70
4.5.4 Estoque de carbono .....	72
4.6. CONCLUSÕES .....	75
4.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	76
5. CONCLUSÕES GERAIS .....	80
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	81

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A fragilidade dos ambientes naturais é a principal responsável pelo avanço dos impactos causados pela ausência de práticas de manejo que visem minimizar a erosão hídrica e reduzir a exposição de carbono para atmosfera, melhorando as condições de infiltração de água no solo. Além disso, a conversão de matas nativas em pastagens e lavouras pode acentuar o progresso de perda de serviços ecossistêmicos do solo. Nesse sentido, a Organização das Nações Unidas Para Agricultura e Alimentação (FAO) estima que nos últimos 40 anos cerca de um terço das terras agricultáveis do mundo tenham sido removidas por processos erosivos, e que mais de 10 milhões de hectares estão se perdendo por ano. O relatório destaca ainda que a qualidade do solo restante também é afetada, com redução da fertilidade, aumento da acidez e queda da capacidade de retenção de água.

Dentre as principais causas de comprometimento da qualidade do solo no Brasil, o desmatamento se destaca por favorecer o processo erosivo, pelo qual partículas de solo são deslocadas, transportadas e depositadas nas partes mais baixas do terreno e/ou nos cursos d'água. A erosão hídrica é intensificada pelo mau uso do solo, aliado à ausência de práticas conservacionistas que são fundamentais para minimizar o impacto direto das gotas das chuvas na superfície do terreno e, conseqüentemente, o escoamento superficial.

Com a retirada da cobertura vegetal, os solos ficam expostos e vulneráveis ao processo erosivo. Neste sentido, é importante o monitoramento das perdas de solo e água a fim de minimizar os impactos causados pela erosão e evitar estágios críticos irreversíveis como as voçorocas. Por isso, toda atenção deve ser dispensada ao processo de conversão de matas nativas em áreas de lavoura e pastagem em regiões de fronteiras agrícolas como a região Norte de Mato Grosso. Além de modificar os ciclos naturais dos ecossistemas com alterações nocivas ao meio ambiente, o desmatamento favorece a redução da capacidade de infiltração de água no solo, aumentando o impacto dos processos erosivos. A erosão gera assoreamento de rios e lagos e rompimento de cadeias da biodiversidade local de saída e de entrada de sedimentos. A degradação dos solos em áreas de lavoura e pecuária é ainda maior quando não são adotadas práticas conservacionistas de proteção dos solos.

Os simuladores de chuva são equipamentos destinados a quantificar as perdas de solo e água, e também a capacidade de infiltração de água no solo, que é um dos principais fatores para a compreensão do processo erosivo. Portanto, o conhecimento das características de infiltração auxilia na melhor compreensão dos efeitos causados pela alteração nos usos e cobertura dos solos, podendo ser representadas por modelos matemáticos como Kostiakov-Lewis, Horton e Philip, dentre outros. Além das perdas de solo e água, a erosão hídrica causa inúmeros prejuízos aos serviços ecossistêmicos ambientais, como a redução nos estoques de carbono no solo, que é protegido de forma química, pelas ligações existentes entre carbono e cargas dos minerais do solo, de forma física, intra-agregados e entre-agregados e de maneira biológica pelos organismos edáficos. Quando as gotas de chuva atingem a superfície do terreno, sobretudo na ausência de cobertura, há rompimento de todas as formas de proteção do carbono estocado e este é exposto à radiação solar direta, às chuvas e à decomposição e mineralização. Além disso, atributos como teor de argila e densidade do solo podem ser considerados indicadores de qualidade física do solo e estão relacionados a capacidade que os solos têm em estocar carbono. Por outro lado, o manejo eficiente e racional é outro fator que pode contribuir para manutenção de carbono no solo.

O levantamento de informações sobre solos e água é necessário para o planejamento de uso e preservação dos recursos naturais. Por isso, para mitigar os impactos dos processos erosivos é necessário o levantamento das vulnerabilidades dos solos mediante caracterização

física dos seus atributos, como teores de areia, silte e argila, densidades do solo e de partículas, porosidade, teor de carbono, condutividade hidráulica, dentre outros.

Na bacia hidrográfica do rio Teles Pires, localizada no ecótono Cerrado/Amazônia, região de grande destaque no agronegócio mato-grossense e brasileiro, ainda são escassos os estudos com foco na investigação da erosão hídrica, sobretudo em consequência das alterações no uso e cobertura dos solos. Assim, torna-se relevante a realização de trabalhos que busquem compreender as principais causas das perdas de solo e água e da capacidade de estocar carbono no Norte do Mato Grosso, Brasil. Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar as perdas de solo e água, a capacidade de infiltração e os teores de carbono em diferentes posições, uso e manejo em duas sub-bacias hidrográficas do rio Teles Pires. O trabalho está apresentado em três capítulos com os seguintes títulos, objetivos e hipóteses:

- Capítulos I:

Título: Efeitos do uso da terra e cultivo na erosão do solo em áreas de fronteira agrícola no ecótono Cerrado-Amazônico, Brasil, utilizando simulador de chuva.

Hipóteses: as perdas de solo e água em áreas de lavouras e pastagem variam nas diferentes regiões das sub-bacias hidrográficas do rio Teles Pires; a escarificação promove maiores perdas de solo quando comparada aos solos cobertos com lavoura e pastagem e com solos sem cobertura e escarificação.

Objetivo: quantificar as perdas de solo e água sob diferentes usos agrícolas nas sub-bacias dos rios Caiabi e Renato, bacia hidrográfica do rio Teles Pires, localizadas no estado do Mato Grosso, Brasil.

- Capítulo II:

Título: Infiltração da água em diferentes coberturas e manejo do solo no ecótono Cerrado-Amazônia, usando de simulador de chuva.

Hipóteses: a infiltração de água em áreas de lavouras e pastagem varia conforme a região das sub-bacias hidrográficas do rio Teles Pires tem efeito; o manejo do solo com escarificação altera as taxas de infiltração de água no solo e a qualidade dos ajustes dos modelos matemáticos.

Objetivo: avaliar a infiltração de água no solo em áreas ocupadas com culturas anuais e pastagens, em duas sub-bacias hidrográficas do rio Teles Pires-MT, utilizando chuva simulada, modelos matemáticos preditivos e análises de componentes principais.

- Capítulo III:

Título: Carbono do solo em diferentes usos e ocupação da terra em sub-bacias hidrográficas, na transição Cerrado-Amazônia, Brasil.

Hipóteses: nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato (afluentes da margem direita do rio Teles Pires), os teores de carbono do solo estão correlacionados positivamente aos teores de argila e silte, e à densidade do solo; as áreas de mata nativa nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato (afluentes da margem direita do rio Teles Pires) estocam carbono em quantidades superiores que as áreas de lavoura e pastagem.

Objetivo: avaliar o efeito do uso e cobertura do solo nos estoques de carbono em diferentes regiões das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato (afluentes da margem direita do rio Teles Pires) e correlacioná-los aos atributos físicos dos solos, na transição Cerrado-Amazônia brasileira.

## 2. CHAPTER I

# EFFECTS OF LAND USE AND CROPPING ON SOIL EROSION IN AGRICULTURAL FRONTIER AREAS IN THE CERRADO-AMAZON ECOTONE, BRAZIL, USING A RAINFALL SIMULATOR EXPERIMENT

Capítulo publicado como artigo em: “Sustainability” 2023. (JCR 2021 = 3.889).

ALVES, M. A. B.; SOUZA, A. P.; ALMEIDA, F. T.; HOSHIDE, A. K.; ARAUJO, H. B.; SILVA, A. F.; CARVALHO, D. F. Influence of land use and crop cover on soil erosion in agricultural frontier areas in the Cerrado-Amazon ecotone, Brazil. *Sustainability*, v. 15, p. 4954, 2023. <https://doi.org/10.3390/su15064954>

## 2.1 RESUMO

Os solos agrícolas fornecem serviços ecossistêmicos, mas a remoção da vegetação natural reduz a capacidade de infiltração da água, aumentando o escoamento superficial. Assim, o monitoramento da erosão é fundamental para o manejo agrícola sustentável. As perdas de sedimentos e o escoamento superficial foram avaliados usando uma precipitação simulada de  $75 \text{ mm h}^{-1}$  em áreas com lavouras e pastagens nas sub-bacias do rio Caiabi e do rio Renato da bacia do rio Teles Pires no estado de Mato Grosso, Brasil. Foram coletados dados em 156 pontos nas regiões de nascente, médio e foz das sub-bacias, onde (1) soja, (2) milho e (3) pasto foram cultivados sozinhos, com cobertura, sem cobertura e escarificado. A erosão ocorreu independente da textura do solo e esteve intimamente relacionada ao manejo e uso de sistemas que envolvem menos cultivos e mais escarificação do solo, independentemente da localização da sub-bacia. No solo descoberto e escarificado, as perdas de solo por erosão foram maiores em mais de 50% em relação ao solo coberto, independentemente da sub-bacia e região da sub-bacia. Na sub-bacia do rio Renato, as perdas de solo em áreas cultivadas sem lavouras, mas com escarificação, foram de 66,01; 90,79 e 60,02  $\text{g m}^{-2}$  nas regiões alta, média e baixa, respectivamente. É importante que os produtores aumentem o plantio de lavouras com redução da exposição dos solos descobertos ao longo do ano e minimizar a perturbação do solo, o que reduzirá a erosão do solo e melhorará a sustentabilidade.

**Palavras-chave:** Norte do Mato Grosso. Áreas de lavoura. Uso da terra. Chuva simulada. Erosão do solo.

## 2.3 ABSTRACT

Agricultural soils provide ecosystem services, but the removal of natural vegetation reduces water infiltration capacity, increasing surface runoff. Thus, monitoring erosion is critical for sustainable agricultural management. Sediment losses and surface runoff were evaluated using a simulated rainfall of 75 mm/h in areas with crops and pastures in both the Caiabi River and Renato River sub-basins of the Teles Pires River watershed in Mato Grosso State, Brazil. In both the Caiabi and Renato sub-basins, data were collected from 156 observations in the upper, middle, and lower regions where (1) soybeans, (2) maize, and (3) pasture were grown alone, with another crop, or with soil that was scarified. Erosion occurred independent of soil texture and was closely related to the management and use of systems involving fewer crops and more soil scarification, regardless of sub-basin location. In uncovered, scarified soil, the soil losses from erosion were greater compared to covered soil, regardless of sub-basin and sub-basin region. In the Renato River sub-basin, soil losses in cultivated areas not planted with crops but with scarification were 66.01, 90.79, and 60.02 g/square meter in the upper, middle, and lower regions, respectively. Agricultural producers need to increase the planting of crops throughout the year and minimize soil disturbance, which will reduce soil erosion and improve sustainability.

**Key words:** North of Mato Grosso. Farming areas. Land use. Earth. Simulated rainfall simulator. Soil erosion.

## 2.3 INTRODUCTION

Soil is essential for both macro- and microscopic life and provides ecosystem services, ensuring a stock for carbon, nutrient cycling, water retention and infiltration, and food production (VAN OOST et al, 2000). However, most soils in Brazil and around the world are compromised due to contamination, pollution, and erosive processes that have contributed to soil degradation (BORRELLI et al, 2017; GARCÍA-RUIZ et al, 2015). In addition to adversely affecting farming production and ecosystem services, degraded soils contribute to global warming and hydrological extremes since they have lower capacities to store carbon and facilitate the infiltration and storage of water (GARCÍA-GONZÁLEZ et al, 2018; LENKA et al, 2017; JIM et al, 2022).

Erosion is one of the main causes of soil loss in Brazil and around the world, specifically water erosion (BORRELLI et al, 2017; GALDINO et al, 2016), which is responsible for detaching soil particles, transporting them, and depositing them in areas at lower altitudes. Therefore, soil carbon stocks are exposed and lost through decomposition, mineralization, and transport, while mineral particles silt up rivers, streams, and lakes (ZAMBON et al, 2021). While soil compaction, surface crusting, and soil erosion can be reduced by soil organic matter, which can also provide nutrients to plants, soil erosion can also be reduced by vegetative cover (ANTONELLA et al, 2017). Uncovered and/or badly managed soils accelerate this process since the absence of vegetative cover (e.g., crops) promotes direct exposure to raindrops (ASSIS et al, 2021). Factors such as the duration of rain and the slope of the area are also responsible for increases in soil losses by erosion, as they influence surface runoff (BOURGOIN et al, 2021; ALMEIDA et al, 2018), while soil turning (scarification) promotes the breakdown of aggregates, making the particles more susceptible to the erosive process (PANACHUKI et al, 2015).

In order for Brazil to reduce its soil and water losses, producers need to adopt management techniques such as the no-tillage system, contour lines, and pasture management with rotational grazing. In contrast, areas covered with native forest, crop straw residues, and pasture tend to have less soil loss than areas with exposed and tilled soils (PANACHUKI et al, 2015; CANTALICE et al, 2019; SONE et al, 2020), minimizing the environmental damage from soil erosion. Undisturbed natural vegetation can also minimize soil erosion. For example, in an area with native forest located in the Amazon biome, the measured surface runoff and soil losses were close to zero due to the greater rainfall infiltration capacity of the soil (RIEGER et al, 2016). The removal of natural vegetation from forest areas and its transformation into crops and pastures cause soil and water losses and the subsequent destruction of biodiversity, due to the reduction of carbon stocks (BOURGOIN et al, 2021). When this removal is accompanied by farming practices involving continuous soil disturbance, such as scarification, these losses are even more marked since soil disruption favors erosive processes (BORRELLI et al, 2017; LENSE et al, 2021). Long-term research studies over decades demonstrate that shifting grasslands to progressively more disturbed or scarified (e.g., tilled) cropping systems can decrease soil microbiome diversity, make soil microbiome processes more variable, and increase the prevalence of pathogenic soil organisms (NEAL et al, 2021).

Located in the Cerrado-Amazon ecotone and holding great socioeconomic and environmental importance, the upper and middle Teles Pires regions in Mato Grosso State, Brazil, are agricultural frontiers that have undergone constant native vegetation removal and are susceptible to severe soil, water, and nutrient losses (LENSE et al, 2021). These areas represent the dynamics of land occupation and land use in the region; soil erosion monitoring is an important tool for decision-making, especially regarding sustainable agricultural production. Due to difficulties in collecting and quantifying the runoff in the experimental

plots and the temporal variability of the intensity of natural rainfall, rainfall simulators have been used in different classes, uses, and occupations (ALMEIDA et al, 2018) and in studies about water infiltration into the soil (DE LIMA MORAES et al, 2020), revealing distinct classifications and operational characteristics (ALVES SOBRINHO et al, 2008; ISERLOH et al, 2013; MACEDO et al, 2021). Additionally, the simulation equipment allows control of the duration and rainfall intensity, and the size and speed of the droplets impacting the soil (ALVES SOBRINHO et al, 2008). Known as sprinkler infiltrometers, these simulators take less time and have a lower cost when conducting field research, compared to experimental natural rainfall plots, and can accurately control water input, thereby reducing the errors associated with natural rainfall variability (CARVALHO et al, 2021).

The use of rainfall simulators to measure soil erosion in agricultural production systems in the Cerrado-Amazon transition region is unprecedented. Our research can serve as a guide for agricultural producers, ranchers, the public agencies of agrarian policies, and non-governmental agencies seeking to improve the management of soil and water resources in the tropics. The goal of our study is to quantify soil losses when under different agricultural land uses in the Caiabi and Renato River sub-basins of the Teles Pires River watershed in Mato Grosso State, Brazil.

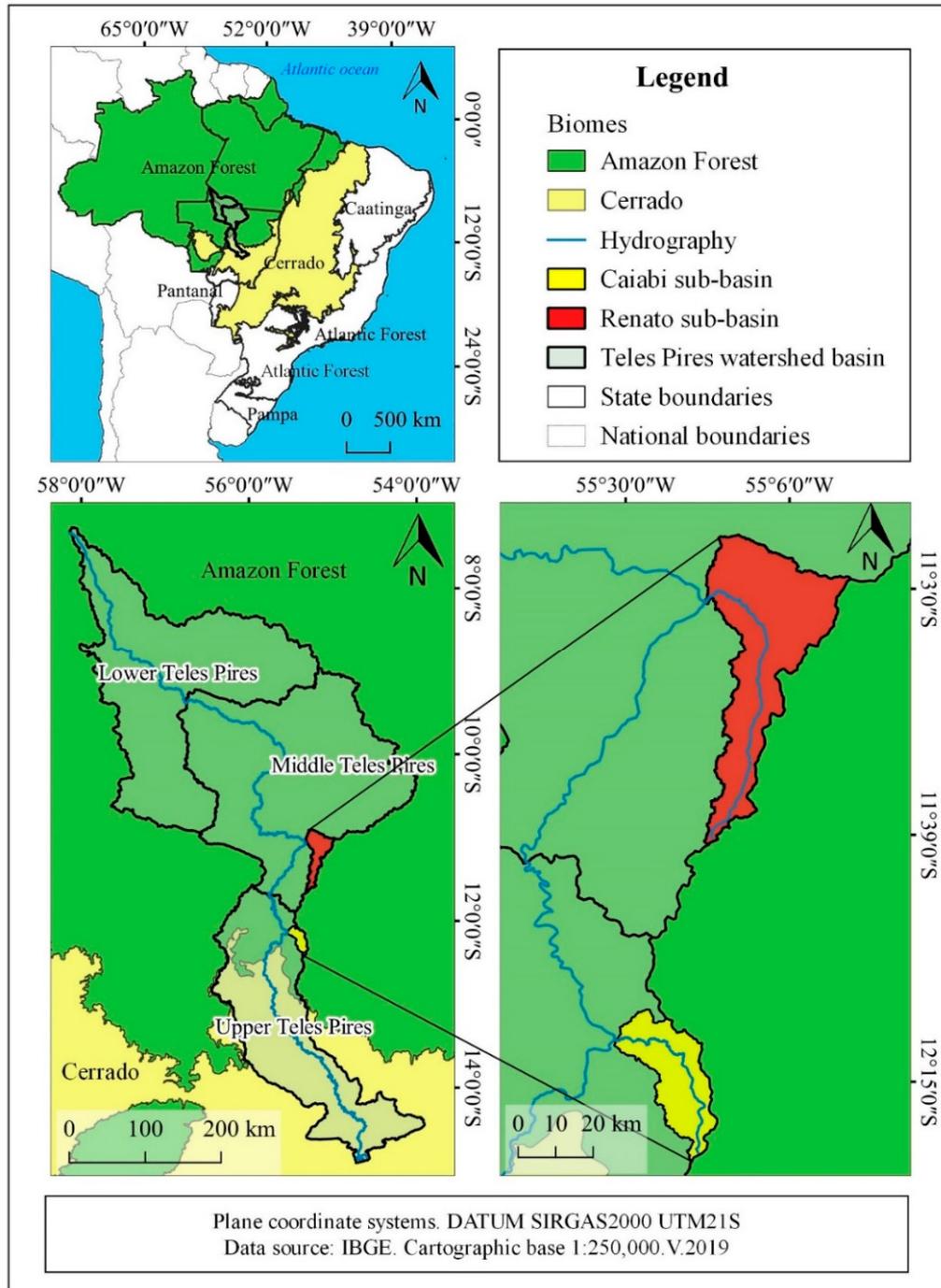
## 2.4 MATERIALS AND METHODS

### 2.4.1 Study area

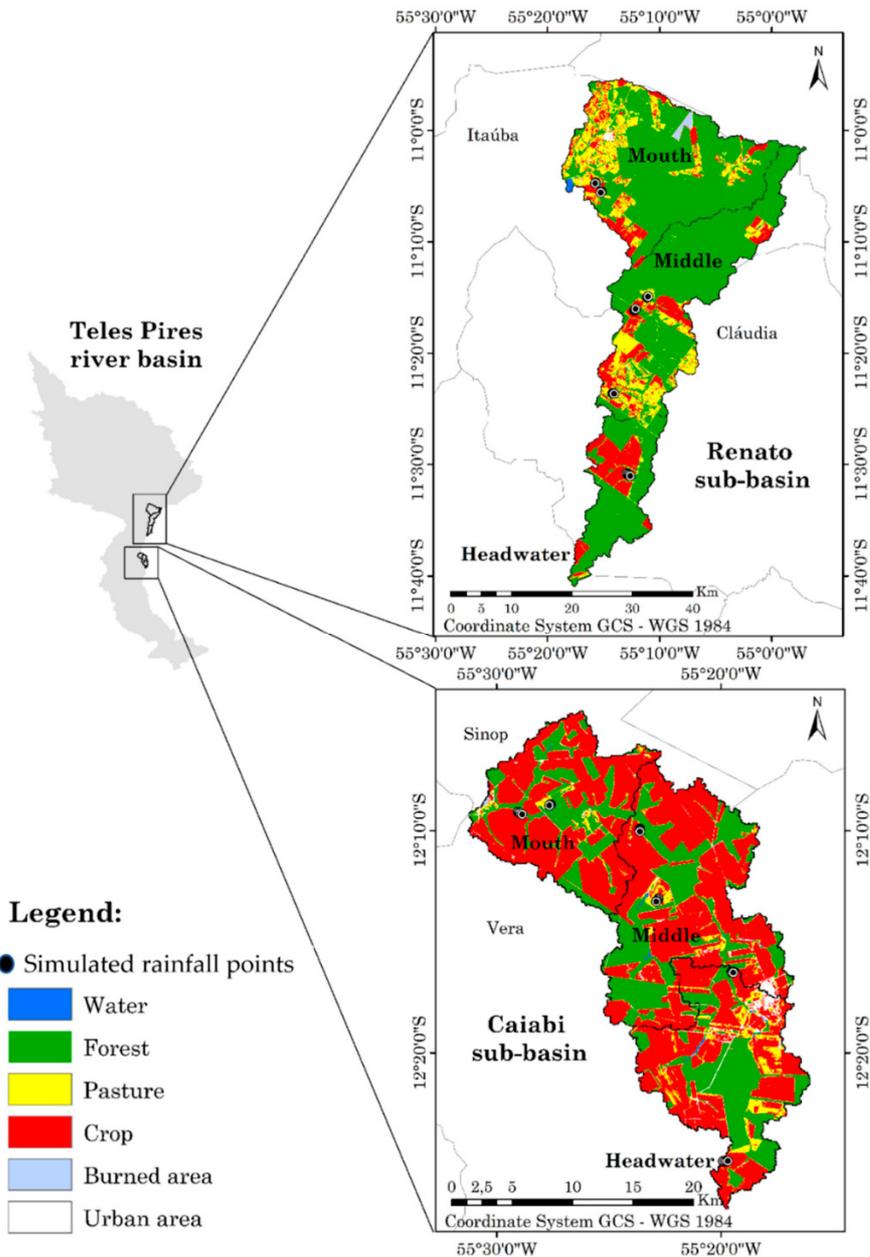
The Teles Pires River watershed is located in the states of Mato Grosso and Pará, Brazil (Figure 1). Despite being located, in hydrological terms, in the Amazon region, the Teles Pires watershed has variable vegetative cover, with its upper and lower regions in the Cerrado and Amazon biomes, respectively. The upper and middle Teles Pires regions correspond to 26.2 and 57.71% of the basin area; they have a population density of 45.9 and 27.5% of the total population of the basin and are responsible for 66.3 and 18.7% of the gross domestic product (GDP) obtained in the two Teles Pires River areas, respectively. The two regions together represent more than 17% of the GDP of Mato Grosso. Analyses of the soil and water losses were conducted in two drainage sub-basins, the Caiabi River (upper) and Renato River (middle), with drainage areas of approximately 500 and 1450 km<sup>2</sup>, respectively (Figure 1).

Regarding the soils in the Caiabi sub-basin, the most recurrent classes are the inceptisols, Oxisols, and Entisols (IBGE, 2009; ALVES et al, 2022), formed from metasedimentary rocks belonging to the Cuiabá Group and the Raizama and Araras formations (Upper Paraguai Group). Conversely, the Renato sub-basin presents pedological characterization, with Ultisols, Oxisols, Entisols, and Plinthic Oxisols (IBGE, 2009; ALVES et al, 2022), formed from the granitic and rhyolitic rocks of the Juruena magmatic arc, with several gold occurrences: sandstones from the Dardanelos Formation and the Beneficiente Group, with sandstones, siltstones, and claystones from the Upper Tapajós basin (Capoeiras Formation).

In the Caiabi River sub-basin, located in the Cerrado-Amazon ecotone, monoculture areas of soybean (*Glycine max* L.), immediately followed by maize (*Zea mays* L.) in the same production year succession, are predominant, while in the Renato River sub-basin, there is also a predominance of native Amazon rainforest under forest management. According to the Köppen climate classification model, the climate of the region is the Aw type, considered a tropical wet and dry climate, with a dry period between May and September [26]. The mean annual temperature is 25 °C, with a minimum temperature below 16 °C and a maximum temperature above 34 °C. The mean annual precipitation varies by approximately 1900 mm (SOUZA et al, 2013). In 2019, the percentages (%) of land use and occupation in the Caiabi sub-basin were most for crops (51.96%) followed by water (22%), native forest (31.78%), pastures (3.6%), and burned areas (0.08%), respectively. Likewise, in the Renato River hydrographic sub-basin, these same classes of land use and occupation were highest for native forest (61.32%) followed by water (27%), pastures (9.7%), crops (9.57%), and burned areas (0.18%), respectively (Figure 2).



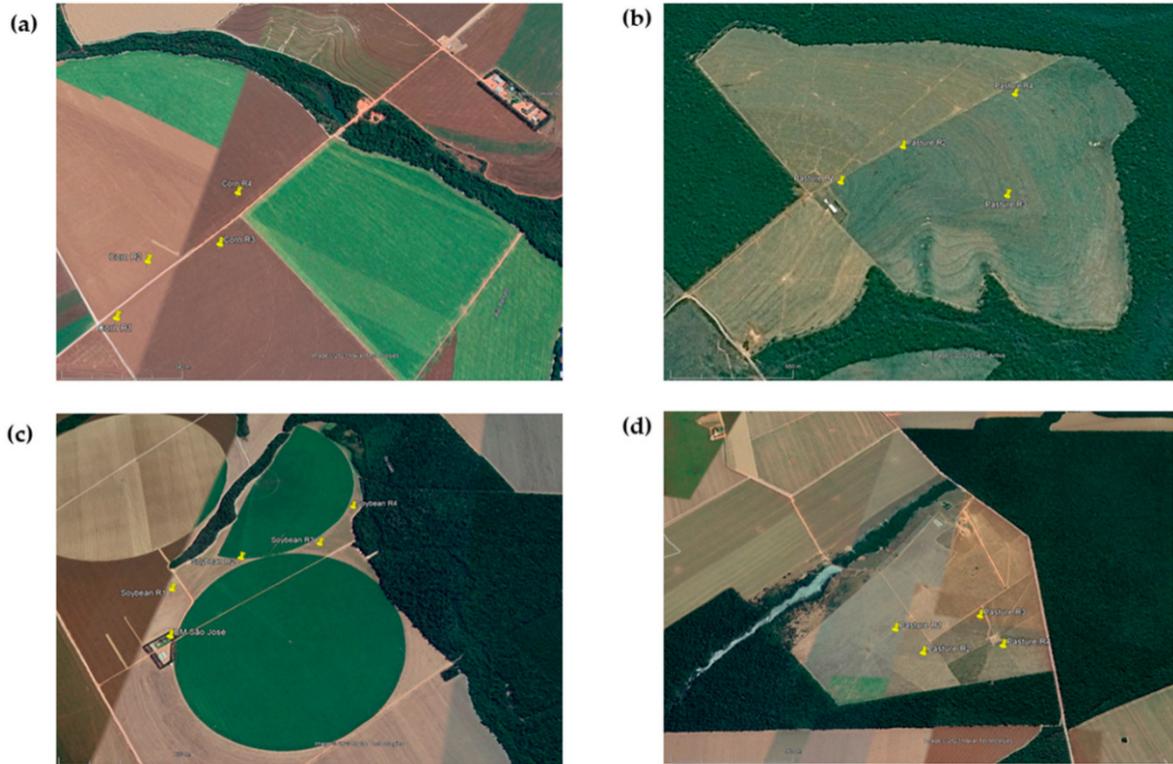
**Figure 1.** The Teles Pires River watershed and the location of the Caiabi and Renato River basins. Data source: IBGE, 2009.



**Figure 2.** Location of the sampling points of simulated rainfall and land use, along with occupation in the Caiabi and Renato sub-basins, which are tributaries of the Teles Pires river.

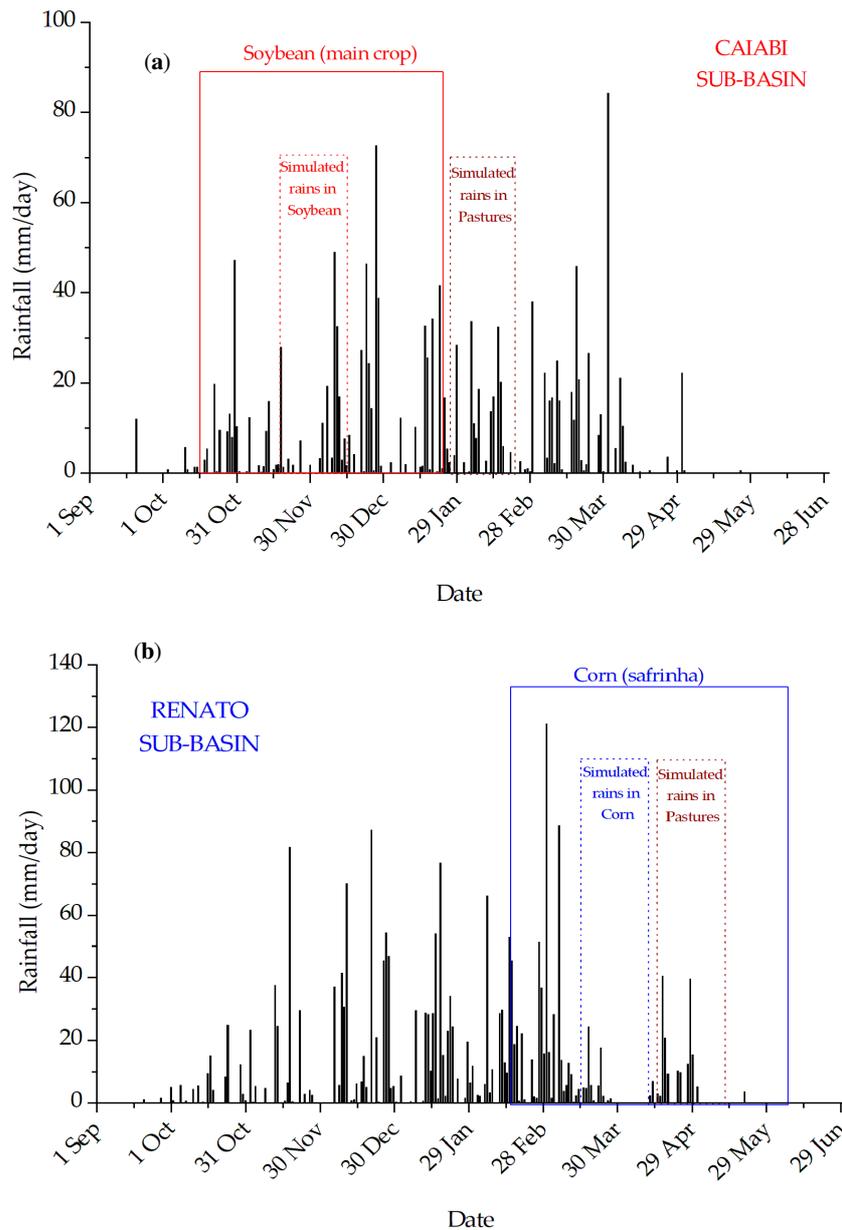
Rainfall simulator experimental tests were carried out on 12 farms, two in each region of each sub-basin. In general, in the region each property operates in, only one type of farming activity occurs (either cropping or pasture). In the Caiabi river sub-basin, 84 tests were carried out on six farms, distributed as follows: (1) on the farms occupied by soybeans, only four soil covers were evaluated at each sampling point (soybean + straw, straw only, uncovered soil, and scarified soil), totaling 48 tests; (2) on the farms occupied by pastures, three soil covers were evaluated at each sampling point (pasture, uncovered soil, and scarified soil), totaling 36 tests. In the Renato sub-basin, 72 tests were carried out, since in both of the areas occupied by corn and by pastures, three soil covers were evaluated (with vegetation, uncovered soil, and scarified soil), resulting in 36 tests in areas occupied by corn and 36 tests in areas occupied by pastures. In Figure 2, the four repetitions evaluated in the same farm are

not so evident, due to the spatial scale. However, the tests with simulated rainfall were carried out considering a minimum distance of 500 m between repetitions (examples can be seen in Figure 3). The areas selected for carrying out these tests had been under the same land use for at least 5 years (succession of corn over soybeans).



**Figure 3.** Locations of the simulated rainfall points in (a) Continental Farm (headwater sub-basin region), (b) Aremisa III Farm (middle sub-basin region), with land use of maize crops and pasture, in the Renato sub-basin, (c) São José Farm, and (d) Taguá Farm, both in the middle region of the Caiabi sub-basin. The scales in (a–d) are 1:54,200, 1:361,000, 1:55,000, 1:62,300, and 1:90,500 cm, respectively.

The evaluations of soil and water losses occurred for different agricultural crops, depending on the specific cultivation calendar for soybeans and maize in the state of Mato Grosso. Figure 4 summarizes the rainfall in the two hydrographic sub-basins being evaluated, along with the arrangement of crops in the region, regulated by the federal ordinances of the Secretaria de Política Agrícola (SPA) of the Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) of Brazil. For soybean cultivation, the Portaria SPA/MAPA 249/2022 legislation (MAPA, 2022) recommends sowing soybeans between 1 October and 31 December in the municipalities located in the Caiabi and Renato hydrographic basins.



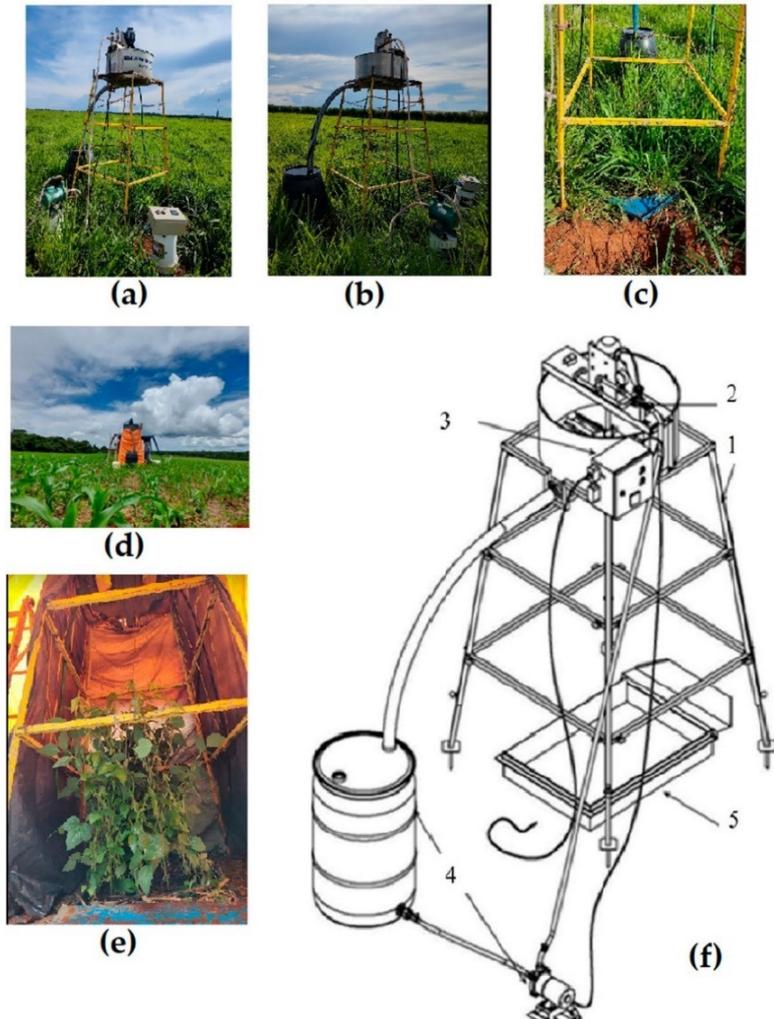
**Figure 4.** Daily precipitation in (a) the Caiabi sub-basin and (b) the Renato sub-basin, between September 15, 2020 and June 30, 2021. Crop and off-season, months of simulated rainfall.

This legislation also establishes a “sanitary void” for soybean cultivation, which is a recommended break in the planting of soybeans after 1 January and before 15 September each year. Therefore, in the region studied, maize is planted as the second crop (safrinha), and its planting depends on the sowing time and the growth cycle of the soybean cultivar that is planted. This is regulated by the Agricultural Zoning of Climatic Risk (ZARC), established by Ordinance SPA/MAPA 332/2022 (MAPA, 2022), which recommends planting maize between 1 February and 10 March each year.

#### 2.4.2 Simulated rainfall treatments

Field trials with the *InfiAsper* rainfall simulator (ALVES SOBRINHO et al, 2020) were carried out in pastures and in areas under crop cultivation in the upper, middle, and lower regions of the two watersheds (Figure 5). The simulator operates with two Veejet 80.150 nozzles parallel to each other, positioned 2.3 m from the ground surface, with an average service pressure of 35.6 kPa. The diameter of drops applied by the simulator, considering the different pressure settings and rotation of the obturator disk, was exhaustively measured by Macedo et al. (2021) using the flour method. Alves Sobrinho et al. (2008) also made this assessment, confirming a mean drop diameter of 2.0 mm. Calibration tests were carried out in the laboratory, using a grid with 25 collectors over an area of 50 square centimeters, and uniformity coefficients above 80% were obtained.

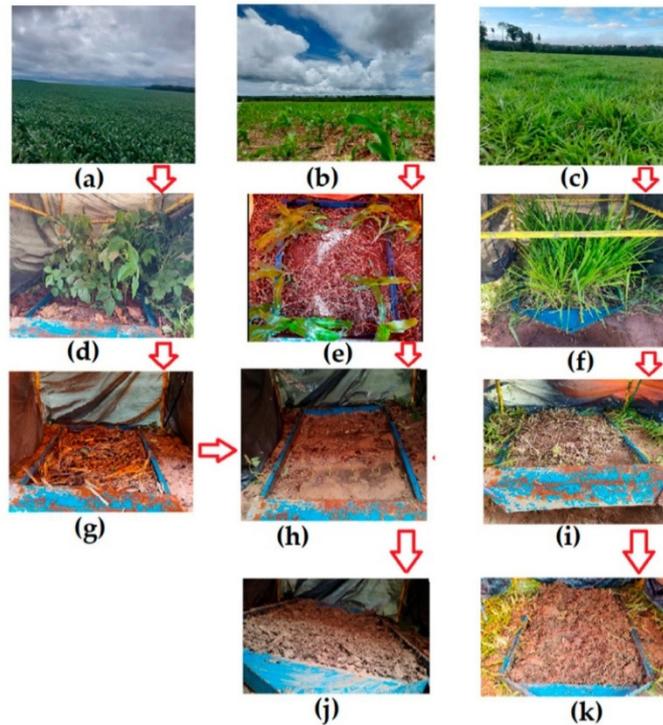
Due to the regional agricultural calendar, the evaluations in cultivation areas in the Caiabi River basin occurred in soybean plantations at the V7 vegetative stage, with the plants cultivated in maize straw (no-tillage system), whereas in cultivation areas in the Renato River basin, the crops were maize at the V4 vegetative stage after soybean succession. In the two basins, the pasture areas were occupied by *Brachiaria* spp., with an average height of 50 cm. The simulated rainfall was carried out in different areas in the two sub-basins, namely, for soybean (the Caiabi sub-basin) and for maize (the Renato sub-basin). Due to the cultural practices adopted in the region, the amount of remaining soybean straw in the maize crop was very small, when compared with the remaining maize straw, which can influence the timing of soybean planting. For this reason, no simulated rainfall was carried out in those plots with only straw in the Renato sub-basin.



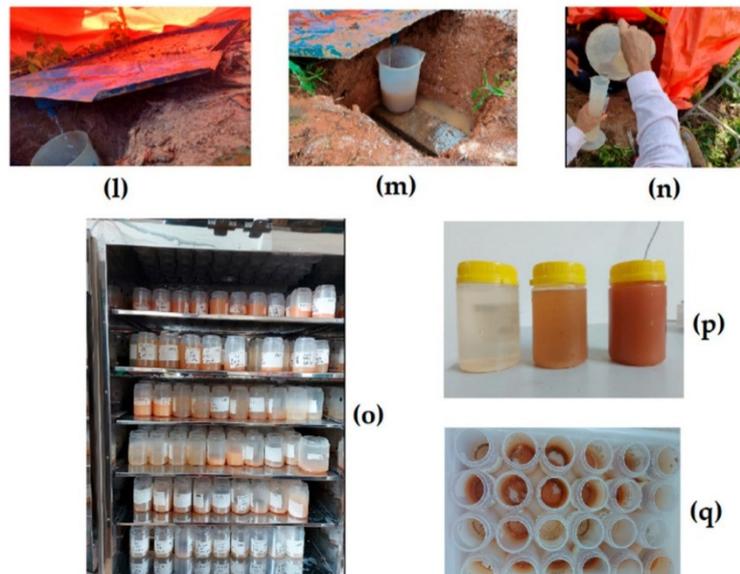
**Figure 5.** Installation of the *InfAsper* rainfall simulator (a–d) and its operation (e), with plastic inside the support structure of the *InfAsper* to reduce the effects of wind; scheme of the components of the *InfAsper* rainfall simulator (f) showing: (1) metallic structure, (2) water application unit, (3) control panel, (4) reservoir and water pump, and (5) runoff collector. Data source: Macedo et al, (2021).

In the cultivation areas of the Caiabi River basin, simulated rainfall was performed considering the following treatments (Figure 6): covered with soybean (plant + straw), only straw, and without crops and scarified at 0.1 m soil depth (4). In the Renato sub-basin, the treatments evaluated were covered with maize, without crops, and scarified. In the pasture areas for both basins, rainfall was assessed with the conditions of soils covered with pasture, uncovered soils, and soils scarified at 10 cm in depth. Simulated rainfall was replicated 4 times per basin region and treatment, totaling 156 tests. The useful area of the simulator plot was 0.7 square meters ( $m^2$ ) and the average slope of the surface in the field was 3 degrees (Figure 6h). To standardize soil moisture, the plots were dampened before the beginning of the simulated rainfall, according to the methodology described by Almeida et al (2018).

### Cropping systems evaluated in simulated rainfall tests



### Collection of water and soil losses and laboratory analysis



**Figure 6.** Soil cover treatments with (a) soybean, (b,e) pasture, and (c,f) maize, soybean + straw (d), and straw only (g), without crops (h,i), and scarified (j,k). The red arrows represent the flowchart of simulated events, as follows: (i) soybean + straw, straw only, without crops and with scarified soil; (ii) maize, without crops and with scarified soil; (iii) pasture, without crops and with scarified soil. In simulated rainfall tests in the different cropping systems, surface runoff was collected every minute (l, m), measuring the volume of water loss (n). Subsequently, the samples were dried in an oven (o, q); the differences between soil losses in pasture conditions, uncovered soil, and scarified soil for the same sampling point and time after the start of runoff (6 min) can be observed in (p).

The rainfall intensity (RI) of the simulated rainfall was defined, based on the intensity–duration–frequency (IDF) relationship created for the study region, according to the authors of (SABINO et al, 2020). The RI value was approximately 75 mm per hour, considering a return period of 10 years and an average duration of 42 min. After the beginning of the runoff, the material collection was performed at intervals of 1 min using plastic containers, and the runoff volume was measured with a graduated cylinder and then transferred to 0.5-liter (L) jars. The volume of runoff water was sent to the laboratory for the quantification of the water and soils lost through erosion (ALMEIDA et al, 2018). To identify the amount of sediment in the water, the decantation and subsequent evaporation process of the water was conducted. To achieve this, the jars with the collected material were subjected to a temperature of 55 °C, in a forced circulation ion oven, until reaching a constant dry mass (up to 96 h). After drying, the samples were weighed on an analytical balance for the quantification of sediment.

#### **2.4.3 Analyses of the soil characteristics and vegetative cover dry matter**

For the physical-hydric characterization of the soil, near each point where the simulated rainfall was applied, mini-trenches of 0.4 × 0.4 m were dug for the collection of disturbed and undisturbed soil samples in the 0- to 0.1- and 0.1- to 0.2-m layers in the three regions of each sub-basin. The attributes analyzed in the physical-hydric characterization were granulometry (sand, silt, and clay), bulk density, particle density, total porosity, macro- and microporosity, and hydraulic conductivity. Granulometry was determined by the pipette method, using a sodium hydroxide (NaOH) solution with mechanical agitation for 16 h, based on the principle of Stokes' law. Bulk density was obtained by the graduated cylinder method, using undisturbed samples. In the laboratory, the samples were dried in an oven at 105 °C and then weighed 48 h later (TEIXEIRA et al, 2017). Particle density was determined by the volumetric flask method. Total porosity was obtained via the relationship between the bulk density and particle density in Equation 1 (GROSSMAN et al, 2002). Macroporosity was obtained by the tension table, with a tension of 10 kilopascals (kPa), and microporosity was obtained by taking the difference between total porosity and macroporosity (TEIXEIRA et al, 2017):

$$TPo = 1 - Bd/Pd \quad (1)$$

where TPo equals total porosity, Bd is bulk density, and Pd equals particle density. The soil class of all studied areas is latosol (ALVES et al, 2022). Soil textural distribution particles in the two watersheds are shown in Table 1.

Vegetation cover was removed after rainfall on the covered ground and before rainfall on the bare ground from each plot. To measure the dry matter content of the vegetation cover, plant materials were collected, identified, and taken to the Hydraulics and Hydrology Laboratory at the Federal University of Mato Grosso. Subsequently, they were dried in an oven with forced air circulation at a temperature of 65 °C for 72 h, until reaching a constant dry mass of around less than 5% moisture. The dry mass was quantified using a thousandth of an analytical scale, while for the straw dry mass, the separation of the remaining soil particles was carried out.

**Table 1.** Soil textural distribution in the hydrographic sub-basins of the Renato and Caiabi Rivers.

Cropland Use	Caiabi River Sub-Basin Region *								
	Upper			Middle			Lower		
	Sand	Clay	Silt	Sand	Clay	Silt	Sand	Clay	Silt
..... (%) .....									
0 to 0.1 m in depth									
Cultivated	42.49Ab	27.90Aa	29.61Aa	76.56Aa	17.80Bb	5.64Ab	78.50Aa	15.60Ab	5.90Ab
Pasture	49.24Ab	36.10Aa	14.66Ba	49.21Bb	34.60Aa	16.19Aa	84.37Aa	11.00Ab	4.63Ab
0.1 to 0.2 m in depth									
Cultivated	52.40Ab	35.80Ba	11.80Aa	75.75Aa	20.20Bb	4.05Aa	79.29Aa	16.90Ab	3.81Aa
Pasture	36.12Bb	49.00Aa	14.88Aa	45.40Bb	43.70Aa	10.90Aa	83.32Aa	11.80Ab	4.88Aa
Renato River Sub-Basin Region *									
0 to 0.1 m in depth									
Cultivated	75.18Ab	16.20Aab	8.62Aa	82.87Aa	12.90Ab	4.23Aa	73.90Bb	19.40Aa	6.70Aa
Pasture	80.43Aa	15.90Aa	3.67Aa	83.16Aa	12.90Aa	3.94Aa	81.94Aa	14.70Ba	3.36Aa
0.1 to 0.2 m in depth									
Cultivated	75.88Aab	19.00Aab	5.12Aa	80.52Aa	16.20Ab	3.28Aa	71.98Bb	23.20Aa	4.82Aa
Pasture	75.30Aa	18.30Aa	6.40Aa	81.58Aa	13.40Aa	5.02Aa	79.93Aa	17.70Ba	2.37Aa

\* Means that are followed by equal uppercase letters in the same column and equal lowercase letters in the same row do not differ significantly from each other, as established by the Kruskal-Wallis test at a 5% confidence level.

#### 2.4.4 Experimental and statistical design

In cultivated areas in the Caiabi River, the experimental design was conducted in randomized blocks (RBD), in a 3 × 4 factorial scheme, with 3 regions in the basin (upper, middle, and lower) and 4 soil cover/management treatments (soybean + straw, straw, without crops, without crops and scarified). In the Renato River basin, a similar experimental design was used (RDB), but in a 3 × 3 factorial scheme, with 3 regions in the basin and 3 soil cover/management treatments (maize, without crops, without crops and scarified). In pasture areas, regardless of the basin, a 3 × 3 factorial scheme was used, with 3 regions in the basin and 3 soil cover/management treatments (*Brachiaria* spp., without crops, and without crops and scarified). In all the conditions mentioned above, simulated rainfall was replicated 4 times. The repetitions were spaced 50 m apart, ensuring the same level in the toposequence and land use. The slope of the field area in our experiments ranged from 3 to 4 degrees. All variables were subjected to the Kruskal-Wallis test at a 5% probability (test for nonparametric data) using the Statistica program, version 10.0.

## 2.5 RESULTS

### 2.5.1 Vegetative cover dry matter

The sampled dry-matter contents of soybean and maize (crops), pasture, and straw are contrasted in Table 2. The dry mass of vegetative cover in plots that were subjected to simulated rainfall ranged from 7.26 to 11.91 metric tons/hectare in the Caiabi sub-basin and did not show significant differences in the Kruskal–Wallis test between the hydrographic sub-basin regions. The straw represents at least 70% of the dry mass of the vegetative cover (soybean + straw). This vegetative cover condition makes it possible to understand the soil and water losses in the absence of these covers and their relationships with the physical and water characteristics of the soil. No comparisons were made between the two sub-basins because the crops (soybean and maize) and the phenological stages were different.

**Table 2.** Dry matter (metric tons/hectare) measured for soil-cover treatments of vegetation, straw, and pasture in the experimental plots of simulated rainfall in the hydrographic basins of the Caiabi and Renato rivers.

Sub-basin	Region	Dry Matter (Metric Tons/Hectare)		
		With Crops *	Straw	Pasture
Caiabi	Upper	11.91 Aa	8.34 Aa	8.24 Aa
	Middle	10.20 Aa	7.96 Aa	8.90 Aa
	Lower	10.99 Aa	8.95 Aa	7.26 Aa
Renato	Upper	5.21 Ba	-	8.07 Aa
	Middle	6.48 Ba	-	8.29 Aa
	Lower	12.07 Aa	-	8.65 Aa

\* “With crops” indicates the presence of soybean and straw in the experimental plots of the Caiabi sub-basin (with only maize for the Renato sub-basin). Differences between means were compared using the Kruskal–Wallis test at 5% probability, where (i) capital letters represent the analysis of the sub-basin regions for the same soil cover, while (ii) lowercase letters represent the analysis of land cover for the same region of the sub-basin.

The Renato River sub-basin has phytophysiological, geological, and pedological characteristics that are different from those found in the Caiabi River basin. Those areas occupied by cultivation had maize at the V4 vegetative stage, while the plants in pasture areas (*Brachiaria* spp.) had an average height of 45 cm. The dry weight obtained for maize varied along the sub-basin, due to the planting density; in both regions, the spacing adopted was 0.5 m between rows. However, the plant populations were 55,000 and 80,000 plants per hectare in the upper/middle and lower regions, respectively. In this sub-basin, there were also no significant differences that were verified by the Kruskal-Wallis test for the dry weight of plants in cultivation, with vegetation (e.g., maize) and pasture areas.

### 2.5.2 Caiabi river sub-basin

#### a) Soil characteristics in the caiabi river sub-basin

The physical attributes of the soil in the Caiabi river basin varied according to the different regions (Table 3). There was a greater presence of clay in the upper region, while the lower region was characterized by a higher sand content. Although the soil classes are the same, with a predominance of oxisol (ALVES et al, 2022), the lower part of the Caiabi River has a lower altitude, favoring the deposition of sand. The same occurred with bulk density and particle density, with higher values in the lower Caiabi River, since minerals present in the sand fraction have higher densities than clay minerals.

**Table 3.** Physical and hydric characterization of the Caiabi River sub-basin soils in the pasture and cultivation areas.

Cropland Use	Caiabi River Sub-Basin Region								
	Upper			Middle			Lower		
	Micro	Macro	TPo	Micro	Macro	TPo	Micro	Macro	TPo
	(m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )								
	0 to 0.1 m depth								
<b>Cultivated</b>	0.28Aa	0.08 Aa	0.36Aa	0.27Aa	0.11Aa	0.38Aa	0.35Aa	0.08Aa	0.43Aa
<b>Pasture</b>	0.27Aa	0.10 Aa	0.38Aa	0.35Aa	0.02Aa	0.37Aa	0.29Aa	0.11Aa	0.39Aa
	0.1 to 0.2 m depth								
<b>Cultivated</b>	0.25Aa	0.07Aa	0.32Aa	0.27Aa	0.07Aa	0.34Aa	0.34Aa	0.04Aa	0.38Aa
<b>Pasture</b>	0.26Aa	0.13Aa	0.39Aa	0.32Aa	0.06Aa	0.38Aa	0.29Aa	0.12Aa	0.41Aa
	<b>Pd</b>	<b>Bd</b>	<b>K<sub>0</sub></b>	<b>Pd</b>	<b>Bd</b>	<b>K<sub>0</sub></b>	<b>Pd</b>	<b>Bd</b>	<b>K<sub>0</sub></b>
	(grams/cm <sup>3</sup> ) (cm/hour) (grams/cm <sup>3</sup> ) (cm/hour) (grams/cm <sup>3</sup> ) (cm/hour)								
	0 to 0.1 m depth								
<b>Cultivated</b>	2.14Bb	1.02Bb	1.21Aa	2.54Aa	1.50Aa	1.12Aa	2.52Aa	1.50Aa	1.28Ba
<b>Pasture</b>	2.44Aab	1.41Aa	0.33Bb	2.33Ab	1.58Aa	0.67Bb	2.61Aa	1.58Aa	1.70Aa
	0.1 to 0.2 m depth								
<b>Cultivated</b>	2.30Ab	1.18Ab	0.47Ab	2.54Aab	1.57Aa	1.70Aa	2.63Aa	1.57Aa	1.81Aa
<b>Pasture</b>	2.44Ab	1.40Aa	1.19Bb	2.52Aab	1.57Aa	1.78Aa	2.70Aa	1.57Aa	1.78Aa

\*The soil characteristics measured included microporosity (Micro), macroporosity (Macro), total porosity (TPo), particle density (Pd), bulk density (Bd), and hydraulic conductivity (K<sub>0</sub>). Means followed by equal uppercase letters in the same column and equal lowercase letters in the same row do not differ significantly from each other, as shown by the Kruskal-Wallis test at a 5% confidence level.

### b) Soil losses and surface runoff in the caiabi river sub-basin

The dry weight of vegetative cover in plots that were subjected to simulated rainfall in the Caiabi River basin ranged from 7.26 to 11.91 metric tons (t) per hectare (Table 1). There were no significant differences between the treatments, using the Kruskal-Wallis test to compare sub-basin regions and land use. This condition allows us to understand the soil and water losses in the absence of these crops and their relationship with the physical and hydric characteristics of the soil (Tables 4 and 5), as well as the surface runoff variable resulting from the simulated rainfall in the Caiabi River sub-basin. There were significant differences in soil scarification for the other soil cover/management conditions in pasture areas. However, there were no significant differences between the positions in the sub-basin for this same use (Table 5).

**Table 4.** Average values of soil loss (grams/square meter) under different uses, soil cover/management, and regions of the Caiabi River sub-basin.

Cropland Use	Soil Loss (Grams/Square Meter) in Sub-Basin Region *			
	Soil Cover	Upper	Middle	Lower
<b>Cultivation</b>	With other crops	16.2Aa	5.64Aa	12.1Aa
	Straw residue	14.97Aa	8.92Aa	13.6Aa
	Without other crops	31.5Aa	23.6Ba	18.6Aa
	Soil scarified	30.6Aa	27.5Ba	20.50Aa

To be continued...

Continuation of **Table 4**.

Cropland Use	Soil Loss (Grams/Square Meter) in Sub-Basin Region *			
	Soil Cover	Upper	Middle	Lower
Pasture	With cultivated	7.09Aa	9.83Aa	2.30Aa
	Without crops	42.8Bb	22.3Aa	16.8Ba
	Soil scarified	35.9Ba	32.7Ba	20.5Ba

\* Means followed by equal uppercase letters in the same column and equal lowercase letters in the same row do not differ significantly from each other, according to the Kruskal–Wallis test at a 5% confidence level.

**Table 5.** Surface runoff (millimeters/hour) under different uses, soil cover/management, and regions of the Caiabi River sub-basin.

Cropland Use	Surface Runoff (millimeters/hour) in Sub-Basin Region *			
	Soil Cover	Upper	Middle	Lower
Cultivated	With other crops	45.30Aa	39.50Aa	26.20Aa
	Straw residue	48.90Aa	44.75Aa	23.22Aa
	Without other crops	49.80Aa	44.70Aa	37.70Aa
	Scarified soil	35.40Aa	33.54Aa	21.70Aa
Pasture	With cultivated	68.60Ba	60.10Ba	61.70Ba
	Without crops	69.60Ba	58.90Ba	66.10Ba
	Scarified soil	30.00Aa	38.50Aa	47.60Aa

\* Means followed by equal uppercase letters in the same column and equal lowercase letters in the same row do not differ significantly from each other, according to the Kruskal–Wallis test at a 5% confidence level.

### 2.5.3 Renato river sub-basin

#### a) Soil characteristics in Renato river sub-basin

Unlike the Caiabi river basin, the soil attributes of the Renato River basin did not vary by region (Table 6). A similar presence of clay and sand was observed in the upper, middle, and lower parts of the basin. The same occurred with bulk density and particle density, porosity, and hydraulic conductivity, which showed a similar distribution in the different regions. The hydrographic basin of the Renato River is located in the Amazon Forest biome, unlike the Caiabi River basin, which is located predominantly in the Cerrado biome. These two biomes have different geological formations, although the soil classes are the same (ALVES et al, 2022).

**Table 6.** Physical and hydric characterization of the Renato River sub-basin soils in pasture and cultivation areas.

Cropland Use	Renato River Sub-Basin Region								
	Upper			Middle			Lower		
	Micro	Macro	TPo	Micro	Macro	TPo	Micro	Macro	TPo
	(m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )								
	0 to 0.1 m depth								
Cultivated	0.43Aa	0.09Aa	0.52Aa	0.29Ab	0.08Aa	0.37Ab	0.28Ab	0.09Aa	0.37Ab
Pasture	0.40Aa	0.02Aa	0.42Aa	0.37Aa	0.06Aa	0.43Aa	0.33Aa	0.04Aa	0.37Aa
	0.1 to 0.2 m depth								
Cultivated	0.40Aa	0.07Aa	0.47Aa	0.27Ab	0.08Aa	0.35Aa	0.24Ab	0.11Aa	0.35Aa
Pasture	0.37Aa	0.06Aa	0.43Aa	0.33Aa	0.10Aa	0.43Aa	0.21Ab	0.14Aa	0.35Aa
	Pd	Bd	K <sub>0</sub>	Pd	Bd	K <sub>0</sub>	Pd	Bd	K <sub>0</sub>
	(grams/cm <sup>3</sup> )			(grams/cm <sup>3</sup> )			(grams/cm <sup>3</sup> )		
	(cm/hour)			(cm/hour)			(cm/hour)		

To be continued...

Continuation of **Table 6**.

Cropland Use	Renato River Sub-Basin Region								
	Upper			Middle			Lower		
	Micro	Macro	TPo	Micro	Macro	TPo	Micro	Macro	TPo
	(m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )								
	0 to 0.1 m depth								
<b>Cultivated</b>	2.71Aa	1.57Aa	0.79Aa	2.73Aa	1.53Aa	1.22	2.65Aa	1.56Ba	0.68Aa
<b>Pasture</b>	2.78Aa	1.53Ab	1.22Aa	2.63Aa	1.59Ab	0.57	2.69Aa	1.75Aa	0.90Aa
	0.1 to 0.2 m depth								
<b>Cultivated</b>	2.71Aa	1.66Aa	0.49Bb	2.69Aa	1.64Aa	0.78Ba	2.74Aa	1.71Aa	0.47Bb
<b>Pasture</b>	2.70Aa	1.51Ab	0.78Ac	2.76Aa	1.53Ab	1.30Ab	2.69Aa	1.70Aa	1.65Aa

Soil characteristics measured included microporosity (Micro), macroporosity (Macro), total porosity (TPo), particle density (Pd), bulk density (Bd), and hydraulic conductivity (K0). Means followed by equal uppercase letters in the same column and equal lowercase letters in the same row do not differ significantly from each other, according to the Kruskal–Wallis test at a 5% confidence level.

### b) Soil losses and surface runoff in the Renato river sub-basin

Significant increases in soil loss were observed under the scarified soil treatment when compared to plots with vegetation, regardless of the sub-basin region and land use (Table 7). This was similar to what was reported in the Caiabi River sub-basin, with higher soil losses for uncovered and scarified soils. Therefore, soil cover and limiting the soil surface turnover and soil exposure in areas of farming expansion are important for soil conservation, regardless of the biome. This sub-basin is characterized by the abundant presence of the Amazon rainforest (Figure 2), unlike the Caiabi River sub-basin, which is located in the Amazon-Cerrado ecotone (WENZEL et al, 2018). Differences in soil losses in pasture areas with cover (vegetation) in different regions of the Renato River sub-basin are related to soil granulometry, since there is, on average, 80% of sand in the lower region (Table 4). In soils with higher sand contents, infiltration tends to be greater than in clayey soils.

Regarding surface runoff, a behavioral inversion was observed under scarified soil treatments when compared to other soil cover types, since there was a reduction in the runoff in the uncovered and scarified soils of pasture areas (Table 8). This inversion is the result of the rupture of the surface layers, which are usually compacted in areas of farming and pasture, thus increasing the roughness that limits runoff and promotes water infiltration into the soil. The differences between the average values of surface runoff, especially in the lower regions between the Caiabi and Renato River basins, result from differences in the saturated hydraulic conductivity in the soils (Tables 3 and 6).

**Table 7.** Average values of soil loss (grams/square meter) under different uses, soil cover/management, and the regions of the Renato River sub-basin region.

Cropland Use	Soil Loss (Grams/Square Meter) in Sub-Basin Region *			
	Condition	Upper	Middle	Lower
<b>Cultivated</b>	With vegetation	4.55Aa	10.20Aa	3.50Aa
	Without other crops	13.20Aa	42.20Ba	10.10Aa
	Scarified soil	66.01Ba	90.79Ca	60.02Ba
<b>Pasture</b>	With vegetation	8.70Ab	5.15Ab	1.01Aa
	Without crops	20.91ABa	25.20ABa	10.07ABa
	Scarified soil	42.01Ba	49.60Ba	17.50Ba

\* Means followed by equal uppercase letters in the same column and equal lowercase letters in the same row do not differ significantly from each other, according to the Kruskal–Wallis test at a 5% confidence level.

**Table 8.** Surface runoff (millimeters/hour) according to the different uses, soil cover/management, and regions of the Renato River sub-basin.

<b>Cropland Use</b>	<b>Condition</b>	<b>Surface Runoff (Millimeters/hour) in Sub-Basin Region *</b>		
		<b>Upper</b>	<b>Middle</b>	<b>Lower</b>
<b>Cultivated</b>	With vegetation	51.6Aa	51.7Aa	47.7Aa
	Without other crops	59.2Aa	59.6Aa	57.0Aa
	Scarified soil	61.7Aa	61.8Aa	61.0Aa
<b>Pasture</b>	With vegetation	47.2Aa	64.3Ba	58.5Ba
	Without crops	55.2Aa	67.0Ba	59.1Ba
	Scarified soil	34.4Aa	35.0Aa	33.2Aa

\* Means followed by equal uppercase letters in the same column and equal lowercase letters in the same row do not differ significantly from each other, according to the Kruskal–Wallis test at a 5% confidence level.

## 2.6 DISCUSSION

### 2.6.1 Erosion drivers and implications

Agricultural crops (soybean + straw, only straw, maize, and *Brachiaria* grass species) are responsible for minimizing the direct impact of raindrops, acting as rain droplet buffers, preventing the disaggregation of particles, and reducing the sediment load in surface runoff (URIBE et al, 2022). According with Galdino et al (2016), well-managed pastures can be considered sustainable, as they maintain soil quality in terms of the physical, chemical, and biological aspects and prevent erosive processes. In this sense, the pastures of the three sub-basin regions, with an average height of 50 cm, achieved satisfactory phytomass productivity (Table 2). Similar to soybean under a no-tillage scheme, the data are in accordance with Uribe et al (2022) who observed similar results in the Cerrado latosols.

When studying the different levels of cultivated crops, such as soybean, maize, and pasture, prior researchers (ALMEIDA et al, 2018; RIEGER et al, 2016) concluded that soil losses increase with the reduction and removal of vegetative cover. Similar results were observed in our study, as soil losses in the Caiabi River sub-basin indicated significant differences between soil treatments with and without vegetative cover. In general, areas covered with vegetation (including straw) provided lower soil losses, revealing the importance of vegetative cover for reducing soil degradation (Table 5).

The occurrence of differences in soil losses for the types of crops and soil scarification demonstrates the need to maintain vegetation cover or straw, regardless of land use (cultivation or pasture), with minimal soil turnover. Due to the distinct physical and hydric characteristics in the sub-basin regions (Tables 3 and 6), a reduction in soil loss was observed from the upper to the lower region for those soils without crops and that were scarified, regardless of land use. The upper region has soils with a predominantly clayey texture, while the middle and lower regions have soils with a more sandy texture (Table 2). In this case, surface sealing may occur in clayey soils, which makes infiltration difficult and promotes an increase in runoff and consequent soil losses, due to the reduction in roughness (PANACHUKI et al, 2011; DALLA ROSA et al, 2013). Moreover, this sub-basin is located in an ecotone area (Cerrado/Amazon rainforest). In this transition area, there are geological, morphological, and pedological variabilities, as well as in the phytophysiology of the region (WENZEL et al, 2018), affecting the erosive processes along the sub-basin.

In terms of pastures, even though the pasture evaluation did not include soil covered only with straw, soil losses were still reduced with such live vegetative cover. These results are in accordance with Almeida et al (2012); Cantalice et al (2019) and Sone et al (2020) who, while studying simulated rainfall in uncovered soil treatments in different regions of Brazil, observed an intensification of losses due to erosion compared to covered soils. In general, unprotected soils tend to be lost due to the direct impacts caused by raindrops, which provoke detachment and the consequent transport of particles (ALMEIDA et al, 2021).

In addition to vegetative cover, water infiltration into the soil depends on other intrinsic factors, such as texture, porosity, bulk density, and compaction levels, which may compromise hydraulic conductivity (Table 6). Therefore, even in covered soil treatments that reduce soil losses, surface runoff may be high, as observed in this study. In this sense, the lowest values of runoff flow observed in the scarified plots resulted from the roughness formed in the layer that was turned over, along with soil aggregate rupture, which not only facilitates infiltration in areas of low slopes in the short term but also intensifies greater soil losses. Soil turnover in pasture and cultivated areas (e.g., plowing, sub-soiling) disrupts the aggregates, which facilitates this rupture due to rainfall. This facilitates the erosive transport of soil after tillage breaks up the soil layer compacted by animal trampling and wheel slippage

from the tractors, planters, sprayers, harvesters, and trucks used during harvesting. Consequently, some researchers (PANACHUKI et al, 2015; BERTOL et al, 2017; ANTONELI et al, 2018) recommend minimal turnover, combined with leaving the straw from crops in-field or using alternate turnovers (e.g., the planting of crops such as maize after the soybean harvest) as ways to minimize soil and water losses by erosion.

The increased values of water loss due to surface runoff in pasture areas with vegetation and without crops (Tables 5 and 8) may be related to precipitation falling directly on the straw, which covers the soil in no-tillage soybean cultivation. This condition may favor water runoff by its running off directly onto the upper surface of the straw. Nevertheless, the water loss depends on fragment sizes, layer height, and straw density, which can reduce infiltration (ANDRADE et al, 2013). To reduce soil and water losses, adopting crops with the purpose of protecting the soils and providing better conditions for the use and sustainability of production systems, including good water infiltration, is recommended (FALCÃO et al, 2020). Therefore, soil and water conservation management practices should be adopted, such as the use and incorporation of straw to increase infiltration, level terraces, no-tillage systems, minimum tillage, conserved pastures with rotational grazing, and crop rotation. By adopting these practices, it is possible to reduce the exposure and consequent soil loss, in addition to avoiding nutrient and carbon losses, as well as river aggradation (PANACHUKI et al, 2015; ALMEIDA et al, 2012; BERTOL et al, 2017; ANTONELI et al, 2018; MERTEN et al, 2015; DEUSCHLE et al, 2019).

According to our results observed in the scarified plots, the vulnerability of soil particles is evident with regard to transport. This confirms greater soil losses in those areas where conventional planting involves traditional management using soil tillage, typically involving one plowing stage and two harrowing stages, in addition to the minimum use of soil cover. Several authors obtained similar results in different regions of Brazil in studies with natural rainfall (BERTOL et al, 2017; ANTONELI et al, 2018; SILVA et al, 2018) and also in studies with simulated rainfall (PANACHUKI et al, 2015).

Raindrops and the surface runoff of water during rain events can lead to soil erosion, with the amount and type of vegetation covering the soil being a significant factor in reducing soil erosion (BENIAICH et al, 2022). Soil losses in the two sub-basins that we studied with vegetative cover (pasture, soybean, soybean with straw, and maize) can happen, especially during the early stages of plant development when there is more soil exposure. After the rainfall interception, infiltration, and saturation of the soil surface layers, the water surplus moves depending on the topographic gradients. Therefore, vegetative cover does not entirely eliminate erosion in those areas used by farming production systems. However, it drastically decreases erosion when compared with badly managed and/or unprotected areas, as was shown in the understory of olive orchards, with both the lower-cost natural regeneration of early successional weeds and intentionally planted cover crops in Minas Gerais State, Brazil (BENIAICH et al, 2023).

Vegetative cover is naturally responsible for protecting the soil from the direct action of rainfall, and it might not necessarily eliminate all losses, except for some cases in native forests. In this context, several studies show the absence of soil losses in areas of preserved native forest or their drastic reduction in comparison with agricultural land use, such as pasture and cultivated crops (LENSE et al, 2021; FALCÃO et al, 2020; BENIAICH et al, 2022; NEVES et al, 2011). In other words, the soil losses observed in this study may be directly related to the conversion of native forests into farming land. Furthermore, they indicate the need for new studies on simulated and natural rainfall in the Teles Pires River sub-basin region and other rivers in the Cerrado and Amazon biomes, with their transitory ecotones.

In agricultural frontiers such as the Teles Pires River basin and, consequently, in the drainage sub-basins studied, soil and water losses lead to numerous environmental problems. These problems include the pollution and contamination of rivers and streams by the transport of chemical products, the deposition of particles that cause aggradation, the exposure of stocked carbon, removal of the surface layer responsible for farming production, damage to cart roads by the formation of gullies, dam bursts, and the destruction of local biodiversity (BORRELLI et al, 2017). Thus, an alternative method to circumvent and/or mitigate erosive processes is to adopt conservationist practices, especially those involving vegetative cover, or the combination of such practices with edaphic or mechanical practices, such as terracing, catchment basins, drainage channels, and the construction of dams on the sides of plantations.

### **2.6.2 Policy recommendations**

Environmental conservation policies that are already implemented in Brazil have contributed to reducing soil and water losses, including those that encourage the direct planting system (i.e., no-till farming), the recovery of springs and degraded pasture areas, carbon sequestration, and the adoption of agroforestry systems included in the Low Carbon Agriculture Plan, present in Law 12,187 (BRASIL, 2009) and regulated by Decree 7390 of 9 December 2010 (BRASIL, 2010). The protection of native forests is also regulated by federal law (12,651, of 25 May 2012), known as the “Forest Code,” which establishes general rules on the protection of native vegetation, including permanent preservation areas, legal reserves, and areas of restricted use (BRASIL, 2012).

With regard to water resources, the National Policy on Water Resources (Law 9433 of January 8, 1997) has the following main objectives. The first objective is to ensure the necessary availability of water for current and future generations, with adequate quality standards for the respective uses. The second objective is the rational and integrated use of water resources. The third and final objective is to prevent and defend against critical hydrological events, either of natural origin or arising from the inappropriate use of natural resources, and to encourage and promote the capture, preservation, and use of rainwater (BRASIL, 1997).

In addition to minimizing soil losses, these initiatives contribute to increasing carbon stocks, conserving the biodiversity of biomes, and preserving rivers and lakes from the silting up caused by constant erosion processes (BORRELLI et al, 2017). The soil’s ground cover, in addition to protecting against the direct impact of raindrops, also protects agroecosystems from wind erosion and solar rays, which affect the soil microbiology (SANTOS et al, 2019; NACHTIGALL et al, 2020). From 2009 to 2020, Brazil made progress in achieving the goals of establishing policies for the conservation of natural resources, with a focus on reducing climate change (TALANOA, 2020). However, due to recent increases in deforestation, these environmental challenges are omnipresent.

In the present study, the impacts of agricultural land cover were evaluated on soybeans (in the Caiabi River basin) and maize (in the Renato River basin). The maintenance of bare soils, combined with scarification, promotes greater soil loss regardless of the crop and the region of the watershed. According to Borrelli et al. 2017, the presence of cover and the absence of soil disturbance are the quickest ways to conserve pedological and edaphic resources. In this sense, the correct management of the soybean crop with the direct planting system and contour planting are alternative methods capable of stopping or mitigating erosion (ASSIS et al, 2021). The no-till system has been used in Brazil since the 1960s in the southern region of the country; the results point to an increase in the capacity of water infiltration into the soil, with a reduction in surface runoff, in addition to favoring the microbial community, improving the soil structure, and nutrient cycling (BORRELLI et al, 2017; ALMEIDA et al,

2018; ANTONELI et al, 2018; DEUSCHLE et al, 2019). Contours or contour planting avoids the formation of preferential lines for surface water flow, minimizing sediment transport.

For maize cultivation, soil and water conservation practices are also important, although, in the state of Mato Grosso, most areas use this crop immediately following soybean cultivation as a second planting (safrinha), when the rains are less frequent. Even so, in the months of March and April, rainfall can still be enough (288 and 121 mm/month, respectively) (SOUZA et al, 2013) to require attention when it comes to soil conservation. Technical assistance, combined with rural extension, can encourage rural producers to keep residual straw (e.g., stover) on the ground after the maize harvest, protecting the soil during the fallow period of the dry season (June through September). Maize stover can anchor soil prior to planting the soybean crop again at the start of the wet season in October.

Most of the cultivated areas with pastures in Brazil are still degraded or are in the process of degradation. This is due to misuse, such as exceeding the pasture-carrying capacity, a lack of pH correction and fertilization practices, and a lack of planning efforts to avoid erosion (CANTALICE et al, 2019; SONE et al, 2020). Another important factor that must be taken into account in the conservation of pastures is the criterion for animals entering the pasture, which can favor the loss of surface protection, increasing the vulnerability of the soil to erosion (GALDINO et al, 2016).

In addition to the existing sustainable agricultural development policies, new policies are needed, with targets that reach all agricultural and livestock producers. In studies in southern Brazil, previous researchers (DIDONÉ et al, 2017) concluded that one of the biggest limitations in combating water erosion is the lack of information on the subject for rural producers. These new policies can be specific for each crop or can be integrated as a sustainability plan for the production systems of soybeans, maize, and pasture. Incentives can be included for crop succession and rotation, intercropping grasses with legumes, and combating degradation with rotational grazing. In an evaluation of erosion processes under different agricultural management scenarios, integrated soil conservation practices were found to have a greater effect on combating soil erosion (DIDONÉ et al, 2017).

Although all the landscapes evaluated in the present study are considered relatively flat, in the state of Mato Grosso, there are agricultural areas on sloping land (CANTALICE et al, 2019; NACHTIGALL et al, 2020) therefore, new initiatives should pay special attention to those areas with steep slopes above a gradient of 15%. The greater the slope of an area, the greater the potential for soil and water losses (VAN OOST et al, 2000; RAIMO et al, 2022). One study measured the effect of slopes of 15%, 25%, 35%, and 45% on soil and water losses and concluded that the greater the local slope, the greater the losses of water and soil resources (CANTALICE et al, 2019). Consequently, greater soil losses can accelerate the silting up of watercourses, as well as increase the exposure of stored carbon in soils, which can increase CO<sub>2</sub> emissions, thus compromising the biodiversity of biomes (SCHINDEWOLF et al, 2014). Soils are providers of ecosystem services; when these are compromised, civilizations can be in imminent danger of existential instability. Soil degradation affects the hydrological cycle, compromising food security in the countryside and in urban centers. Therefore, it is necessary to adopt management practices that ensure sustainability, especially in biomes with high levels of deforestation, such as the Cerrado and the Amazon (KLINK & MACHADO, 2005). In this regard, article 225 of the Federal Constitution of Brazil states that “everyone has the right to an ecologically balanced environment, an asset for common use by the people and essential to a healthy quality of life, imposing on the public authorities and the community the duty to defend and preserve it for present and future generations” (BRASIL, 2016). The sustainability of natural ecosystems and agricultural production systems is necessary to optimize the use of natural resources linked to soil and water, preserving them for current and future generations.

## 2.7 CONCLUSIONS

The erosive process is independent of soil texture and is closely related to management and use systems associated with vegetation cover and soil scarification, regardless of the area's position within the sub-basins. The removal of the vegetation cover formed by soybean, maize, and pasture negatively affects soil–water dynamics, with a significant increase in soil losses in all regions of both sub-basins. Areas subjected to soil management with surface scarification (soil turnover) experience greater soil losses, regardless of the sub-basin region and land use. The results indicate the need for agricultural producers and farmers to make use of management practices that prioritize the maximum vegetation cover for crop cultivation and animal husbandry areas, as well as minimal soil turnover, as a path to the sustainability of production systems by reducing erosive processes. Future rainfall simulator studies can quantify changes in soil erosion by (1) using cover crops (e.g., *Crotalaria juncea*) following soybeans–maize, (2) growing cotton (*Gossypium spp.*) as a second crop after soybeans in Brazil, and (3) and other large-scale commodity crops in Brazil and around the world, to support more sustainable agricultural systems and development.

## 2.8 REFERENCES

- ALMEIDA, W. S.; PANACHUKI, E.; OLIVEIRA, P. T. S.; SILVA, M. R.; SOBRINHO, T. A.; CARVALHO, D. F. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil Tillage Res.**, 175, 130-138. 2018.
- ALMEIDA, W. S.; SEITZ, S.; OLIVEIRA, L. F. C.; CARVALHO, D. F. Duration and intensity of rainfall events with the same erosivity change sediment yield and runoff rates. **Int. Soil Water Conserv. Res.**, 9, 69-75. 2021.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Zeitschrift.**, 22, 711–728. [ ] [PubMed]. 2013.
- ALVES, M. A. B.; BORELLA, D. R.; LUZ, C. C. S.; CASTAGNA, D.; SILVA, W. C.; SILVA, A. P.; ALMEIDA, F. T.; SOUZA, A. P. Soil classes in the Caiabi and Renato river basins, tributaries of the Teles Pires river in the south of the Amazon. **Nativa**, 10, 431-448. 2022.
- ALVES SOBRINHO, T.; GÓMEZ-MACPHERSON, H.; GÓMEZ, J. A. A portable integrated rainfall and overland flow simulator. **Soil Use Manag.**, 24, 163-170. 2008.
- ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R. D.; BESKOW, S. Hydrological simulation in a watershed with predominance of Oxisol in the Upper Grande river region, MG—Brazil. **Rev. Bras. Eng. Agrícola Ambient.**, 17, 69-76. 2013.
- ANTONELI, V.; LENATORVICZ, H. H.; BEDNARZ, J. A.; PULIDO-FERNÁNDEZ, M.; BREVIK, E. C.; CERDÀ, A.; RODRIGO-COMINO, J. Rainfall and land management effects on erosion and soil properties in traditional Brazilian tobacco plantations. **Hydrol. Sci. J.**, 63, 1008-1019. 2018.
- ANTONELLA, D.; MAURIZIO, L.; MARIO, C.; SEVERINO, R. Soil Erosion Modelling on Arable Lands and Soil Types in Basilicata, Southern Italy. In: GERVASI, O., MURGANTE, B., MISRA, S., BORRUSO, G., TORRE, C.M., ROCHA, A. M. A. C., TANIAR, D., APDUHAN, B. O., STANKOVA, E., CUZZOCREA, A. (Eds.). **Computational Science and Its Applications – ICCSA, Proceedings of the 17th International Conference, Trieste, Italy, 3–6 July 2017 Part V**; Springer International Publishing: Cham, Switzerland, 2017; Volume 5, pp. 57–72. ISBN 978-3-319-62403-7. 2017.
- ASSIS, K. G. O.; SILVA, Y. J. A. B.; LOPES, J. W. B.; MEDEIROS, J. C.; TEIXEIRA, M. P. R.; RIMÁ, F. B.; SINGH, V. P. Soil loss and sediment yield in a perennial catchment in southwest Piauí, **Brazil. Environ. Monit. Assess.**, 193, 26. 2021.
- BENIAICH, A.; GUIMARÃES, D. V.; AVANZI, J. C.; SILVA, B. M.; ACUÑA-GUZMAN, S. F.; DOS SANTOS, W. P.; SILVA, M. L. N. Spontaneous vegetation as an alternative to cover crops in olive orchards reduces water erosion and improves soil physical properties under tropical conditions. **Agric. Water Manag.**, 279, 108186. 2023.
- BENIAICH, A.; SILVA, M. L. N.; GUIMARÃES, D. V.; AVALOS, F. A. P.; TERRA, F. S.; MENEZES, M. D.; AVANZI, J. C.; CÂNDIDO, B. M. UAV-based vegetation monitoring for

assessing the impact of soil loss in olive orchards in Brazil. **Geoderma Reg.**, 30, e00543. 2022.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BANDEIRA, D. H.; PAZ-FERREIRO, J.; VÁZQUEZ, E. V. Multifractal and joint multifractal analysis of water and soil losses from erosion plots: A case study under subtropical conditions in Santa Catarina highlands, Brazil. **Geoderma**, 287, 116-125. 2017.

BONETTI, J. D. A.; PAULINO, H. B.; SOUZA, E. D. D.; CARNEIRO, M. A. C.; SILVA, G. N. D. Influence of the integrated crop-livestock system on soil and soybean and brachiaria yield. **Pesqui. Agropecu. Trop.**, 45, 104-112. 2015.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; BAGARELLO, V. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nat. Commun.**, 8, 2013.

BOURGOIN, C.; BETBEDER, J.; LE ROUX, R.; GOND, V.; OSZWALD, J.; ARVOR, D.; BAUDRY, J.; BOUSSARD, H.; LE CLECH, S.; MAZZEI, L.; Looking beyond forest cover: An analysis of landscape-scale predictors of forest degradation in the Brazilian Amazon. **Environ. Res. Lett.**, 16, e114045. 2021.

BRASIL **Constituição da República Federativa do Brasil 1988**. Senado Federal: Brasília, DF. pp. 1-496. 2016 Available online: [https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88\\_Livro\\_EC91\\_2016.pdf](https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf) (accessed on 15 December 2022).

BRASIL **Decreto Nº 7.390**, de 9 Dezembro de 2010. Regulamenta os Arts. 6o, 11 e 12 da Lei no 12.187, de 29 de Dezembro de 2009, Que Institui a Política Nacional Sobre Mudança do Clima – PNMC, e dá Outras Providências. Available online: <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=4&data=10/12/2010> (accessed on 13 December 2022).

BRASIL **Lei Nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, Cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, Regulamenta o Inciso XIX do Art. 21 da Constituição Federal, e Altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, Que Modificou a Lei nº 7.990, de 28 de Dezembro de 1989. Available online: <https://legislacao.presidencia.gov.br>. (accessed on 20 December 2022).

BRASIL **Lei Nº 12.187**, de 29 Dezembro de 2009. Institui a Política Nacional Sobre Mudança do Clima – PNMC e dá Outras Providências. Available online: [https://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/Leis/Lei\\_n.\\_12.187.2009.pdf](https://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/Leis/Lei_n._12.187.2009.pdf) (accessed on 12 December 2022).

BRASIL **Lei Nº 12.651**, de 25 de maio de 2012. Dispõe Sobre a Proteção da Vegetação Nativa; Altera as Leis nºs 6.938, de 31 de Agosto de 1981, 9.393, de 19 de Dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de Dezembro de 2006; Revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de Setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de Agosto de 2001; e dá Outras Providências. 38p. Available online: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2018/lei/113709.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/lei/113709.htm) (accessed on 12 December 2022).

CANTALICE, J. R. B.; NUNES, E. O. S.; CAVALCANTE, D. M.; BARBOSA, B.; JUNIOR, G. B.; GUERRA, S. M. S.; NETO, F. R. Vegetative-hydraulic parameters generated by agricultural crops for laminar flows under a semiarid environment of Pernambuco, Brazil. **Ecol. Indic.**, 106, e105496. 2019.

CARVALHO, D. F.; MACEDO, P. M. S.; PINTO, M. F.; ALMEIDA, W. S.; SCHULTZ, N. Soil loss and runoff obtained with customized precipitation patterns simulated by InfiAsper. **Int. Soil Water Conserv. Res.**, 10, 407-413. 2022.

DALLA ROSA, J.; COOPER, M.; DARBOUX, F.; MEDEIROS, J. C. Influence of tillage systems and simulated rainfall on the processo f surface crust formation. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, 37, 400-410. 2013.

DE LIMA MORAES, A. G.; DE CARVALHO, D. F.; ANTUNES, M. A. H.; CEDDIA, M. B.; FLANAGAN, D. C. Steady infiltration rate spatial modeling from remote sensing data and terrain attributes in southeast Brazil. **Geoderma Reg.**, 20, e00242. 2020.

DEUSCHLE, D.; MINELLA, J. P. N. A.; HÖRBE, T.; LONDERO, A. L.; SCHNEIDER, F. J. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in Southern Brazil. **Geoderma**, 340, 157-163. 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 Tillage Res.**, 174, 24-33. 2017.

FALCÃO, K. D. S.; PANACHUKI, E.; MONTEIRO, F. D. N.; SILVA, R.; RODRIGUES, D. B.; SONE, J. S.; OLIVEIRA, P. T. S. Surface runoff and soil erosion in a natural regeneration area of the Brazilian Cerrado. **Int. Soil Water Conserv. Res.**, 8, 124-130. 2020.

GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A. H. Large-scale modeling of soil erosion with Rusle for Conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. **Land Degrad. Develop.**, 27, 773-784. 2016.

GARCÍA-GONZÁLEZ, I.; HONTORIA, C.; GABRIEL, J. L.; ALONSO-AYUSO, M.; QUEMADA, M. Cover crops to mitigate soil degradation and enhance soil functionality in irrigated land. **Geoderma**, 322, 81-88. 2018.

GARCÍA-RUIZ, J. M.; BEGUERÍA, S.; NADAL-ROMERO, E.; GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C.; LANA-RENAULT, N.; SANJUÁN, Y. A. Meta-analysis of soil erosion rates across the world. **Geomorphology** 239, 160-173. 2015.

GROSSMAN, R. B.; REINSCH, T. G. Bulk Density and Linear Extensibility: Core Method. In: DANE, J. H., TOPP, G. C. (Eds.) **Methods of Soil Analysis – Part 4, Physical Methods**; SSSA: Madison, WI, USA, pp. 208-228. 2002.

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estado do Mato Grosso: Pedologia** (Mapa Exploratório de Solos), p1. 2009. Available online: <https://mapas.ibge.gov.br/tematicos/solos> (accessed on 1 July 2022). 2022.

ISERLOH, T.; RIES, J. B.; ARNÁEZ, J.; BOIX-FAYOS, C.; BUTZEN, V.; CERDÀ, A.; WIRTZ, S. European small portable rainfall simulators: A comparison of rainfall characteristics. **Catena**, 110, 100-112. 2013.

JIN, Q.; WANG, C.; SARDANS, J.; VANCOV, T.; FANG, Y.; WU, L.; WANG, W. Effect of soil degradation on the carbon concentration and retention of nitrogen and phosphorus across Chinese rice paddy fields. **Catena**, 209, e105810. 2022.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A Conservação do Cerrado Brasileiro. **Megadiversidade**, 1, 147-155. 2005. Available online: [https://www.researchgate.net/profile/Ricardo-Machado-4/publication/228342037\\_A\\_conservacao\\_do\\_Cerrado\\_brasileiro/links/553a78670cf29b5ee4b64c2f/A-conservacao-do-Cerrado-brasileiro.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Ricardo-Machado-4/publication/228342037_A_conservacao_do_Cerrado_brasileiro/links/553a78670cf29b5ee4b64c2f/A-conservacao-do-Cerrado-brasileiro.pdf) (accessed on 20 December 2022).

LEITE, M. H. S.; COUTO, E. G.; AMORIM, R. S. S.; COSTA, E. L. D.; MARASCHIN, L. Soil and nutrient losses under different tillage systems in a clayey oxisol under natural rainfall. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, 33, 689-699. 2009.

LENKA, N. K.; JAISWAL, S. P.; THAKUR, J. K.; LENKA, S.; MANDAL, A.; DWIVEDI, A. K.; YASHONA, D. S. Soil degradation effect on soil productivity, carbon pools and soil enzyme activity. **Curr. Sci.**, 112, 2434-2439. 2017.

LENSE, G. H. E.; PARREIRAS, T. C.; MOREIRA, R. S.; AVANZI, J. C.; MINCATO, R. L. Effect of spatial-temporal variation of land use and land cover on soil erosion. **Rev. Caatinga**, 34, 90-98. 2021.

MACEDO, P. M. S.; PINTO, M. F.; ALVES SOBRINHO, T.; SCHULTZ, N.; COUTINHO, T.A.R.; CARVALHO, D. F. A modified portable rainfall simulator for soil erosion assessment under different rainfall patterns. **J. Hydrol.**, 596, e126052. 2021.

MAPA **Portaria SPA/MAPA nº 249**, de 22 de 4 de julho de 2022-MAPA. Aprova o Zoneamento Agrícola de Risco Climático Para a Cultura da Soja no Estado de Mato Grosso, Ano-Safra 2022/2023. Available online: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/riscos-seguro/programa-nacional-de-zoneamento-agricola-de-risco-climatico/portarias> (Accessed on 27 December 2022). 2022.

MAPA **Portaria SPA/MAPA nº 332**, de 26 de Setembro de 2022-MAPA. Aprova o Zoneamento Agrícola de Risco Climático – ZARC Para a Cultura de Milho 2ª Safra no Estado de Mato Grosso, Ano-Safra 2022/2023. Available online: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/riscos-seguro/programa-nacional-de-zoneamento-agricola-de-risco-climatico/portarias/safra-vigente/mato-grosso> (accessed on 27 December 2022).

NACHTIGALL, S. D.; NUNES, M. C. M.; MOURA-BUENO, J. M.; LIMA, C. L. R. D.; MIGUEL, P.; BESKOW, S.; SILVA, T. P. Spatial modeling of soil water erosion associated with agroclimatic seasonality in the Southern region of Rio Grande do Sul, Brazil. **Eng. Sanit. Ambient.**, 25, 933-946. 2020.

NEAL, A. L.; HUGHES, D.; CLARK, I. M.; JANSSON, J. K.; HIRSCH, P. R. Microbiome Aggregated Traits and Assembly Are More Sensitive to Soil Management than Diversity.

**mSystems**, 6, e01056-20. 2021.

NEVES, S. M. A. D. S.; MOTINHO, M. C.; NEVES, R. J.; SOARES, E. R. C. Estimation of soil loss for rainfall erosion in the catchment area of Jauru, Mato Grosso State, Brazil. **Soc. Nat.**, 23, 423-433. 2011.

PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P. T. S. D.; RODRIGUES, D. B. B. Soil and water loss and water infiltration in red latosol under different management systems. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, 35, 1777–1786. 2011.

PANACHUKI, E.; DOS SANTOS, M. A. N.; PAVEI, D. S.; ALVES SOBRINHO, T.; CAMACHO, M. A.; MONTANARI, R. Soil and water loss in Ultisol of the Cerrado-Pantanal Ecotone under different management systems. **Afr. J. Agric. Res.** 2015, 10, 926-932.

RAIMO, L. A. D. L.; AMORIM, R. S.; COUTO, E. G.; HUNTER, M. O.; TORRES, G. N.; BOCUTI, E. D.; SILVA, L. D. Natural erosion potential in the Mato Grosso State, Brazil. **Rev. Bras. Eng. Agrícola Ambient.**, 26, 655-661. 2022.

RIEGER, F. A.; ZOLIN, C. A.; PAULINO, J.; SOUZA, A. P.; MATOS, E. D. S.; MAGALHÃES, C. A. D. S.; FARIAS NETO, A. L. D. Water erosion on an Oxisol under integrated crop-forest systems in a transitional area between the Amazon and Cerrado biomes. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, 40, e0150111. 2016.

SABINO, M.; SOUZA, A. P.; ULIANA, E. M.; LISBOA, L.; ALMEIDA, F. T.; ZOLIN, C. A. Intensity-duration-frequency of maximum rainfall in Mato Grosso State. **Rev. Ambiente Água**, 15, e2373. 2020.

SANTOS, J. P. C.; CALDAS, V. I. S. P.; SILVA, A. S. Susceptibility to erosion of soils of the Lagos São João Basin, in the State of Rio de Janeiro – Brazil, from the AHP method and multicriteria analysis. **Rev. Bras. Geogr. Fis.**, 12, 1415-1430. 2019.

SCHINDEWOLF, M.; SCHÖNKE, D.; AMORIM, R. S.; SCHMIDT, J. Effects of contour banks and no-till measures on run-off and sediment yield in Campo Verde Region, Mato Grosso. In: GEROLD, G., JUNGKUNST, H. F., WANTZEN, K. M., SCHÖNENBERG, R., AMORIM, R. S. S., COUTO, E. G., MADARI, B., HOHNWALD, S. (Eds.). **Interdisciplinary Analysis and Modeling of Carbon-Optimized Land Management Strategies for Southern Amazonia**, 1st ed.; Universitätsverlag Göttingen: Göttingen, Germany, pp. 85-100. ISBN 978-3-86395-138-2. 2014.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; DOS SANTOS, J. Y. G. Evaluation and modeling of runoff and sediment yield for different land covers under simulated rain in a semiarid region of Brazil. **Int. J. Sediment Res.**, 33, 117-125. 2018.

SONE, J. S.; OLIVEIRA, P. T. S.; EUCLIDES, V. P. B.; MONTAGNER, D. B.; ARAUJO, A. R.; ZAMBONI, P. A.P.; SOBRINHO, T. A. Effects of Nitrogen fertilization and stocking rates on soil erosion and water infiltration in a Brazilian Cerrado farm. **Agric. Ecosyst. Environ.**, 304, 107159. [ ]. 2020.

SOUZA, A. P.; MOTA, L. L.; ZAMADEI, T.; MARTIM, C. C.; ALMEIDA, F. T.; PAULINO, J. Climate classification and climatic water balance in Mato Grosso state, Brazil.

**Nativa**, 1, 34–43. 2013.

TALANO, A. **A Política Nacional de Mudança do Clima em 2020: Estado de Metas, Mercados e Governança Assumidos na Lei 12.187/2009**. Rio de Janeiro, Brasil. 2020. Available online: <https://www.oc.eco.br/wp-content/uploads/2020/12/Politica-Nacional-de-Mudanc%CC%A7a-de-Clima.pdf> (accessed on 18 December 2022).

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**, 3<sup>a</sup> ed.; Embrapa Solos: Rio de Janeiro, Brazil; pp. 1-573. 2017. Available online: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1085209> (accessed on 5 May 2022).

URIBE, M.; PEÑUELA, G. A.; PINO, N. J. *Megathyrsus maximus* and *Brachiaria decumbens* improve soil characteristics and select promising rhizobacteria during rhizoremediation of petroleum hydrocarbons. **Rhizosphere**, 22, e100517. 2022.

VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landsc. Ecol.**, 15, 577-589. 2000.

WENZEL, D. A.; ULIANA, E. M.; ALMEIDA, F. T.; SOUZA, A. P.; MENDES, M. A. D. S. A.; SILVA, S. L. G. Physiographic characteristics of the medium and upper Teles Pires River sub-basins, Mato Grosso, Brazil. **Rev. Ciênc. Agroambient.**, 15, 123-131. 2018.

ZAMBON, N.; JOHANNSEN, L. L.; STRAUSS, P.; DOSTAL, T.; ZUMR, D.; COCHRANE, T. A.; KLIK, A. Splash erosion affected by initial soil moisture and surface conditions under simulated rainfall. **Catena**, 196, 104827. 2021.

### **3. CAPÍTULO II**

## **INFILTRAÇÃO DA ÁGUA EM DIFERENTES COBERTURAS E MANEJO DO SOLO NO ECÓTONO CERRADO-AMAZÔNIA, UTILIZANDO SIMULADOR DE CHUVA**

### 3.1 RESUMO

A infiltração de água no solo é um importante componente do ciclo hidrológico e é melhor avaliada quando há impacto da gota de chuva com a superfície do terreno. Por isso, é afetada pelas alterações no uso e ocupação das terras, e pelas características e propriedades físico-hídricas do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar a infiltração de água no solo em áreas ocupadas com culturas anuais (soja e milho) e pastagens, em duas sub-bacias hidrográficas do rio Teles Pires-MT, utilizando chuva simulada, modelos físicos e análises de componentes principais. As taxas de infiltração foram avaliadas a partir de chuvas simuladas com intensidade média de  $75 \text{ mm h}^{-1}$ , sendo realizadas 4 repetições por região (nascente, médio e foz) das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato, e uso do solo com cobertura, sem cobertura e escarificado. O revolvimento do solo proporcionou maiores taxas de infiltração de água no solo, sobretudo nas áreas de pastagem nas duas sub-bacias hidrográficas. Houve ajustes significativos dos modelos matemáticos aos dados de taxa de infiltração para todas as condições de uso e cobertura do solo. Os atributos do solo que mais interferiram na taxa de infiltração foram a microporosidade, a densidade do solo e a porosidade total nas áreas de lavoura do médio Caiabi, e a microporosidade, o teor de argila, a porosidade total e o teor de silte nas áreas de lavoura na nascente do rio Renato. Os modelos Horton e Philip apresentaram os melhores ajustes nas sub-bacias hidrográficas dos rios Renato e Caiabi e Renato, sendo recomendados para estimativa da taxa de infiltração de água no solo nos diferentes usos, cobertura e regiões.

**Palavras-Chave:** Chuva simulada. Manejo e conservação do solo e água. Rio Teles Pires. Uso do solo.

### 3.2 ABSTRACT

Soil water infiltration is an important component of the hydrological cycle and it is best evaluated when there is an impact of the raindrop on the ground surface. For this reason, it is affected by changes in land use and occupation, and by the characteristics and physical-hydric properties of the soil. The aim of this study was to evaluate soil water infiltration in areas occupied with annual crops (soybean and corn) and pastures, in two watersheds of the Teles Pires River-MT, using simulated rainfall, physical models and principal component analysis. Infiltration rates were evaluated from simulated rainfall with an average intensity of  $75 \text{ mm h}^{-1}$ , with 4 repetitions per region (upper, middle and lower) of the hydrographic sub-basins of the Caiabi and Renato rivers, and soil use with cover, without cover and scarified. Soil tillage provided higher rates of water infiltration into the soil, especially in pasture areas in the two hydrographic sub-basins. There were significant adjustments of the mathematical models to the infiltration rate data for all land use and land cover conditions. The soil attributes that most interfered with the infiltration rate were microporosity, soil density and total porosity in the crop areas of the middle Caiabi, and microporosity, clay content, total porosity and silt content in the areas farming at the source of the Renato River. The Horton and Philip models presented the best adjustments in the hydrographic sub-basins of the Renato and Caiabi and Renato rivers, being recommended for estimating the rate of water infiltration into the soil in different uses, coverage and regions.

**Keywords:** Simulated rain. Soil and water management and conservation. Teles Pires river. Use of the soil.

### 3.3 INTRODUÇÃO

Uma grande parte do território brasileiro está influenciada por fatores que podem levar à degradação dos solos, como diferentes formas de contaminação, desertificação e erosão, associadas principalmente às alterações na cobertura do solo e aos extremos climáticos de precipitações. As mudanças que ocorrem no uso e ocupação das terras também afetam os processos hidrológicos, sobretudo aqueles relacionados à infiltração e ao escoamento superficial da água (RAPALO et al., 2021).

A infiltração da água no solo está relacionada ao tipo de solo, propriedades físicas (textura, porosidade, condutividade hidráulica e densidade), preparo e manejo do terreno, tipo de cobertura vegetal, rugosidade da superfície, coberturas com resíduos culturais remanescentes e o conteúdo de água na camada superficial antecedente à chuva (BERTOL et al., 2015; ALMEIDA et al., 2018). A capacidade de infiltração do solo oferece informações úteis para a ciclagem da água nos sistemas agrícolas porque afetam tanto os rendimentos (através da disponibilidade de água no solo) quanto outros resultados do ecossistema, como poluição e inundações por escoamento superficial (HUNKE et al., 2015; NIU et al., 2019; BASCHE; DELONGE, 2019).

A vegetação nativa ou de cobertura protege o solo, favorecendo a infiltração, pois além de amortecer o impacto das gotas de chuva, favorece a criação de caminhos preferenciais originados pelo desenvolvimento das raízes (FUENTES-LLANILLO et al., 2021). A infiltração é ainda influenciada pelo conteúdo de água no perfil do solo, tempo de precipitação, erosividade e padrão da chuva (CARVALHO et al., 2022), estrutura, uso e ocupação do solo (SONE et al., 2020), conteúdo de matéria orgânica (ANDRADE et al., 2020) e declividade, sendo considerada um dos parâmetros mais importantes para planejamento de irrigação em áreas de produção agropecuária (CHARI et al., 2020). Assim, a adoção de manejos sustentáveis deve ser fundamentada no uso de técnicas que favoreçam a infiltração de água no solo, minimizando o escoamento superficial e as perdas de solos e água (HUNKE et al., 2015; BASCHE; DELONGE, 2019).

A infiltração de água no solo pode ser quantificada por diferentes métodos, embora o método dos anéis concêntricos seja largamente utilizados. Os infiltrômetros de aspersão são mais indicados para estudos relacionados ao uso e manejo dos solos, pois ao simularem a chuva natural, propiciam melhor representação do impacto das gotas e a desagregação das partículas superficiais do solo (SIDIRAS; ROTH, 1987). Dentre os diferentes tipos/modelos de infiltrômetros de aspersão (LUZ et al., 2023), o modelo *InfiAsper* (ALVES SOBRINHO et al., 2008) é um dos equipamentos mais utilizados no Brasil para simular chuvas e tem sido empregado em estudos de erosão, infiltração e escoamento superficial (PANACHUKI et al., 2011; ALMEIDA et al., 2018; FALCÃO et al., 2020, CARVALHO et al., 2022; ALVES et al., 2023).

Estudos com modelagem das taxas de infiltração em diferentes usos e ocupação do solo no ecótono Amazônia/Cerrado são escassos. Nesse sentido, esta pesquisa pode contribuir de forma significativa para o conhecimento dos efeitos das mudanças no uso e ocupação dos solos no processo de infiltração de água no solo, como manejo e conservação de pastagens, sistema de plantio direto e revolvimento mínimo no preparo do solo (FUENTES-LLANILLO et al., 2021). Além disso, a utilização de análises estatísticas multivariadas que associem os atributos físicos do solo com a infiltração, podem ajudar na observação de quais fatores tem maior influência na infiltração de água no solo (JOHNSON e WICHERN, 1999). Dentre as diferentes técnicas estatísticas usadas em estudos vinculados aos solos, destaca-se a análise de componentes principais – ACP (FOX; METLA, 2005; JOLLIFFE; CADIMA, 2016; TAJIK et al., 2019; ABDEL-FATTAH et al., 2021; MARTÍN-SANCHEZ et al., 2021). Essas análises, em conjunto com as estimativas da taxa de infiltração obtidas por modelos matemáticos,

podem contribuir para a implantação de técnicas de manejo e conservação do solo e água, que promovam redução de perdas de solos e água em lavouras e pastagem do Norte de Mato Grosso, região com predominância de Floresta Amazônica e de grande expansão agropecuária.

O objetivo deste estudo foi avaliar a infiltração de água no solo em áreas ocupadas com culturas anuais e pastagens, em duas sub-bacias hidrográficas do rio Teles Pires-MT, utilizando chuva simulada, modelos físicos e análises de componentes principais.

### 3.4 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.4.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido em duas regiões da bacia hidrográfica do rio Teles Pires, localizadas no Norte do estado do Mato Grosso, Brasil. A sub-bacia do rio Caiabi (500 km<sup>2</sup>) está localizada na região do alto Teles Pires, enquanto a sub-bacia do rio Renato (1.450 km<sup>2</sup>) se localiza no médio Teles Pires e é parte do bioma Amazônia (Figura 7).



**Figura 7.** Localização da bacia hidrográfica do rio Teles Pires e das sub-bacias dos rios Renato e Caiabi.

As duas sub-bacias hidrográficas apresentam características distintas quanto à geomorfologia, geologia e pedologia, sendo o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico, de textura média e profundo, a classe de solo predominante (ALVES et al., 2022). A sub-bacia do Rio Caiabi está inserida no ecotono Cerrado-Amazônia, com predomínio dos

monocultivos de soja e milho, em sucessão com produção emergente de algodão, enquanto na sub-bacia do Rio Renato predominam as matas nativas (floresta Amazônica), com expansão de pastagem, seguida da produção de soja e sucessão com milho (ALVES et al., 2023).

O clima da região é do tipo Aw de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013). A temperatura média anual é de 25 °C, com mínima inferior a 16°C e a máxima superior a 34 °C. A precipitação média anual varia em torno de 1.800 mm (MENDONÇA & DANNI-OLIVEIRA, 2007).

### 3.4.2 Tratamentos e organização experimental

Os testes de infiltração da água no solo foram realizados em áreas de pastagens e lavouras, nas regiões da nascente, médio e foz das duas sub-bacias, em conformidade com o calendário agrícola regional. Esses usos do solo foram escolhidos em virtude do amplo crescimento da agricultura e pecuária na bacia hidrográfica do rio Teles Pires concomitantemente com a pressão na biodiversidade local. Em função do elevado número de testes de campo, as áreas ocupadas com lavoura na sub-bacia do Caiabi apresentavam a cultura da soja (*Glycine max* L.), em estágio vegetativo V7, com e sem palhada de milho (sistemas de plantio convencional e plantio direto); na sub-bacia do rio Renato, as áreas de lavoura estavam ocupadas com a cultura do milho (*Zea mays* L.), em estágio vegetativo V4, na sub-bacia do rio Renato. As áreas de pastagem nas duas sub-bacias apresentavam condições semelhantes, ocupadas com *Brachiaria* com 50 cm de altura em média. As chuvas simuladas nas duas sub-bacias foram aplicadas considerando os seguintes tratamentos: solo coberto (com vegetação), solo sem cobertura (retirada da biomassa vegetal – lavoura ou pastagem) e em solo sem cobertura e com revolvimento a 0,10 m de profundidade. Essa profundidade foi adotada em função do tamanho da parcela e para que não afetasse a coleta de escoamento superficial. As chuvas simuladas foram realizadas de forma consecutiva, no mesmo ponto experimental, considerando a sequência supracitada, conforme Alves et al. (2023). O revolvimento do solo foi realizado manualmente, após o término dos testes nas parcelas sem cobertura.

As chuvas foram aplicadas com o simulador *InfiAsper* (ALVES SOBRINHO et al., 2008) e o escoamento superficial avaliado em parcela coletora de 0,70 m<sup>2</sup> (1,0 x 0,7 m), instaladas em áreas com declividade média de 3°. Com base na relação IDF da região (Sabino et al., 2020), o simulador foi regulado para aplicar chuvas com intensidade de precipitação média (IP) de 75 mm h<sup>-1</sup>, considerando eventos com 10 anos de período de retorno e 42 min de duração média.

Após a instalação da parcela coletora de enxurrada e antes do início dos testes, a superfície do terreno era umedecida (pré-molhamento) a fim de uniformizar as condições de umidade do solo (ALMEIDA et al., 2018). Após o início do escoamento, as coletas eram realizadas em intervalos de 1 min, sendo o volume de água quantificado em provetas graduadas. Considerando a área da parcela coletora (0,70 m<sup>2</sup>), os dados de volume eram transformados em lâmina escoada, possibilitando a determinação da lâmina infiltrada no mesmo intervalo, pela diferença da lâmina precipitada.

Utilizando o software DataFit (versão 9.0.59), os valores de taxa de infiltração foram ajustados aos modelos de Kostiakov-Lewis (K-L) (KOSTIAKOV, 1932; LEWIS, 1937), Horton (HORTON, 1933, 1939) e Philip (PHILIP, 1957, 1969), representados pelas Equações 2, 3 e 4:

$$T_i = T_{if} + \alpha k T^{\alpha-1} \quad (2)$$

$$T_i = T_{if} + (T_{io} - T_{if}) e^{-\beta T} \quad (3)$$

$$T_i = b + 1/2 k T^{-0,5} \quad (4)$$

Em que:

$T_i$  = taxa de infiltração;

$T_{i_0}$  = taxa de infiltração inicial; e

$T_{i_f}$  = taxa de infiltração final.

As taxas de infiltração inicial e final foram calculadas, respectivamente, pela média dos três primeiros e três últimos valores obtidos em cada teste. Os modelos de infiltração foram avaliados por meio do coeficiente de determinação ( $R^2$ ), Erro Quadrático Médio (MSE) e Eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE). O NSE varia entre  $-\infty$  e 1,0 (inclusive), com NSE = 1 sendo o valor ideal, enquanto valores de MSE iguais a 0 indicam ajuste perfeito (MORIASI et al., 2007; Nash e Sutcliffe, 1970).

### **3.4.3 Massa seca vegetal e caracterização física e hídrica do solo**

Em cada tratamento, a massa vegetal foi caracterizada pela remoção da cobertura rente ao solo e posterior secagem em estufa a 65 °C para obtenção da massa seca. Próximo às parcelas de chuvas simuladas foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo, na camada de 0-10 cm (Tabela 9), para caracterização dos seguintes atributos: granulometria (areia, silte e argila), densidade do solo, densidade de partículas, porosidade total, macro e micro porosidade e condutividade hidráulica, conforme metodologias apresentadas por Teixeira et al. (2017).

### **3.4.4 Análises estatísticas**

O arranjo experimental dos pontos de avaliação da infiltração de água no solo em ambas as sub-bacias foi de 3 x 3, considerando 3 regiões das bacias (nascente, médio e foz) e 3 condições de cobertura/manejo do solo (solo coberto, solo sem cobertura, solo sem cobertura + revolvimento), com 4 repetições, totalizando 144 testes. Os dados de taxas de infiltração inicial e final foram submetidos ao teste Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade por meio do programa Statistica versão 14.0. Utilizando o mesmo programa, as Análises de Componentes Principais (PCA) (JOHNSON e WICHERN, 1999) foram realizadas a fim de avaliar a influência dos atributos físicos e da cobertura/manejo do solo nas taxas de infiltração estáveis ( $T_{if}$ ), nas diferentes regiões e sub-bacias hidrográficas, considerando os tratamentos com e sem cobertura. Os tratamentos com revolvimento do solo não foram avaliados pela ACP pelo fato do procedimento alterar os valores dos atributos apresentados na Tabela 9.

### 3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.5.1 Caracterização física do solo

A caracterização física do solo e massa seca das lavouras e pastagens nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato estão apresentadas na Tabela 9. A região da nascente da sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi possui maior conteúdo de argila tanto na área de lavoura como de pastagem, com predomínio de areia no médio e na foz. Os atributos densidade do solo e densidade de partículas na área de lavoura são menores em relação ao médio e foz e densidade de partículas no médio na área de pastagem segue o mesmo comportamento em relação a nascente e a foz. Por outro lado, na bacia hidrográfica do rio Renato houve predominância de areia em toda a bacia hidrográfica, sendo o menor valor (73,9%) na foz em área de lavoura. Não houve diferença significativa com relação à massa seca das lavouras e de pastagem, com exceção das lavouras de milho no médio e nascente do rio Renato, ambas com pouca palhada da cultura anterior no solo.

**Tabela 9.** Caracterização físico-hídrica dos solos e massa seca, em diferentes sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato, na camada de 0-10 cm.

Região	AT	Arg	Sil	Mic	Mac	PT	Dp	Ds	K <sub>0</sub>	MS
	.....%.....			.....m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> .....		..... g cm <sup>-3</sup> .....		cm h <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	
Rio Caiabi – Lavoura (soja)										
Nascente	42,49B	27,9A	29,61A	0,28A	0,08A	0,36A	2,14B	1,02B	1,21A	11,91A
Médio	76,56A	17,8B	5,64B	0,27A	0,11A	0,38A	2,54A	1,50A	1,12A	10,20A
Foz	78,5A	15,6B	5,9B	0,35A	0,08A	0,43A	2,52A	1,50A	1,28A	10,99A
Rio Caiabi – Pastagem										
Nascente	49,24B	36,1A	14,66A	0,27A	0,10A	0,38A	2,44A	1,41A	0,33A	8,24A
Médio	49,21B	34,6A	16,19A	0,35A	0,02A	0,37A	2,33B	1,58A	0,67A	8,90A
Foz	84,37A	11,0B	4,63B	0,29A	0,11A	0,39A	2,61A	1,58A	1,70A	7,26A
Rio Renato – Lavoura (milho)										
Nascente	75,18B	16,2A	8,62A	0,43A	0,09A	0,52A	2,71A	1,57A	0,79A	5,21B
Médio	82,87A	12,9B	4,23A	0,29B	0,08A	0,37B	2,73A	1,53A	1,22A	6,48B
Foz	73,90B	19,4A	6,7A	0,28B	0,09A	0,37B	2,65A	1,56A	0,68A	12,07A
Rio Renato – Pastagem										
Nascente	80,43A	15,9A	3,67A	0,40A	0,02A	0,42A	2,78A	1,53B	1,22A	8,07A
Médio	83,16A	12,9A	3,94A	0,37A	0,06A	0,43A	2,63A	1,59B	0,57A	8,29A
Foz	81,94A	14,7A	3,36A	0,33A	0,04A	0,37A	2,69A	1,75A	0,90A	6,65A

AT = areia total, Arg = argila, Silt = silte, Mic = microporosidade, Mac = macroporosidade, PT = porosidade total, Dp = densidade de partículas, Ds = densidade do solo, K<sub>0</sub> = condutividade hidráulica, MS = massa seca vegetal. Médias seguidas de letras maiúsculas iguais na mesma linha, não diferem significativamente entre si pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade.

Características do solo como textura (areia total, argila e silte) e densidade de partículas estão relacionadas à geologia e geomorfologia da região onde os solos se formaram. Nesse sentido, no alto Teles Pires, onde estão localizada as áreas estudadas da sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi, as classes de solos mais recorrentes são Latossolos Vermelho-Amarelos e Neossolos Quartzarênicos (IBGE, 2009; ALVES et al., 2023), formados a partir de rochas metassedimentares pertencentes ao Grupo Cuiabá e às Formações Raizama e Araras (Grupo Alto Paraguai) sendo os arenitos finos do Grupo Bauru, rochas

sedimentares cretáceas (arenitos e conglomerados) pertencentes ao Grupo Parecis e coberturas cenozoicas detritolateríticas (EPE, 2009). Por outro lado, o médio Teles Pires, onde está localizada a sub-bacia hidrográfica do rio Renato, apresenta caracterização pedológica com Latossolos Vermelho-Amarelos, Neossolos Litólicos, Neossolos Quartzarênicos e Plintossolos (IBGE, 2009; ALVES et al., 2023) formados de rochas graníticas e riolíticas do Arco Magmático Juruena, com diversas ocorrências auríferas: arenitos constituintes da Formação Dardanelos e do Grupo Beneficiente, arenitos, siltitos e argilitos da Bacia do Alto Tapajós (Formação Capoeiras) (EPE, 2009). Isso justifica a predominância de Areia no médio e foz na sub-bacia hidrográfica do rio Rio Caiabi e praticamente em toda a bacia hidrográfica do Rio Renato.

### 3.5.2 Taxa de infiltração inicial e final

As taxas de infiltração inicial ( $T_{i_0}$ ) e final ( $T_{i_f}$ ) nas diferentes condições de cobertura/manejo e regiões das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato apresentaram altos valores de infiltração no início da coleta do escoamento em relação ao final (Tabela 10). Mesmo com umedecimento inicial (pré-molhamento), os poros dos solos nas camadas sub superficiais estavam vazios, os quais são preenchidos pela lâmina infiltrada durante as chuvas, o que resulta em redução da infiltração e aumento do escoamento superficial.

A menor amplitude entre as taxas inicial e final foi observada nas áreas com pastagem em condição de revolvimento, em ambas as sub-bacias. A constância nas taxas de infiltração no solo revolvido é devido à ruptura da camada superficial, promovendo efeito reverso ao do pisoteio animal, que eleva os níveis de compactação, como indicado pelos valores de  $D_s$  na Tabela 9. Os cascos dos animais exercem pressão no solo capaz de compactá-lo e limitá-lo à produção de pastos a longo prazo (CENTERI, 2022; BARONTI, et al., 2022), desestruturando e reorganizando as partículas do solo de maneira distinta ao da formação natural. De acordo com Castro et al. (2006), o revolvimento da camada superficial favorece a infiltração por promover aumento na rugosidade na superfície, reduzindo a velocidade e o volume do escoamento superficial. Do mesmo modo, ao estudarem infiltração de água no solo em sistemas convencionais de revolvimento, cultivo mínimo e sistema de plantio direto, Santo et al., (2014) concluíram que a o revolvimento do solo no sistema convencional tem efeito favorável na redução do escoamento superficial da água e no aumento da taxa de infiltração da água por conta do aumento da rugosidade e rompimento de camada compactada.

**Tabela 10.** Taxas de infiltração ( $\text{mm h}^{-1}$ ) inicial ( $T_{i_0}$ ) e final ( $T_{i_f}$ ) nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato.

Bacia	Trat	Nascente		Médio		Foz	
		$T_{i_0}$	$T_{i_f}$	$T_{i_0}$	$T_{i_f}$	$T_{i_0}$	$T_{i_f}$
Lavoura							
Caiabi	CC	66,46Aa	31,57Ab	65,31Aa	45,64Aa	65,31Aa	35,16Bb
	SC	61,82Aa	15,04Bb	63,51Aa	35,67Aa	44,77Bb	32,41Ba
	REV	68,54Aa	34,39Ab	61,34Aa	30,98Bb	71,06Aa	60,22Aa
Pastagem							
	CC	34,57Ba	2,67Cb	40,62Ba	15,64Ba	42,90Ba	12,23Aba
	SC	44,14Ba	3,96Cc	55,57Aa	21,29Ba	40,59Ba	5,94Bc
	REV	69,86Aa	56,71Aa	61,34Aa	30,98Ab	61,20Aa	18,70Ac

Continua...

Continuação da Tabela 10.

Bacia	Trat	Nascente		Médio		Foz	
		Ti <sub>o</sub>	Ti <sub>f</sub>	Ti <sub>o</sub>	Ti <sub>f</sub>	Ti <sub>o</sub>	Ti <sub>f</sub>
Renato		Lavoura					
	CC	61,63Aa	17,92Aa	39,00Bb	11,77Ab	58,38Ab	18,35Aa
	SC	61,93Aa	19,40Aa	17,40Cc	11,83Ab	22,37Bc	8,00Bb
	REV	63,21Aa	11,2ABa	67,11Aa	5,43Ab	63,43Aa	13,43Ba
		Pastagem					
	CC	68,14Aa	38,64Ba	26,79Cb	4,19Cc	54,01Aa	12,46Bc
SC	63,30Aa	23,30Ba	42,43Bb	1,00Cc	61,61Ac	9,76Bb	
REV	69,86Aa	62,51Aa	62,57Aa	37,29Ab	68,43Aa	36,26Ab	

CC = com cobertura; SC = sem cobertura; REV = revolvido. Médias seguidas de letras maiúsculas iguais na mesma coluna e de minúsculas iguais na mesma linha, não diferem significativamente entre si pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade.

Houve variações significativas nas Ti<sub>o</sub> e Ti<sub>f</sub> em relação às regiões nas sub-bacias, e que podem estar relacionadas às características físicas dos solos de cada região, apesar de pertencerem à mesma classe, conforme Alves et al. (2022), que classificaram 18 perfis de solos nas regiões da nascente, médio e foz nessas duas sub-bacias hidrográficas supracitadas. Isso evidencia que, além da ausência de cobertura vegetal e do revolvimento, as propriedades físicas do solo também têm papel primordial no processo de infiltração de água no solo (ALMEIDA et al., 2018). Portanto, a menor capacidade de infiltração na área com cobertura de pastagem e sem cobertura antes do revolvimento, pode estar relacionada à menor permeabilidade do solo, por se tratar de áreas de pastejo contínuo (BARONTI et al., 2022).

A menor taxa de infiltração em áreas de lavoura sem cobertura e solo revolvido na sub-bacia do rio Renato pode ser resultado do efeito de esscarificações contínuas advindas do manejo, uma vez que neste caso os maquinários de preparo do solo, plantio, pulverização e colheita podem ter comprometido a macroporosidade desses solos, responsável pela movimentação da água no perfil. Ao estudarem o efeito de maquinários agrícolas na infiltração de água no solo, Fernandes et al. (2022) concluíram que a taxa de infiltração estável do solo é reduzida nos locais com tráfego permanente de implementos agrícolas. Por outro lado, após sucessivos revolvimentos do solo dos sistemas de manejo, a estrutura do solo é rompida, o que pode favorecer maiores concentrações de partículas minerais nos fluxos de água, contribuindo com processos erosivos (ALVES et al., 2023). Porém, o efeito do revolvimento em solos compactados pode favorecer a infiltração, a exemplo das áreas de pastagens em ambas as sub-bacias hidrográficas. A ruptura da camada superficial elevou a capacidade de infiltração de água no solo quando comparada aos solos cobertos e sem revolvimento, uma vez que nas pastagens avaliadas não há registros históricos de revolvimento do solo após a implantação do pasto, solos pisoteados e, conseqüentemente, compactados. Com isso, o revolvimento na parcela de chuva simulada rompeu essa camada e melhorou a condição de infiltração de água no solo.

O fato de as áreas de pastagem com revolvimento terem favorecido a infiltração de água no solo não faz deste um manejo eficiente a ser adotado por todos os produtores. Embora menor, o escoamento superficial nessas áreas é mais concentrado, proporcionando maior perda de solo em comparação às áreas cobertas com menor capacidade de infiltração (ALVES et al., 2023). Mesmo sendo necessária alterações na camada superficial para melhoria da qualidade físico-hídrica do solo em pastagem, estas devem ser acompanhadas de manejos conservacionistas para minimizar os processos erosivos (BASCHÉ & DELONGE, 2019). Uma alternativa é reduzir a compactação do solo por meio de pastejo rotacionado, respeitando à capacidade de suporte, entrada e saída dos animais de acordo com a altura do pasto, correção do pH, adubação em casos necessários e utilização de cultivares de sistema radicular

agressivos para melhorar a agregação do solo. Neste sentido, Dobert et al. (2021) recomendam a adoção da técnica de pastejo rotativo ou rotacionado aliado à períodos de pousio como melhor alternativa para manter a saúde dos solos e das pastagens. Em estudo de taxas de infiltração em solos do Cerrado, Sone et al. (2020) concluíram que a gestão sustentável de pastagens é uma oportunidade para atender a demanda alimentar e, ao mesmo tempo, manter o solo em boas condições.

Ao realizarem uma meta-análise de comparação de taxas de infiltração em solos manejados com cultivos agrícolas convencionais e alternativo, Basche & Delonge (2019) concluíram que existe uma tendência geral de potencial melhoria nas taxas de infiltração com a utilização de práticas alternativas de manejo agrícola que utilizam cobertura do solo com presença de raízes de plantas vivas, em solos não compactados. Em solos com níveis elevados de compactação, antes de favorecer a infiltração, a cobertura tem papel de fazer as melhorias físicas, químicas e biológicas no sistema de manejo, seja ele agrícolas ou pecuário.

### 3.5.3 Análise de componente principal (ACP)

Não foram realizadas análises de componentes principais das parcelas revolvidas em ambas as bacias hidrográficas, uma vez que a estrutura do solo foi alterada e as amostras indeformadas não representaria a condição real do solo no momento da precipitação. Além disso, parâmetros como porosidade total, densidade de partículas e condutividade hidráulica não foram utilizados na ACP porque estavam sobrepostos em todos as figuras com microporosidade, areia total e taxa de infiltração final estável, respectivamente.

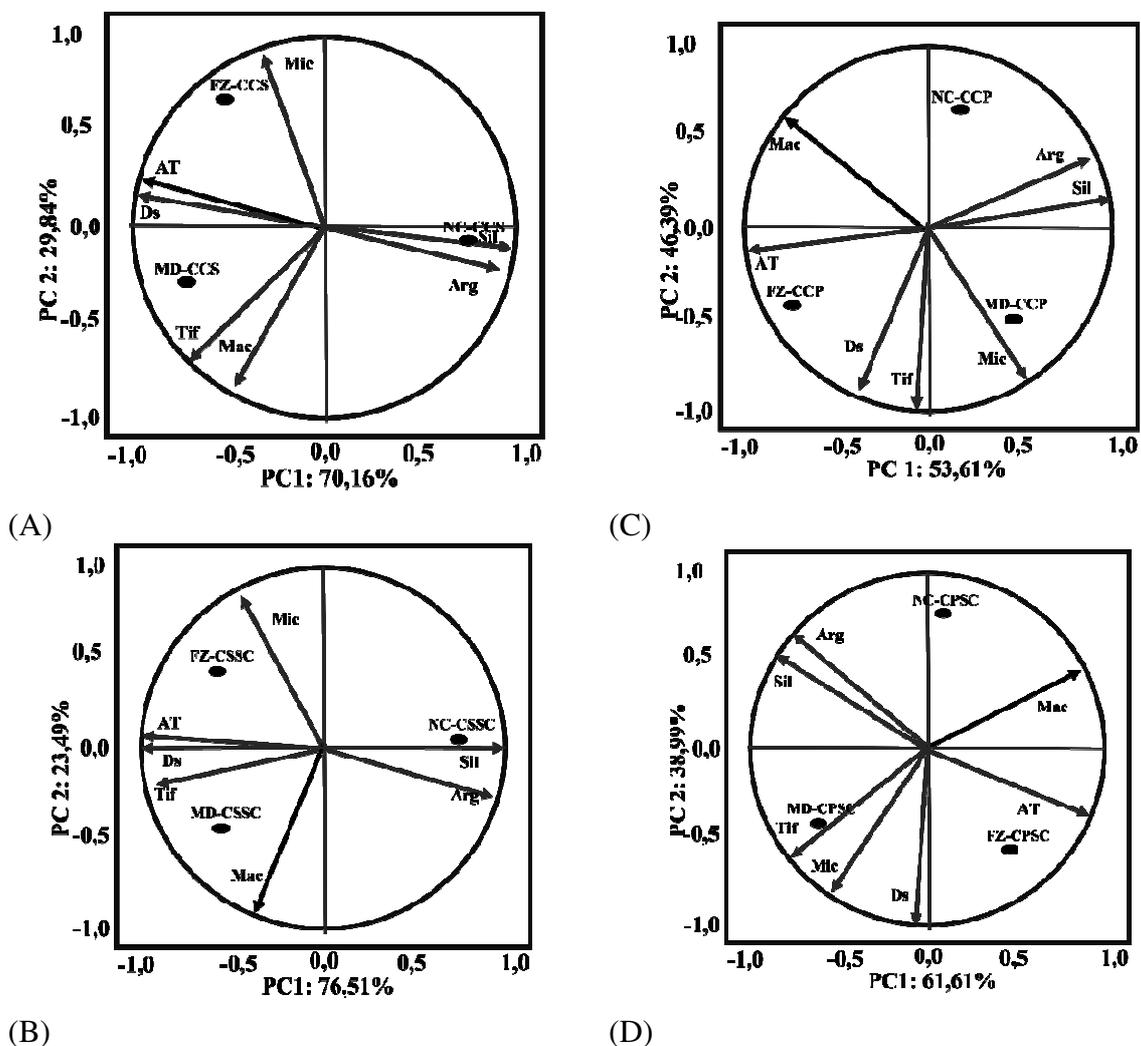
As estatísticas multivariadas pela ACP explicaram com mais de 95% de confiabilidade a relação dos atributos físicos dos solos com as taxas de infiltração estáveis ( $T_{if}$ ) nas áreas de lavoura e de pastagem, nos tratamentos com e sem cobertura e em todas as regiões da sub-bacia do rio Caiabi. Todos os autovalores dos PC1 e PC2 estão acima de um, sendo considerado ideal para utilização dos componentes para explicação dos agrupamentos dos atributos do solo e taxa estável de infiltração de água no solo (Tabela 11). Os autovalores nas áreas de soja com cobertura foram de 4,910 (PC1) e 2,080 (PC2), enquanto nas áreas com coberturas de pastagem os valores foram de 3,70 (PC1) e 3,240 (PC2). Por outro lado, as áreas sem cobertura de soja e sem cobertura de pastagem apresentaram autovalores de 5,350 e 1,640, e de 4,310 e 2,680, respectivamente, para PC1 e PC2. Com relação as variações (%) das PCs, as áreas com cobertura, com cobertura de pastagem, sem cobertura de soja e sem cobertura de pastagem apresentaram somatório de PC1 e PC2 entre 95 e 100%.

**Tabela 11.** Resumo dos principais componentes dos atributos físicos e taxa de infiltração final de água no solo em áreas de lavoura e pastagem, com e sem cobertura na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi.

Componente Principal	CCS		CCP		CSSC		CPSC	
	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2
<b>Autovalores</b>	4,910	2,080	3,750	3,240	5,350	1,640	4,310	2,680
<b>Variação %</b>	70,160	29,830	53,610	46,390	76,510	23,490	61,600	38,390
Atributo	Correlação							
<b>AT</b>	-0,984*	0,178	-0,258*	-0,076	-0,999*	0,051	-0,186*	0,031
<b>Arg</b>	0,956*	-0,295	0,254*	0,092	0,985*	-0,170	0,184	-0,104
<b>Sil</b>	0,993*	-0,121	0,264*	0,040	0,990*	0,007	0,187*	0,004
<b>Mic</b>	-0,274	0,962*	0,135	-0,265*	-0,395	0,919*	-0,074	0,559*
<b>Mac</b>	-0,609	-0,794	-0,205	0,197	-0,502	-0,865*	-0,094	-0,526*
<b>Ds</b>	-0,991*	0,130	-0,072	-0,2966*	-0,990*	0,003	-0,187*	0,002
<b>Tif</b>	-0,785*	-0,620	-0,004	-0,308*	-0,990*	-0,144	-0,185*	-0,088

Arg - argila; Sil - silte; AT - areia total; Mic - microporosidade; Mac - macroporosidade; Ds - densidade do solo; Tif - taxa de infiltração final; CCS - Caiabi com cobertura de soja; CCP - Caiabi com cobertura de pastagem; CSSC - Caiabi em área de soja sem cobertura; CPSC - Caiabi em área de pastagem sem cobertura.

A PC1 correlacionou significativamente com a maioria dos atributos do solo, sobretudo nas áreas de soja com e sem cobertura, representando mais de 70% da variação (70,16% nas áreas de soja com cobertura e 76,51% nas áreas de soja sem cobertura) (Figura 8). Nas áreas de pastagem, a significância das PCs 1 e 2 foram mais distribuídas entre os atributos.



**Figura 8.** Análise de componentes principais na sub-bacia do rio Caiabi em áreas de lavoura com cobertura (A): Lavoura sem cobertura (B): pastagem com cobertura (C) e pastagem sem cobertura (D). Arg - argila; Sil - silte; AT - areia total; Mic - microporosidade; Mac - macroporosidade; Ds - densidade do solo; Tif - taxa de infiltração final; NC-CCS - nascente do rio Caiabi com cobertura de soja; MD-CCS - médio do rio Caiabi com cobertura de soja; FZ-CCS - foz do rio Caiabi com cobertura de soja. NC-CCP-nascente do rio Caiabi com cobertura de pastagem; MD-CCP - médio do rio Caiabi com cobertura de pastagem; FZ-CCP - foz do rio Caiabi com cobertura de pastagem; NC-CSSC - nascente do rio Caiabi em área de soja sem cobertura; MD-CSSC - médio do rio Caiabi em área de soja sem cobertura; FZ-CSSC - foz do rio Caiabi em área de soja sem cobertura; NC-CPSC - nascente do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura; MD-CPSC - médio do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura; FZ-CPSC - foz do rio Caiabi em área de pastagem sem cobertura.

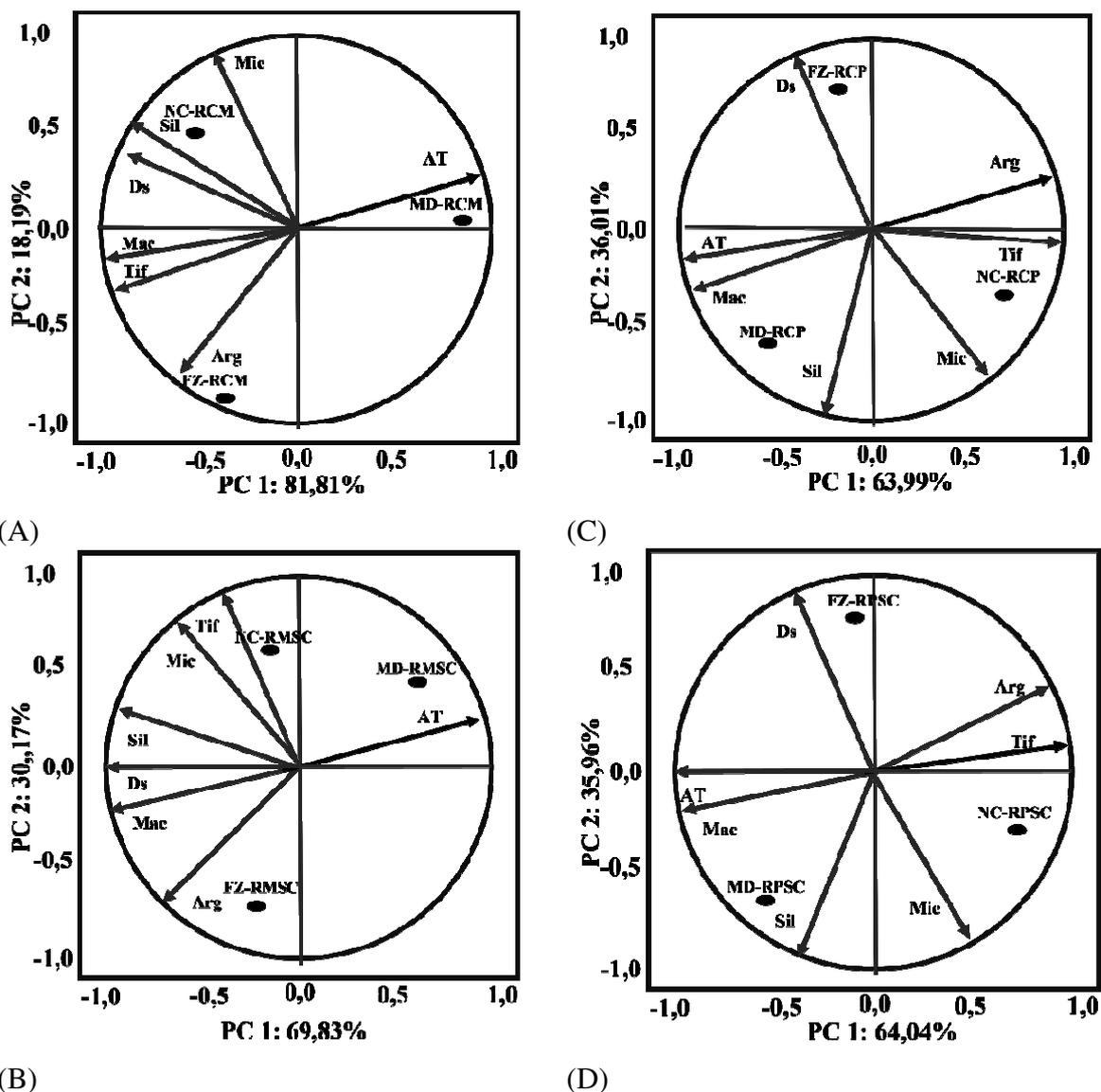
Na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi, os vetores das taxas finais de infiltração acompanharam o sentido dos atributos macroporosidade, areia total e densidade do solo, sobretudo nas regiões da foz e do médio, onde esses atributos são estatisticamente maiores que na nascente (Tabela 9). Esse agrupamento dos dados no mesmo quadrante ou pertencente à mesma componente evidencia a relação entre os fatores, servindo de base para compreensão do processo da infiltração de água em solos mais arenosos quando comparados aos solos argilosos.

De maneira similar, na sub-bacia hidrográfica do rio Renato os autovalores também estão acima de um e a variação acumulada nas áreas de cobertura de milho, com cobertura de pasto e sem cobertura em ambos os cultivos agropecuários estão entre 95 e 100% (Tabela 12 e Figura 9). A PC1 das áreas de milho com cobertura correlacionou significativamente com todos os atributos do solo e taxa de infiltração estável de forma negativa, com exceção da areia total que apresentou correlação positiva. Vale ressaltar que esta componente reteve isoladamente 81,81% da variação, justificando a correlação com todos os atributos do solo.

**Tabela 12.** Resumo dos principais componentes dos atributos físicos e taxa de infiltração final de água no solo em áreas de lavoura e pastagem, com e sem cobertura na sub-bacia hidrográfica do rio Renato.

Componente Principal	RCM		RCP		RMSC		RPSC	
	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2
<b>Autovalores</b>	5,720	1,270	4,47	2,520	4,880	2,110	4,480	2,510
<b>Variação %</b>	81,810	18,190	63,990	33,010	69,830	30,170	64,030	35,960
Atributo	Correlação							
<b>AT</b>	0,975*	0,223	-0,984*	-0,177	0,930*	0,367	-0,728*	-0,068
<b>Arg</b>	-0,821*	-0,570	0,938*	0,347	-0,726	-0,688	0,638*	0,176
<b>Sil</b>	-0,936*	0,352	-0,242	-0,970*	-0,978*	0,207	-1,116	-3,260*
<b>Mic</b>	-0,528*	0,849	0,629	-0,777	-0,650	0,760	15,968*	-23,576
<b>Mac</b>	-0,996*	-0,092	-0,971*	-0,237	-0,971*	-0,241	-49,408*	-7,670
<b>Ds</b>	-0,989*	0,150	-0,485	0,874*	-0,990*	-0,001	-3,593	8,025*
<b>Tif</b>	-0,989*	-0,150	0,999*	-0,052	-0,417	0,909*	0,089	-0,003

Arg - argila; Sil - silte; AT - areia total; Mic - microporosidade; Mac - macroporosidade; Ds - densidade do solo; Tif - taxa de infiltração final



**Figura 9.** Análise de componentes principais na sub-bacia do rio Renato em áreas de lavoura com cobertura (A): Lavoura sem cobertura (B): pastagem com cobertura (C) e pastagem sem cobertura – (D). Arg - argila; Sil - silte; AT - areia total; Mic - microporosidade; Mac - macroporosidade; Ds - densidade do solo; Tif - taxa de infiltração final; NC-RCM - nascente do rio Renato com cobertura de milho; MD-RCM - médio do rio Renato com cobertura de milho; FZ-RCM - foz do rio Renato com cobertura de milho; NC-RCP - nascente do rio Renato com cobertura de pastagem; MD-RCP - médio do rio Renato com cobertura de pastagem; FZ-RCP - foz do rio Renato com cobertura de pastagem. NC-RMSC - nascente do rio Renato em área de milho sem cobertura; MD-RMSC - médio do rio Renato em área de milho sem cobertura; FZ-RMSC - foz do rio Renato em área de milho sem cobertura; NC-RPSC - nascente do rio Renato em área de pastagem sem cobertura; MD-RPSC - médio do rio Renato em área de pastagem sem cobertura; FZ-RPSC - foz do rio Renato em área de pastagem sem cobertura.

Com relação ao agrupamento dos tratamentos e regiões das sub-bacias (Figuras 8 e 9), observa-se que todas as regiões da sub-bacia hidrográfica dos rios Caiabi e Renato ficaram em

quadrantes distintos evidenciando a diferença entre essas regiões, sobretudo em relação aos atributos físicos do solo. Isso indica que a nascente, o médio e a foz não apresentam similaridade em todos os atributos do solo, não pertencendo dessa maneira ao mesmo agrupamento.

### 3.5.4 Modelos de infiltração

Na Tabela 13 estão apresentados os modelos com melhor ajustes para cada tratamento nas sub-bacia do rio Caiabi. Em geral, os valores de  $R^2$ , RMSE e NSE indicaram ajustes satisfatórios dos modelos para estimativa da taxa de infiltração de água no solo. Os modelos de Horton e Philip foram melhor ajustados. Almeida et al. (2018) avaliaram a eficiência desses modelos na estimativa das taxas de infiltração em diferentes níveis de cobertura vegetal sob chuva simulada em Argissolos, com resultados similares aos obtidos nesta pesquisa.

**Tabela 13.** Parâmetros e índices estatísticos dos melhores modelos matemáticos de infiltração gerados para a sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi.

Cultivo	Trat.	Modelo		$R^2$	RMSE	NSE	
Lavourea	CC	$Ti = 31,57 + (66,46 - 31,57) e^{-0,14t}$	Horton	0,84	3,79	0,85	
	SC	$Ti = 4,55 + \frac{1}{2} 116,70 t^{-0,5}$	Philip	0,86	3,27	0,86	
	REV	$Ti = 34,39 + (68,54 - 34,39) e^{-7,52t}$	Horton	0,51	15,68	-0,66	
	<b>Médio</b>						
	CC	$Ti = 42,39 + \frac{1}{2} 46,77 t^{-0,5}$	Philip	0,78	1,37	0,79	
	SC	$Ti = 29,24 + \frac{1}{2} 69,06 t^{-0,5}$	Philip	0,90	1,27	0,90	
	REV	$Ti = 24,16 + \frac{1}{2} 80,08 t^{-0,5}$	Philip	0,78	2,90	0,78	
	<b>Foz</b>						
	CC	$Ti = 26,98 + \frac{1}{2} 70,23 t^{-0,5}$	Philip	0,83	1,78	0,83	
	SC	$Ti = 28,58 + \frac{1}{2} 39,18 t^{-0,5}$	Philip	0,66	1,91	0,66	
	REV	-----	-----				
	<b>Nascente</b>						
CC	$Ti = 2,67 + (34,57 - 2,67) e^{-0,15t}$	Horton	0,90	2,83	0,90		
SC	$Ti = 3,96 + (2,70). 145,19 t^{-2,70}$	KL	0,85	3,79	0,84		
REV	$Ti = 56,71 + (69,86 - 56,71) e^{-0,13t}$	Horton	0,77	2,12	0,77		
<b>Médio</b>							
Pastagem	CC	$Ti = 10,73 + \frac{1}{2} 57,47 t^{-0,5}$	Philip	0,76	3,01	0,76	
	SC	$Ti = 13,80 + \frac{1}{2} 84,91 t^{-0,5}$	Philip	0,82	3,71	0,82	
	REV	$Ti = 30,98 + (61,34 - 30,98) e^{-0,15t}$	Horton	0,79	3,86	0,79	
	<b>Foz</b>						
	CC	$Ti = 0,82 + \frac{1}{2} 121,34 t^{-0,5}$	Philip	0,87	3,56	0,87	
	SC	$Ti = 5,45 + \frac{1}{2} 125,68 t^{-0,5}$	Philip	0,91	2,93	0,92	
REV	$Ti = 18,70 + (61,20 - 18,70) e^{-0,18t}$	Horton	0,91	2,47	0,91		

$R^2$  = coeficiente de determinação; RMSE = erro quadrático médio; NSE = eficiência de Nash-Sutcliffe; CC = Com Cobertura; SC = Sem cobertura; REV = revolvido.

Na sub-bacia hidrográfica do rio Renato, o modelo de Horton foi o que melhor se ajustou na maioria dos tratamentos e por região, seguido do modelo de Philip (Tabela 14). Ao estudarem desempenhos dos modelos supracitados, Santos et al. (2014) concluíram que o modelo de Horton é o mais adequado para representar a taxa de infiltração em solos do

Cerrado nas condições de cultivo mínimo, sistema de plantio direto e plantio convencional, podendo ser recomendado independentemente do sistema de preparo do solo utilizado.

**Tabela 14.** Parâmetros e índices estatísticos dos melhores modelos de infiltração gerados para a sub-bacia hidrográfica do rio Renato.

Cultivo	Trat.	Modelo		R <sup>2</sup>	RMSE	NSE	
<b>Nascente</b>							
<b>Lavoura</b>	CC	$Ti = 17,92 + (61,63 - 17,92) e^{-0,11 t}$	Horton	0,72	6,77	0,72	
	SC	$Ti = 19,40 + (61,93 - 19,40) e^{-0,85 t}$	Horton	0,85	6,60	0,55	
	REV	$Ti = 11,20 + (63,21 - 11,20) e^{-0,90 t}$	Horton	0,90	13,68	0,20	
	<b>Médio</b>						
	CC	$Ti = 6,95 + \frac{1}{2} 62,40 t^{-0,5}$	Philip	0,83	2,57	0,84	
	SC	$Ti = 9,96 + \frac{1}{2} 12,74 t^{-0,5}$	Philip	0,23	2,12	0,24	
	REV	$Ti = 11,35 + \frac{1}{2} 116,40 t^{-0,5}$	Philip	0,87	5,07	0,90	
	<b>Foz</b>						
	CC	$Ti = 11,26 + \frac{1}{2} 101,87 t^{0,5}$	Philip	0,94	2,38	0,94	
SC	$Ti = 3,66 + \frac{1}{2} 71,69 t^{0,5}$	Philip	0,83	2,63	0,87		
REV	$Ti = Ti_f + (63,43 - 13,43) e^{-0,10 t}$	Horton	0,92	4,13	0,92		
<b>Nascente</b>							
<b>Pastagem</b>	CC	$Ti = 38,64 + (68,14 - 38,64) e^{-0,27 t}$	Horton	0,81	3,03	0,81	
	SC	$Ti = Ti_f + (0,05) 756,35 t^{-0,05}$	KL	0,91	2,42	0,92	
	REV	$Ti = 62,51 + (69,86 - 62,51) e^{-0,04 t}$	Horton	0,45	1,86	0,47	
	<b>Médio</b>						
	CC	$Ti = 4,19 + (26,79 - 4,19) e^{-0,13 t}$	Horton	0,82	2,50	0,82	
	SC	$Ti = 1,00 + (42,43 - 1,00) e^{-0,13 t}$	Horton	0,82	4,48	0,85	
	REV	$Ti = 37,29 + (0,38) 79,05 t^{-0,38}$	KL	0,60	5,94	0,97	
	<b>Foz</b>						
	CC	$Ti = Ti_f + (0,08) 509,14 t^{-0,08}$	KL	0,89	2,88	0,95	
SC	$Ti = 9,76 + (61,61 - 9,76) e^{-0,24 t}$	Horton	0,88	4,67	0,86		
REV	$Ti = 36,26 + (68,43 - 36,26) e^{-0,10 t}$	Horton	0,84	4,69	0,84		

R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação; RMSE = erro quadrático médio; NSE = eficiência de Nash-Sutcliffe; CC = Com Cobertura; SC = Sem Cobertura; REV = revolvido.

Panachuki et al. (2011) avaliaram o efeito de diferentes sistemas de manejo (cultivo mínimo e solos revolvidos) na infiltração de água em um Latossolo Vermelho e concluíram que o modelo de Horton proporcionou bom ajuste dos dados com valores do coeficiente de determinação superiores a 90%. O mesmo ocorreu com Carvalho et al. (2015) que observaram que o modelo de Horton foi o mais adequado para representar a taxa de infiltração de água em Argissolo Vermelho-Amarelo. Esses resultados corroboram com os encontrados neste trabalho.

### 3.6 CONCLUSÕES

As áreas de pastagem apresentaram melhores condições para infiltração de água no solo quando foram escarificadas em relação as parcelas com cobertura e sem cobertura não escarificadas, independente da sub-bacia hidrográfica ou da região topológica em que se encontravam.

As áreas de lavouras proporcionaram maior influência nas taxas de infiltração do solo por meio da macroporosidade (Mac) e da densidade do solo (Ds) na posição média da sub-bacia do rio Caiabi; enquanto a microporosidade (Mic), argila (Arg), porosidade total (PT) e silte (Sil) foram mais influentes na nascente da sub-bacia do rio Renato.

Os modelos de estimativa da infiltração de água no solo apresentaram bons ajustes em sub-bacias hidrográficas da transição Cerrado-Amazônia, independentemente do uso e cobertura do solo e da região das sub-bacias hidrográficas. Todavia, os modelos de Horton e Philip propiciaram melhores ajustes nas sub-bacias hidrográficas dos rios Renato e Caiabi, sendo recomendados para estimativa dessa variável independente do sistema de manejo de solo utilizado e das regiões de ambas as sub-bacias hidrográficas.

### 3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDEL-FATTAH, M. K.; MOHAMED, E. S.; WAGDI, E. M.; SHAHIN, S. A.; ALDOSARI, A. A.; LASAPONARA, R.; ALNAIMY, M. A. Quantitative evaluation of soil quality using Principal Component Analysis: The case study of El-Fayoum depression Egypt. **Sustainability**, v. 13, n. 4, 1824, 2021. <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/4/1824>
- ALMEIDA, W. S.; PANACHUKI, E.; DE OLIVEIRA, P. T. S.; DA SILVA MENEZES, R.; SOBRINHO, T. A.; DE CARVALHO, D. F. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130-138, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.07.009>
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES SOBRINHO, T.; GÓMEZ-MACPHERSON, H.; GÓMEZ, J.A. A portable integrated rainfall and overland flow simulator. **Soil Use and Management**, v. 24, p. 163-170, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00150.x>
- ALVES, M. A. B.; BORELLA, D. R.; SILVA LUZ, C. C.; CASTAGNA, D.; DA SILVA, W. C.; SILVA, A. F. SOUZA, A. P. Classes de solos nas bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato, afluentes do rio Teles Pires, no sul da Amazônia. **Nativa**, v. 10, n. 3, p. 431-348, 2022. DOI: 10.31413/nativa.v10i3.14192
- ALVES, M. A. B.; SOUZA, A. P.; ALMEIDA, F. T; HOSHIDE, A. K.; ARAÚJO, H. B.; SILVA, A. F.; CARVALHO, D. F.; Effects of Land Use and Cropping on Soil Erosion in Agricultural Frontier Areas in the Cerrado-Amazon Ecotone, Brazil, Using a Rainfall Simulator Experiment. **Sustainability**, v. 15, n. 6, e4954, 2023. <https://doi.org/10.3390/su15064954>.
- ANDRADE, E. M.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q.; CAMPOS. D. A. Ecohidrologia em uma floresta tropical seca brasileira: impacto da vegetação raleada nas funções hidrológicas e nos serviços ecossistêmicos. **Journal of Hydrology: Estudos Regionais**, v. 27, e100649, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100649>
- BARONTI, S.; UNGARO, F.; MAIENZA, A; UGOLINI, F.; LAGOMARSINO, A.; AGNELLI, A. E.; VACCARI, F. P. Rotational pasture management to increase the sustainability of mountain livestock farms in the Alpine region. **Regional Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 50, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01896-1>
- BASCHE A. D.; DELONGE, M.S.; Comparing infiltration rates in soils managed with conventional and alternative farming methods: A meta-analysis. **PLoS ONE**. v. 14, n. 9, 0215702., 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215702>
- BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; BERTO, C.; LUCIANO, R. V. Water infiltration in two cultivated soils in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 2, p. 573-588, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140304>
- CARVALHO, D. F. D.; EDUARDO, E. N.; ALMEIDA, W. S. D., SANTOS, L. A.; ALVES SOBRINHO, T. Water erosion and soil water infiltration in different stages of corn development and tillage systems. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e**

**Ambiental**, v. 19, p. 1072-1078, 2015. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n11p1072-1078>

CARVALHO, D. F.; MACEDO, P. M. S.; PINTO, M. F.; ALMEIDA, W. S.; SCHULTZ, N. Soil loss and runoff obtained with customized precipitation patterns simulated by InfiAsper. Soil loss and runoff obtained with customized precipitation patterns simulated by InfiAsper. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 10, n. 3, p. 407-413, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.12.003>

CASTRO, L. G.; COGO, N. P.; VOLK, L. B. D. S. Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva e sua relação com a erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p.339-352, 2006.

CENTERI, C. Effects of grazing on water erosion, compaction and infiltration on Grasslands. **Hydrology**, v. 9, n. 2, e34, 2022. <https://doi.org/10.3390/hydrology9020034>

CHARI, M. M.; POOZAN, M. T.; AFRASIAB, P. Modelling soil water infiltration variability using scaling. **Biosystems Engineering**, v. 196, p. 56-66. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2020.05.014>

DÖBERT, T. F.; BORK, E. W.; APFELBAUM, S.; CARLYLE, C. N.; CHANG, S. X., KHAI-CHHETRI, U.; BOYCE, M. S. Adaptive multi-paddock grazing improves water infiltration in Canadian grassland soils. **Geoderma**, 401, 115314. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115314>

DONOVAN, M.; MONAGHAN, R. Impacts of grazing on ground cover, soil physical properties and soil loss via surface erosion: A novel geospatial modelling approach. **Journal of Environmental Management**, 287, pp. 112-206. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112206>

EPE- Empresa de pesquisa energética. **Avaliação Ambiental Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Teles Pires**. Disponível em < <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/>> e acesso em 23 de julho de 2019. 67p. 2009.

FALCÃO, K. D. S.; PANACHUKI, E.; MONTEIRO, F. D. N.; SILVA, R.; RODRIGUES, D. B.; SONE, J. S.; OLIVEIRA, P. T. S. Surface runoff and soil erosion in a natural regeneration area of the Brazilian Cerrado. **International Soil and Water Conservation Research**. v. 8, p.124-130, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.04.004>

FERNANDES, B. B.; MARASCA, I.; MARTINS, M. B.; SANDI, J.; DA SILVA, K. G. P.; LANÇAS, K. P. EFEITO DO TRÁFEGO AGRÍCOLA NA INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO. **IRRIGA**, v. 27, n.2, p. 343-356, 2022.

FOX, G. A.; METL, A. R. Soil property analysis using principal components analysis, soil line, and regression models. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, n. 6, p. 1782-1788, 2005. <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaj2004.0362>

FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; JUNIOR, D. S.; DE MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, 104877, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877>.

Horton, R. E. Analysis of runoff plat experiments with varying infiltration capacity. **Trans. Am. Geophys. Union** 20, pp. 693-711, 1939.

Horton, R. E. The role of infiltration in the hydrological cycle. **Trans. Am. Geophys. Union** 14, pp. 446-460, 1933.

HUNKE, P.; ROLLER, R.; ZEILHOFER, P.; SCHRÖDER, B.; MUELLER, E. N. Soil changes under different land-uses in the Cerrado of Mato Grosso, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 4, p.31-43, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2014.12.001>.

IBGE—Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estado do Mato Grosso: Pedologia (Mapa Exploratório de Solos), p1. 2009

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. Applied multivariate statistical analysis. 4th ed. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall, 1999, 815 p.

JOLLIFFE, I. T.; CADIMA, J. Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical transactions of the royal society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, v. 374, n. 2065, 20150202. 2016. <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsta.2015.0202>

KOSTIAKOV, A.N. On the dynamics of the coefficient of water percolation in soils and on the necessity of studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration. *Transactions of the Sixth Commission of the International. Society of Soil Science. Part A (Moscow)* p.17–21,1932.

LEWIS, M.R. The rate of infiltration of water in irrigation practice. *Trans. Am. Geophys. Union* 18, 361–368. 1937.

LOPES, T. R.; MOURA, L. B.; NASCIMENTO, J. G.; JUNIOR, L. S. F.; ZOLIN, C. A., DUARTE, S. N.; SANTOS, O. N. A.. Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/Amazon ecotone, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 101, 102630. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102630>

MARTÍN-SANZ, J. P.; DE SANTIAGO-MARTÍN, A.; VALVERDE-ASENJO, I.; QUINTANA-NIETO, J. R.; GONZÁLEZ-HUECAS, C.; LÓPEZ-LAFUENTE, A. L. Comparison of soil quality indexes calculated by network and principal component analysis for carbonated soils under different uses. **Ecological Indicators**, v. 143, 109374, 2022.

LUZ, C. C. S.; DE ALMEIDA, W. S.; DE SOUZA, A. P.; SCHULTZ, N.; ANACHE, J. A. A.; DE CARVALHO, D. F. Simulated rainfall in Brazil: An alternative for assesment of soil surface processes and an opportunity for technological development. *International Soil and Water Conservation Research*. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.05.002>

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. **Climatologia**: noções básicas e climas do Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 206p. 2007.

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. **Trans. ASABE** 50, 885–900, 2007. doi: 10.13031/2013.23153

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models: part 1. A discussion of principles. **J. Hydrol.** 10, 282–290, 1970.

- NIU, F.; GAO, Z.; LIN, Z.; LUO, J.; FAN, X. Vegetation influence on the soil hydrological regime in permafrost regions of the Qinghai-Tibet Plateau, China. **Geoderma**, 354, 113892. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113892>
- PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P. T. S. D.; RODRIGUES, D. B. B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 35, n. 5, p.1777-1786, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500032>
- PANACHUKI, E.; SANTOS, A.N.D.; SOBRINHO, D.S.P.T.A.; MONTANARI, R. Soil and water loss in Ultisol of the Cerrado-Pantanal Ecotone under different management systems. **African Journal of Agricultural Research**. V. 10, p. 926-932, 2015. DOI: 10.5897/AJAR2014.8908.
- PHILIP, J.R. 1969. Theory of infiltration. *Adv. Hydrosoci.* 5, 215–296.
- PHILIP, J.R. The theory of infiltration Sorptivity and algebraic infiltration equations. 1957.
- PIMENTEL, D., & BURGESS, M. Soil erosion threatens food production. *Agriculture*, v. 3 n.3, 443-463, 2013. doi:10.3390/agriculture3030443
- RÁPALO, L. M. C.; ULIANA, E. M.; MOREIRA, M. C.; DA SILVA, D. D.; DE MELO RIBEIRO, C. B.; DA CRUZ, I. F.; DOS REIS PEREIRA, D. Effects of land-use and-cover changes on streamflow regime in the Brazilian Savannah. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 38, 100934, 2021 <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877>.
- SABINO, M.; SOUZA, A.P.; ULIANA, E.M.; LISBOA, L.; ALMEIDA, F.T.; ZOLIN, C.A. Intensity-duration-frequency of maximum rainfall in Mato Grosso State. *Rev. Ambiente Água* 15, e2373, 2020. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2373>
- SANTOS, M. A. D. N. D., PANACHUKI, E., ALVES SOBRINHO, T., OLIVEIRA, P. T. S. D., & RODRIGUES, D. B. B. Infiltração de água em Argissolo vermelho, após cultivo de feijão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38, 1612-1620. (2014). <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500026>
- SIDIRAS, N., & ROTH, C. H. Infiltration measurements with double-ring infiltrometers and a rainfall simulator under different surface conditions on an Oxisol. *Soil and tillage research*, v. 9, n. 2, p. 161-168, 1987.
- SONE, J. S.; OLIVEIRA, P. T. S.; EUCLIDES, V. P. B.; MONTAGNER, D. B., DE ARAUJO, A. R., ZAMBONI, P. A. P.; SOBRINHO, T. A. (2020). cienceationtrogen fertilisation and stocking rates on soil erosion and water infiltration in a Brazilian Cerrado farm. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 304, 107159 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107159>.
- TAJIK, S.; AYOUBI, S.; KHAJEHALI, J.; SHATAEE, S. Effects of tree species composition on soil properties and invertebrates in a deciduous forest. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 12, p. 1-11. 2019. <https://link.springer.com/article/10.1007/s12517-019-4532-8>
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. Manual de métodos de análise de solo. 3.ed. Rio de Janeiro **Embrapa Solos**, 573, 2017. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1085209>

#### **4. CAPÍTULO III**

### **CONTEÚDO DE CARBONO EM DIFERENTES USOS E COBERTURAS DO SOLO EM ÁREAS DE TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA**

#### 4.1 RESUMO

A conversão de florestas em áreas de lavoura e pastagem com ausência de práticas conservacionistas pode contribuir para a emissão de toneladas de carbono estocado no solo. Este estudo teve como objetivo quantificar os teores de carbono e avaliar o efeito do uso e cobertura no estoque de carbono do solo em diferentes regiões das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato, afluentes do rio Teles Pires, localizadas na transição Cerrado-Amazônia brasileira. Os dados de atributos físicos e de carbono do solo foram obtidos a partir de amostras coletadas nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm, em diferentes regiões das sub-bacias (nascente, médio e foz), com diferentes usos do solo (lavoura, pastagem e mata nativa). Os dados foram submetidos à análise de correlação de Spearman, a 5% de probabilidade, a partir de um arranjo estatístico de 3 x 3 (usos do solo x regiões). Todos os tratamentos comportaram 4 repetições e as variáveis foram submetidas ao teste Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade. Os maiores teores de carbono estão presentes na camada de 0-10 cm, seguida de 0-20 cm em todos os usos e regiões das duas bacias hidrográficas. Na nascente do rio Caiabi, o estoque total de carbono em lavoura de soja ( $89,55 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) foi significativamente maior que o observado na área de pastagem ( $79,13 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) e floresta ( $65,00 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi houve correlação negativa do carbono do solo com areia total e densidade de partículas e correlação positiva com silte. Na sub-bacia hidrográfica do rio Renato houve correlação positiva dos teores de carbono com argila. Os teores de carbono no solo variaram em profundidade, em relação aos usos e ocupações do solo, e em função da textura e das regiões estudadas. Os maiores estoques totais de carbono no solo das sub-bacias dos rios Renato e Caiabi foram observados em pontos com maiores teores de argila ou em área de cobertura vegetal, seja por palhada ou mata nativa.

**Palavras-Chave:** Atributos físicos do solo. Bacia hidrográfica do rio Teles Pires. Carbono total. Serviço ecossistêmico do solo.

## 4.2 ABSTRACT

The conversion of native forests into crop and pasture areas without conservationist practices can expose tons of carbon stored in the soil to the atmosphere. This study aimed to quantify the carbon contents and evaluate the effect of use and coverage on the soil carbon stock in different regions of the hydrographic sub-basins of the Caiabi and Renato rivers, tributaries of the Teles Pires river, located in the Cerrado-Amazon transition, Brazil. Data on soil physical and carbon attributes were obtained from samples collected in layers of 0-10, 10-20 and 20-40 cm, in different regions of the sub-basins (upper, middle and lower), with different land uses (crop, pasture and native forest). The data were submitted to Spearman's correlation analysis, at 5% probability, from a statistical arrangement of 3 x 3 (land uses x regions). All treatments had 4 repetitions and the variables were submitted to the Kruskal-Wallis test at 5% probability. The highest concentrations of carbon in the soil are present in the 0-10 cm layer, followed by the 0-20 cm layer in all uses and regions of both watersheds. At the source of the Caiabi river, the total carbon stock in soybean crops ( $89.55 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) was significantly higher than in pasture ( $79.13 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) and native forest ( $65.00 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). In the Caiabi River sub-basin there was a negative correlation between soil carbon and total sand and particle density and a positive correlation with silt. In the Renato river sub-basin, there was a positive correlation between carbon and clay contents. The carbon contents in the soil varied in depth, in relation to the uses and occupation of the soil, and in function of the texture and of the regions studied. The highest total carbon stocks in the soil of the sub-basins of the Renato and Caiabi rivers were observed in points with higher clay content or in areas covered by vegetation, either by straw or native forest.

**Key words:** Soil physical attributes. Teles Pires River watershed. Total carbon. soil ecosystem service.

### 4.3 INTRODUÇÃO

O carbono do solo é um importante recurso natural associado a inúmeros serviços ecossistêmicos essenciais à vida (SMITH et al., 2015; COTRUFO et al., 2022). Porém, devido à conversão de ecossistemas naturais para uso agropecuário, sobretudo nos últimos 200 anos, bilhões de toneladas de carbono foram mineralizadas ou perdidas por erosão e mineralização (SANDERMAN et al., 2017; JIAN et al., 2020).

No Brasil, a retirada da cobertura vegetal aliada ao revolvimento do solo expõe à atmosfera toneladas de carbono estocado, que ficam susceptíveis à mineralização e decomposição por organismos e consequente liberação de CO<sub>2</sub> (SOUZA MEDEIROS et al., 2020; DIRAIMO et al., 2022; FRANCAVIGLIA et al., 2023). Com o desmatamento, além da perda do carbono da parte viva da vegetação, milhões de organismos que também fazem parte do seu ciclo no solo são eliminados pela mudança da configuração do seu habitat. Com isso, o serviço ecossistêmico do solo relacionado à capacidade de estocar carbono fica comprometido (DOMINATI et al., 2010).

A região Norte do estado de Mato Grosso, localizada na transição dos biomas Cerrado e Amazônia, é caracterizada por intensa conversão de floresta nativa em áreas de lavoura e pastagem, e é considerada uma das maiores fronteiras agrícolas do mundo. Apesar de contribuir de forma expressiva para o crescimento do PIB em razão das exportações de soja, algodão e milho (DIRAIMO et al., 2022), essa alteração do ecossistema compromete os recursos ambientais e afeta o regime hidrológico da bacia hidrográfica do rio Teles Pires, que é uma importante fonte de água para agricultura, pecuária e geração de energia hidrelétrica (WENZEL et al., 2017). Além da contaminação dos corpos hídricos, da degradação dos solos, redução da biodiversidade local de fauna e flora, a comercialização de produtos agropecuários da fronteira pode ser limitada, mediante exigências ambientais do mercado externo (BORRELLI, et al., 2017; FRANCAVIGLIA et al., 2023).

Para contornar esse cenário de perda de carbono e degradação dos solos são recomendadas algumas práticas conservacionistas de caráter vegetativo, edáfico e mecânico (MARCHÃO et al., 2009; GROppo et al., 2015; DIDONÉ et al., 2017; ALVES et al., 2020), como o revolvimento mínimo do solo, uso de sistemas de manejos que proporcionem a máxima cobertura vegetal durante o ano, correção da acidez, reposição da fertilidade do solo, além da construção de barreiras em nível para minimizar e/ou barrar processos erosivos (SOUZA MEDEIROS et al., 2020; FRANCAVIGLIA et al., 2023). Essa última é considerada uma das mais importantes, pois segundo Borrelli et al. (2017), a erosão é uma das principais causas de redução de estoque de carbono no solo, sobretudo em áreas de fronteiras agrícolas por causa dos desmatamentos constantes aliados a perda de cobertura vegetal.

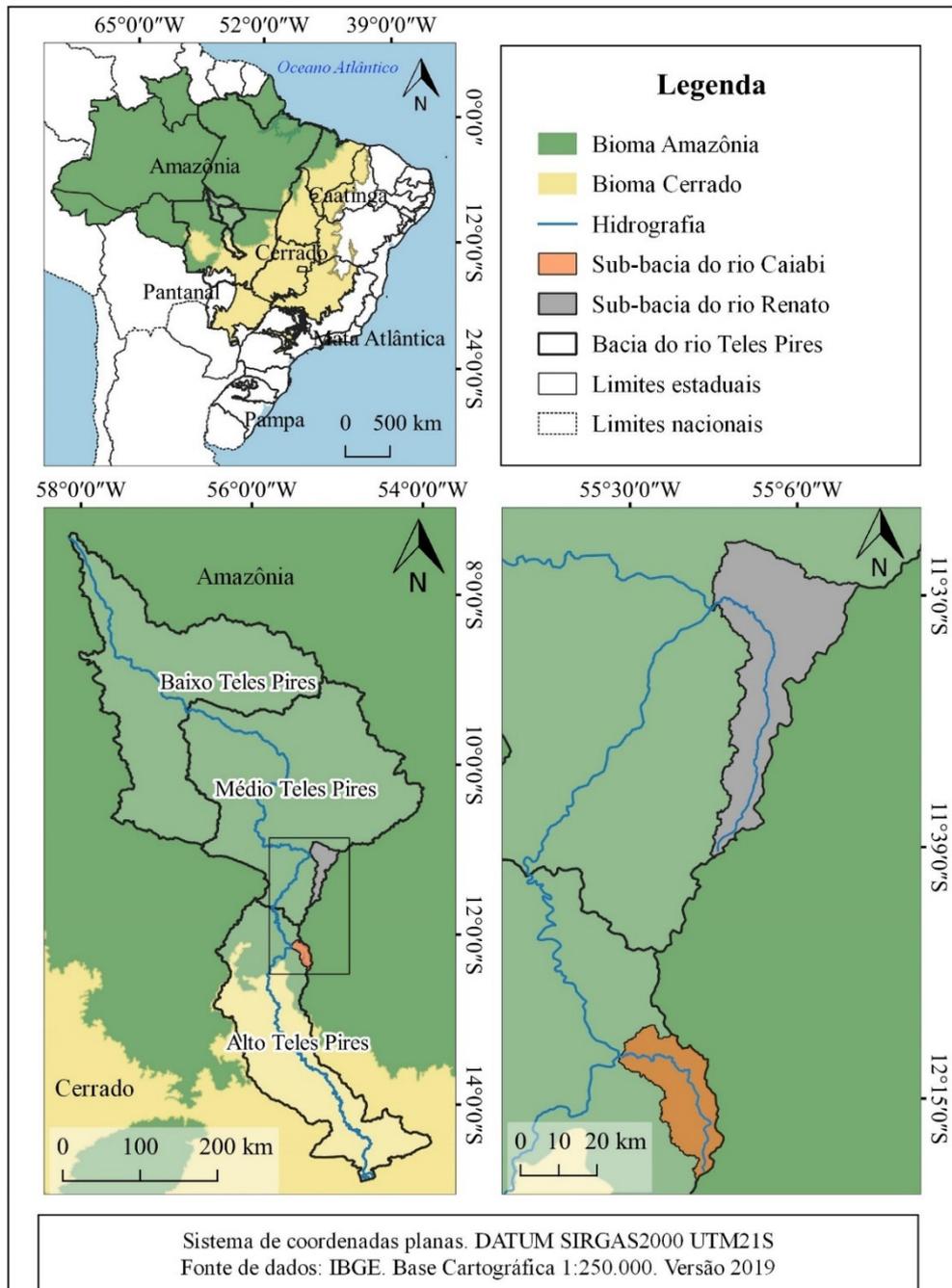
Alguns atributos do solo podem ser utilizados como indicadores do armazenamento de carbono, como os teores de argila e silte, porosidade e densidade do solo. Por isso, é recomendado que a avaliação de carbono seja acompanhada da quantificação desses atributos, a fim de melhor compreensão dos resultados em diferentes manejos e usos do solo (BRAZ et al., 2013; MORAIS et al., 2020; PENHA et al., 2019; DELARMELINA et al., 2022). A adoção de práticas de manejo do solo que proporcionem aumento no estoque de carbono torna-se importante do ponto de vista econômico, social e, sobretudo ambiental, por reduzir as emissões de gases do efeito estufa e que tem relação direta com o aquecimento global (BORRELLI, et al., 2017; FRANCAVIGLIA et al., 2023).

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do uso e cobertura do solo nos estoques de carbono em diferentes regiões das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato e identificar os atributos físicos dos solos que influenciam nos teores do carbono, na transição dos biomas Cerrado-Amazônia brasileira.

## 4.4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.4.1 Área de estudo

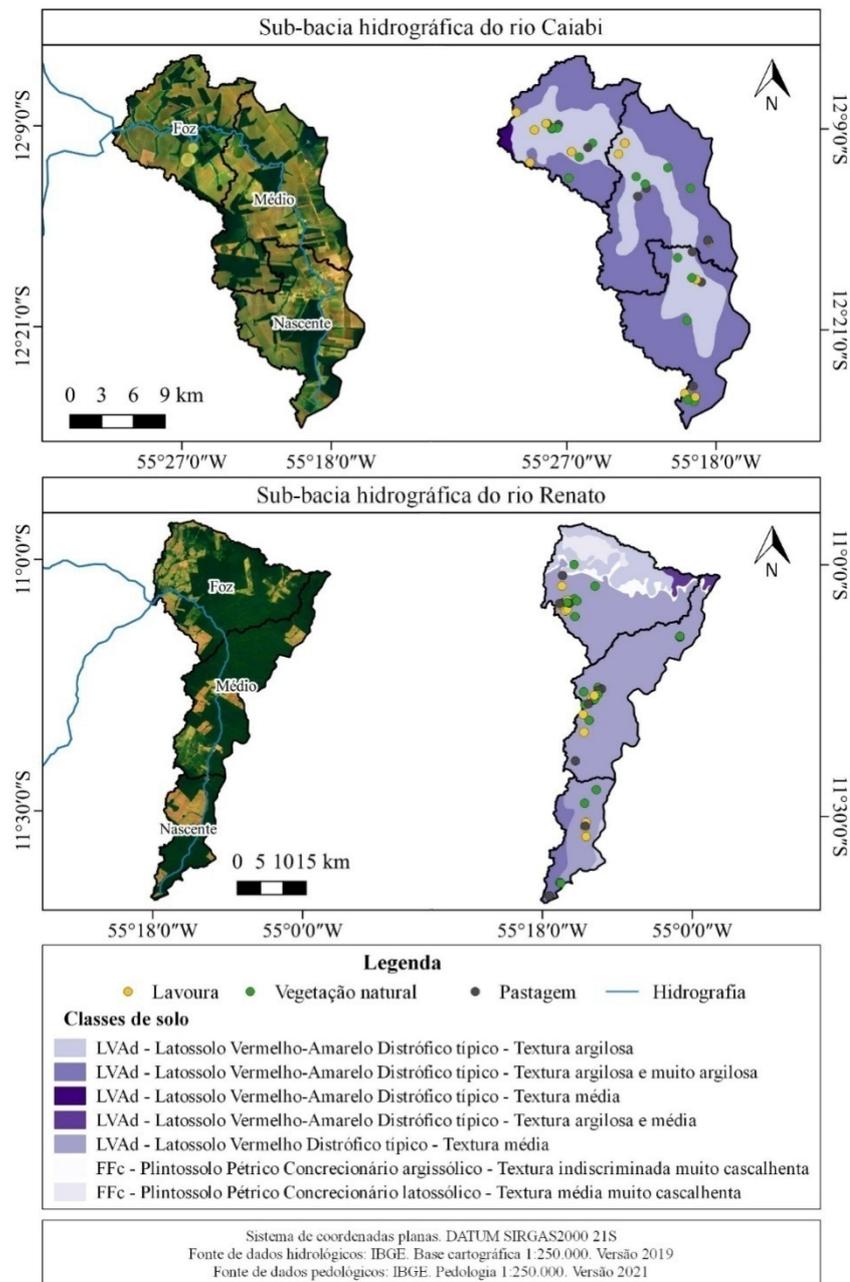
A bacia hidrográfica do rio Teles Pires está localizada entre as latitudes  $07^{\circ} 16' 47''$  e  $14^{\circ} 55' 17''$  S e longitudes  $53^{\circ} 49' 46''$  e  $58^{\circ} 7' 58''$  W, abrangendo os estados de Mato Grosso e do Pará, Brasil (Figura 10).



**Figura 10.** Mapa de localização e principais usos do solo das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato, afluentes do rio Teles Pires na transição Cerrado-Amazônia, estado do Mato Grosso, Brasil.

Está inserida na região polo do agronegócio mato-grossense e apresenta cobertura vegetal predominante dos biomas Cerrado (alto Teles Pires) e Amazônia (médio e baixo Teles Pires).

O estudo foi realizado em duas sub-bacias hidrográficas, afluentes da margem direita do rio Teles Pires (Figura 10). A sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi apresenta área de drenagem aproximada de 493 km<sup>2</sup>, coberta com 31% de vegetação natural de transição Cerrado-Amazônia, 60% de monocultivo (sucessão soja-milho) e 8% de pastagem. A sub-bacia do rio Renato apresenta área de drenagem de cerca de 1.336 km<sup>2</sup>, ocupada com 69% de floresta Amazônica submetida a manejo florestal e com aberturas de áreas significativas para pastagem (19%) e cultivos agrícolas (11,4%) (Figura 11).



**Figura 11.** Principais usos e ocupação do solo das sub-bacias hidrográficas do rio Teles Pires na transição Cerrado-Amazônia, Mato Grosso, Brasil. Fonte: Usos do solo (MAPBIOMAS, 2020).

O clima predominante na região das duas sub-bacias é o Aw (tropical quente e úmido), com temperaturas médias mensais variando entre 24 e 27 °C e duas estações hídricas bem definidas: seca (maio a setembro) e chuvosa (outubro a abril), com totais anuais de chuva variando de 1.800 a 2.200 mm (SOUZA et al., 2013).

#### 4.4.2 Uso e ocupação do solo

Foram selecionados três sistemas (Tabela 15), divididos nas regiões de nascente, médio e foz das duas sub-bacias, e que representam a maior parte do uso e ocupação do solo nas duas bacias (Figura 11).

**Tabela 15.** Características gerais dos usos e ocupação do solo nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato.

Usos e ocupação dos solos	Características Gerais
Lavoura	Cultivo em sucessão sequencial de soja e milho (Safrá-safrinha), nas três regiões das duas sub-bacias hidrográficas, com semeadura e colheita da soja entre início de dezembro e meados fevereiro (dependendo da cultivar), e posteriormente, cultivos do milho entre fevereiro e junho.
Pastagem	Capim do gênero <i>Brachiaria</i> , com altura média de 50cm com boa formação e sob pastejo intensivo, em todas as regiões das duas sub-bacias hidrográficas.
Mata nativa	Rio Caiabi - A vegetação é composta de plantas de Cerrado e da Floresta Amazônica com predomínio de vegetais de savana com presença de várias fisionomias, que variam de plantas de pequeno porte com caules retorcidos (típicas de Cerrado) a plantas eretas e grande porte característica da Amazônia (WENZEL et al., 2017). Rio Renato - Caracteriza-se pela transição mais acentuada entre o cerrado e a floresta amazônica, com predomínio amazônico de plantas de grande porte como as castanheiras.

#### 4.4.3 Pedologia e geologia do alto e médio Teles Pires

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, as classes de solos mais recorrentes no alto Teles Pires são os Cambissolos, Latossolos Vermelhos, Latossolos Vermelho-Amarelos e Neossolos Quartzarênicos (IBGE, 2009), formados a partir de Rochas metassedimentares pertencentes ao Grupo Cuiabá e às Formações Raizama e Araras (Grupo Alto Paraguai (EPE, 2009). Por outro lado, o médio Teles Pires apresenta caracterização pedológica com Argissolos Vermelho-Amarelos, Latossolos Vermelho-Amarelos, Neossolos Litólicos, Neossolos Quartzarênicos e Plintossolos (IBGE, 2009), formados de rochas graníticas e riolíticas do Arco Magmático Juruena arenitos e siltitos constituintes da Formação Dardanelos e do Grupo Beneficente (EPE, 2009). Nas regiões de nascente, médio e foz das sub-bacias dos rios Caiabi e Renato onde foram realizadas as amostragens deste estudo, as classes de solo predominantes são os Latossolos Vermelho-Amarelo (IBGE, 2009; ALVES et al., 2022).

#### 4.4.4 Coleta e análise do solo

Em todos os usos e ocupação/cobertura avaliados foram abertas 72 trincheiras de dimensões 40 x 40 cm para coleta de amostras deformadas e indeformadas de solo, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm, totalizando 216 amostras deformadas (uma por camada) e 1.296 amostras indeformadas (seis anéis por camada), 648 em anéis pequenos e 648 grandes). As coletas foram realizadas em áreas de mata nativa (referência), de pastagem e lavoura, com cultivo de soja sobre palhada de milho safrinha na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi e cultivo de milho em sucessão à soja na sub-bacia hidrográfica do rio Renato.

Os atributos físicos dos solos avaliados foram granulometria (areia total, silte e argila), microporosidade, macroporosidade, porosidade total, densidade de partículas, densidade do solo e condutividade hidráulica do solo saturado, além da análise das concentrações de carbono. A granulometria foi determinada pelo método da pipeta utilizando-se solução de NaOH 1 mol L<sup>-1</sup> com agitação mecânica por 16 horas, com base no princípio da lei de Stooks (TEIXEIRA et al., 2017). A microporosidade foi obtida pelo método da mesa de tensão e a densidade de partículas pelo método do balão volumétrico (TEIXEIRA et al., 2017). A densidade do solo foi determinada pelo método do cilindro por meio de amostras indeformadas. Em laboratório, as amostras foram secas em estufa a 105 °C e posteriormente pesadas (GROSSMAN e REINSCH, 2002). A porosidade total foi determinada pela relação da densidade de partículas do solo e densidade do solo, e a macroporosidade pela diferença da porosidade total e microporosidade. A condutividade hidráulica do solo saturado foi obtida pelo método do permeâmetro de carga constante (TEIXEIRA et al., 2017).

Para quantificação do carbono total foram preparadas 216 amostras de solo (Terra Fina Seca ao Ar), sendo 36 por região de cada sub-bacia hidrográfica nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm nos diferentes usos e cobertura da terra. Os materiais foram macerados em gral de ágata com pistilo e armazenados em microtubo eppendorf de 3 mL. Posteriormente foram pesadas em microbalança com precisão de 0,0001 mg, amostras de 0,005 g ± 0,001 g em cápsulas de estanho, fechadas e acondicionadas no analisador elementar (CHN) (TEIXEIRA et al., 2017).

O carbono total e o estoque de carbono foram determinados para cada uso e cobertura de cada camada do solo e regiões das sub-bacias hidrográficas, assim como, os totais para cada sub-bacia nos diferentes usos, agrupando as camadas e regiões. Os estoques de carbono foram calculados pela Equação 1 (VELDKAMP, 1994):

$$ETC = \frac{(CO Ds e)}{10} \quad (1)$$

Em que:

ETC - estoque de C em determinada profundidade (Mg ha<sup>-1</sup>);

CO - teor de C total na profundidade amostrada (g kg<sup>-1</sup>);

Ds -densidade do solo da profundidade (kg dm<sup>-3</sup>), e,

e - espessura da camada considerada (cm).

#### 4.4.5 Análises estatísticas

Para verificar a relação dos atributos físicos do solo com os teores de carbono, os dados foram submetidos à análise de correlação de Spearman, a 5% de probabilidade. Os dados foram submetidos à análise de agrupamento dos tratamentos realizada pelo método de

ligação completa (formação de agrupamentos homogêneos pela maior distância entre indivíduos), tendo como referência a distância euclidiana e o coeficiente de Spearman entre as matrizes cofenética (Caiabi = 0,90; Renato = 0,86) com utilização do software R, versão 4.3.0 (R Core Team, 2023). Para ambas as bacias, o arranjo estatístico dos teores médios e estoques de carbono na profundidade 0-40 cm foi de 3 x 3, sendo 3 usos do solo (lavoura, pastagem e mata nativa) e 3 regiões (nascente, médio e foz). Todos os tratamentos tiveram 4 repetições e as variáveis foram submetidas ao teste Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade (teste para dados não paramétricos) com o programa Statistica versão 14.0.

## 4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.5.1 Atributos físicos do solo

Os resultados da caracterização física dos solos das duas sub-bacias hidrográficas estão apresentados nas Tabelas 16 e 17. A sub-bacia do rio Caiabi é caracterizada por maiores conteúdos de argila na região da nascente, enquanto a areia total predomina na foz em todas as profundidades (Tabela 16). Nas áreas de lavoura da nascente do rio Caiabi os conteúdos de argila nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm foram de 27,9; 49,0 e 56,8 %, respectivamente. Nas áreas de pastagem, na mesma região, os teores foram de 36,1; 35,8 e 39,2%, enquanto na mata nativa os teores foram de 33,6; 34,4 e 39,2%. Na região de foz, o maior conteúdo de argila (16,9%) foi observado na camada de 10-20 cm em área de lavoura. A região do médio apresenta valores intermediários de argila com predomínio da fração areia (> 70%) na maioria das regiões em todas as camadas amostradas.

Diferente da sub-bacia do rio Caiabi, há predominância da areia em relação a argila em toda a sub-bacia hidrográfica do rio Renato (Tabela 17). Na camada de 0-10 cm, nas áreas de lavoura das três regiões, os valores de areia total foram de 75,18% (nascente), 82, 87% (médio) e 73, 90% (foz). Nas áreas de pastagem, os valores de areia total foram superiores a 80%. A camada de 0-10 cm da região de nascente com mata nativa apresenta o menor conteúdo de areia (58,73%). As demais camadas (10-20 e 20-40 cm) por região (nascente, médio, foz) seguem a mesma tendência de predominância de areia, com exceção de mata nativa.

As caracterizações físicas dos solos apresentadas nas Tabelas 16 e 17 evidenciam as diferenças das sub-bacias hidrográficas quanto aos atributos físicos dos solos. Embora estejam localizadas em biomas distintos, existe predominância de partículas de areia na foz, enquanto argila é mais expressiva nas nascentes, sobretudo na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi.

A macroporosidade predominante nas áreas de mata nativa em relação às lavouras e pastagens, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, pode estar relacionada à espessura das raízes da vegetação nativa e ação da fauna edáfica que promovem abertura de galerias no solo nas camadas superficiais. Nesse sentido, é justificado também maior condutividade hidráulica nessas áreas associada à baixa densidade do solo. Diferente dos usos lavoura e pastagem, os solos de matas nativas não passam por sucessivas técnicas de manejo (aragem, gradagem e tráfego de maquinário plantadores, pulverizadores, colhedores na área agrícola e pisoteio animal na pecuária) que causam compactação.

**Tabela 16.** Atributos físicos do solo da bacia hidrográfica do rio Caiabi nas áreas de lavoura, pastagem e mata nativa na camada de 0-10, 10-20 e de 20-40 cm.

REG	AT	Arg	Sil	Mic	Mac	PT	Dp	Ds	K <sub>0</sub>
	.....%.....		.....m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> .....			..... g cm <sup>-3</sup> ....		cm h <sup>-1</sup>	
Lavoura (0-10 cm)									
NC	42,49	27,90	29,61	0,28	0,08	0,36	2,14	1,02	1,21
MD	76,56	17,80	5,64	0,27	0,11	0,38	2,54	1,50	1,12
FZ	78,50	15,60	5,90	0,35	0,08	0,43	2,52	1,50	1,28
Pastagem (0-10 cm)									
NC	49,24	36,10	14,66	0,27	0,10	0,38	2,44	1,41	0,33
MD	49,21	34,60	16,19	0,35	0,02	0,37	2,33	1,58	0,67
FZ	84,37	11,00	4,63	0,29	0,11	0,39	2,61	1,58	1,70

Continua...

Continuação da Tabela 16.

REG	AT	Arg	Sil	Mic	Mac	PT	Dp	Ds	K <sub>0</sub>
	.....%.....		.....m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> .....			..... g cm <sup>-3</sup> ....		cm h <sup>-1</sup>	
Mata nativa (0-10 cm)									
NC	52,22	33,60	14,18	0,24	0,22	0,46	2,33	0,96	9,12
MD	37,43	41,60	20,97	0,32	0,18	0,50	2,28	0,86	8,63
FZ	87,51	9,20	3,29	0,37	0,20	0,57	2,67	1,18	12,99
Lavoura (10-20 cm)									
NC	36,12	49,00	14,88	0,25	0,07	0,32	2,30	1,18	0,47
MD	75,75	20,20	4,05	0,27	0,07	0,34	2,54	1,57	1,70
FZ	79,29	16,90	3,81	0,34	0,04	0,38	2,63	1,57	1,81
Pastagem (10-20 cm)									
NC	52,4	35,80	11,8	0,26	0,13	0,39	2,44	1,4	1,19
MD	45,4	43,70	10,9	0,32	0,06	0,38	2,52	1,57	1,78
FZ	83,32	11,80	4,88	0,29	0,12	0,41	2,70	1,57	1,75
Mata nativa (10-20 cm)									
NC	46,32	34,40	19,28	0,28	0,17	0,45	2,39	1,07	14,06
MD	33,57	42,40	24,03	0,20	0,26	0,46	2,39	1,18	7,67
FZ	85,91	8,80	5,29	0,35	0,15	0,49	2,54	1,37	3,71
Lavoura (20-40 cm)									
NC	29,83	56,80	13,38	0,28	0,06	0,34	2,25	1,24	0,31
MD	75,48	20,3	4,22	0,26	0,10	0,36	2,65	1,56	1,22
FZ	77,47	18,6	3,93	0,34	0,06	0,4	2,64	1,56	2,04
Pastagem (20-40 cm)									
NC	44,74	39,2	16,06	0,25	0,19	0,44	2,57	1,27	1,93
MD	42,01	46,1	11,89	0,31	0,08	0,39	2,39	1,53	1,51
FZ	80,02	13,00	6,98	0,33	0,13	0,46	2,75	1,53	2,89
Mata nativa (20-40 cm)									
NC	42,81	39,20	17,99	0,30	0,14	0,44	2,47	1,09	10,33
MD	30,76	48,40	20,84	0,23	0,20	0,43	2,32	1,13	3,01
FZ	80,06	12,00	7,94	0,35	0,10	0,45	2,60	1,37	3,69

REG = regiões; NC = nascente, MED, médio, FZ = Foz; AT = areia total, Arg = argila, Sil = silte, Micr = microporosidade, Macr = macroporosidade, PT = porosidade Total, Dp = densidade de partículas, Ds = densidade do solo, K<sub>0</sub> = condutividade hidráulica, C = carbono.

**Tabela 17.** Atributos físicos do solo da bacia hidrográfica do rio Renato nas áreas de lavoura, pastagem e mata nativa na camada de 0-10, 10-20 e de 20-40 cm.

REG	AT	Arg	Sil	Mic	Mac	PT	Dp	Ds	K <sub>0</sub>
	.....%.....		.....m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> .....			..... g cm <sup>-3</sup> ....		cm h <sup>-1</sup>	
Lavoura (0-10 cm)									
NC	75,18	16,20	8,62	0,43	0,09	0,52	2,71	1,57	0,79
MD	82,87	12,90	4,23	0,29	0,08	0,37	2,73	1,53	1,22
FZ	73,90	19,42	6,68	0,28	0,09	0,37	2,65	1,56	0,68
Pastagem (0-10 cm)									
NC	80,43	15,91	3,66	0,40	0,02	0,42	2,78	1,53	1,22
MD	83,16	12,90	3,94	0,37	0,06	0,43	2,63	1,59	0,57
FZ	81,94	14,70	3,36	0,33	0,04	0,37	2,69	1,75	0,9
Mata nativa (0-10 cm)									
NC	58,73	31,60	9,67	0,31	0,15	0,46	2,67	1,03	9,12
MD	82,24	10,80	6,96	0,28	0,16	0,44	2,53	1,35	8,63
FZ	87,26	10,80	1,94	0,16	0,21	0,37	2,63	1,54	12,99

Continua...

Continuação da Tabela 17.

REG	AT	Arg	Sil	Mic	Mac	PT	Dp	Ds	K <sub>0</sub>
	.....%.....			.....m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> .....		..... g cm <sup>-3</sup> ....		cm h <sup>-1</sup>	
Lavoura (10-20 cm)									
NC	75,88	19,00	5,12	0,40	0,07	0,47	2,78	1,66	0,49
MD	80,52	16,20	3,28	0,27	0,08	0,35	2,69	1,64	0,78
FZ	71,98	23,20	4,82	0,24	0,11	0,35	2,74	1,71	0,47
Pastagem (10-20 cm)									
NC	75,3	18,30	6,40	0,37	0,06	0,43	2,70	1,51	0,78
MD	81,58	13,40	5,02	0,33	0,10	0,43	2,76	1,53	1,30
FZ	79,93	17,70	2,37	0,21	0,14	0,35	2,69	1,70	1,65
Mata nativa (10-20 cm)									
NC	53,57	30,00	16,43	0,35	0,11	0,46	2,66	1,21	5,07
MD	84,22	10,00	5,78	0,36	0,08	0,44	2,78	1,35	4,76
FZ	84,72	12,80	2,48	0,16	0,23	0,41	2,79	1,54	3,37
Lavoura (20-40 cm)									
NC	69,87	22,20	7,93	0,39	0,07	0,46	2,75	1,67	0,83
MD	78,51	15,60	5,89	0,25	0,10	0,35	2,75	1,56	1,41
FZ	70,15	25,20	4,65	0,24	0,12	0,36	2,65	1,65	1,29
Pastagem (20-40 cm)									
NC	73,25	21,50	5,25	0,34	0,10	0,44	2,68	1,38	1,41
MD	78,41	15,70	5,89	0,33	0,09	0,42	2,68	1,52	1,45
FZ	75,83	19,70	4,47	0,23	0,15	0,38	2,74	1,61	2,49
Mata nativa (20-40 cm)									
NC	54,74	28,80	16,46	0,36	0,12	0,48	2,74	1,28	6,96
MD	82,58	12,00	5,42	0,37	0,12	0,48	2,63	1,35	4,17
FZ	80,87	18,40	0,73	0,18	0,24	0,42	2,63	1,54	3,32

REG = regiões; NC = nascente, MED, médio, FZ = Foz; AT = areia total, Arg = argila, Silt = silte, Micr = microporosidade, Macr = macroporosidade, PT = porosidade Total, Dp = densidade de partículas, Ds = densidade do solo, K<sub>0</sub> = condutividade hidráulica, C = carbono.

Dentre os atributos físicos avaliados, a macroporosidade, a densidade do solo e, conseqüentemente, a condutividade hidráulica são os que respondem mais rapidamente aos impactos causados pelo manejo do solo. Por isso são utilizados como indicadores de qualidade física do solo, e podem amparar tomadas de decisão para manejo eficiente e sistêmico dos solos na agricultura e na pecuária. Houve pouca variação da densidade de partículas, uma vez que a classe de solo predominante nas duas sub-bacias é a mesma (Latossolo Vermelho-Amarelo) (IBGE, 2009), e também justificado pela textura do solo, com predomínio de areia.

#### 4.5.2 Teores de carbono no solo

Os teores médios de carbono na profundidade de 0-40 cm na nascente da sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi foram de 22,76 (lavoura), 14,56 (pastagem) e 16,86 g kg<sup>-1</sup> (mata nativa) (Tabela 18). No médio Caiabi, as concentrações foram de 11,82; 18,84 e 17,80 g kg<sup>-1</sup>, e na foz, de 9,23; 7,54 e 10,50 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Na sub-bacia hidrográfica do rio Renato, os teores médios de carbono na nascente em lavouras, pastagem e mata nativa foram de 8,33; 8,36 e 15,93 g kg<sup>-1</sup>, no médio de 10,25; 8,36 e 9,14 g kg<sup>-1</sup>, e na foz de 12,85; 9,41 e 8,64 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

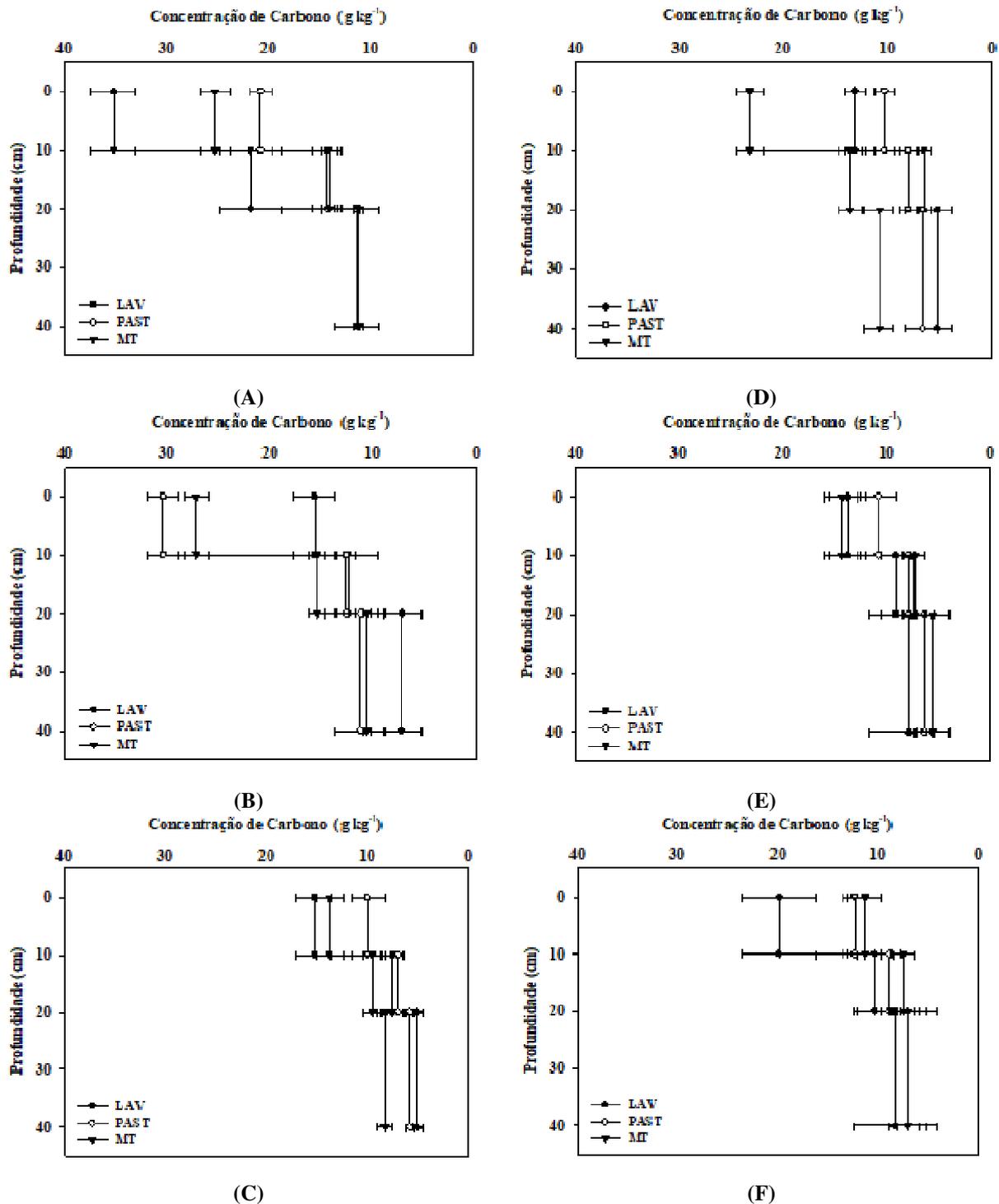
**Tabela 18.** Teores de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nas sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato.

Camada (cm)	Nascente			Médio			Foz		
	LAV	PAST	MT	LAV	PAST	MT	LAV	PAST	MT
Sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi									
0-10	35,20	20,77	25,21	15,75	30,45	27,26	15,23	9,97	13,75
10-20	21,73	11,45	14,07	12,49	12,70	15,48	7,53	6,90	9,46
20-40	11,36	11,45	11,29	7,22	11,26	10,66	4,94	5,76	8,28
<b>Média</b>	22,76Aa	14,56Bab	16,86ABa	11,82Bb	18,14Aa	17,80Aa	9,23Ab	7,54Ab	10,50Ab
Sub-bacia hidrográfica do rio Renato									
0-10	13,16	10,34	23,25	13,80	10,83	14,37	19,91	12,37	11,31
10-20	6,60	8,00	13,67	9,16	7,86	7,41	10,31	8,79	7,55
20-40	5,25	6,74	10,88	7,80	6,40	5,65	8,33	7,06	7,05
<b>Média</b>	8.33 Ba	8.36 Ba	15.93Aa	10.25Aa	8.36Aa	9.14Ab	12.85Aa	9.41Aa	8.64Ab

LAV - lavoura; PAST - pastagem e MT - Mata Nativa. Médias seguidas de letras maiúsculas iguais na mesma linha não difere significativamente na mesma região, e medias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem significativamente entre a mesma cobertura nas regiões distintas pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade.

Os maiores teores de carbono no solo foram quantificados na camada de 0-10 cm, seguida de 10-20 cm em todos os usos e regiões das duas sub-bacias hidrográficas (Figura 12). Os maiores teores de carbono na camada superficial são devido ao acúmulo de matéria orgânica depositada pelos cultivos e mata nativa (SOUZA MEDEIROS et al., 2022).

A maior quantidade de carbono do solo ( $35,20 \text{ g kg}^{-1}$ ) quantificada na área de lavoura da sub-bacia do rio Caiabi foi superior ao valor encontrado nas áreas de floresta. Dois fatores importantes podem ter contribuído para este resultado: o conteúdo de argila ( $27,90 \text{ g kg}^{-1}$ ) na referida camada e a cobertura com palhada. As argilas possuem cargas e formam agregados no solo, protegendo físico-quimicamente o carbono do acesso de organismos decompositores e transportadores (MORAIS et al., 2020; MONROE et al., 2021), enquanto a palhada na superfície proporciona deposição de carbono no solo e cria microambiente de ciclagem de nutrientes (BRIEDIS et al., 2023). Por outro lado, locais com maior presença de areia, como a foz do rio Caiabi e as três regiões do rio Renato, com exceção da camada de 0-10 cm da mata nativa (Figura 12 D), apresentam menores teores de carbono. Observa-se que a principal diferença da região de mata nativa do rio Renato das demais ocupações do solo e regiões é justamente o conteúdo de argila de  $31,6 \text{ g kg}^{-1}$  na camada de 0-10 na nascente, que é superior às demais (Tabela 17).



**Figura 12.** Teores de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) no solo em profundidade nas bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato. A) nascente do rio Caiabi; B) médio do rio Caiabi; C) foz do rio Caiabi; D) nascente do rio Renato; E) médio do rio Renato; F) foz do rio Renato.

É nítido o decréscimo dos teores de carbono com o aumento da profundidade, devido à deposição de vegetais nas superfícies do solo, maior presença de raízes nas camadas superficiais, atividade microbiana, maior ação dos microrganismos do solo e presença de fauna edáfica (SOUZA MEDEIROS et al., 2022). Além disso, a infiltração e o conseqüente umedecimento inicial das camadas superficiais do perfil do solo ativam enzimas e organismos

que atuam na imobilização do carbono. Em profundidade, todas essas condições e ações são reduzidas, sobretudo, pela limitação da entrada de oxigênio. Os resultados desse estudo corroboram com Delarmelina et al. (2022) e Santo et al. (2023) que estudaram a dinâmica do carbono em profundidade em diferentes coberturas do solo e biomas brasileiros.

#### 4.5.3 Correlação de Spearman e dendrogramas dos atributos físicos e carbono do solo

A análise de correlação de Spearman entre os atributos físicos do solo e os teores de carbono está apresentada na Tabela 18. Houve correlações negativas dos atributos físicos (areia total com silte, argila com carbono, argila com microporosidade; silte com densidade de partículas e com densidade do solo e densidade de partículas com carbono) para a sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi. Por outro lado, houve correlações positivas da microporosidade com areia total; densidade de partículas com microporosidade; densidade do solo com microporosidade e com densidade de partículas; macroporosidade com condutividade hidráulica e carbono com silte (Tabela 19). Embora não significativa, a correlação entre argila e carbono foi positiva, o que indica tendência de aumento de uma em relação ao aumento de outra.

Não houve correlações negativas significativas na sub-bacia hidrográfica do rio Renato (Tabela 19). O carbono do solo correlacionou positivamente com a argila, o que evidencia a relação entre ambos na natureza, pois a fração argila possuem cargas elétricas e podem formar agregados que aprisionam carbono físico-quimicamente. Por outro lado, a argila correlacionou positivamente com areia total, silte, macroporosidade, densidade de partículas e condutividade hidráulica. Embora essas correlações não sejam comuns, vale ressaltar que a bacia hidrográfica do rio Renato apresenta solos arenosos nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm, porém sem ocorrer o fracionamento da areia, o que poderia explicar uma possível correlação de argila com areia fina.

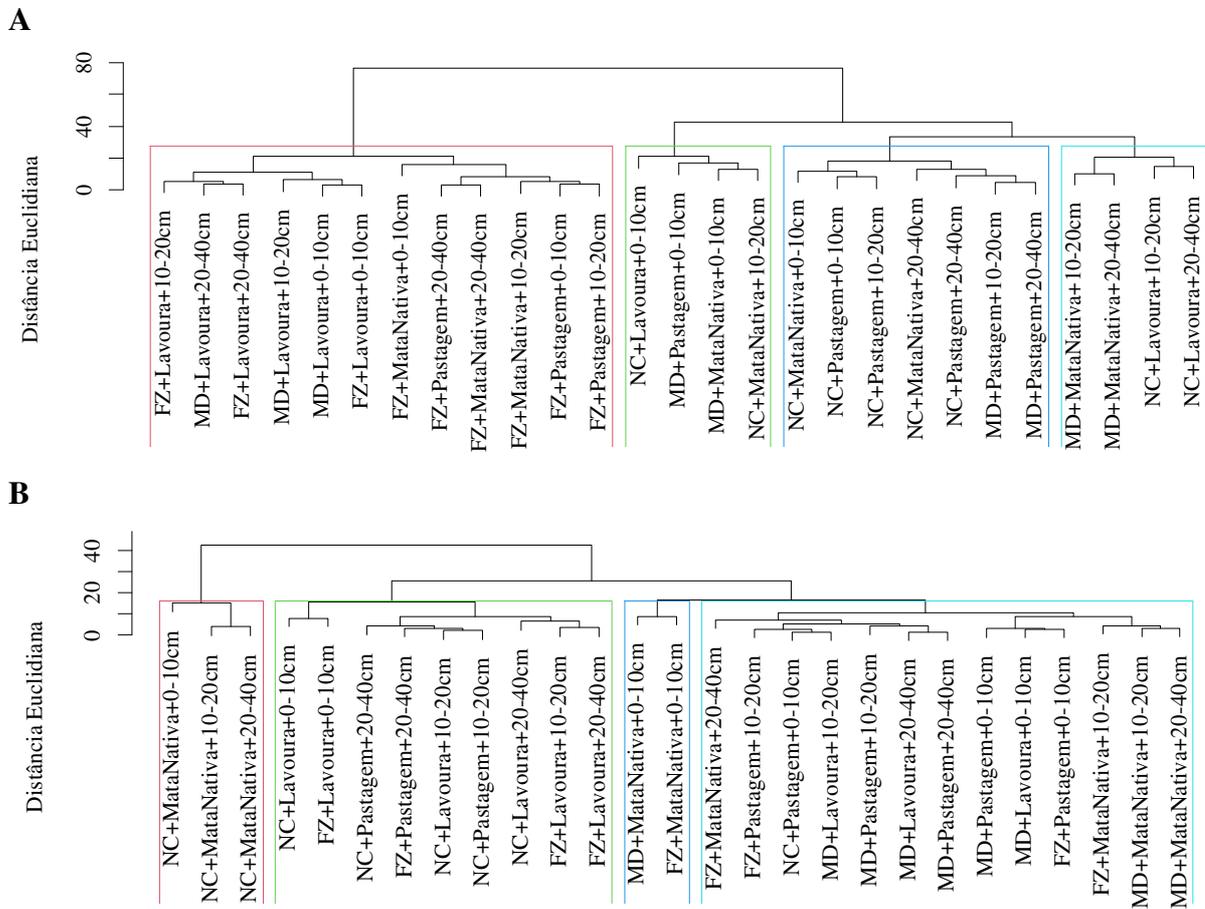
**Tabela 19.** Correlação de Spearman dos atributos físicos e carbono total dos solos das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato.

	AT	Arg	Sil	Mic	Mac	PT	Dp	Ds	Ko	C
AT	<b>1,00</b>	-0,91*	*	0,90*	0,00	0,73	-0,91*	0,72	0,19	-0,85*
Arg	0,98*	<b>1,00</b>	0,46	-0,89*	0,00	-0,71	-0,71	-0,54	-0,17	0,59
Sil	0,99	0,98*	<b>1,00</b>	-0,58	-0,02	-0,50	-0,90*	-0,76	-0,17	0,97*
Mic	0,75	0,67	0,75	<b>1,00</b>	-0,38	0,42	0,78*	0,76*	-0,17	-0,62
Mac	0,99	0,98*	0,99	0,75	<b>1,00</b>	0,66	-0,04	-0,44	0,90*	-0,18
PT	0,59	0,60	0,59	0,12	0,59	<b>1,00</b>	0,60	0,20	0,73	-0,67
Dp	0,99	0,98*	0,99	0,75	0,99	0,59	<b>1,00</b>	0,88*	0,03	-0,91*
Ds	0,56	0,45	0,56	0,53	0,56	0,47	0,56	<b>1,00</b>	-0,41	-0,68
Ko	0,99	0,98*	0,99	0,75	0,99	0,59	0,99	0,56	<b>1,00</b>	-0,34
C	0,99	0,98*	0,99	0,75	0,99	0,59	0,99	0,56	0,99	<b>1,00</b>

AT = areia total, Arg = argila, Sil = silte, Micr = microporosidade, Macr = macroporosidade, PT = porosidade Total, Dp = densidade de partículas, Ds = densidade do solo, Ko = condutividade hidráulica, C = carbono; \* = correlação de Spearman significativa a 5% de probabilidade; cor laranja: Caiabi; cor verde: Renato.

Por meio da análise de agrupamento para os tratamentos avaliados na Bacia do Rio Caiabi, foi possível a divisão em quatro grupos diferentes (Figura 13A). O Grupo I, foi composto principalmente pela região da Foz, independentemente da cobertura ou profundidade estudada, e pela região média da bacia apenas quando a cobertura do solo, era a lavoura. Características marcantes do grupo I ficaram por conta dos altos teores de AT

(80,35%), cerca de 50% superior quando comparado aos Grupos II (40,68%), III (46,97%) e IV (35,76%).



**Figura 13.** Dendrogramas de clusters dos atributos físicos e teores de carbono na sub-bacia hidrográfica dos rios Caiabi (A) e Renato (B). NC - nascente; MD - médio e FZ - foz.

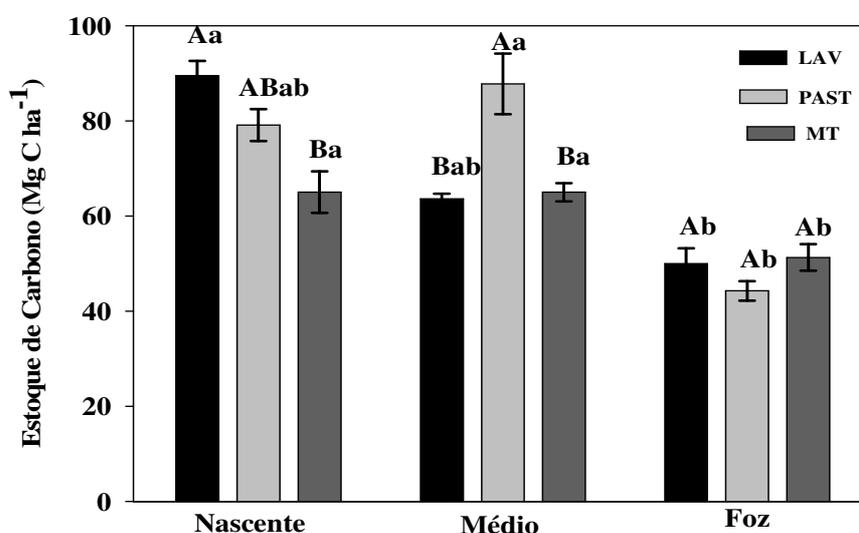
A textura do solo do Grupo I, com alto teor de areia e os mais baixos de argila e silte, contribuiu para uma maior densidade de partícula devido à elevada presença de quartzo nessa fração e afetou a densidade do solo, que foi maior nesse grupo, no qual promoveu redução da taxa de infiltração e menor concentração de carbono. Essas altas concentrações eram esperadas, uma vez que na região da foz (mais frequente nesse grupo) há uma maior deposição de areia resultante do transporte aluvial, pois na maioria das vezes, os solos são formados por rochas sedimentares ou sedimentos erodidos geologicamente (EPE, 2009, ALVES et al., 2023). Observando os grupos mais distantes, o Grupo IV apresentou os menores teores de AT, por exibir maiores teores de argila, que estão próximos aos teores médios dos Grupo II e III. Esses resultados proporcionaram à similaridade nos dados de concentrações de carbono, sendo maiores nesses grupamentos que no Grupo I, devido à correlação existente entre a argila e o carbono. Esses grupos também se apresentaram similares quanto a densidade do solo e  $K_o$ , sendo maior e menor, respectivamente que o Grupo I.

De forma similar ao Caiabi, a sub-bacia do rio Renato foi dividida em quatro grupos (I, II, III e IV). Logo, houve uma inversão na quantidade de tratamentos que compõem cada grupo (Figura 4b). A mata nativa da nascente e nas três profundidades avaliadas representaram o GI em virtude dos baixos teores de AT observados, e como esperado,

resultados opostos, sobretudo, ao GIII e GIV. Desse modo, a relação entre os atributos de cada grupo teve o mesmo comportamento do observado e apresentado para a sub-bacia do Caiabi.

#### 4.5.4 Estoque de carbono

Os estoques totais de carbono da sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi na região da nascente foram de 89,55; 79,13 e 65,00 Mg ha<sup>-1</sup> nas áreas ocupadas com lavoura, pastagem e mata nativa, respectivamente (Figura 14). Para os mesmos usos e ocupação, na região central da sub-bacia, os estoques de carbono foram de 63,60; 87,78 e 65,01 Mg ha<sup>-1</sup>, enquanto na região da foz do rio Caiabi, foram de 50,00; 44,28 e 51,31 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 14).



**Figura 14.** Estoque de carbono total na profundidade de 0-40 cm a bacia hidrográfica do rio Caiabi. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais não diferem significativamente entre os usos na mesma região pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade e letras minúsculas iguais não diferem significativamente entre os mesmos usos nas diferentes regiões.

Na nascente do rio Caiabi, o estoque total de carbono em lavoura de soja (89,55 Mg ha<sup>-1</sup>) é significativamente maior do que em áreas com pastagens (79,13 Mg ha<sup>-1</sup>) e mata nativa (65,00 Mg ha<sup>-1</sup>), podendo estar relacionado à cobertura do solo com palhada na entressafra e durante o cultivo da leguminosa. Na região do médio Caiabi, a pastagem possui mais carbono estocado (87,78 Mg ha<sup>-1</sup>), enquanto na foz não houve diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade. Nesse contexto, os estoques de carbono encontrados em área de vegetação nativa não podem ser considerados como limites máximos de armazenamento de carbono no solo. Após a implantação de outros sistemas de produção, em condições de semelhanças entre os atributos do solo para uma mesma região da sub-bacia hidrográfica, também ocorrem influências do manejo cultural adotado e da classe do solo, possibilitando a ocorrência de estoques maiores de carbono em solos ocupados com lavouras ou pastagens (JIAN et al., 2020; FRANCAVIGLIA et al., 2023).

Braz et al. (2013) relatam que tanto pastagens bem conservadas como compactadas podem estocar carbono em grandes proporções; no primeiro caso, o livre desenvolvimento radicular sem impedimento físico, geraria estoque de carbono uniforme ao longo do perfil no solo, e, no segundo caso, pelo acúmulo de raízes fasciculadas na superfície, decorrente da

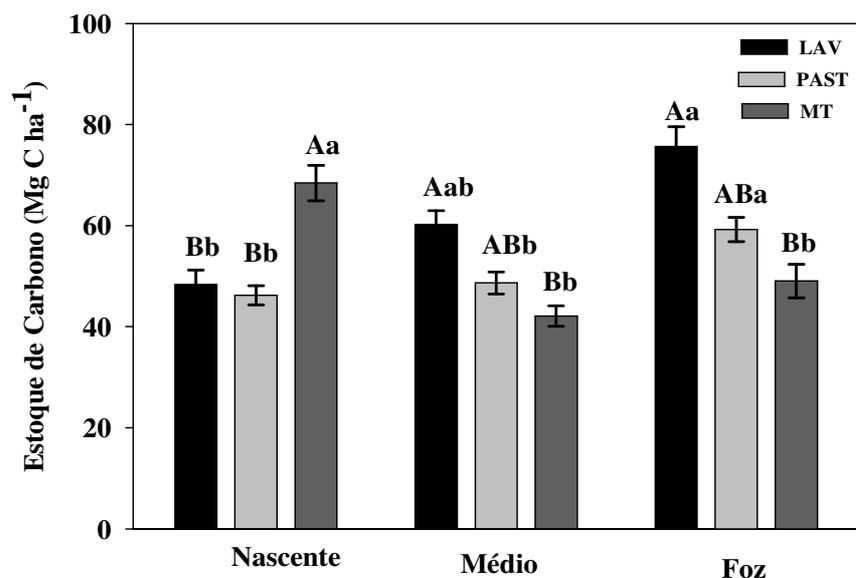
limitação física em virtude da compactação. Nesse sentido, pelo valor da densidade do solo (Tabela 17) de  $1,60 \text{ g cm}^{-3}$ , em áreas de pastagens na região do médio rio Caiabi, entende-se que ocorre compactação do solo por pisoteio animal na camada superficial e que, por sua vez, pode ter influenciado nos valores de estoques totais de carbono.

Ao avaliarem estoque de carbono em áreas de pastagens e de matas nativas no Cerrado Brasileiro, Braz et al. (2013) concluíram que o manejo aliado ao conhecimento da textura é primordial para a manutenção do carbono no solo. Pinheiro et al. (2015), Morais et al. (2020), Zeferino et al. (2021) e Rego et al. (2023) também observaram altas correlações dos estoques de carbono com as frações areia, silte e argila em áreas de Cerrado, corroborando com as correlações observadas no presente estudo (Tabela 18). Além disso, a região da foz do rio Caiabi, que no geral possui textura do solo mais arenosa, apresentou menores estoques de carbono em todos os sistemas avaliados quando comparada às demais regiões da sub-bacia.

Na sub-bacia hidrográfica do rio Renato, os estoques totais de carbono nas camadas de 0-40 cm nas áreas ocupadas com lavouras, pastagens e mata nativa foram de 48,40; 46,25 e 68,43  $\text{Mg ha}^{-1}$  para a região da nascente; de 60,24; 48,66 e 42,10  $\text{Mg ha}^{-1}$  na região média da sub-bacia, e de 75,62; 59,22 e 49,03  $\text{Mg ha}^{-1}$  na região da foz do rio Renato (Figura 15). Esse comportamento também foi observado para as concentrações de carbono ao longo do perfil do solo (Figura 12). Novamente, nota-se a influência da textura do solo no estoque de carbono, visto que solos com vegetação nativa na região da nascente do rio Renato, apresentaram maiores estoques de carbono (Figura 15) e maiores concentrações de argila (Tabela 17). Além disso, no dendrograma, os solos com mata nativa, nas diferentes camadas avaliadas, formaram um cluster destacado dos demais usos do solo (Figura 10). Assim como na sub-bacia hidrográfica do rio Caiabi, os estoques de carbono variaram em relação às ocupações do solo e nas regiões da sub-bacia hidrográfica do rio Renato, contudo, apresentam um comportamento diferente do ponto de vista do estoque de carbono entre as regiões das duas sub-bacias.

O carbono estocado nos solos com lavouras nas regiões do médio e da foz do rio Renato é significativamente superior aos estoques em áreas com pastagem e mata nativa. Isso evidencia a importância da cobertura vegetal em áreas arenosas, pois contribui para o aumento da umidade do solo, atração de comunidades microbianas benéficas e aumento de cargas no solo, que são menores em solos arenosos. Nesse sentido, autores enfatizam a importância do plantio sobre palhada como parte do plano de agricultura de baixo carbono no Brasil (SANT-ANNA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2023). Em estudo de carbono no solo em pastagem, lavoura e mata nativa no Cerrado Brasileiro, Sant-Anna et al. (2017) concluíram que o plantio em palhada no solo aliado ao cultivo mínimo aumenta a capacidade dos solos em estocarem carbono. Resultados semelhantes foram observados por Pinheiro et al. (2015) ao estudarem os efeitos dos sistemas de preparo do solo e frações físicas no estoque de carbono em um Latossolo Vermelho distrófico no Rio de Janeiro.

Outros fatores podem interferir na quantidade de carbono estocado no solo, como a textura, que tem forte influência na dinâmica de retenção da água no solo e, consequentemente no estoque de carbono (PAN et al., 2015; PINHEIRO et al., 2015; DELARMELINA et al., 2023).



**Figura 15.** Estoque de carbono total na profundidade de 0-40 cm na bacia hidrográfica do rio Renato. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais não diferem significativamente entre os usos na mesma região pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade e letras minúsculas iguais não diferem significativamente entre os mesmos usos nas diferentes regiões.

Ao avaliarem o estoque de carbono em diferentes usos de solos no Brasil, Oliveira et al. (2023) concluíram que as menores quantidades de carbono estocado em solos agrícolas estão relacionadas ao manejo inadequado. Além disso, o estoque de carbono apresenta variabilidade espacial que é influenciada pela classe de solo, profundidade, densidade do solo, água e o relevo (ROMÁN-SÁNCHEZ et al., 2018; TENG et al., 2017; FRANCAVIGLIA et al., 2023). Especificamente nas regiões da nascente do rio Caiabi e na região do médio e da foz do rio Renato, os solos ocupados com lavouras e pastagens apresentaram níveis de carbono acima dos encontrados nos solos ocupados com vegetação nativa. Contudo, ressalta-se que não é recomendado a conversão da área nativa visando sequestrar carbono no solo, pois além de estocar carbono no solo, a vegetação nativa é estocadora de carbono na sua biomassa lenhosa com potencial superior as culturas agrícolas e pastagens (SIST et al., 2014; TERRA et al., 2023). Além disso, foram verificadas variações nas densidades do solo entre a vegetação nativa e os sistemas agropecuários, o que pode ter interferido nos estoques de carbono encontrados. Assim, para trabalhos futuros recomenda-se o uso da correção de massa do solo para minimizar o efeito da densidade do solo nos usos, como realizado por Braz et al. (2013) ao estudarem estoques de carbono em pastagem compactadas.

Novamente, destaca-se a importância da implantação de lavouras sobre palhadas de milho e/ou pastagens (SANT-ANNA et al., 2017; LAL, 2018; ZEFERINO et al., 2021; OLIVEIRA et al., 2023) para proteção dos serviços ecossistêmicos do solo. Para gestão de terras, diante do constatado neste estudo, entende-se que produtores rurais de soja, milho, e pecuaristas, assim como o poder público, por meio de extensão rural e ambiental, devem se esforçar para proporcionar e ampliar a capacidade de estocar carbono dos solos, visto que este é um importante serviço ecossistêmico, que uma vez comprometido, afeta vários ciclos naturais. Para isso, dois pontos importantes devem ser levados em consideração: o primeiro diz respeito a cobertura do solo, de modo a proteger o carbono da rápida mineralização e dos processos erosivos; e, o segundo, sobre o monitoramento dos atributos indicadores das concentrações de carbono no solo, e, conseqüentemente de estoque (PINHEIRO et al., 2015).

#### **4.6. CONCLUSÕES**

Os teores de carbono no solo variaram em função da região das sub-bacias hidrográficas dos rios Caiabi e Renato, do uso/ocupação do solo, da profundidade e da textura do solo. Para análises em escala de bacias hidrográficas, recomenda-se estudos localizados dos teores de carbono e suas correlações com atributos indicadores de qualidade do solo.

Os maiores estoques totais de carbono no solo foram observados em áreas com maiores teores de argila. Independentemente do estado natural de conservação das matas nativas e/ou dos sistemas de produção agropecuária (lavouras e pastagens), os atributos do solo estão interligados e devem ser estudados em conjunto para servirem de base para tomadas de decisão, que visem a adoção de manejos eficientes de proteção dos serviços ecossistêmicos do solo, como o de estocar carbono.

#### 4.7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ALVES, L. A.; OLIVEIRA DENARDIN, L. G.; MARTINS, A. P.; BAYER, C.; VELOSO, M. G.; BREMM, C.; TIECHER, T. The effect of crop rotation and sheep grazing management on plant production and soil C and N stocks in a long-term integrated crop-livestock system in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 203, e104678, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.10467>
- BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; BAGARELLO, V. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature communications**, p. 8, n. 1, p. 1-13, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>
- BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J.; JANTALIA, C. P.; GUIMARÃES, A. P.; DOS SANTOS, C. A.; SANTOS, S. C.; PINHEIRO, E. F. M.; BODDEY, R. M. Soil carbon stocks under productive and degraded Brachiaria pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 3, p. 914-928, 2013. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.0269>
- BRIEDIS, C.; DE MORAES SÁ, J. C.; LAL, R.; DE OLIVEIRA FERREIRA, A.; FRANCHINI, J. C.; MILORI, D. M. B. P. Preservation of labile organic compounds is the pathway for carbon storage in a 23-year continuous no-till system on a Ferralsol in southern Brazil. **Geoderma Regional**, v. 33, e00643, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00643>
- COTRUFO, M. F.; LAVALLEE, J. M. Formation, persistence and functioning of soil organic matter: a synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. **Advances in Agronomy**, v. 172, p. 1-66, 2022. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>
- DELARMELINA, W. M.; CALDEIRA, M. V. W.; GOMES JUNIOR, D.; GODINHO, T. D. O.; CALIMAN, J. P.; GONÇALVES, E. D. O.; KUNZ, S. H.; PEREIRA, M. G.; SILVA, C. S. D. Soil attributes and spatial variability of soil organic carbon stock under the Atlantic Forest, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1528-1551, 2022. <https://doi.org/10.5902/1980509867028>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.05.011>
- DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics** v. 69, p. 1858-1868, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- FRANCAVIGLIA, R.; ALMAGRO, M.; VICENTE-VICENTE, J. L. Conservation agriculture and soil organic carbon: principles, processes, practices and policy options. **Soil Systems**, v. 7, n. 1, a17, 2023. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7010017>

GROPPO, J. D.; LINS, S. R. M.; CAMARGO, P. B. D.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v. 12, n. 15, 4765-4780, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>

IBGE—Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estado do Mato Grosso: Pedologia (Mapa Exploratório de Solos), p1. 2009.

JIAN, J.; DU, X.; REITER, M. S.; STEWART, R. D. A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 143, e107735, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, n. 8, p. 3285-3301, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. **Climatologia**: noções básicas e climas do Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 206p. 2007.

MONROE, P. H. M.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; BARROS, W. T.; DE OLIVEIRA, F. G. R. B.; PEREIRA, M. G. Physical protection of soil organic carbon through aggregates in different land use systems in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 186, e104427, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104427>

MORAIS, V. A., FERREIRA, G. W. D.; DE MELLO, J. M.; SILVA, C. A.; DE MELLO, C. R.; ARAÚJO, E. J. G.; DAVID, H. C.; SILVA, A. C.; SCOLFORO, J. R. S (2020). Distribuição espacial dos estoques de carbono do solo no bioma Cerrado de Minas Gerais, Brasil. Spatial distribution of soil carbon stocks in the Cerrado biome of Minas Gerais, Brazil. **Catena**, v. 185, e104285, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104285>

OLIVEIRA, D. M. D. S.; TAVARES, R. L. M.; LOSS, A.; MADARI, B. E.; CERRI, C. E. P.; ALVES, B. J. R.; PEREIRA, M. G.; CHERUBIN, M. R. Climate-smart agriculture and soil C sequestration in Brazilian Cerrado: a systematic review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, n. esp., e0220055, 2023. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220055>

PAN, Y. X.; WANG, X. P.; ZHANG, Y. F.; HU, R. Spatio-temporal variability of root zone soil moisture in artificially revegetated and natural ecosystems at an arid desert area, NW China. **Ecological Engineering**, v. 79, p. 100-112, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.019>

PENHA SIMON, C.; DA VITÓRIA, E. L.; DAS GRAÇA LACERDA, E.; AVANCINI, Y. S.; RODRIGUES, T. F.; SIMON, C. A. Emissão de CO<sub>2</sub>, atributos físicos e carbono orgânico total em diferentes sistemas de preparo do solo. **Nativa**, v. 7, n. 5, p. 494-499, 2019. DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i5.6273>

PINHEIRO, É. F. M.; DE CAMPOS, D. V. B.; DE CARVALHO BALIEIRO, F.; DOS ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter. **Agricultural Systems**, v. 132, p. 35-39, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.08.008>

R CORE TEAM (2023). **R**: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.

- RAIMO, L. A. D. L.; AMORIM, R. S.; COUTO, E. G.; HUNTER, M. O.; TORRES, G. N.; BOCUTI, E. D.; SILVA, L. D. Natural erosion potential in the Mato Grosso state, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 26, p. 655-661, 2022. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v26n9p655-661>
- REGO, C. A. R. D. M.; OLIVEIRA, P. S. R. D.; MUNIZ, L. C.; ROSSET, J. S.; MATTEI, E.; COSTA, B. P.; PEREIRA, M. G. Chemical, physical, and biological properties of soil with pastures recovered by integration crop-livestock system in Eastern Amazon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, e0220094, 2023. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20220094>
- ROMÁN-SÁNCHEZ, A.; VANWALLEGHEM, T.; PEÑA, A.; LAGUNA, A.; GIRÁLDEZ, J. V. Controls on soil carbon storage from topography and vegetation in a rocky, semi-arid landscapes. **Geoderma**, v. 311, p. 159-166, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.013>.
- SANDERMAN, J.; HENGL, T.; FISKE, G. J. Soil carbon debt from 12,000 years of human land use. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 36, p. 9575-9580, 2017. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>
- SANT-ANNA, S. A.; JANTALIA, C. P.; SA, J. M.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 108, p. 101-120, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z>
- SANTOS, G. L. D.; SILVA NETO, E. C.; SILVA, T. P. D.; COSTA, E. M.; BEUTLER, S. J.; SILVA, C. G. D.; PEREIRA, M. G. Soil properties changing and carbon losses by anthropic drainage in savanna palm swamp (vereda), central Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.47, e0220144, 2023. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20220144>
- SIST, P.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; RUTISHAUSER, E. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 103-109, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.005>
- SMITH, P.; COTRUFO, M. F.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P. J.; ELLIOTT, J. A.; ... SCHOLLES, M. C (2015). Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **Soilolo**, v. 1, n. 2, p. 665-685, 2015. <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>
- SOUZA MEDEIROS, A.; DOS SANTOS, T. C.; MAIA, S. M. F. Effect of long-term and soil depth on soil organic carbon stocks after conversion from native vegetation to conventional tillage systems in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 219, e105336, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105336>
- SOUZA MEDEIROS, A.; MAIA, S. M. F.; DOS SANTOS, T. C.; DE ARAÚJO GOMES, T. C (2020). Perdas de carbono do solo em sistemas agrícolas convencionais devido à mudança de uso da terra no semiárido brasileiro Soil carbono losses in conventional farming systems due to land-use change in Brazilian semi-arid region. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 287, e106690, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106690>.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017. 573p. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1085209>

TENG, M.; ZENG, L.; XIAO, W.; HUANG, Z.; ZHOU, Z.; YAN, Z.; WANG, P. (2017). Spatial variability of soil organic carbon in Three Gorges Reservoir area, China. **Science of the Total Environment**, v. 599, p. 1308-1316, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.085>

TERRA, M. C.; NUNES, M. H.; SOUZA, C. R.; FERREIRA, G. W.; DO PRADO-JUNIOR, J. A.; REZENDE, V. L.; MACIEL, R.; MANTOVANI, V.; RODRIGUES, A.; MORAIS, V. A.; SCOLFORO, J. R. S.; DE MELLO, J. M. (2023). The inverted forest: Aboveground and notably large belowground carbon stocks and their drivers in Brazilian savannas. **Science of The Total Environment**, v. 867, e161320, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161320>

VELDKAMP, E. Rotação do carbono orgânico em três solos tropicais sob pastagem após desmatamento. Organic carbono turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 1, p. 175-180, 1994. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>

WENZEL, D. A.; ULIANA, E. M.; ALMEIDA, F. T.; SOUZA, A. P., MENDES, M. A. D. S. A.; SILVA, S. L. G. Características fisiográficas de sub-bacias do Médio e Alto Rio Teles Pires, Mato Grosso. **Revista de Ciências Agroambientais**, v. 15, n. 2, p. 123-131, 2018.

ZEFERINO, L. B.; LUSTOSA FILHO, J. F.; DOS SANTOS, A. C.; CERRI, C. E. P.; DE OLIVEIRA, T. S. Simulation of changes in C and N stocks with land use and cover in Amazon Forest-Cerrado transition environment. **Geoderma**, v. 404, e115388, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115388>.

## 5. CONCLUSÕES GERAIS

O revolvimento dos solos tem efeito divergente nas perdas de solo, água e taxa de infiltração. À medida que os solos foram revolvidos, sobretudo em áreas de pastagem, as perdas de solo e as taxas de infiltração aumentaram e as perdas de água reduziram. Apesar do aumento da infiltração, o fluxo de água na superfície foi mais concentrado, proporcionando maiores perdas de solo. Portanto, recomenda-se o emprego de práticas de conservação dos solos para evitar compactação e, conseqüentemente, não haver necessidade de revolvimento. Por isso, torna-se importante o estudo da erosão dos solos associado à infiltração dos mesmos.

Os modelos de Horton e Philip são os mais recomendados para estimativas das taxas de infiltração de água no solo nas regiões de nascente, médio e foz das sub-bacias hidrográficas dos rio Caiabi e Renato.

Em estudos de carbono no solo é importante levar em consideração os atributos dos solos que podem nortear sua estimativa. O fato do ambiente de mata nativa não estar estocando maiores quantidades de carbono em todas as regiões de ambas as sub-bacias hidrográficas não é um indicativo de que a conversão dessas áreas em lavouras e pastagem é a melhor alternativa para a dinâmica de carbono no ecossistema, pois além da quantidade no solo, a vegetação natural tem função de estoque na parte aérea.

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Estudar solos em ambientes frágeis no Norte do Mato Grosso foi desafiador e seriamente complexo, devido a quantidade de fatores que podem interferir nos resultados de uma pesquisa dessa magnitude, além da dificuldade de determinação dos tratamentos para obtenção de respostas que representem uma região de fronteira agrícola. Sobre os estudos de perdas de solos e água e infiltração de água no solo, a maior limitação foram as distâncias a serem percorridas com o simulador de chuvas e encontrar a precipitação ideal para quantificar o escoamento superficial e com tempo de retorno dentro da realidade para as regiões estudadas. Por outro lado, nos estudos de carbono a dificuldades ficaram concentrada nas análises de laboratório no período de pandemia do Corona Vírus.

Mas após chegar ao final da pesquisa, fica a ciência de que o saldo é positivo e de que a contribuição dos três trabalhos será de grande importância para a região de estudo.