

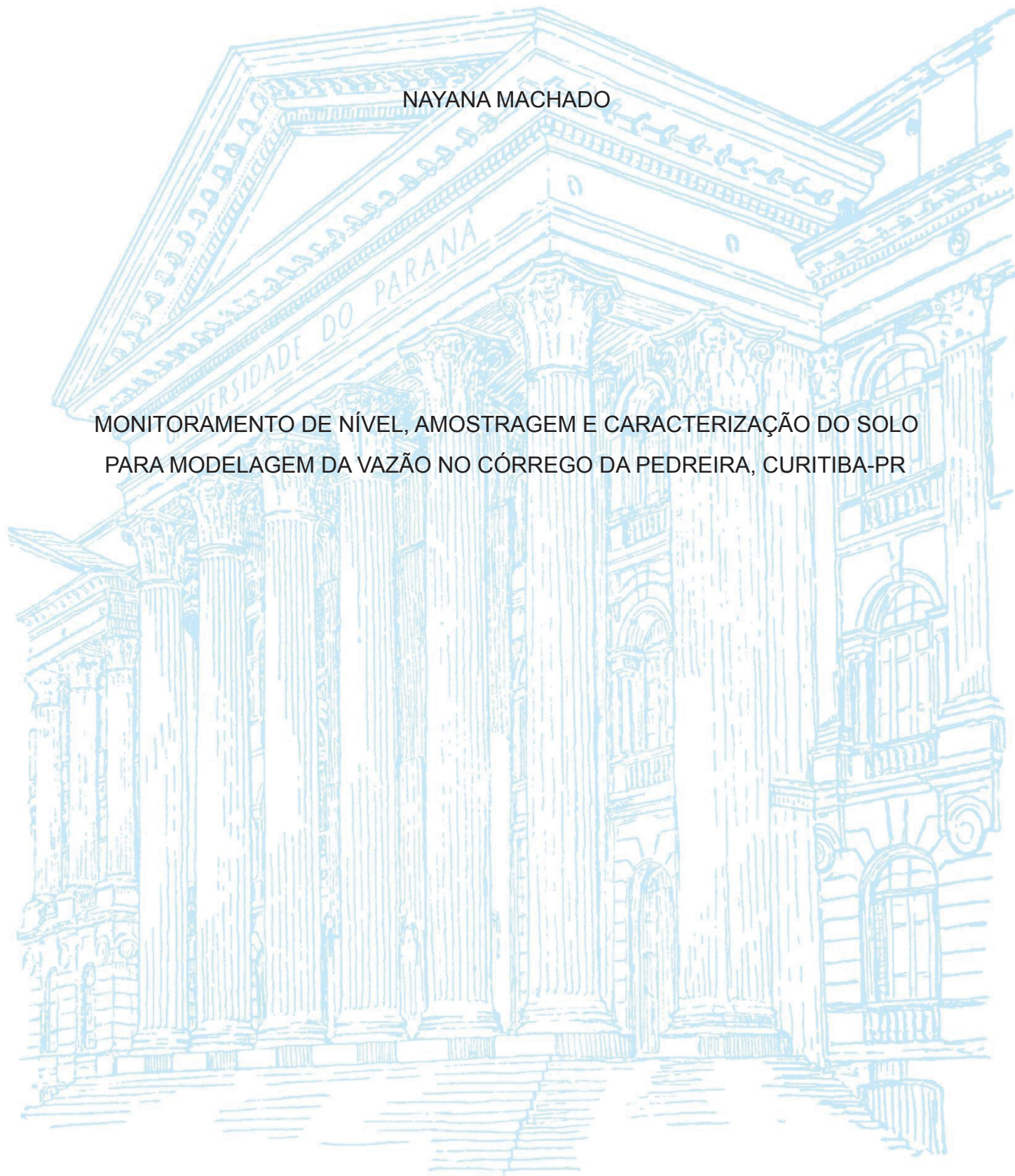
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

NAYANA MACHADO

MONITORAMENTO DE NÍVEL, AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DO SOLO
PARA MODELAGEM DA VAZÃO NO CÓRREGO DA PEDREIRA, CURITIBA-PR

CURITIBA

2021



NAYANA MACHADO

MONITORAMENTO DE NÍVEL, AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DO SOLO
PARA MODELAGEM DA VAZÃO NO CÓRREGO DA PEDREIRA, CURITIBA-PR

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. DSc. Emílio Graciliano Ferreira Mercuri

Coorientador: Prof. DSc. Robson André Armindo
Coorientadora: Profa. DSc. Nayara Soares Klein

CURITIBA

2021

M149 Machado, Nayana

Monitoramento do nível, amostragem e caracterização do solo para modelagem da vazão no córrego da pedreira, Curitiba-PR [recurso eletrônico] / Nayana Machado - Curitiba, 2021.

Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Emílio Graciliano Ferreira.

1. Monitoramento ambiental. 2. Bacias hidrográficas. 3. Medidores de fluxo. I. Ferreira, Emílio Graciliano. II. Universidade Federal do Paraná. III. Título.

CDD 551.57



TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **NAYANA MACHADO** intitulada: **MONITORAMENTO DE NÍVEL, AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DO SOLO PARA MODELAGEM DA VAZÃO NO CÓRREGO DA PEDREIRA, CURITIBA-PR**, sob orientação do Prof. Dr. EMILIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestra está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 01 de Dezembro de 2021.

Assinatura Eletrônica

01/12/2021 16:04:32.0

EMILIO GRACILIANO FERREIRA MERCURI

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

01/12/2021 13:05:31.0

ALINE MARI HUF DOS REIS

Avaliador Externo (EMBRAPA SOLOS)

Assinatura Eletrônica

01/12/2021 15:08:48.0

MICHAEL MANNICH

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Dedico este trabalho àqueles que de alguma forma identificam a necessidade de investigar as relações entre o homem e a natureza.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma auxiliaram para a execução deste documento. Agradeço também a todos os familiares e amigos que sempre estiveram presentes e me incentivaram.

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

“ninguém caminha sem aprender a caminhar, sem aprender a fazer o caminho caminhando, refazendo e retocando o sonho pelo qual se pôs a caminhar”

(FREIRE, Paulo Reglis Neve, 2000, p. 155)

RESUMO

A caracterização do uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas urbanas, bem como o entendimento da dinâmica da água no sistema água-solo-planta-atmosfera, são instrumentos relevantes no planejamento de recursos hídricos urbanos. Existem diversos métodos que permitem a identificação das características destes condicionantes ambientais, como por exemplo, sensoriamento remoto, amostragem de solo, monitoramento de dados hidrometeorológicos e modelagem. Sob esse contexto, buscou-se validar alguns destes métodos disponíveis e compreender de que forma é possível diagnosticar a dinâmica da água em uma microbacia hidrográfica urbana. O objetivo da pesquisa foi comparar dados monitorados e dados modelados de variáveis hidrológicas, por meio de medições em campo e resultados obtidos pelo modelo *Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning* (HBV) no córrego da Pedreira, afluente do rio Belém, Curitiba, Paraná. Foi evidenciada a problemática relacionada às alterações que as modificações no uso e ocupação em bacias hidrográficas urbanas causam na dinâmica da água no sistema água-solo-planta-atmosfera. Também foi abordado a integração entre o monitoramento e a modelagem hidrológica. A metodologia da pesquisa foi aplicada, por meio de três etapas: caracterização da área de estudo; monitoramento hidrológico e modelagem chuva-vazão. A primeira etapa compõe-se pela análise em sistema de informação geográfica (SIG) do modelo digital de elevação e classificação supervisionada de imagem. A segunda etapa referente ao monitoramento hidrometeorológico descreve o desenvolvimento e calibração do hardware do sistema de coleta de dados de nível e de dados de umidade de solo. Em relação às séries temporais de medições de dados climáticos, estas foram obtidas de duas estações meteorológicas localizadas em Curitiba. Algumas variáveis que não apresentavam monitoramento foram estimadas, como a evapotranspiração e a curva de retenção (CRA), que foram modeladas pelo método de Penman-Monteith e o método de ajuste de van Genuchten respectivamente. A modelagem foi realizada para estimar valores de vazão diários para dois períodos, calibração (08/08/2020-30/09/2020), e validação (22/12/2020-22/02/2021). Os resultados obtidos estão direcionados para a caracterização de uma microbacia (0,9 km²) majoritariamente urbana. O desenvolvimento de hardware e resultados após calibração demonstraram aplicações viáveis tanto para o monitoramento de nível quanto para o de umidade do solo. Entretanto sugere-se repetir o procedimento em outros pontos da área de estudo para estudar mais sobre o comportamento dos sensores e identificar a heterogeneidade da área. A CRA modelada condiz com o perfil já definido na literatura para solos argilosos tropicais, assim como os resultados dos experimentos laboratoriais que definem as características hidráulicas do solo. A modelagem apresentou resultados de vazão subestimados quando comparados aos valores observados, inclusive, sugere-se trabalhos futuros que permitam séries temporais observadas mais longas que auxiliem na calibração do modelo. De qualquer forma, a conclusão da pesquisa reconheceu que a integração de dados monitorados em campo e a aplicação de ferramentas de SIG podem aprimorar a caracterização da dinâmica da água em microbacias urbanas quando somados a utilização de modelagem hidrológica.

Palavras-chave: Monitoramento de nível. Curva de Retenção de Água (CRA). *Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning* (HBV)

ABSTRACT

The characterization of land use and occupation in urban hydrographic basins, as well as the understanding of water dynamics in the water-soil-plant-atmosphere system, are relevant instruments in the planning of urban water resources. There are several methods that allow the identification of the characteristics of these environmental conditions, such as remote sensing, soil sampling, monitoring of hydrometeorological data and modeling. In this context, we sought to validate some of these available methods and understand how it is possible to diagnose the water dynamics in an urban watershed. field and results obtained by the Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning (HBV) model in the Pedreira stream, a tributary of the Belém River, Curitiba, Paraná. It was evidenced by the problem related to the alterations that the changes in the use and occupation in urban watersheds cause in the dynamics of water in the water-soil-plant-atmosphere system. The integration between monitoring and hydrological modeling was also addressed. The research methodology was applied through three stages: characterization of the study area; hydrological monitoring and rainfall-runoff modeling. The first stage consists of the analysis in a geographic information system (GIS) of the digital elevation model and supervised image classification. The second step, referring to hydrometeorological monitoring, describes the development and calibration of the hardware of the level data collection system and soil moisture data. Regarding the time series of climatic data measurements, these were obtained from two meteorological stations located in Curitiba. Some variables that were not monitored were estimated, such as evapotranspiration and retention curve (CRA), which were modeled by the Penman-Monteith method and the van Genuchten fit method, respectively. Modeling was carried out to estimate daily flow values for two periods, calibration (08/08/2020-09/30/2020), and validation (12/22/2020-02/22/2021). The results obtained are directed to the characterization of a micro basin (0.9 km²) mostly urban. The hardware development and results after calibration demonstrated viable applications for both level and soil moisture monitoring. However, it is suggested to repeat the procedure at other points of the study area to study more about the behavior of the sensors and identify the heterogeneity of the area. The modeled CRA matches the profile already defined in the literature for tropical clayey soils, as well as the results of laboratory experiments that define the hydraulic characteristics of the soil. The modeling presented underestimated flow results when compared to the observed values, and further work is suggested to allow longer observed time series to help in the model calibration. Anyway, the conclusion of the research recognized that the integration of data monitored in the field and the application of GIS tools can improve the characterization of water dynamics in urban microbasins when added to the use of hydrological modeling.

Keywords: Level monitoring. Soil Water Retention Curve (SWRC). Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning (HBV)

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	–	IMPACTO DA URBANIZAÇÃO NO BALANÇO HÍDRICO	22
FIGURA 2	–	RELAÇÃO VOLUME, MASSA E ÁREA	23
FIGURA 3	–	ESQUEMA REPRESENTATIVO DO SISTEMA DE RESERVATÓRIOS DO HBV	29
FIGURA 4	–	FOTOS DA EXECUÇÃO DA SONDAGEM E AMOSTRAS DEFORMADAS	35
FIGURA 5	–	FOTOS DOS EXPERIMENTOS E AMOSTRAS INDEFORMADAS	36
FIGURA 6	–	HARDWARE PARA MONITORAMENTO DE NÍVEL	40
FIGURA 7	–	CALIBRAÇÃO SENSOR HC-SR04	41
FIGURA 8	–	INSTALAÇÃO DO SENSOR ULTRASSÔNICO	42
FIGURA 9	–	CÁLCULO EMPÍRICO DA VAZÃO	42
FIGURA 10	–	HARDWARE PARA MONITORAMENTO DE UMIDADE DO SOLO	44
FIGURA 11	–	CALIBRAÇÃO EM LABORATÓRIO DO SENSOR DE SOLO	45
FIGURA 12	–	CALIBRAÇÃO EM CAMPO DOS SENSORES DE SOLO	47
FIGURA 13	–	MACROLOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA	52
FIGURA 14	–	MAPA COM A CLASSIFICAÇÃO DO USO DO SOLO DA BACIA	53

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1	– CURVA DE RETENÇÃO MODELADA	56
GRÁFICO 2	– GRÁFICO DO MONITORAMENTO DO NÍVEL BRUTO	58
GRÁFICO 3	– HIETOGRAMA E FLUVIOGRAMA	59
GRÁFICO 4	– PONTOS AJUSTADOS NA 1ª CALIBRAÇÃO DO SENSOR DE UMIDADE	61
GRÁFICO 5	– GRÁFICO DO MONITORAMENTO DE UMIDADE DE SOLO COUNT POR MINUTO	62
GRÁFICO 6	– MONITORAMENTO DA UMIDADE DO SOLO APÓS AJUSTE COM PARÂMETROS DA 1ª E DA 2ª CAMPANHA DE CALIBRAÇÃO	65
GRÁFICO 7	– FLUVIOGRAMA DAS SIMULAÇÃO COM AJUSTE DO MÉTODO DIFFERENTIAL EVOLUTION	74
GRÁFICO 8	– FLUVIOGRAMA DAS SIMULAÇÃO COM AJUSTE DO MÉTODO MONTE-CARLO	75

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 –	CARACTERÍSTICAS DOS MODELOS HIDROLÓGICO	27
QUADRO 2 –	DESCRIÇÃO DOS PAR METROS DO MODELO HBV	30
QUADRO 3 –	METODOLOGIAS PARA CARACTERIZAÇÃO DAS PROPRIEDADES DO SOLO	37

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	– VALORES UTILIZADOS NO MODELO DE PEDOTRANSFERÊNCIA SPLINTEX 2.0	38
TABELA 2	– VALORES UTILIZADOS NA EQUAÇÃO DE 1ª CALIBRAÇÃO DO SENSOR DE SOLO	46
TABELA 3	– VALORES UTILIZADOS NA EQUAÇÃO DE 2ª CALIBRAÇÃO DO SENSOR DE SOLO	47
TABELA 4	– CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DA ÁREA DE ESTUDO	51
TABELA 5	– RESULTADOS MEDIDOS DAS AMOSTRAS DEFORMADAS	54
TABELA 6	– RESULTADOS AMOSTRAS COLETADAS NA PROFUNDIDADE DE 17cm	55
TABELA 7	– RESULTADOS MODELAGEM SPLINTEX 2.0	56
TABELA 8	– RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DO SENSOR ULTRASSÔNICO	57
TABELA 9	– RESULTADOS DA 1ª CALIBRAÇÃO SENSORES CAPACITIVOS	60
TABELA 10	– RESULTADOS DA 2ª CALIBRAÇÃO SENSORES CAPACITIVOS	63
TABELA 11	– DESCRIÇÃO DOS LIMITES APLICADOS AOS PARÂMETROS DO MODELO HBV	67
TABELA 12	– RESULTADOS DAS MÉTRICAS ESTATÍSTICAS DE AVALIAÇÃO DO MODELO NA CALIBRAÇÃO	70
TABELA 13	– RESULTADOS DAS MÉTRICAS ESTATÍSTICAS DE AVALIAÇÃO DO MODELO NA VALIDAÇÃO	71
TABELA 14	– PARÂMETROS DO MODELO AJUSTADO DE ACORDO COM CADA MÉTODO	76

LISTA DE SIGLAS

ANN	<i>Artificial Neural Network</i>
BSi	<i>British Standard</i>
CC	Capacidade de Campo
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
Cfb	Subtropical Mesotérmico Úmido
CRA	Curva de Retenção de Água
DATUM	<i>Geodetic reference datum</i>
EE	<i>EarthExplorer</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Eq	Equação
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
FC	<i>Field Capacity</i>
FD	<i>Frequency-domain</i>
FRSE	Floresta Natural Densa
GPRS	<i>General Packet Radio Service</i>
HBV	<i>Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning</i>
HTTP	<i>Hypertext Transfer Protocol</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
MINEROPAR	Serviço Geológico do Paraná
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NSE	<i>Nash-Sutcliffe</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
PAST	Pasto
PMP	Ponto de Murcha Permanente
PWP	<i>Permanent Wilting Point</i>
QGIS	<i>Quantum GIS</i>

RRMPG	<i>Rainfall-runoff-modeling Repository and Software</i>
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Paraná
SHE/ MIKE SHE	<i>Système Hydrologique Européen</i>
SIRGAS	Sistema de Referência Geodésico para as Américas
SPC	<i>Semi-Automatic Classification Plugin</i>
SUDERSHA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Paraná
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
TDR	<i>Time Domain Reflectometry</i>
TOPMODEL	<i>Topography-Based Hydrological Model</i>
UN DESA	Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais da Organização das Nações Unidas
URBN	Urbanizado com densidade ocupacional baixa
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
UTM	Universal Transversa de Mercator
VC	Volume de Controle
VG	Van Genuchten
WATR	Corpos d'água

LISTA DE SÍMBOLOS

.txt	Arquivo de texto
°C	Graus Celsius
A	Área
b	Lâmina d'água
bar	Unidade de pressão equivalente a 100.000 Pa
Beta	Coeficiente de forma
Cj	Cota jusante rio principal
cm	Centímetro
Cm	Cota montante rio principal
cm/d	Centímetros por dia
cm ³	Centímetro cúbico
cm ³ /cm ³	Centímetro cúbico por centímetro cúbico
Dd	Densidade de drenagem
DD	Fator grau-dia
EH	Espaçamento horizontal
ETo	Evapotranspiração
EV	Plano horizontal
Fvs	Fração volumétrica de matéria sólida
g/cm ³	Gramas por centímetro cúbico
h	Tensão de água no solo
K	Condutividade hidráulica
K ₀	Coeficiente de armazenamento de fluxo próximo à Superfície
K ₁	Coeficiente de armazenamento entre fluxos
K ₂	Coeficiente de armazenamento de fluxo de base
K _p	Coeficiente de armazenamento de percolação
K ₀ , K ₁ , K ₂	Coeficientes de recessão
Kc	Índice de compactidade
Kf	Valor de fator de forma
kg	quilograma

km ²	Quilômetro quadrado
kPa	kiloPascal
L	Limite do nível de água no depósito superior
L	Limite do reservatório
L	Profundidade
Lt	Comprimento rio principal
Lx	Comprimento axial da bacia
M	Massa
m	Metro
m ²	Metro quadrado
m ³ /s	Metro cúbico por segundo
mm	Milímetro
mm/h	Milímetros por hora
MPa	MegaPascal
n	Coefficiente de rugosidade de Manning
p	Permeabilidade hidráulica do solo saturado
P	Perímetro
P	Perímetro molhado
Q	Taxa de fluxo volumétrico
Q ₀ Q ₁ Q ₂	Saídas no reservatório
Q _m	Vazão modelada
Q _o	Vazão média observada
Q _{perc}	Taxa de percolação constante
Q _o ^t	Vazão observada no tempo
R ²	Coefficiente de determinação NSE
Rh	Raio hidráulico
S	Declividade rio principal
S	Inclinação inferior do canal
t	Tempo
T _t	Temperatura limite
Tc	Tempo de concentração
U	Umidade gravimétrica

V	Volume
X, Y	Variáveis
Z	Espessura da camada
α	Ângulo de inclinação
$\alpha, n \text{ e } m$	Parâmetros empíricos do modelo
θ	Umidade volumétrica
θ_{cc}	Umidade volumétrica na capacidade de campo
θ_{pmp}	Umidade volumétrica no ponto de murcha permanente
θ_r	Umidade de água residual
θ_s	Umidade na saturação
ρ_p	Massa específica das partículas
ρ_{ss}	Massa específica do solo seco
ρ_{su}	Massa específica do solo úmido
φ	Porosidade total
ψ	Potencial matricial

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	OBJETIVOS	20
2	REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1	BALANÇO HÍDRICO URBANO E SUA RELAÇÃO COM A MODELAGEM HIDROLÓGICA	21
2.1.1	Dinâmica no sistema água-solo-planta-atmosfera	23
2.2	INTEGRANDO MONITORAMENTO E MODELAGEM HIDROLÓGICA	24
2.2.1	HBV (Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning)	28
3	MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	32
3.1.1	Caracterização da dinâmica da água no solo	35
3.2	MONITORAMENTO HIDROLÓGICO	40
3.2.1	Dados de nível	40
3.2.2	Dados de solo	44
3.3	MODELAGEM HBV	48
3.3.1	Calibração do modelo	48
3.3.2	Validação do modelo	49
4	RESULTADOS	51
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	51
4.1.1	Caracterização da dinâmica da água no solo	54

4.2	MONITORAMENTO HIDROLÓGICO	57
4.2.1	Dados de nível	57
4.2.2	Dados de solo	60
4.3	MODELAGEM HBV	66
5	CONCLUSÃO	78
	REFERÊNCIAS	80
	APÊNDICE A - ANÁLISES GRÁFICAS DAS CORRELAÇÕES ENTRE VAZÕES SIMULADAS E VAZÕES OBSERVADAS	87

INTRODUÇÃO

Atualmente cerca de 55% (4,2 bilhões de habitantes) da população mundial habitam predominantemente as áreas urbanas. O Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais da Organização das Nações Unidas (UN DESA), sugere no relatório 'World Population Prospects', que no ano de 2050 este número irá aumentar para 68,4% (6,6 bilhões de habitantes) (ONU, 2018).

O rápido crescimento e intensificação do processo de urbanização, dificultam o planejamento urbano que dão suporte à qualidade de vida dos seus habitantes. Neste contexto, o sistema hídrico é um dos primeiros a se modificar, e as consequências negativas desse impacto são diversas, tais como: erosão das encostas; aumento da produção de sedimentos e assoreamento dos leitos dos rios e dos canais; alterações na morfologia fluvial; sobrecarga nos dispositivos de micro e macrodrenagem; comprometimento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas utilizadas para o abastecimento da população (FARIAS, 2019).

Como aponta Guimarães (2000), é fundamental o estudo dos impactos provenientes das ocupações territoriais desordenadas sobre os recursos hídricos. A gestão e planejamento dos recursos hídricos urbanos necessitam de um conhecimento da hidrologia da bacia, que determina a capacidade de cada bacia em suportar atividades antrópicas dependentes dos recursos hídricos. Pois, estes influenciam de maneira direta na qualidade e regularidade dos recursos hídricos, além de interferir no dimensionamento e operação de obras hidráulicas, influenciando nos seus custos e operações, para solucionar por exemplo, problemas relacionados a processos erosivos e recargas de aquíferos nas bacias (RUTKOWSKI, 1999; PINHEIRO et al 2019).

O uso do solo tem relação direta com a produção de vazão gerada em uma bacia hidrográfica, pois de acordo com a ocupação se define a proporção de cobertura vegetal e impermeabilização da área, que atuam de maneira decisória nos processos hidrológicos. A categoria de cada tipo de ocupação determinará qual a intensidade das variáveis do balanço hídrico, como por exemplo, a interceptação, a evapotranspiração, a infiltração e o escoamento superficial irão se comportar durante um evento chuvoso e após ocorrido (LIMA, 1985).

Tendo em vista que, a dinâmica da água entre o solo e a atmosfera é complexa e composta de um processo plurifacetado, envolvendo ganhos e perdas de diversos compartimentos, para melhor compreender e quantificar o complexo sistema de água urbana, é necessário refinar métodos e combiná-los com abordagens de modelagem matemática. Esta avaliação permite um planejamento sustentável dos recursos hídricos dentro e ao redor das áreas urbanas, especialmente, considerando o crescimento das cidades e as mudanças climáticas globais (SCHIRMER et al, 2013).

Considerando a importância de desenvolver estudos técnicos que amparem as tomadas de decisão frente à gestão das águas urbanas, a bacia hidrográfica do córrego da Pedreira foi definida como unidade de análise, sendo esta uma sub-bacia da bacia hidrográfica do rio Belém localizada inteiramente no perímetro urbano da cidade de Curitiba/PR. Esta seleção foi definida com base na acessibilidade e segurança de execução dos trabalhos em campo.

1.1 OBJETIVOS

O objetivo geral foi comparar dados monitorados e dados modelados de variáveis hidrológicas, por meio de medições em campo e resultados obtidos pelo modelo Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning (HBV) no correjo da Pedreira, afluente do rio Belém, Curitiba, Paraná.

Para obtenção do objetivo geral são propostos os objetivos específicos:

- Desenvolver um sistema de coleta de dados de nível utilizando um sensor ultrassônico de baixo custo;
- Desenvolver um sistema de coleta de dados de umidade do solo utilizando um sensor capacitivo;
- Caracterizar as propriedades físicas do solo relevantes em estudos de balanço hídrico (modelagem hidrológica);
- Avaliar a performance dos sensores desenvolvidos para medição de cota do rio e umidade do solo;
- Avaliar os resultados medidos e simulados para vazão em escala diária.

2 REVISÃO DE LITERATURA

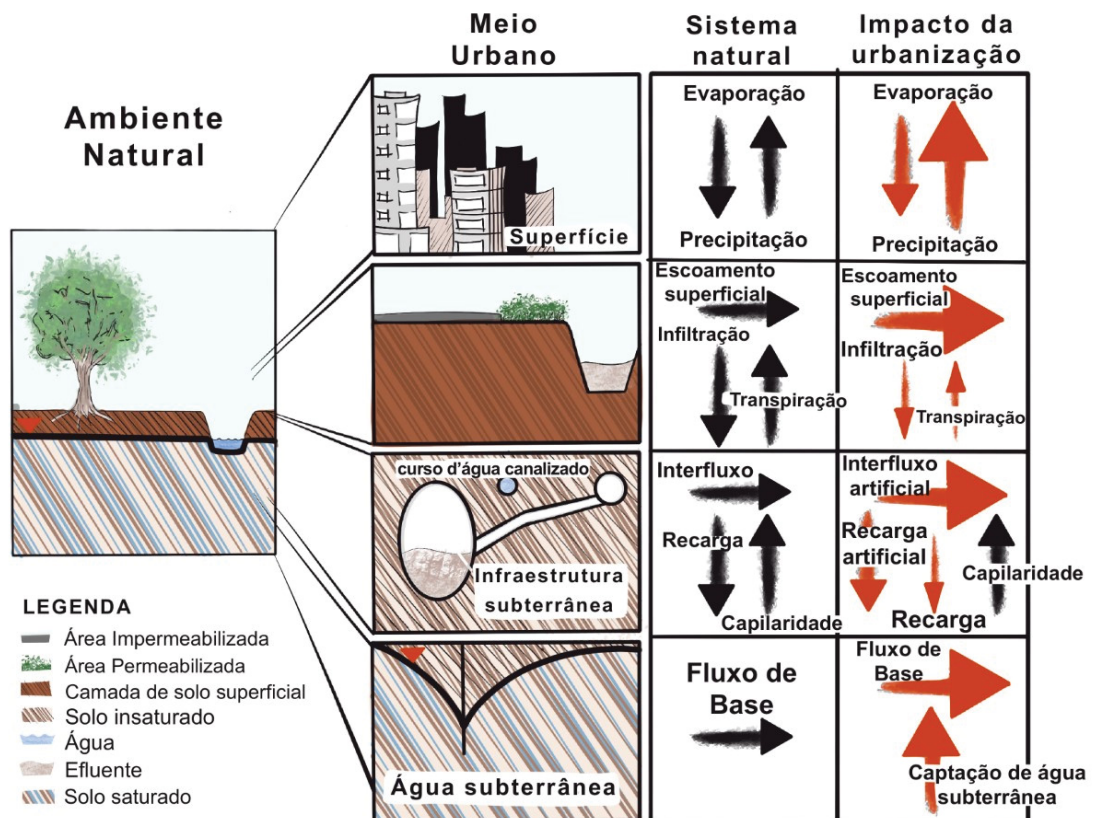
Nesta seção serão apresentados as revisões de literatura pertinentes aos temas de balanço hídrico, modelagem hidrológica e monitoramento. Os temas foram organizados com o propósito de integrar os conceitos ampliando suas interconexões. Inicialmente será apresentado a relação entre o balanço hídrico urbano e sua relação com a modelagem hidrológica. Em seguida, a dinâmica do sistema água-solo-planta-atmosfera com ênfase no comportamento no solo e as principais relações entre massa área e volume. Por fim, o último tópico desta seção aborda a integração do monitoramento com a modelagem hidrológica e mais especificamente o contexto teórico do modelo utilizado na pesquisa.

2.1 BALANÇO HÍDRICO URBANO E SUA RELAÇÃO COM A MODELAGEM HIDROLÓGICA

De acordo com o Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (IPEA, 2010), as principais causas de pressões nos ecossistemas naturais geradas pelas ocupações urbanas são: a expansão da malha urbana, o aumento da carga de efluentes urbanos, excesso de impermeabilização e intervenções estruturais no sistema de drenagem. Estas alterações provocam por exemplo, um déficit em infraestrutura hídrica, perda e degradação do solo, aumento da velocidade de escoamento superficial, redução na taxa de infiltração no solo, redução no abastecimento de mananciais subterrâneos e retificação dos canais com a canalização superficial ou subterrânea dos cursos de água. Considerando que a expansão urbana afeta diretamente os processos de interação da água no ciclo hidrológico, a FIGURA 1, diferencia a dinâmica da água em um sistema natural e em um cenário urbanizado.

Na representação da ilustração é perceptível que as alterações urbanas provocam o aumento na evapotranspiração, no escoamento superficial e subsuperficial e na extração de água subterrânea. Ocorre também, variação na precipitação, redução da infiltração e transpiração, o que gera a diminuição na recarga de aquíferos.

FIGURA 1 – IMPACTO DA URBANIZAÇÃO NO BALANÇO HÍDRICO



FONTE: Adaptado de Schirmer *et al.* (2013).

LEGENDA: A primeira coluna de figuras refere-se ao ambiente urbano e suas características quanto a impermeabilização do solo, água subterrânea nas zonas saturadas e insaturadas e a infraestrutura de saneamento. A segunda e a terceira coluna, mostram respectivamente, as variações quantitativas da dinâmica da água no ambiente natural e no ambiente urbanizado.

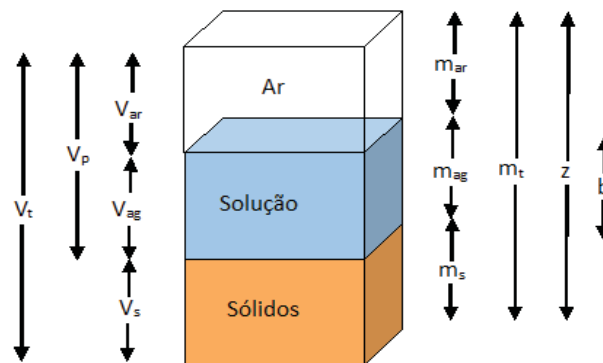
Considerando as diversas etapas do ciclo da água, para analisar a dinâmica no sistema água-solo-planta-atmosfera os estudos hidrológicos em bacias hidrográficas urbanas são essenciais. Desta forma é possível compreender como as características físicas do solo influenciam no fluxo hidráulico interagindo com o regime de chuvas e temperaturas locais para um determinado recorte geográfico.

Alguns modelos utilizam informações provenientes de sensoriamento remoto para delimitação de bacias hidrográficas e análise de uso e ocupação do solo acoplados a dados de monitoramento em campo. A ciência de incorporar a variabilidade espacial em sistemas de decisão, por meio da integração de Sistemas de Informações Geográficas e modelos hidrológicos é sugerida como uma ferramenta crucial para o futuro da integração de informações nas ciências ambientais (TAYLOR *et al.*, 1999; HENDRIKS; DIRK, 2000).

2.1.1 Dinâmica no sistema água-solo-planta-atmosfera

Enquanto as condições atmosféricas fornecem as principais forças motrizes para os processos de transferência de água, as propriedades hidráulicas afetam o transporte de água do solo para a atmosfera (evaporação), bem como a entrada de água no solo (infiltração). Considerando que os valores de massa, área e volume de sólidos, ar e água podem ser relacionados, Prevedello e Armindo (2015) descrevem relações a partir de uma visão sistêmica (FIGURA 2).

FIGURA 2 – RELAÇÃO MASSA, ÁREA E VOLUME



FONTE: Adaptado de Prevedello e Armindo (2015)

As variáveis que iniciam com 'V', representam o volume de cada elemento, variáveis com 'M' representam a massa, 'Z' representa a espessura total da camada formada pelos elementos e 'b' a da lâmina de água. Essa perspectiva sistemática atribui valores de massa específica das partículas (ρ_p), massa específica do solo seco (ρ_{ss}), massa específica do solo úmido (ρ_{su}), e também permitem deduzir variáveis importantes que definem o escoamento da água em meios porosos, como por exemplo, a condutividade hidráulica (K) e tensão da água no solo (h).

Além das propriedades hidráulicas, uma característica importante a ser definida é a classificação textural do solo. Identificando a proporcionalidade entre os teores de areia, silte e argila é possível inferir a partir de valores referenciados na literatura propriedades mais complexas, como por exemplo a umidade na capacidade de campo, a condutividade hidráulica e a retenção de água (PREVEDELLO; ARMINDO, 2015).

De acordo com Guimarães (2000), os parâmetros edáficos que coordenam o ciclo hidrológico, como por exemplo, profundidade, porosidade, condutividade hidráulica, cobertura e declividade necessitam serem mensurados *in situ* e/ou estimados com base em modelos específicos de predição e levantamentos anteriores. Em tese, os desafios impostos na utilização de modelos hidrológicos abrangem a exatidão das previsões simuladas, e a correlação entre os valores atribuídos às propriedades e os valores reais (CHRISTOFOLETTI, 2002).

2.2 INTEGRANDO MONITORAMENTO E MODELAGEM HIDROLÓGICA

O monitoramento do regime hídrico tem sido realizado tanto para alertar sobre eventos de inundações quanto para prover dados à modelos hidrológicos que auxiliam no planejamento de bacias hidrográficas (RIBEIRO *et al.*, 2017; POWAR *et al.* 2019; CRUZ *et al.* 2018). Atualmente no Brasil existem instituições governamentais que realizam o monitoramento meteorológico e disponibilizam os dados gratuitamente em suas plataformas. Como por exemplo, o Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (<https://portal.inmet.gov.br/>) e o Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais - CEMADEN (<https://www.gov.br/mcti/pt-br/rede-mcti/cemaden>), que monitoram dados pluviométricos, temperatura, umidade, radiação solar, direção e velocidade do vento, entre outros.

No entanto, o monitoramento de dados hídricos é comumente um processo caro e complexo que requer tempo, recursos financeiros e mão de obra qualificada, resultando muitas vezes em banco de dados quantitativamente e qualitativamente deficitários (PANDEYA *et al.*, 2020). Com o intuito de otimizar a aquisição de dados de monitoramento de nível, linímetros automatizados têm sido propostos em medições hidrológicas (GOMANI, *et al.*, 2010; DE PAULA; VELÁSQUEZ, 2020). Também possibilitam a melhoria na densidade temporal e espacial das observações do regime hídrico em pequenos córregos urbanos, Powar *et al.* (2019), utiliza um sistema de sensores de baixo custo para monitorar o nível de água. Para os autores, monitorar cursos d'água urbanos é um desafio visto a mudança rápida nos picos de vazão durante eventos chuvosos. Esta metodologia de monitoramento reduz as

horas de serviço prestado e manutenção dos equipamentos, o que aumenta a vida útil de todo o sistema.

Dentre os sensores de baixo custo utilizados para monitoramento de nível, pode-se citar o sensor ultrassônico HC-SR04. As vantagens desse equipamento é que a medição ultrassônica da distância ocorre sem contato com a superfície da água, não há interferência na leitura devido a mudança na luminosidade ou na cor do objeto. Locais escuros, poeira e fumaça ou mesmo interferência eletromagnética não afetam sua medição.

Além do monitoramento do nível de água, temperatura, umidade do ar e pluviometria, monitorar a umidade volumétrica do solo superficial é um parâmetro essencial para auxiliar na investigação hidrológica e de processos biológicos que envolvem água, vapor e troca de energia na interface superfície-atmosfera (MONTEITH; UNSWORTH, 2013; MITTELBACH *et al.* 2011; NOLZ; KAMMERER; 2017). Baseados em monitoramentos de longo prazo da umidade do solo, Li e Islam (2002), definem que a umidade volumétrica do solo varia em resposta à precipitação e evapotranspiração na zona superficial do solo. Devido a esta variação espacial e temporal, medições de umidade do solo são desafiadoras e importantes para muitas aplicações.

De acordo com Chen (2019), diversas técnicas têm sido aplicadas para solucionar este problema. Resultados satisfatórios têm sido obtidos em campo com métodos que utilizam sensores de contato dielétricos, como por exemplo, *time domain reflectometry* (TDR), *frequency-domain* (FD) (MITTELBACH *et al.* 2011; SHENG *et al.*, 2017; NOLZ; KAMMERER, 2017) e sensores capacitivos (CARVALHO, 2016).

Em sensores dielétricos do tipo capacitivo, o princípio da resistividade auxilia na correlação entre valores obtidos com o sensor e a umidade volumétrica do solo. Quanto maior o teor de água do material isolante, menor a resistência entre as duas sondas, assim o material isolante conduz mais corrente. Portanto, o conteúdo de água pode estar relacionado à tensão que pode ser medida através das sondas capacitivas (BINTI ABDULLAH *et al.*, 2015).

Sensores capacitivos de baixo custo têm sido calibrados, e permitem medições por longos períodos, disponibiliza leituras contínuas e com resultados

precisos quando instalados próximo à superfície do solo (LIMA *et al.*, 2018; RESENDE *et al.*, 2017).

Para a automatização do monitoramento de dados ambientais sejam das estações meteorológicas, dos sensores de nível ou de dados de solo é necessária a conexão destes sensores a micro controladores que permitem a programação dos processos de entradas e de saídas dos equipamentos. O ARDUINO® por exemplo é um micro controlador amplamente utilizado para automatização na coleta de dados (LEÃO, 2021).

Os dados de monitoramento hidrometeorológicos são essenciais como dados de entrada em modelos hidrológicos. Para Cadier *et al.* (1987), sistemas naturais são representados de maneira acessível por modelos hidrológicos, que buscam compreender a dinâmica da água no ciclo hidrológico de acordo com suas características hidrodinâmicas. Os processos hidrológicos, são delineados por mecanismos físicos complexos, que possuem vasta variabilidade temporal e espacial e são determinados por fatores climáticos, geológicos, pedológicos, uso do solo e cobertura vegetal (BECKER, 2005). Visto a impossibilidade de se quantificar diretamente estes fenômenos físicos, os modelos hidrológicos são essenciais para a predição e quantificação destes processos. Além disso, o conhecimento desta dinâmica auxilia na gestão dos recursos hídricos de modo que a modelagem possibilita: a análise de consistência e preenchimento de falhas de dados, previsão de vazão, dimensionamento e previsão de cenários e efeitos resultantes da modificação do uso do solo (ALMEIDA; SERRA; PINTO, 2018; LOU, 2010).

De maneira genérica, modelos hidrológicos chamados de modelos chuva-vazão, buscam descrever o comportamento de certo deflúvio em uma seção da bacia após eventos de precipitação (GUIMARÃES, 2000). Tais modelos, podem ser definidos como um conjunto de equações que auxiliam na estimativa de vazão em função de vários parâmetros e variáveis, que descrevem as características da bacia hidrográfica. Dentre os dados de entrada estão, precipitação, área de drenagem, as características morfométricas da bacia hidrográfica, propriedades do solo, cobertura vegetal, topografia, umidade do solo, entre outros (SOROOSHIAN; MORADKHANI, 2008).

Modelos chuva-vazão, são classificados de acordo com a imposição dos dados de entrada, e quantidade de parâmetros utilizados, bem como, da relevância dos princípios físicos aplicados no modelo. Dentre as classificações, estão modelos concentrados ou distribuídos que se diferenciam de acordo com a variabilidade espacial e temporal dos dados, e modelos empíricos, conceituais ou fisicamente baseados que se diferenciam quanto às descrições dos processos (DEVIA, *et al.*, 2015). O QUADRO 1 explicita as principais diferenças entre processos em modelos hidrológicos e cita alguns exemplos.

QUADRO 1 – CARACTERÍSTICAS DOS MODELOS HIDROLÓGICOS

EMPÍRICO	CONCEITUAL	FISICAMENTE BASEADO
Baseado em dados ou métricas ou modelo caixa preta	Paramétrico ou modelo caixa cinza	Mecanicista ou modelo caixa branca
Equações matemáticas; / Válido dentro dos limites de determinado domínio	Modelos reservatório, inclui equações semi empíricas com uma base física	Modelos complexos, necessita expertise do operador e computadores capacitados.
valores derivados de séries temporais	Parâmetros são obtidos de dados coletados <i>in situ</i> e calibração	Necessita dados de condição inicial e morfologia da bacia
Pouca influência das características (físicas, climáticas e uso do solo) da área de estudo e dos processos do sistema	Simple e pode ser facilmente implementado em programas com a modificação de códigos	Baseado em distribuição espacial; Avaliação dos parâmetros que descrevem as características físicas
Não pode ser replicada para outras bacias	Necessita de muitos dados hidrológicos e meteorológicos	É limitado quanto a escala / É aplicável para vários cenários
Exemplo: ANN, unit hydrograph	Exemplo: HBV model; TOPMODEL	Exemplos: SHE/ MIKESHE model; SWAT

FONTE: Adaptado de Devia *et al.* (2015).

Considerando a escolha de um modelo apropriado, não é possível indicar um exclusivamente ideal para todos os cenários. Cada modelo possui suas limitações, por exemplo, a necessidade de muitos dados de entrada, a complexidade ao usar o modelo ou a simplificação acentuada dos processos físicos. Tendo em vista esta perspectiva, modelos têm sido desenvolvidos com o objetivo de analisar e integrar, dados de séries históricas com imagens de satélites e modelos digitais de elevação, realizando um processamento mais verídico das características espaciais das bacias hidrográficas, ao mesmo tempo em que reduz a complexidade ao

usuário. Além disso, deve-se ter em mente que os valores dos parâmetros calibrados refletem a fonte de erros na modelagem (DEVIA, *et al.*, 2015).

2.2.1 HBV (Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning)

O modelo hidrológico HBV (Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning) é um modelo conceitual que pode ser implementado em linguagem Python. O HBV apresenta bons resultados quando aplicado em modelagem de chuva-vazão, e foi selecionado devido à sua flexibilidade e eficiência computacional (BECK *et al.*, 2013; BOUFFARD, 2014; VETTER *et al.*, 2015). A versão do modelo utilizado na pesquisa possui 11 parâmetros calibráveis e pode ser considerado de complexidade média, o modelo trabalha com dois reservatórios de água subterrânea e um reservatório de zona não saturada, e usa uma função de ponderação triangular para simular atrasos de propagação de canal.

O modelo utiliza o passo de tempo diário e tem como entrada as séries temporais de precipitação, evaporação potencial e temperatura do ar. Um fator que influenciou a decisão do modelo foi a existência do parâmetro beta que refere-se ao grau de impermeabilização da bacia hidrográfica, potencializando sua aplicação em bacias hidrográficas urbanas.

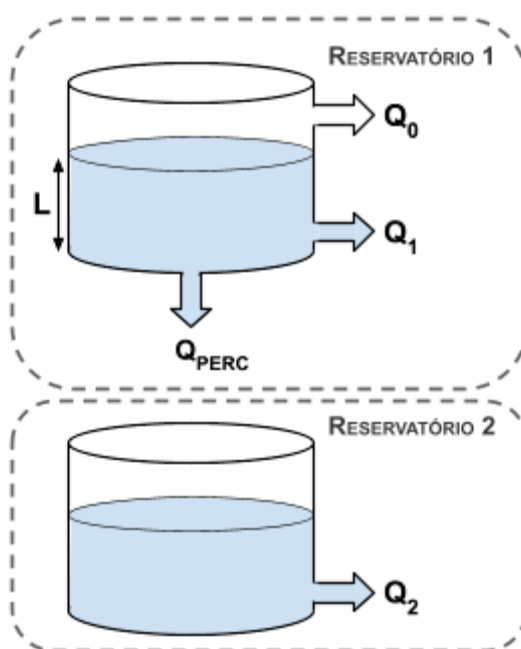
O modelo HBV está disponível em várias versões que variam em sua complexidade e recursos de utilidade. a versão utilizada neste trabalho é baseado na versão modificada do modelo de HBV, desenvolvido no Instituto de Engenharia Hidráulica, Universidade de Stuttgart, Alemanha (LINDSTROM, 1997; EHRET, 2002).

O HBV pode ser usado como um modelo totalmente distribuído ou um modelo semi-distribuído pela divisão da bacia hidrográfica em sub-bacias; foi aplicada uma versão simplificada espacialmente concentrada do modelo. Em um modelo concentrado, assume-se que a área de estudo (bacia hidrográfica) é uma unidade única (zona) e os parâmetros não mudam espacialmente ao longo da bacia hidrográfica. O HBV modelo consiste em quatro módulos principais: (1) Módulo de degelo e acumulação de neve; (2) Umidade do solo e precipitação efetiva; (3) Módulo de evapotranspiração; (4) Módulo de resposta de escoamento.

O modelo inclui um módulo que processa a precipitação de entrada, seja como chuva ou neve, com base na temperatura de entrada em cada etapa de tempo. A chuva e neve derretida (se existir) é então processada no solo (módulo de umidade) onde a chuva efetiva que contribui para o escoamento superficial é avaliada. Parte da chuva que não escoou contribui para o armazenamento de umidade do solo, que por si só pode ser evaporado, desde que haja conteúdo de água suficiente na subsuperfície.

O principal resultado do modelo é descarregar o escoamento na saída da bacia hidrográfica, que tem três componentes: escoamento superficial, interfluxo (contribuição do fluxo próximo à superfície) e fluxo de base (contribuição do fluxo de água subterrânea). Basicamente o HBV consiste em dois reservatórios conceituais, um acima do outro, conforme esquematicamente representado na FIGURA 3.

FIGURA 3 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DO SISTEMA DE RESERVATÓRIOS DO HBV



FONTE: Adaptado de Aghakouchak e Habib (2010).

O primeiro reservatório representa a quantidade de água disponível no solo e tem como saídas fluxo superficial, interfluxo e percolação para o subsolo ou reservatório de água subterrânea. Do ponto de vista temporal, o primeiro e o segundo reservatórios simulam processos rápidos e lentos na subsuperfície,

respectivamente. Os reservatórios estão diretamente conectados uns aos outros por meio do uso de uma taxa de percolação constante (Q_{perc}). Como mostrado na figura, existem duas saídas no reservatório 1 (Q_0 e Q_1) e uma saída no reservatório 2 (Q_2). Quando o nível da água do reservatório superior excede o limite valor L , o escoamento ocorre rapidamente da parte superior do reservatório Q_0 . A resposta de fluxo das outras duas saídas é relativamente mais lenta. Coeficientes de recessão K_0 , K_1 , K_2 , representam as funções de resposta dos reservatórios superior e inferior. Em ordem de garantir que o processo de escoamento seja o mais rápido, o valor inicial de K_0 deve ser sempre maior que K_1 . A resposta da terceira saída (Q_2) deve ser mais lenta do que a segunda saída (Q_1) e, portanto, K_2 deve ser menor que K_1 . Os três coeficientes de recessão e as taxas de percolação são estimados por meio de calibração (AGHAKOUCHAK; HABIB, 2010).

Os dados de entrada aplicáveis são as séries diárias de precipitação e temperatura observadas, e também os valores médios mensais de temperatura e evapotranspiração potencial. O modelo possui uma série de parâmetros que precisam ser calibrados com base nas observações disponíveis. Na QUADRO 2 são apresentados tais parâmetros e suas descrições.

QUADRO 2 – DESCRIÇÃO DOS PARÂMETROS DO MODELO HBV

NOME	DESCRIÇÃO
T_t	Temperatura limite, decide se a neve está derretendo ou se acumulando.
DD	Fator grau-dia, indica a diminuição do teor de água na cobertura de neve.
FC	Field Capacity, descreve o armazenamento máximo de umidade do solo na zona subterrânea.
Beta	Coefficiente de forma, controla a quantidade de água líquida (precipitação + neve derretida), que contribui para o escoamento.
C	Melhora o desempenho do modelo, quando a temperatura média diária se desvia consideravelmente da média de longo prazo.
PWP	Permanent Wilting Point, é um limite de umidade do solo para evapotranspiração.
K_0	Coefficiente de armazenamento de fluxo próximo à superfície.
K_1	Coefficiente de armazenamento entre fluxos. K_1 deve ser menor que K_0 .
K_2	Coefficiente de armazenamento de fluxo de base. K_2 deve ser menor que K_1 .
K_p	Coefficiente de armazenamento de percolação.
L	Limite do nível de água no depósito superior.

FONTE: A autora (2021).

O método de Monte-Carlo se baseia na estimativa da probabilidade de um evento acontecer. A partir de uma série de cálculos observados é definido o valor que melhor se ajusta a essa série de referência, no caso da modelagem, os valores dos parâmetros do modelo que melhor se ajustam para obter valores simulados semelhantes aos valores observados de vazão (REIS, 2019). Neste método são utilizadas sequências numéricas aleatórias para obter simulações numéricas. É um método baseado nos princípios da mecânica estatística e aplicado em diversas áreas como por exemplo, técnicas para calcular integrais e modelar processos estocásticos (LANDAU; BINDER, 2000 *apud* SCHERER, 2005). As entradas para esta função podem ser encontradas na documentação disponível do repositório do programa (KRATZERT, 2017).

O segundo método é o *Differential Evolution*, que otimiza um problema ao tentar melhorar iterativamente uma solução candidata em relação a uma dada medida de qualidade. As entradas para esta função podem ser encontradas na documentação disponível do repositório do programa (KRATZERT, 2017).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Esta seção apresenta as etapas metodológicas e os materiais necessários para o desenvolvimento da pesquisa. Inicialmente são apresentados os dados de caracterização da área de estudo bem como as etapas aplicadas no geoprocessamento das informações. Ainda no primeiro tópico são abordados os experimentos laboratoriais e em campo necessários para caracterização da dinâmica no sistema água-solo-planta-atmosfera. O segundo item apresenta as etapas referentes ao monitoramento hidrológico, que integra a construção de hardware, calibração em campo e análise de resultados para os dados de nível e dados de umidade do solo. E por fim, o último item aborda a modelagem da bacia hidrográfica definindo os métodos de calibração e validação dos dados simulados.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na região norte do município de Curitiba, capital do estado do Paraná. O Córrego da Pedreira é um afluente do Rio Belém, da qual é uma sub-bacia da bacia do Alto Iguaçu, cabeceira do maior rio do Estado do Paraná, o Rio Iguaçu.

Segundo o Atlas Geomorfológico do Estado do Paraná, a área encontra-se na subunidade Planalto de Curitiba, situada na unidade do Primeiro Planalto Paranaense. A geomorfologia da região apresenta declividades predominantes menores que 6%, o que caracteriza áreas de relevo suave a ondulado. As feições características são os topos alongados e aplainados, vertentes convexas e vale em “V”, modeladas em rochas do Complexo Gnáissico Migmático (MINEROPAR, 2006). O solo da região caracteriza-se como Latossolo Vermelho-Amarelo e as sub-bacias estão inseridas na Unidade Aquífera Guabirota (SUDERSHA, 2000).

Tendo por referência a classificação de Köppen, a bacia do Alto Iguaçu apresenta clima temperado úmido (Cfb) (subtropical mesotérmico úmido), com média do mês mais quente inferior a 22°C e do mês mais frio inferior a 18°C, não apresenta estação seca, verão brando e geadas severas e frequentes. A

pluviosidade média mensal de precipitação entre os anos de 1976 e 2006 foi de 122,92 mm e a média anual ficou em 1474,8mm (SEMA, 2004).

A Geomorfologia da bacia caracteriza-se pelo complexo Gnáissico-Migmático, no Planalto de Curitiba (SUDERSHA, 2000). Combinando as análises laboratoriais com o relevo, porção orgânica e localização das amostras de solo, foi possível classificar o solo amostrado de acordo com as definições da BOGNOLA *et al.* (2002), no Relatório de Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Centro Leste do Paraná, o solo da microbacia estudada como:

LVA_{d1} - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico câmbico - A moderado, textura argilosa, álico, fase floresta subtropical perenifólia, relevo forte ondulado. Possuem baixa saturação de bases, alta saturação com alumínio, teores médios a baixos de matéria orgânica, textura argilosa (> 35% de argila no horizonte subsuperficial) e características intermediárias para a classe dos Cambissolos. (BOGNOLA *et al.*, 2002, pg. 66).

De acordo com a EMBRAPA (2013), “Os Latossolos Vermelho-Amarelos são identificados em extensas áreas dispersas em todo o território nacional associados aos relevos, plano, suave ondulado ou ondulado. Ocorrem em ambientes bem drenados, sendo muito profundos e uniformes em características de cor, textura e estrutura em profundidade”.

A bacia do Alto Iguaçu é a mais populosa do estado do Paraná, com uma densidade populacional de 251,68 habitantes/km², consequência da presença da capital do estado e muitos municípios da Região Metropolitana de Curitiba. A bacia também é responsável pela maior participação no PIB estadual, cerca de 43% (INDICADORES DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2013). Em relação a bacia do Rio Belém, a bacia suporta aproximadamente 34% da população da capital paranaense, sendo ocupada por 184.363 domicílios e 539.622 pessoas (PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA, 2007).

As características fisiográficas da área foram determinadas de acordo com a área, perímetro e altimetria da bacia, permitindo o cálculo de alguns índices de forma da bacia hidrográfica:

- Valor de fator de forma (K_f), é a relação entre a largura média da bacia e o seu comprimento axial, valores próximos a 0.5 indicam pouca propensão a enchentes.
- Índice de compacidade (K_c), relaciona o perímetro da bacia e a circunferência (perímetro) de um círculo de mesma área. Este coeficiente é um número adimensional, variando com a forma da bacia, independentemente de seu tamanho, sendo que quanto mais irregular for a bacia, maior será o coeficiente de compacidade. Valores menores (próximos de um) têm potencialidade de produção de picos de enchentes elevados.
- Tempo de concentração (T_c) representa o tempo necessário para que a água precipitada no ponto mais distante da bacia escoe até o ponto de medição.

Para delimitar a bacia hidrográfica e definir a direção do fluxo acumulado da área de estudo do córrego da Pedreira foi aplicado a ferramenta 'Delimitar Bacia Hidrográfica' do plugin SWATPLUS versão 2.0.4 no QGIS versão 3.16.9. Foram utilizados como arquivos de entrada: i) modelo digital de elevação da NASA, 2020 com resolução de 12 metros; ii) posição geográfica em UTM do ponto de monitoramento de nível obtida em campo; e iii) rede de drenagem pré existente (SUDERHSA, 2000). Por fim, para permitir a comparação entre dados modelados e observados é necessário certificar que o ponto exutório do modelo coincide com as mesmas coordenadas geográficas que o ponto de monitoramento de nível tendo como base o datum SIRGAS 2000.

Além desta técnica de sensoriamento remoto, também foram aplicadas ferramentas no software QGIS para fazer a classificação dos pixels das imagens de satélite seguindo metodologia de classificação supervisionada de arquivo tipo raster.

As imagens do satélite SENTINEL-2 utilizadas nesta pesquisa tem resolução de 30x30 metros. Os arquivos foram obtidos gratuitamente da interface online do EarthExplorer (EE), ferramenta desenvolvida pela United States Geological Survey (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Antes de realizar o download, foi realizada filtragem de seleção de imagens com limite máximo de 10% de nuvens (data da imagem 14-04-2020). Ao utilizar o software QGIS, as bandas das leituras do satélite

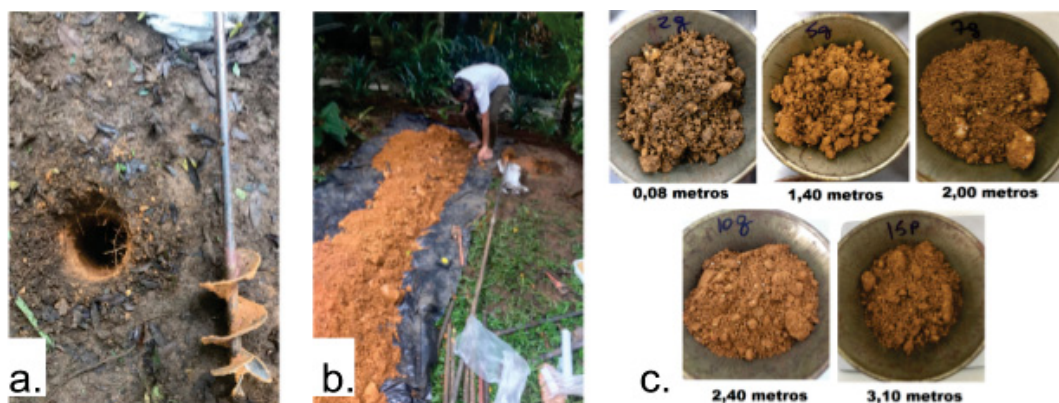
(08-04-03) foram combinadas, de acordo com a sequência referente a leituras do satélite SENTINEL-2. Após esse procedimento foram geradas imagens em falsa cor que contrastam melhor com áreas urbanas de áreas verdes do que imagens e cor verdadeira.

O próximo passo foi realizar a classificação supervisionada da imagem com a aplicação do plugin SPC versão 7.7.1 no QGIS. A imagem foi reclassificada em 4 classes de acordo com categorias mais representativas quanto classes de uso e ocupação da bacia hidrográfica: URBN (Urbanizado com densidade ocupacional baixa), FRSE (Floresta Natural Densa), PAST (Pasto) e WATR (corpos d'água).

3.1.1 Caracterização da dinâmica da água no solo

Em relação a caracterização da dinâmica da água no solo foram realizados experimentos em campo e em laboratório. Para investigar as camadas que compõem o perfil de solo foi realizada uma sondagem com trado manual até a profundidade de 3,10 m (FIGURA 4a e b). Para cada camada que apresentou mudança tátil (textura) e visual (cor) foram coletadas 5 amostras deformadas de aproximadamente 1,5 kg. Ao todo foram coletadas amostras nas profundidades de 0,80, 1,40, 2,00, 2,40 e 3,10 m (FIGURA 4c).

FIGURA 4 – FOTOS DA EXECUÇÃO DA SONDAAGEM E AMOSTRAS DEFORMADAS

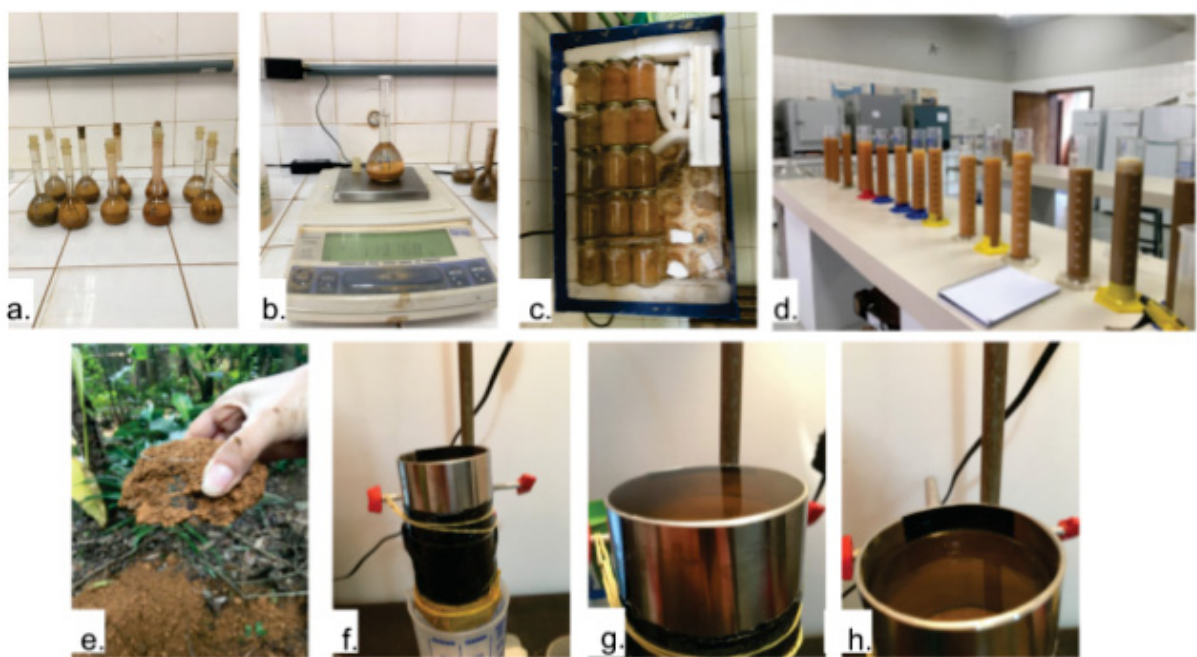


FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: a. sondagem a trado manual; b. disposição do solo da sondagem; c. organização das amostras por profundidade.

As amostras deformadas foram utilizadas para determinação da massa específica das partículas (ρ_p) e textura. No total foram realizadas duas repetições para a massa específica das partículas e três repetições para a granulometria em cada profundidade. Também foram coletadas 3 amostras indeformadas na profundidade de 17 cm, com um anel metálico de 5,980 cm de diâmetro e 4 cm de altura, para determinação em laboratório da permeabilidade hidráulica em solo saturado, dos pares umidade e tensão matricial na mesa de tensão e da massa específica do solo seco (ρ_{ss}) (FIGURA 5).

FIGURA 5 – FOTOS DOS EXPERIMENTOS E AMOSTRAS INDEFORMADAS



FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: a. amostras em balão volumétrico para ensaio de massa específica das partículas; b. medição da massa de álcool adicionada no balão volumétrico para ensaio de massa específica de partículas; c. amostras no agitador para ensaio granulométrico; d. amostras decantando para ensaio granulométrico; e. coleta de amostra indeformada; f,g,h. ensaio de condutividade hidráulica saturada.

Os ensaios de laboratório para determinação da massa específica das partículas (ρ_p), coeficiente de permeabilidade em amostra saturada (K_s), granulometria, porosidade e massa específica do solo seco (ρ_{ss}), foram realizados seguindo metodologias já validadas por outros autores e estão organizados no QUADRO 3.

QUADRO 3 – METODOLOGIAS PARA CARACTERIZAÇÃO DAS PROPRIEDADES DO SOLO

ENSAIO	METODOLOGIA
Massa específica das partículas (ρ_p)	Método do balão volumétrico com medição da massa de álcool (GUBIANI, REINERT, e REICHERT, 2006)
Coefficiente de permeabilidade (K_s)	Método do permeâmetro de carga variável (PREVEDELLO e ARMINDO, 2015)
Granulométrico	Método do densímetro (PREVEDELLO e ARMINDO, 2015)
Porosidade total, macro e microporosidade	Método da mesa de tensão (EMBRAPA, 1997) para coluna de 60 cm (remover água existente nos poros > 50 μ m) (OLIVEIRA e PAULA, 1983)
Massa específica do solo seco (ρ_{ss})	Ensaio gravimétrico com amostras indeformadas

FONTE: A autora (2021).

Para a caracterização meteorológica da área de estudo foram analisados os dados de duas estações meteorológicas instaladas em Curitiba, a estação do CEMADEN_PILARZINHO (código: estação pilarzinho) com valores horários para o período 2015-2021 (UTM 22J 671.534,24 mE, 7.191.880,16 mS) estudado a estação do INMET_POLITECNICO (código: inmet 807) com valores diários para o período 2015-2021 (UTM 22J 677.973,867 mE, 7.184.186,657 mS). As seguintes variáveis foram observadas: temperatura do ar máxima, temperatura do ar mínima, radiação solar, velocidade e direção do vento, e precipitação.

Além dos valores definidos na caracterização do solo e dos obtidos nas bases nacionais de dados meteorológicos, realizou-se também a modelagem do processo de evapotranspiração e o ajuste da curva de retenção com o uso de um modelo de pedotransferência.

A equação de Penman-Monteith proposta pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), é uma representação aproximada dos fatores físicos e fisiológicos que governam o processo de evapotranspiração. Este modelo e sua metodologia estão disponíveis gratuitamente no site da FAO (<http://www.fao.org/3/x0490e/x0490e06.htm>). É um método para estimar corretamente a evapotranspiração (ET_o) em uma ampla gama de locais e climas e tem provisão para aplicação em situações de falta de dados climáticos. A equação

usa registros climatológicos padrão de radiação solar (luz do sol), temperatura do ar, umidade e velocidade do vento (ROCHA *et al.*, 2011).

A equação da curva de retenção de água no solo (CRA) (VAN GENUCHTEN, 1980) é utilizada na descrição da dinâmica da água no solo (DEXTER; BIRD, 2001). Essa curva representa graficamente a equação que descreve a relação entre o potencial matricial e a umidade volumétrica correspondente do solo. Tal relação depende das características intrínsecas de cada solo, podendo então integrar os atributos do solo, tais como textura, estrutura, mineralogia e matéria orgânica (GUPTA; LARSON, 1979; BEUTLER *et al.*, 2002).

Para descrição da CRA foi utilizado o modelo de pedotransferência Splintex 2.0 (SILVA; ARMINDO; PREVEDELLO, 2020). Neste modelo a equação de van Genuchten (1980), foi ajustada a curva de retenção a partir da entrada de propriedades hidráulicas do solo coletadas em laboratório (TABELA 1).

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[(1 + \alpha\psi)^n]^m} \quad (1)$$

Na equação (1), θ é o conteúdo de água do solo (m^3/m^3); θ_r conteúdo de água residual (m^3/m^3); θ_s conteúdo de água na saturação (m^3/m^3); ψ potencial matricial (MPa); α , n e m ($m = 1 - 1/n$) são os parâmetros empíricos do modelo.

TABELA 1 – VALORES UTILIZADOS NO MODELO DE PEDOTRANSFERÊNCIA SPLINTEX 2.0

ENSAIO	VALORES
Massa específica da partícula (ρ_p , g/cm^3)	2,654
Massa específica do solo seco (ρ_{ss} , g/cm^3)	1,089
Granulometria(%) / classe de tamanho das partículas	60,33 (Argila) / < 0,002 mm 24,13 (Silte) / 0,002 - 0,05 mm 15,54 (Areia) / 0,05 - 2 mm
Pontos de distribuição de partículas	3
Umidade volumétrica na saturação (θ_s , %)	57,6
Umidade volumétrica a 0,6 m de tensão - $\theta(0,6 \text{ m})$	49,6

FONTE: A autora (2021).

Após obter os parâmetros da equação de van Genuchten (1980) foram calculados a umidade na capacidade de campo (θ_{cc}) e no ponto de murcha permanente (θ_{PMP}), para utilizar estes valores na calibração do modelo HBV.

Para esta etapa os parâmetros da equação de van Genuchten já foram previamente ajustados pelo modelo da função de pedotransferência, e o coeficiente de permeabilidade foi obtido experimentalmente. Para estimar o valor da θ_{cc} foi aplicado o método utilizado por Andrade e Stone (2011), que assumiram como base as equações que determinam a densidade de fluxo gravitacional e da umidade do solo em uma determinada profundidade avaliada (L), com base um tempo de redistribuição da água do solo (LOYOLA; PREVEDELLO, 2003).

Ao considerar que a θ_{cc} é alcançada quando a taxa de drenagem se reduz para uma determinada fração p da condutividade hidráulica de saturação (PREVEDELLO, 1999), é possível obter a θ_{cc} a partir da seguinte equação:

$$\theta_{cc} = (\theta_s - \theta_r) \times (1 - (1 - p^{(1-\gamma/\gamma)})^{(1/1-\gamma)}) + \theta_r \quad (2)$$

Em que γ equivale a:

$$\gamma = 2,5 + \frac{2}{n-1} \quad (3)$$

Para realizar os cálculos foi considerando uma taxa de drenagem de 1% da permeabilidade hidráulica do solo saturado ($p = 0,01$), como sugerido pelo autor (PREVEDELLO, 1999). Cabe lembrar que o valor de n provém da equação de Van Genuchten.

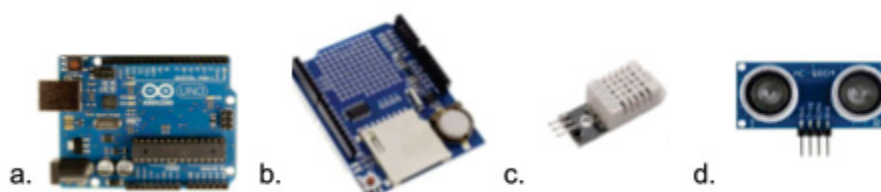
3.2 MONITORAMENTO HIDROLÓGICO

A metodologia utilizada para realizar o monitoramento hidrológico da área de interesse está apresentada em duas etapas. A primeira refere-se ao desenvolvimento de estação fluviométrica, abordando tanto a construção e validação do hardware quanto a aplicação do método indireto para cálculo de vazão. A segunda parte apresenta o desenvolvimento de estação de solo, abordando a construção e validação do hardware quanto a aplicação do método indireto para cálculo da umidade do solo.

3.2.1 Dados de nível

Para aquisição dos dados, foi desenvolvido um sistema que utiliza um Arduino Uno, um módulo AM2302, um sensor ultrassônico HC-SR04, um shield datalogger com entrada de cartão SD e uma fonte 12V (FIGURA 6).

FIGURA 6 – HARDWARE PARA MONITORAMENTO DE NÍVEL



FONTE: A autora (2021).

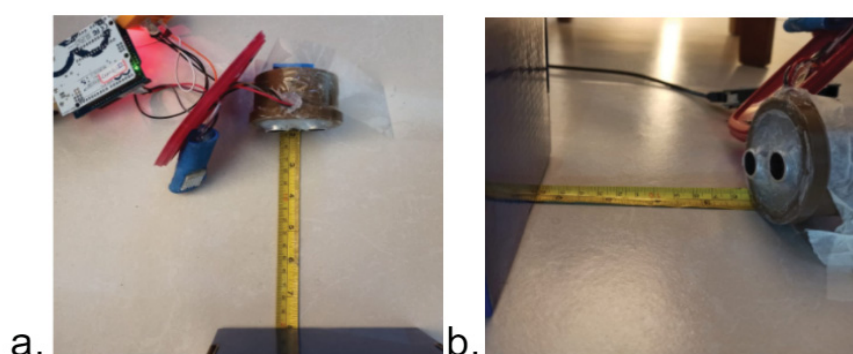
LEGENDA: a. Microcontrolador Arduino UNO; b. Shield datalogger com cartão SD; c. Módulo AM2302; e d. Sensor ultrassônico HC-SR04.

O sensor HC-SR04 foi utilizado para monitorar o nível de água, o sensor AM2302 foi utilizado para corrigir a leitura de distância com base nos valores de temperatura e umidade, considerando que a velocidade de propagação do som no ar varia de acordo com a temperatura, podendo influenciar no tempo de leitura do sinal no sensor ultrassônico. Antes de serem instalados os sensores foram calibrados com base em experimentos de laboratórios (FIGURA 7).

As leituras dos sensores foram comparadas com leituras feitas em uma trena graduada, com medição entre 10 e 230 cm com intervalos de 10 cm. Os

resultados da calibração foram ajustados utilizando o método de regressão linear e posteriormente analisados estatisticamente, para verificar a acurácia dos sensores ao aplicar dois métodos: modelo Nash-Sutcliffe (NSE) (NASH, SUTCLIFFE, 1970) e o coeficiente de determinação (R^2). O NSE é amplamente utilizado para avaliar a capacidade preditiva de modelos hidrológicos, e o R^2 , mede o ajuste de um modelo estatístico linear generalizado, ambos variam entre 0 e 1, sendo este último o melhor resultado.

FIGURA 7 – CALIBRAÇÃO SENSOR HC-SR04



FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: a. perspectiva de cima da calibração; b. perspectiva lateral da calibração.

Após calibrar, o sensor foi posicionado paralelamente ao escoamento de maneira a mensurar a distância entre o sensor e a superfície do escoamento (FIGURA 8). O sensor foi devidamente fixado e nivelado para reduzir o erro das leituras. Sabendo-se a distância entre o local de instalação e do fundo do córrego (83,80 cm na primeira instalação e 124,00 cm na segunda instalação) foi então calculado o nível da água com base na diferença entre estes dois valores.

O monitoramento de nível ocorreu entre o período de 10/08/2020 e 30/09/2020 (51 dias) e posteriormente entre o período de 22/12/2020 e 22/02/2021 (63 dias). As informações de distância, temperatura e umidade foram salvas em cartão de memória em formato *.txt* com registros a cada 15 minutos.

Para cálculo indireto do escoamento foi considerado que as medições de taxa de profundidade podem criar uma estimativa simplificada de vazões. Desta forma o linímetro construído serviu de instrumento de medição para o cálculo da vazão. Medir o nível de água é essencial para construir uma curva de classificação e

ajustá-la ao longo do monitoramento conforme os dados medidos aumentando e refinando ainda mais ciclicamente a análise do regime de água (Abdolvandi, *et al.*, 2021).

FIGURA 8 – INSTALAÇÃO DO SENSOR ULTRASSÔNICO

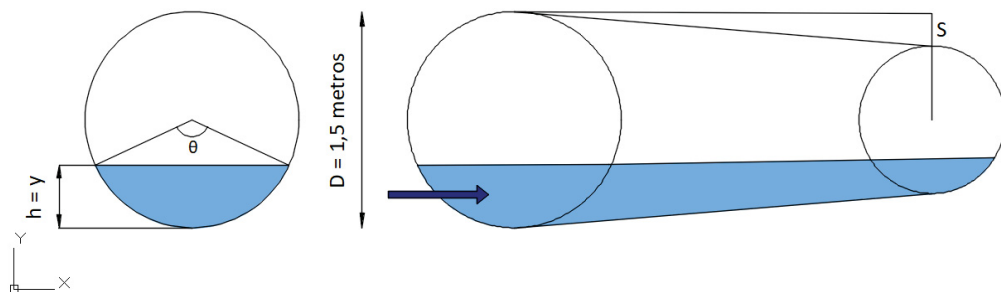


FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: a. elaboração do case de proteção; b. nivelamento da instalação; c. instalação do equipamento.

Foi aplicado o método empírico para o cálculo do fluxo proposto por Manning (1889). Este método é amplamente utilizado para obter curvas de classificação em riachos onde a aquisição dos valores de vazão não é muito acessível (Abdolvandi, *et al.*, 2021). O cálculo é baseado na relação entre o nível de água em um duto fechado com vazão parcialmente preenchida, a inclinação da vazão e a rugosidade do canal (FIGURA 9). Os cálculos de vazão são feitos a partir da aplicação das equações apresentadas a seguir, o escoamento no córrego foi estimado unicamente para níveis de água abaixo da metade da seção canalizada.

FIGURA 9 – CÁLCULO EMPÍRICO DA VAZÃO



FONTE: A autora (2021).

$$Q = \frac{A}{n} \cdot Rh^{2/3} \cdot S^{1/2} \quad (4)$$

$$\theta = 2 \arccos\left(\frac{r-h}{r}\right) \quad (5)$$

$$A = \frac{r^2 (\theta - \sin\theta)}{2} \quad (6)$$

$$P = r \cdot \theta \quad (7)$$

$$Rh = \frac{A}{P} \quad (8)$$

$$\operatorname{tg} \alpha = \frac{EV}{EH} \quad (9)$$

Na equação (4), também chamada de equação de Manning, Q é a taxa de fluxo volumétrico que passa pelo do canal (m^3/s), A é a área transversal do fluxo normal à direção do fluxo (m^2) (calculada a partir da equação 6), n é uma constante empírica adimensional chamada coeficiente de rugosidade de Manning, definida de acordo com as condições, dimensões e tipo de material da tubulação, Rh é o raio hidráulico (calculada a partir da equação 8), S é a inclinação inferior do canal e pode ser expressa por meio do ângulo de inclinação (α), a razão entre a distância entre o chão e o plano horizontal (EV) e o espaçamento horizontal (EH) resulta na tangente do ângulo de declividade (em graus) (calculada a partir da equação 9). A variável P é o perímetro molhado da área da seção transversal do fluxo (calculada a partir da equação 7), θ é o ângulo (calculada a partir da equação 5).

Foram também realizadas medições de vazão com o uso de flutuadores. Os procedimentos utilizados para medição da vazão seguiram as orientações propostas pelo British Standard no ISO 748: *Hydrometry - Measurement of liquid flow in open channels using current-meters or floats* (2007).

Flutuadores foram utilizados como método direto de medição de vazão, onde de forma empírica, o conceito de área da seção transversal versus velocidade de escoamento foi aplicado. O procedimento em campo baseia-se na utilização de um objeto flutuante, posicionado no centro do córrego em relação às margens. Com base nas dimensões dos córregos estudados, o flutuador percorre uma trajetória de quatro metros, paralela às margens do córrego e o tempo de deslocamento entre dois pontos é auferido por no mínimo cinco vezes e a média das medições é

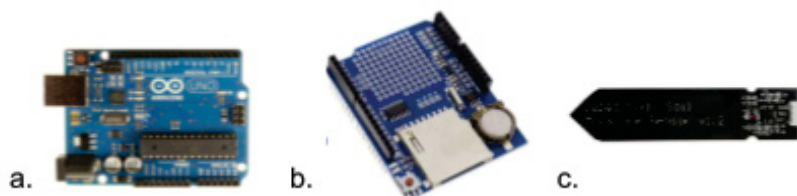
considerada para medição da vazão. A medição ocorreu em um trecho retilíneo sem muitos obstáculos e a área da seção foi considerada constante.

Como flutuador de superfície foi utilizada uma tampa de uma garrafa pet. De acordo com SANTOS *et al.* (2001), como o flutuador indica apenas a velocidade da superfície da água, é necessário aplicar um coeficiente redutor para obter a velocidade média na seção, neste caso, foi utilizado o valor de 0.80 (*British Standard Hydrometry*, 2007) expressando que, a velocidade média do fluxo é, em média, 20% inferior do que a medida na superfície. A vazão média dos córregos foi então obtida pela multiplicação da velocidade média da seção pela área molhada da seção.

3.2.2 Dados de solo

Para aquisição dos dados de solo, foi desenvolvido um sistema que utiliza um Arduino Uno, um shield datalogger com entrada de cartão SD, dois sensores capacitivos de umidade do solo v1.2 (SOIL 478) e uma fonte 12V (FIGURA 10).

FIGURA 10 – HARDWARE PARA MONITORAMENTO DE UMIDADE DO SOLO



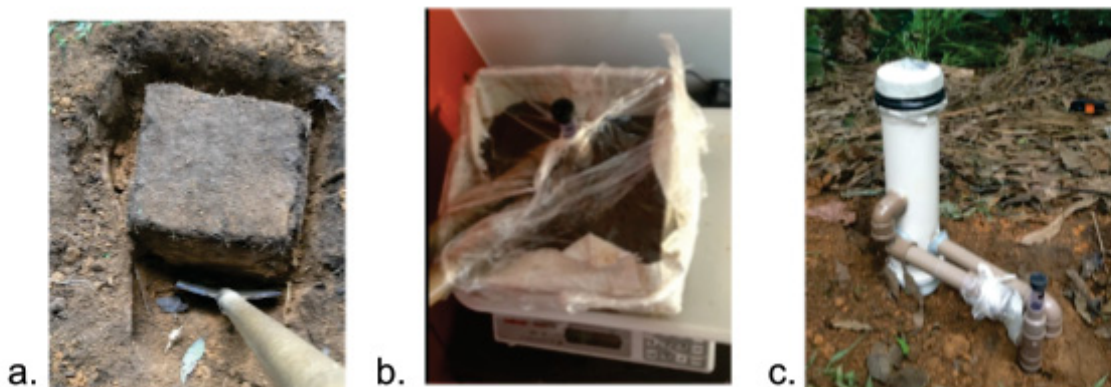
FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: a. Microcontrolador Arduino UNO; b. Shield datalogger com cartão SD; c. Sensor capacitivo v1.2 (SOIL 748).

Os sensores de umidade foram calibrados de duas formas. A primeira calibração foi realizada em laboratório com a obtenção de uma amostra cúbica de solo (0,00433 m³) em campo. A amostra cúbica foi saturada por capilaridade por 18 dias (23/10/2020 - 10/11/2020) sobre uma balança. O processo de secamento da amostra durou mais de 22 dias (10/11/2020 - 01/12/2020). Observando a variação no peso da amostra cúbica na balança e considerando as propriedades físicas previamente calculadas, foi possível determinar a umidade presente na amostra

relacionando-a com as leituras feitas pelos sensores de umidade. Assim, uma curva de retenção de água por secamento foi determinada experimentalmente por gravimetria. Depois de realizada a calibração, a amostra cúbica com os sensores instalados foram inseridos no campo para iniciar o monitoramento (FIGURA 11).

FIGURA 11 – CALIBRAÇÃO EM LABORATÓRIO DO SENSOR DE SOLO



FONTE: A autora (2020).

LEGENDA: a. recorte do cubo em campo; b. cubo preparado em laboratório; c. cubo reposto no local para monitorar a umidade do solo.

A variação de massa do cubo foi monitorada por balança, anotando-se as respectivas respostas dos sensores durante o processo de calibração. A calibração foi realizada desde a umidade de saturação do cubo (volume de controle) até o secamento ao ar livre.

Com os dados obtidos na primeira calibração em laboratório foi obtida uma equação que relaciona o valores obtidos em 'umid count' no sensor SOIL 478 com valores de umidade volumétrica. Este procedimento foi realizado no software Excel. A equação descrita abaixo foi aplicada para realizar a conversão de valores e os valores dos parâmetros ajustados estão na TABELA 2.

$$\theta = b + \left(\frac{a + b}{\left[(1 + c \cdot \text{umid count})^d \right]^e} \right) \quad (10)$$

TABELA 2 –VALORES UTILIZADOS NA EQUAÇÃO DA 1ª CALIBRAÇÃO DO SENSOR DE SOLO

PARÂMETROS	VALORES
a	0,2873
b	0,0037
c	0,0027
d	33,0519
e	0,9697

FONTE: A autora (2021).

A segunda calibração foi realizada com o objetivo de instalar mais um sensor de solo em campo (0,17 m de profundidade) e delimitar outro volume de controle (VC) de solo indeformado em campo para analisar a leitura dos dois equipamentos e comparar a resposta com a umidade do solo. O VC foi calculado com base nas dimensões cilíndricas da amostra (0,20 m de altura x 0,483 m de diâmetro), e tem volume igual a 0,036 m³. O experimento ocorreu por 7 dias após o VC ser isolado até a profundidade de 20 cm com uma chapa de metal. Foi obtida a saturação do VC com a adição de água (3 dias antes) por uma mangueira até obter uma lâmina de água de 7 cm na superfície do VC. Após iniciar o secamento do VC foram coletadas 22 amostras de solo na profundidade de 17 cm para monitorar a variação temporal da umidade do solo. Os resultados obtidos com os dois sensores foram comparados aos resultados obtidos com as amostras gravimétricas.

Considerando os resultados da caracterização física do solo é possível analisar os valores de *umid count* dos sensores com a umidade volumétrica durante o monitoramento. A FIGURA 12 apresenta algumas imagens na execução da calibração.

FIGURA 12 – CALIBRAÇÃO EM CAMPO DOS SENSORES DE SOLO



FONTE: A autora (2020).

LEGENDA: a. instalação da chapa de metal; sensor SOIL 478; c. saturação da amostra indeformada; d. micro controladores conectados à um computador; e. pontos de amostragem gravimétrica.

Com os dados obtidos na segunda calibração realizada em campo foi também obtida uma equação (Eq. 10) que relaciona os valores obtidos em 'umid count', desta vez em dois sensores de solo (sensor antigo e sensor novo). A equação descrita abaixo foi aplicada para realizar a conversão de valores e os valores dos parâmetros ajustados estão na TABELA 3.

TABELA 3 –VALORES UTILIZADOS NA EQUAÇÃO DA 2ª CALIBRAÇÃO DO SENSOR DE SOLO

PARÂMETROS	VALORES SENSOR ANTIGO	VALORES SENSOR NOVO
a	0,581	0,581
b	0,0003	0,0003
c	0,0670	0,0488
d	0,3506	0,4410
e	0,0842	0,0842

FONTE: A autora (2021).

3.3 MODELAGEM HBV

Para realizar a modelagem do HBV foi utilizado um código com o modelo em linguagem Python. Esta metodologia foi proposta por Aghakouchak e Habib (2010). O código tem uma proposta de elucidar os fundamentos dos processos hidrológicos e conceitos básicos de calibração de modelo e análise de sensibilidade, e prática de pensamento conceitual na solução e análise de problemas de engenharia para estudantes. O repositório está disponível gratuitamente em (<https://rrmpg.readthedocs.io/en/latest/index.html#>). O RRMPEG é um software livre com o objetivo de fornecer um ambiente computacional para experimentos com modelos hidrológicos do processo chuva-vazão.

O modelo possui uma série de parâmetros já citados na revisão de literatura, que precisam ser calibrados com base nas observações disponíveis. Os dados de entrada utilizados foram as séries diárias de precipitação e temperatura observadas, e também os valores médios mensais de temperatura e evapotranspiração potencial.

Foram aplicados os valores de caracterização da área de estudo e os valores de vazão observada para dois períodos, a calibração 10/08/2020 até 30/09/2020 e a validação 22/12/2020 até 22/02/2021.

3.3.1 Calibração do modelo

Para calibrar e validar o modelo com base nos valores de vazão observada, foram aplicados os dois métodos citados na revisão de literatura: Simulação de Monte-Carlo e o *Differential Evolution* do SciPy.

Foram explorados diferentes valores limites (máximos e mínimos) dos parâmetros do modelo, anteriormente descritos no QUADRO 2, que foram então testados durante as iterações dos métodos de calibração e validação. Para definição dos valores limites que seriam aplicados durante este exercício, foram observados valores já aplicados em outros trabalhos (BECK *et al.*, 2013; SEIBERT; MCDONNELL, 2010; BOUFFARD, 2014; VETTER *et al.*, 2015; FARRAG; PEREZ; SOLOMATINE, 2021).

3.3.2 Validação do modelo

Para legitimar o desempenho das simulações das vazões no período de validação do modelo HBV foram aplicadas métricas já sugeridas por Aghakouchak e Habib (2010). Foram aplicadas cinco métricas do tipo de regressão padrão: Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) (NASH; SUTCLIFFE, 1970), Eficiência de Kling-Gupta (KGE), que por sua vez é baseado na decomposição do coeficiente de NSE em três componentes: KGE_{alpha} , KGE_{beta} , e KGE_r (GUPTA et al., 2009; KLING et al., 2012). Tais métricas estão apresentadas nas equações 11 a 14 respectivamente.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O - F)^2}{\sum_{i=1}^n (O - \bar{O})^2} \quad (11)$$

$$KGE = 1 - \sqrt{(KGE_{alpha} - 1)^2 + (KGE_{beta} - 1)^2 + (KGE_r - 1)^2} \quad (12)$$

$$KGE_{alpha} = \frac{\sigma_s}{\sigma_o} \quad (13)$$

$$KGE_{beta} = \frac{\mu_s}{\mu_o} \quad (14)$$

Na equação do coeficiente de Nash Sutcliffe (NSE), considera-se que, (F) são os valores estimados pelo modelo, (O) são os valores observados a serem comparados, (\bar{O}) são os valores médios observados e (n) é o número da amostra.

É recorrente o uso do coeficiente de Nash-Sutcliffe para a avaliação de modelos hidrológicos, com resultados que variam de $-\infty$ a 1. Sendo resultados de $NSE=1$ o ajuste perfeito das vazões modeladas aos dados observados e quando NSE é menor que 0 sugere-se que o valor médio da série observada tem a

capacidade de melhor predizer do que o uso de valores simulados, representando um desempenho inaceitável (MORIASI et al., 2007).

O critério de eficiência Kling–Gupta (KGE) é construído a partir da decomposição do NSE em três componentes. Tais componentes também podem ser analisados separadamente (GUPTA et al., 2009; KLING et al., 2012).

KGE_{α} é a razão de variabilidade entre o desvio padrão dos valores modelados (σ_s) e medidos (σ_o). KGE_{α} maior que 1 mostra que a variabilidade na série temporal modelada é maior do que na série temporal observada, enquanto KGE_{α} menor que 1 representa o caso oposto. KGE_{β} é a razão de polarização entre os valores médios para a vazão modelada (μ_s) e medida (μ_o). KGE_{β} maior que 1 representa uma superestimação da descarga, ou seja, um viés positivo, enquanto valores menores que 1 ilustram uma subestimação. KGE_r representa o coeficiente de correlação de acordo com Pearson. KGE_r é usado para analisar a concordância na dinâmica temporal entre séries observadas e simuladas. Adota-se o critério de que todos os três componentes KGE, bem como KGE, têm um valor ideal de um (GUPTA et al., 2009; KLING et al., 2012; GUSE et al., 2017).

São também utilizados dois tipos de métricas estatísticas de índice de erro: Erro Quadrático Médio (EQM), e Raiz do Erro Quadrático Médio (REQM) (WILKS, 2006), as equações 15 a 16 apresentam os respectivos métodos.

$$EQM = \frac{1}{n} \sum (F - O)^2 \quad (15)$$

$$REQM = \sqrt{\frac{1}{n} \sum (F - O)^2} \quad (16)$$

Nas duas equações considera-se que, (F) são os valores estimados pelo modelo, (O) são os valores observados a serem comparados, (\bar{O}) são os valores médios observados e (n) é o número da amostra. Estes são índices importantes pois indicam o erro na unidade da variável de interesse, o que facilita a análise dos resultados. Valores iguais a 0 indicam um ajuste ideal (MORIASI et al., 2007).

4 RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Com uma área total (A) de 0,903 km², a área de drenagem é considerada uma microbacia (FAUSTINO et al., 1996). A área de estudo pertence à bacia hidrográfica do Córrego da Pedreira com o ponto da seção de controle localizado nas coordenadas UTM 22J 673.451.981 mE, 7.189.852.563 mS, DATUM SIRGAS 2000. A delimitação da bacia de drenagem, e a localização dos pontos de monitoramento são apresentadas na FIGURA 13. As características fisiográficas da área foram determinadas de acordo com a área, perímetro e altimetria da bacia, permitindo o cálculo de alguns índices de forma da bacia hidrográfica, como mostra a TABELA 4. Para o valor de fator de forma (K_f), valores próximos a 0,5 indicam pouca propensão a enchentes. Os valores do índice de compacidade (K_c), indicam a irregularidade da bacia, quanto mais irregular for a bacia, maior será o coeficiente. Valores menores (próximos de um) têm potencialidade de produção de picos de enchentes elevados. Para a área de estudo o valor foi de 1.163. O tempo de concentração (T_c) de 14,05 minutos, representa o tempo necessário para que a água precipitada no ponto mais distante da bacia escoe até o ponto de medição.

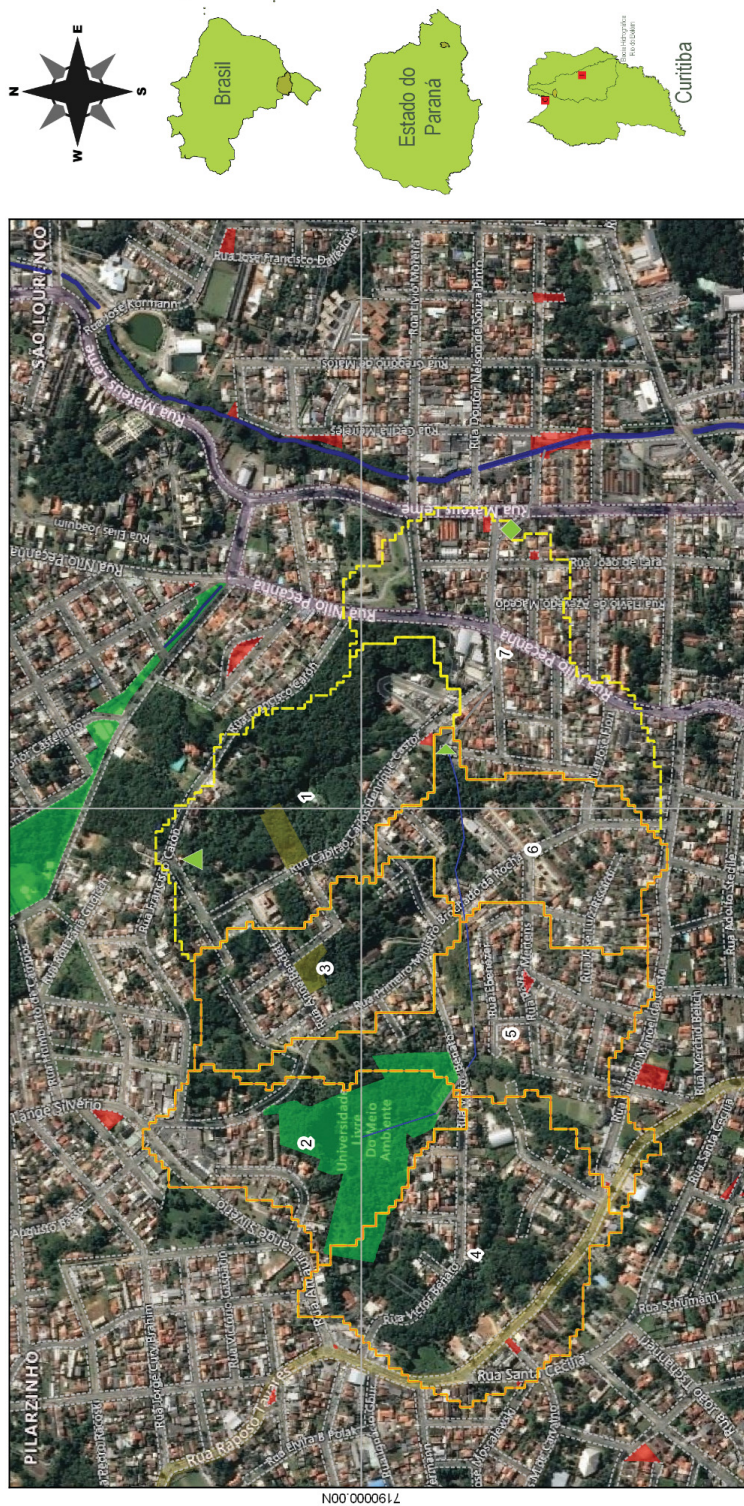
TABELA 4 – CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DA ÁREA DE ESTUDO

NOME VARIÁVEL	FÓRMULA	VALORES
Perímetro (km)	P	3,918
Comprimento Rio Principal (km)	L_t	0,934
Cota Jusante Rio Principal (m)	C_j	920,020
Cota Montante Rio Principal (m)	C_m	951,005
Declividade Rio Principal (m/m)	$S = (C_m - C_j) / L_t$	0,033
Tempo de Concentração (minutos) Eq. de Kirpich (1940)	$T_c = 57 (L_t^3 / \Delta h) 0,385$	14,047
Comprimento axial da bacia (km)	L_x	1,312
Fator de forma (K_f)	$K_f = A / L_x^2$	0,525
Coeficiente de compacidade (K_c)	$K_c = 0,282 \cdot P / \sqrt{A}$	1,163
Densidade de drenagem (km.km ²)	$D_d = L_t / A$	1,034

FONTE: A autora (2021).

FIGURA 13 – MACROLOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA

MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DA PEDREIRA - CURITIBA/PR



Legenda

- ▲ Exutório monitorado *in situ*
- ◆ Exutório do córrego da Pedreira
- ▲ Monitoramento de umidade do solo
- Estações pluviométricas (C: CEMADEN; I: INMET)
- Hidrografia canalizada
- Hidrografia não canalizada

- ▭ Delimitação das subbacias do córrego da Pedreira
- ▭ Delimitação das subbacias monitoradas e modeladas
- ▭ Limites das subbacias do Alto Içaçu, SUDERSHA (2011)
- ▭ Arruamento e quadras IPPUC (2019)
- ▭ Praças e jardins IPPUC (2019)
- ▭ Parques e jardins IPPUC (2019)
- ▭ Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal IPPUC (2020)

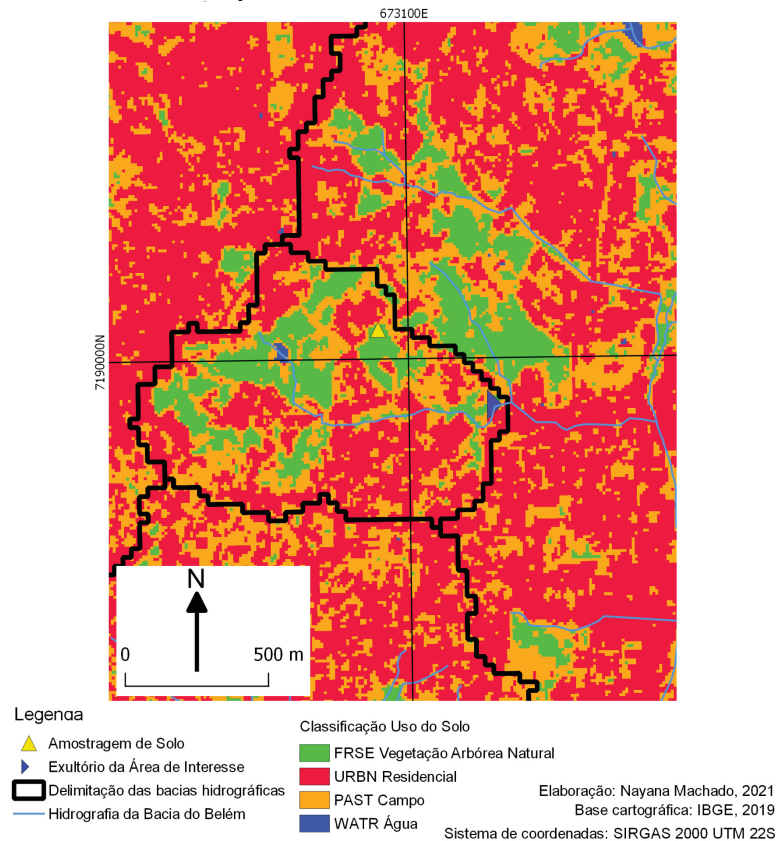
0 50 100 150 metros

Nayana Machado (2021)
 Sistema de Projeção UTM - Fuso 22S
 Datum Sirgas 2000
 Dados Cartográficos IBGE (2018)
 Dados Municipais IPPUC
 Imagem Google Earth Hybrid (2021)

FONTE: A autora (2021).

Quanto à caracterização de uso e ocupação da área os resultados estão apresentados na FIGURA 14. A reclassificação da imagem do satélite SENTINEL-2, resultou em um arquivo *raster* com 4 classes, áreas urbanas residenciais (URBN), pastos (PAST), áreas de vegetação (FRSE) e áreas alagadas (WATR).

FIGURA 14 – MAPA COM A CLASSIFICAÇÃO DO USO DO SOLO DA BACIA



FONTE: A autora (2021).

Como resultado da análise das áreas de cada classe, a maior ocupação são áreas URBN, que representam aproximadamente 43% (0,35 km²) da área total da bacia, a segunda maior área são do tipo PAST, representando 30% da área total (0,36 km²). Seguido das áreas FRSE, e as áreas WATR, representando 21% (0,17 km²) e menos de 1% (0,0043 km²) respectivamente da área total da bacia, sendo esta última classe criada especificamente para representar o lago do Parque que dá início ao córrego. O objetivo da classe PAST foi integrar as áreas que não são construídas, porém também não apresentam vegetação arbórea, normalmente identificados como gramados nas áreas urbanas.

Uma vez que a maior parte do córrego está canalizado, e ainda que alguns trechos não estejam cobertos, é difícil a identificação dos tipos de áreas considerando a resolução da imagem de 30 metros e a largura do córrego de menos de 3 metros. Considerando a comparação da classificação supervisionada a imagem aérea ao lado é possível verificar várias semelhanças nas ocupações, validando a classificação. Logicamente se faz necessário um estudo mais minucioso da eficácia da classificação do método com base nos resultados de diversas repetições dos experimentos, entretanto, considerando que este não é o objetivo geral da pesquisa, análises mais detalhadas não foram desenvolvidas e os resultados foram suficientes para caracterização do uso e ocupação do solo.

4.1.1 Caracterização da dinâmica da água no solo

Os resultados médios dos experimentos laboratoriais das amostras deformadas de solo estão organizados de acordo com cada profundidade (TABELA 5).

TABELA 5 – RESULTADOS MEDIDOS DAS AMOSTRAS DEFORMADAS

PROFUNDIDADE (m)	MASSA ESPECÍFICA DA PARTÍCULA ρ_p (g/cm ³)	AREIA (%)	SILTE (%)	ARGILA (%)	CLASSIFICAÇÃO TEXTURAL
0,08	2,549	20,41	19,90	59,69	Argila
1,40	2,733	9,47	29,51	61,02	Muito Argiloso
2,00	2,703	29,32	38,15	32,53	Franco Argiloso
2,40	2,657	33,57	41,65	24,78	Franco Argiloso
3,10	2,682	35,90	36,70	27,41	Franco Argiloso

FONTE: A autora (2021).

A massa específica das partículas (ρ_p) refere-se à fração sólida de uma amostra de solo, excluindo-se os espaços vazios. Esta fração é definida pela quantidade de mineral presente em um determinado tipo de solo. Solos mais orgânicos superficiais apresentam valores de massa específica das partículas menores quando comparado a solos de camadas mais profundas com maior presença de minerais. De modo geral, a maior parte dos valores de ρ_p das amostras

estão ligeiramente acima dos valores médios de $2,65 \text{ g/cm}^3$, excluindo apenas a amostragem na primeira camada. O que sugere que nela exista um solo mais orgânico. Os ensaios de granulometria seguiram a escala de classificação dos diâmetros dos grãos de areia, silte e argila preconizados pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), a qual considera partículas de areia de 0,05 até 2 mm de diâmetro e partículas de silte de 0,002 até 0,05 mm de diâmetro. Partículas de argila são aquelas consideradas com diâmetro menor que 0,002 mm.

Para a classificação textural foi utilizado o triângulo textural da USDA. Todas as camadas apresentaram altos teores de argila, sendo a camada entre 1,4—2,0 m a mais argilosa com mais de 60% de argila.

Foi realizado um experimento de massa específica das partículas com cinco amostras coletadas a 17 cm, o valor médio foi de $2,654 \text{ g/cm}^3$. Os resultados médios dos experimentos laboratoriais das três amostras indeformadas coletadas também na profundidade de 17 cm estão apresentados na TABELA 6.

TABELA 6 – RESULTADOS DAS AMOSTRAS COLETADAS NA PROFUNDIDADE DE 17 cm

CARACTERÍSTICAS DA FÍSICA DO SOLO DAS AMOSTRAS	RESULTADOS
Massa específica da partícula (ρ_p)	2,654 g/cm^3
Massa específica do solo seco (ρ_{ss})	1,089 g/cm^3
Macroporosidade (%)	8,267
Microporosidade (%)	49,641
Porosidade total (φ) (%)	57,641
Umidade volumétrica ($\theta(0,6 \text{ m})$)	0,496
Fração volumétrica de matéria sólida (Fvs)	0,410
Condutividade hidráulica do solo saturado (Ks)	1,99 mm/h

FONTE: A autora (2021).

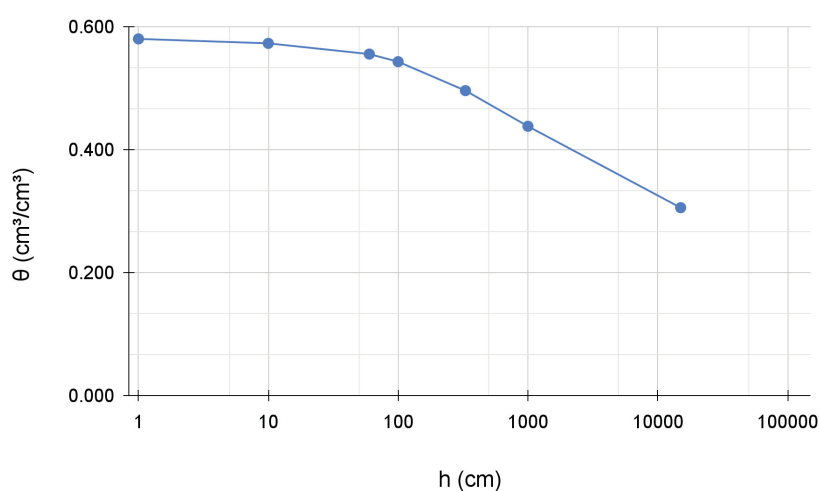
Os resultados de porosidade total, macro e microporosidade condizem com os valores esperados para LATOSSOLO VERMELHO distroférico na camada entre 0,15 e 0,20 metros (BERGAMIN *et al.* 2010). Os resultados encontrados são da mesma magnitude que os valores apresentados para LATOSSOLO VERMELHO escuro segundo ROSSETI (2017). Entretanto, o solo estudado nesta pesquisa apresenta maior proporção de microporos que outros autores obtiveram previamente. Inclusive, os valores de porosidade total e umidade de saturação estão

acima de outros valores encontrados anteriormente (TUREK et al, 2018), ainda que sejam todos solos classificados como argilosos.

A modelagem de evapotranspiração com o modelo Penman-Monteith resultou em uma série diária de valores de evapotranspiração entre 2015 e 2020. Estes valores foram utilizados posteriormente no modelo HBV.

O ajuste da equação de VG (1980) para curva de retenção obtido com o Splintex 2.0 resultou no gráfico abaixo, onde no eixo Y estão os valores de umidade volumétrica θ (cm^3/cm^3) e no eixo X estão os valores de tensão de água no solo $-h$ (cm) GRÁFICO 01.

GRÁFICO 01 – CURVA DE RETENÇÃO MODELADA



FONTE: A autora (2021).

Os valores resultantes da modelagem com os parâmetros ajustados estão apresentados na TABELA 7.

TABELA 7 – RESULTADOS MODELAGEM SPLINTEX 2.0

PARÂMETROS	VALORES
θ_s (cm^3/cm^3)	0,581
θ_r (cm^3/cm^3)	0,0003522
alpha (cm^{-1})	0,0255
Ks (cm/d)	4,6499
n (-)	1,092
m (-)	0,08422

FONTE: A autora (2021).

O resultado de condutividade hidráulica do solo saturado obtidos com o Splintex (4,6499 cm/d) está próximo da condutividade hidráulica obtida em laboratório (4,4513 cm/d). De acordo com outros trabalhos, os valores do parâmetro n (1,138), da umidade de saturação ($0,576 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) e da umidade residual ($0,001 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) estão condizentes com outros ajustes realizados também para solos argilosos (HUF DOS REIS *et al.*, 2018). De acordo com a relação obtida na CRA o ponto de murcha permanente (-1500 kPa) representa uma umidade de $0,306 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, valor este posteriormente aplicado no modelo HBV assim como o θ_{cc} .

O valor estimado neste trabalho para a θ_{cc} foi de $0,564 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, por meio da aplicação das metodologias proposta por Loyola e Prevedello (2003) e Prevedello (1999). A umidade encontrada corresponde a uma tensão de 1,74 kPa de acordo com a CRA do solo modelada, o que está abaixo do esperado para solos tropicais. Para solos tropicais os valores da θ_{cc} estimados por alguns autores correspondem a tensões que variam entre 6 a 10 kPa (Andrade *et al.*, 1991; Mello *et al.*, 2002).

4.2 MONITORAMENTO HIDROLÓGICO

4.2.1 Dados de nível

A calibração dos sensores ultrassônicos foi realizada com a obtenção de uma equação linear, e os resultados estatísticos foram analisados com base nos resultados do NSE e R^2 (TABELA 8).

TABELA 8 – RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DO SENSOR ULTRASSÔNICO

PROPRIIDADE	SENSOR	EQUAÇÃO LINEAR DE CALIBRAÇÃO	NSE	R^2
Distância (cm)	I	$y = 0.9969 \cdot x + 0.5531$	0.999	0.999
	II	$y = 0.9952 \cdot x + 0.5377$	0.999	0.999

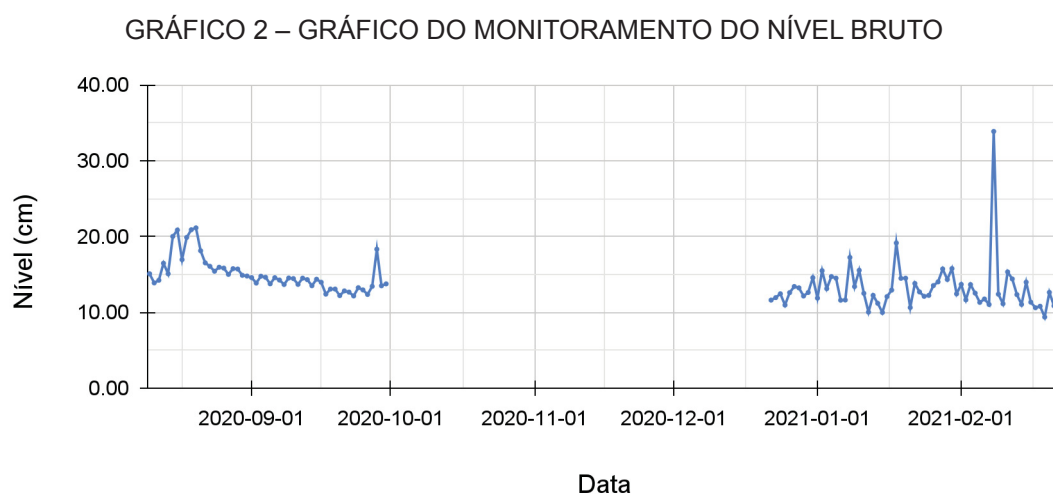
FONTE: A autora (2021).

As equações lineares de calibração contam com as variáveis X e Y. A variável X são os valores das medições brutas medidas pelo sensor em cm, e a

variável Y são os valores de medições de distância ajustados. O monitoramento de nível com o sensor ultrassônico, com leituras em intervalos de 15 segundos, ocorreu entre os dias 11/08/2020 e 30/09/2020, e depois entre os dias 22/12/2020 e 22/02/2021. O intervalo sem medições ocorreu devido ao furto dos equipamentos, o que atrasou o cronograma das medições. Analisando os dados brutos observou-se alguns valores fora da variação possível de medições, como dados negativos ou distâncias maiores do que a distância entre o sensor e o fundo do córrego. Foi então necessário filtrar estes dados espúrios, antes de serem utilizados para os cálculos de vazão. Sendo assim os valores de distâncias menores que 1 e maiores que 100 foram excluídos da lista de dados medidos.

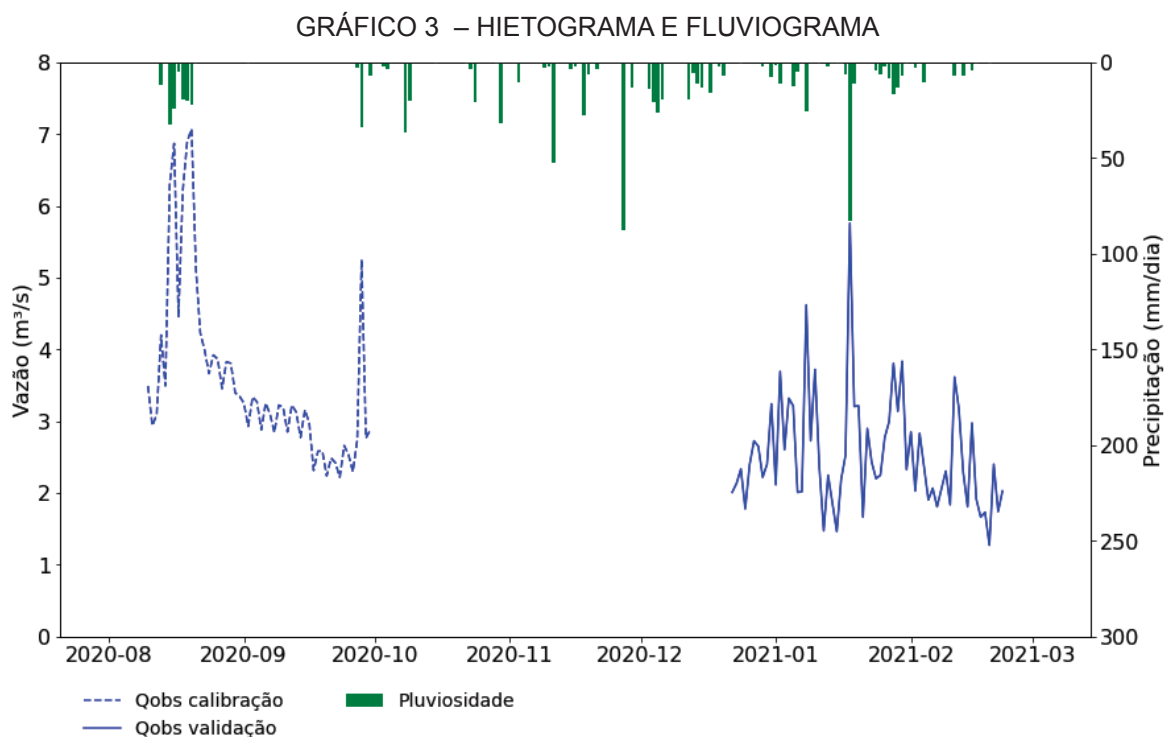
A lista com todas as medições contando os valores do primeiro e do segundo intervalo de monitoramento, totalizaram 11043 medições, após filtragem sobraram 10562, ou seja, apenas 481 medições de nível foram deletadas, menos 0,5% do total, sendo estes dados medições esporádicas ao longo do período de monitoramento. Permitindo então calcular as médias diárias das medições de nível para então obter as vazões. Os valores brutos de medições de nível para todo o período do estudo entre agosto de 2020 e fevereiro de 2021 (GRÁFICO 2).

As médias diárias e os cálculos de vazão foram desenvolvidos em linguagem Python com auxílio de bibliotecas como Numpy e Pandas que auxiliam em cálculos estatísticos e permitem trabalhar com base de dados extensos.



FONTE: A autora (2021).

Para o cálculo das vazões com base em medições em campo foi verificado que o córrego está canalizado em uma manilha de 1,50 metros de diâmetro, e a declividade é de 1,31%. O valor do coeficiente de Gauckler–Manning aplicado foi $0,06 \text{ s/m}^{1/3}$. Tal valor foi aplicado uma vez que este foi o único que resultou em valores de vazão próximos dos valores obtidos no experimento com flutuadores. Após calcular a vazão aplicando o cálculo de Manning foram obtidos os valores apresentados para o período de calibração e de validação dos sensores, juntamente com os valores diários de precipitação acumulada para o mesmo período (GRÁFICO 3).



FONTE: A autora (2021).

A possibilidade de realizar os cálculos de vazão baseando-se na medição de nível é muito vantajosa pois é menos trabalhosa que as medições diretas de vazão e permite um monitoramento em tempo real com equipamentos automatizados como o sensor ultrassônico HC-SR04. Entretanto é de suma importância que o sensor seja calibrado e a escolha do cálculo seja feita corretamente respeitando as características específicas de cada escoamento, sabendo identificar qual a fórmula

que melhor se adequa ao modelo de fundo do córrego. Os picos de vazões observadas durante o período de calibração condizem com o monitoramento pluviométrico da estação pilarzinho (UTM 22J 671.534,24 mE, 7.191.880,16 mS), e os valores medidos referentes ao período de validação também registraram picos de vazão exatamente na ocorrência de chuvas nas duas estações.

4.2.2 Dados de solo

Os sensores de solo foram calibrados em duas campanhas e foram instalados em campo para monitoramento da umidade do solo. A calibração dos sensores de umidade nas duas campanhas foi realizada a partir da obtenção de uma equação polinomial de ajuste entre os valores de *umid count* coletados com o sensor e os valores de umidade gravimétrica auferidos na balança. O resultado desta primeira campanha de calibração com os valores iniciais de umidade, os valores de *umid count* e os valores de umidade ajustados estão apresentados na TABELA 9. A massa de solo seco se manteve constante em 4,718 kg.

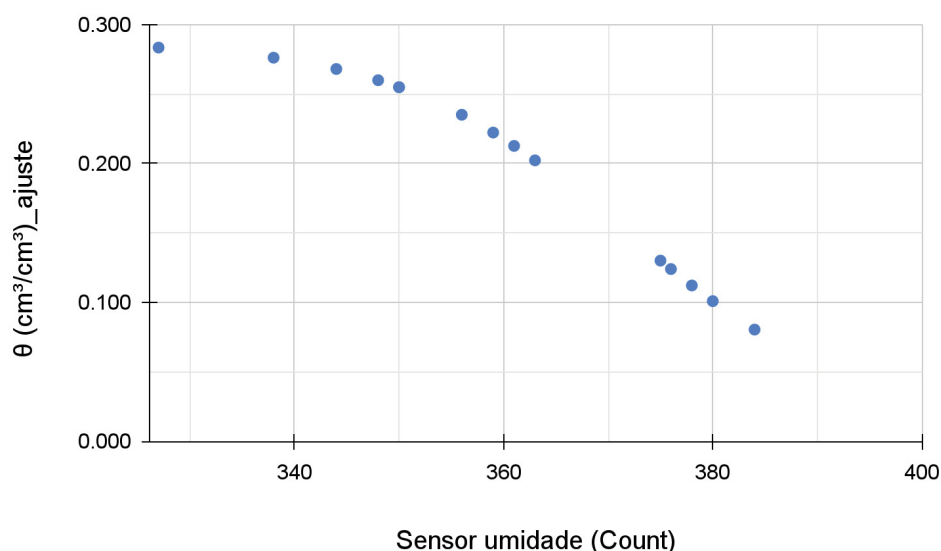
TABELA 9 – RESULTADOS DA 1ª CALIBRAÇÃO SENSORES CAPACITIVOS

ID	M_{su} (g) MASSA DO SOLO ÚMIDO	ρ_{su} (g/cm ³) = M_{su}/V_t MASSA ESPECÍFICA DO SOLO ÚMIDO (MEDIDO)	θ (cm ³ /cm ³) = $\rho_{su} - \rho_{ss}$ UMIDADE VOLUMÉTRICA (MEDIDO)	COUNT SENSOR ANTIGO	θ (cm ³ /cm ³) UMIDADE VOLUMÉTRICA (AJUSTE)
1	5,940	379,733	0,282	327	0,284
2	5,914	412,097	0,276	350	0,255
3	5,876	495,327	0,267	350	0,255
4	5,872	456,210	0,266	359	0,222
5	5,872	490,313	0,266	344	0,268
6	5,848	537,673	0,261	338	0,276
7	5,828	527,051	0,256	348	0,260
8	5,708	390,821	0,229	356	0,235
9	5,546	390,821	0,191	361	0,213
10	5,454	465,048	0,170	363	0,202
11	5,360	603,421	0,148	376	0,124
12	5,262	463,891	0,126	378	0,112
13	5,192	470,108	0,109	375	0,130
14	5,134	440,663	0,096	380	0,101
15	5,066	624,036	0,080	384	0,080

FONTE: A autora (2021).

Quando os dados foram analisados e comparados aos valores de umidade característicos da textura do solo estudado, foi verificado que o valor de $0,284 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ era muito baixo para ser adotado como valor da umidade de saturação do solo. Erro esse que tornou o monitoramento menos eficiente também, pois a conversão de *umid count* em umidade volumétrica era obtida nessa etapa de calibração. Esse erro ocorreu ao assumir que após 7 dias em processo de saturação o cubo estava realmente saturado, o que não se mostrou verdadeiro. O GRÁFICO 4 apresenta o comportamento entre as leituras do sensor e a umidade do solo após ajuste na primeira campanha de calibração.

GRÁFICO 4 – PONTOS AJUSTADOS NA 1ª CALIBRAÇÃO DO SENSOR DE UMIDADE



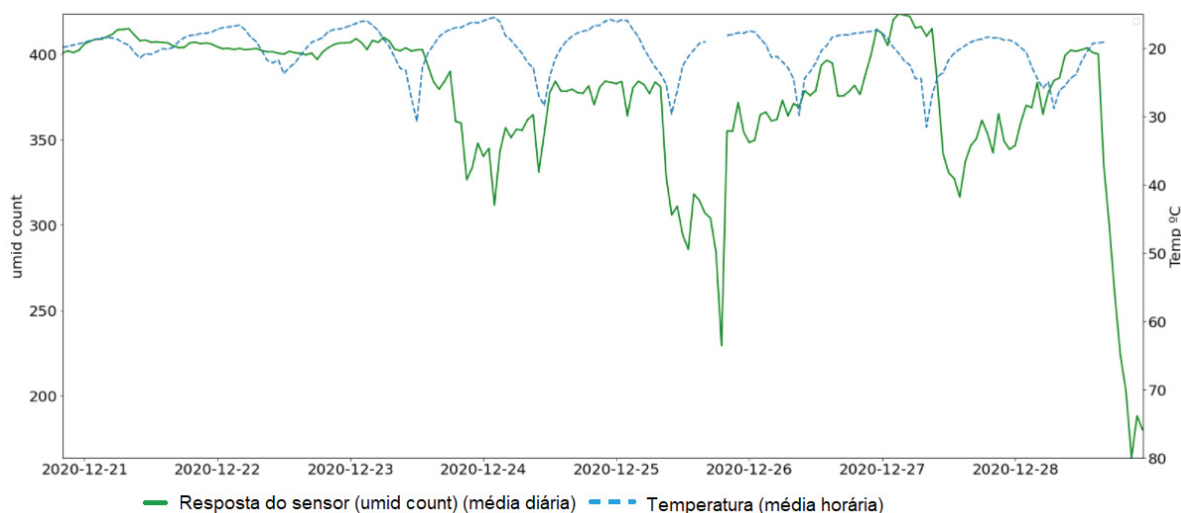
FONTE: A autora (2021).

O comportamento do sensor condiz com o esperado para sensores capacitivos, quanto menos água presente no solo mais alto o valor da tensão elétrica. De acordo com a característica da curva, para valores de umidade muito próximos a valores de saturação a resposta em *umid count* (V) do equipamento apresenta comportamento mais estável, sem muitas variações.

O sensor de umidade foi testado em outras duas condições dielétricas além da calibração no solo. Quando submerso em água o sensor respondeu com medições de 305 (*umid count*), e quando deixado no ar foram obtidos valores de aproximadamente 570 (*umid count*).

Após a etapa de calibração e a reinstalação do sensor em campo foi possível coletar dados monitorados de umidade do solo entre os dias 22/12/2020 e 29/12/2020. O GRÁFICO 5 mostra os dados brutos coletados (count) no eixo Y, e no eixo X estão as datas da campanha com registros a cada minuto.

GRÁFICO 5 – GRÁFICO DO MONITORAMENTO DE UMIDADE DE SOLO COUNT POR MINUTO



FONTE: A autora (2021).

Com base no gráfico 5 é possível visualizar que os valores monitorados para as médias diárias apresentam variação entre o início, metade e fim dos períodos diários. Considerando a umidade máxima ajustada com os valores da primeira calibração, foi assumido que a etapa de monitoramento foi comprometida, pois mesmo com a ocorrência de chuva na região a umidade do solo máxima atingida foi de 30%. Desta forma não foi possível validar as medições monitoradas devido à incerteza dos valores de umidade obtidos.

Com o objetivo de reajustar o período de monitoramento e comparar os valores medidos do primeiro sensor já instalado com outro do mesmo modelo foi realizada uma segunda campanha de calibração, desta vez, em campo. Ao invés de apenas um sensor, foi adicionado mais um sensor para testar a repetibilidade dos sensores. Os resultados de *umid count* dos dois sensores instalados e os valores utilizados do cálculo da umidade gravimétrica das amostras obtidas em campo estão apresentados na TABELA 10. Após medição em balança o peso médio das cápsulas metálicas foi de 7 gramas, sendo replicado nos cálculos de todas as medições.

TABELA 10 – RESULTADOS DA 2ª CALIBRAÇÃO SENSORES CAPACITIVOS

ID	PESO DA FORMA + PESO SOLO ÚMIDO (g)	PESO DA FORMA + PESO SOLO SECO (g)	M _{ag} (g)	M _s (g)	U (kg/kg) UMIDADE GRAVIMÉTRICA	θ (cm ³ /cm ³) UMIDADE VOLUMÉTRICA	COUNT SENSOR ANTIGO	COUNT SENSOR NOVO	DATA	PERÍODOS DA COLETA	LEITURA (h)
1	16	14	2	7	379,733	0,413	689	618	08/09	0 minuto	0,00
2	13	11	2	4	412,097	0,448	683	631	08/09	5 minutos	0,05
3	15	12	3	5	495,327	0,539	671	644	08/09	10 minutos	0,10
4	14	12	2	5	456,210	0,496	689	615	08/09	25 minutos	0,25
5	15	12	3	5	490,313	0,533	622	573	08/09	30 minutos	0,50
6	13	1	2	4	537,673	0,585	692	624	08/09	60 minutos	1,00
7	14	12	2	5	527,051	0,573	486	637	08/09	90 minutos	3,00
8	12	11	1	4	390,821	0,425	478	652	08/09	3 e ½ horas	3,50
9	12	11	1	4	390,821	0,425	471	366	08/09	4 horas	4,00
10	14	12	2	5	465,048	0,506	442	487	08/09	6 horas	6,00
11	13	11	2	4	603,421	0,657	415	382	09/09	24 horas	24,00
12	16	13	3	6	463,891	0,505	627	715	10/09	2 dias	48,00
13	16	13	3	6	470,108	0,511	691	105	11/09	3 dias	72,00
14	15	13	2	6	440,663	0,479	762	129	12/09	4 dias	96,00
15	15	12	3	5	624,036	0,679	699	106	12/09	4 e ½ dias	108,00
16	15	13	2	6	410,686	0,447	573	470	13/09	5 dias	120,00
17	19	16	3	9	411,599	0,448	541	72	14/09	6 dias	144,00

FONTE: A autora (2021).

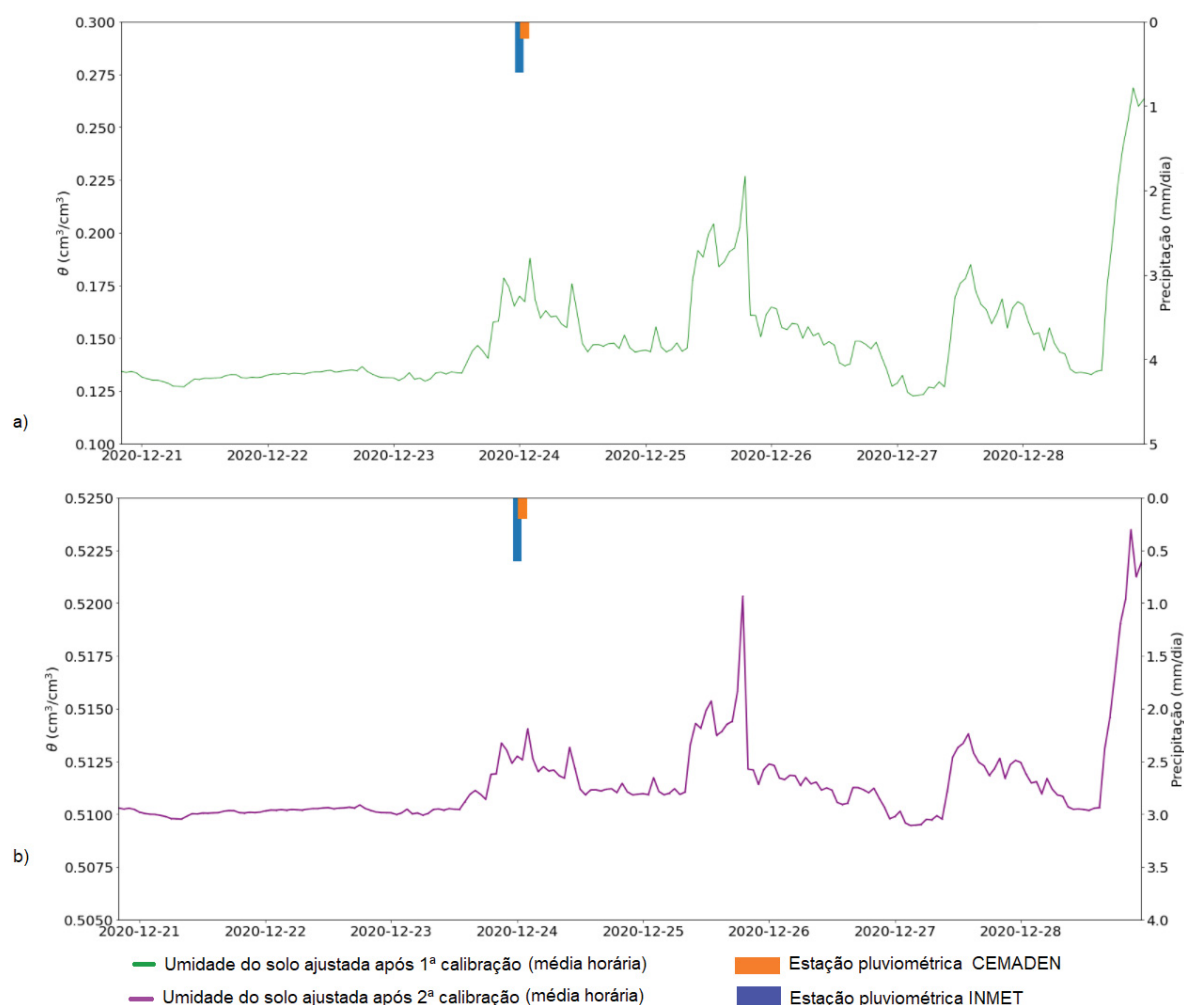
Para calibrar os sensores quanto aos pontos de umidade relacionados aos valores medidos em *umid count* dos sensores, foi aplicado o mesmo método de ajuste polinomial da primeira campanha. Os dois sensores apresentaram resultados positivos quanto à relação entre o valor medido e a umidade volumétrica para aquele momento. O segundo sensor instalado em campo apresentou um limite maior de calibração, variando entre 72 a 715 *umid count*. Já o primeiro sensor variou entre 415 e 762 *umid count*. Em relação a performance dos sensores entende-se que este contraste entre os resultados pode ter ocorrido em virtude de algumas falhas eletrônicas no decorrer do experimento, e sabe-se que o sensor capacitivo é sensível a variações de corrente, o que influencia nas suas medições.

Com o desenvolvimento dos protótipos de medição de umidade do solo foram identificadas dificuldades quanto ao uso do equipamento capacitivo. Foi possível validar a importância de desenvolver um circuito adequado e respeitar as limitações de cada componente eletrônico, ainda que as recomendações quanto ao uso desses equipamentos foram seguidas.

Quando analisada a repetibilidade dos sensores ao realizar as coletas de dados em *umid count* ao longo do tempo da segunda campanha de calibração, é notável que os dois equipamentos divergem suas medições. Além disso, quando analisamos os valores de umidade mostrados com o experimento gravimétrico e as respectivas medições de *umid count*, não são identificadas as tendências esperada do comportamento inversamente proporcional durante as medições.

Após a segunda campanha de calibração os parâmetros calculados foram aplicados no reajuste dos pontos de monitoramento. Considerando o segundo sensor instalado em campo (sensor novo) apresentou uma curva de calibração mais abrangente, esta equação foi aplicada novamente para converter os valores de *umid count* do monitoramento em umidade volumétrica. O resultado do monitoramento com os ajustes da segunda campanha de calibração estão apresentados no GRÁFICO 6. O período de monitoramento que obteve sucesso quanto a coleta de dados de umidade sem apresentar falhas nas medições foi entre os dias 23/12/2020 e 27/12/2020. Após a segunda campanha de calibração o valor da umidade na saturação foi recalculado para 0,564, o que permitiu o deslocamento da curva de medição para valores mais próximos das características do solo argiloso em estudo.

GRÁFICO 6 – MONITORAMENTO DA UMIDADE DO SOLO APÓS AJUSTE COM PARÂMETROS DA 2ª CAMPANHA DE CALIBRAÇÃO



FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: a. resultado do monitoramento após 1ª calibração; b. resultado do monitoramento após 2ª calibração.

Houve apenas um evento chuvoso durante o monitoramento e a umidade do solo monitorada responde a chuva com um atraso já esperado de mais ou menos 2 dias, considerando as características hidráulicas do solo e a exposição da área monitorada. Na área avaliada existem árvores e gramíneas, que reduzem a incidência direta da chuva no solo, o que reduz a velocidade da mudança de umidade do solo rapidamente após o evento chuvoso.

4.3 MODELAGEM HBV

Foram tabulados 25 resultados obtidos durante as simulações para demonstrar o alcance das faixas de valores que foram testados e posteriormente são apresentados os resultados das métricas estatísticas de cada uma destas modificações. Os testes foram norteados com base em outros valores já experimentados na bibliografia bem como na análise da otimização dos resultados estatísticos quanto ao erro dos modelos em cada simulação.

A TABELA 11 apresenta os diversos valores dos limites testados durante as simulações para todos os parâmetros do modelo HBV. Dentre todos os parâmetros do modelo, o parâmetro que melhora o desempenho do modelo, quando a temperatura média diária se desvia consideravelmente da média de longo prazo (C) e o coeficiente de armazenamento de percolação (K_p) não tiveram seus limites alterados ao considerar os 25 resultados aqui apresentados, por isso não constam na TABELA 11. Os limites aplicados para todas as simulações nos respectivos parâmetros foram, 0,01;0,07 e 0,01;0,05. Pois foi observado que, estes parâmetros eram muito sensíveis ao serem modificados, o que impossibilitava o modelo muitas vezes de finalizar o processo de calibração, considerando o número constante de 10000 iterações nos dois métodos (*Differential Evolution* e Monte-Carlo).

Além dos limites dos parâmetros do modelo também foram testados valores diversos que vieram entre 0 e 60 para os níveis iniciais de água no solo (*soil_initial*), os níveis iniciais de água no reservatório de fluxo próximo à superfície (*s1_initial*) e para os níveis iniciais de água no reservatório de vazão de base (*s2_initial*).

Foi observado que o aumento no nível inicial dos reservatórios provocou o aumento da resposta no escoamento de base, bem como este foi mantido mais elevado durante o período de calibração e validação nas simulações alteradas quando comparado às simulações com valores nulos para estes níveis iniciais. A adição de níveis iniciais no solo e nos reservatório foi realizada de maneira progressiva, com a modificação somente dos níveis de água do solo (*soil_initial*), seguida da modificação no solo e no reservatório próximo à superfície (*s1_initial*) e então por fim, foi modificado simultaneamente os níveis para os três reservatórios.

TABELA 11 – DESCRIÇÃO DOS LIMITES APLICADOS AOS PARÂMETROS DO MODELO HBV

nº	T_t	DD	FC	Beta	PWP	K_0	K_1	K_2	L	soil_init	s1_init	s2_init
1	-1; 1	3; 5	100; 120	1; 7	90; 180	0,05;0,2	0,01;0,1	0,01;0,05	2;50	0	0	0
2	-1; 1	3; 5	100; 120	1; 5	0,001; 1	0,05;0,2	0,01;0,1	0,01;0,05	2;50	0	0	0
3	-1; 1	3; 5	100; 120	1; 5	0,3; 1	0,05;0,2	0,01;0,1	0,01;0,05	2;50	0	0	0
4	-1; 1	3; 5	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,2	0,01;0,1	0,01;0,05	2;50	0	0	0
5	-1; 1	3; 5	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,2	0,01;0,1	0,01;0,05	2;50	60	0	0
6	-1; 1	3; 5	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,5	0,01;0,15	0,01;0,05	2;50	60	0	0
7	-1.5; 1.2	3; 5	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,5	0,01;0,3	0,01;0,05	0;50	60	0	0
8	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	60	0	0
9	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	60	10	0
10	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	60	10	20
11	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	60	60	20
12	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	20
13	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	0,01; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	20	60	20
14	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	30
15	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	30
16	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	35
17	-1.5; 1.2	3; 7	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,2	0,0401;0,05	0,01;0,04	0;50	10	60	20
18	-1.5; 1.2	3; 5	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,2	0,0401;0,05	0,01;0,04	0;50	10	60	20
19	-1.5; 1.2	3; 5	100; 120	1; 5	90; 180	0,05;0,2	0,0401;0,05	0,01;0,04	0;50	10	60	20
20	-1.5; 1.2	3; 5	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	30
21	-1.5; 1.2	3; 5	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	15
22	-1.5; 1.2	3; 5	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	22
23	-1.5; 1.2	3; 5	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	8	60	20
24	-1.5; 1.2	3; 5	90; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	20
25	-1.5; 1.2	3; 5	100; 120	3; 5	90; 180	0,05;0,1	0,035;0,05	0,01;0,035	0;50	10	60	20

FONTE: A autora (2021).

Considerando os princípios físicos envolvidos no processo de infiltração de água no solo e armazenamento subterrâneo, esta resposta do modelo era esperada uma vez que ao iniciar as simulações com água nos reservatórios o esvaziamento destes ocorreria de maneira mais lenta. Os valores de níveis iniciais do solo e do reservatório de fluxo próximo a superfície variaram entre 0 e 60, e do reservatório de vazão de base variaram entre 0 e 30. Também foram testados valores fora deste alcance que não otimizaram os resultados das métricas estatísticas, o que desencorajou a apresentação destes *outlier*, sendo selecionadas apenas as faixas que apresentaram os menores erros.

Os parâmetros que se relacionam com a dinâmica da neve (T_t e DD) não tem relação física com as condições reais da área estudada, entretanto foram testados valores padrões do modelo e também valores testados em outros trabalhos (SEIBERT; MCDONNELL, 2010), o que não demonstrou muita influência nos resultados do modelo.

Para os valores limites da capacidade de campo (FC), inicialmente foram testados os valores padrões do modelo e algumas modificações foram propostas, porém não otimizando o resultados, foram retomadas as medidas padrões. Ainda foram testados valores para capacidade de campo obtidas a partir da curva de retenção de água no solo, porém esta medida também não melhorou os resultados.

O parâmetro Beta é um parâmetro de escoamento não linear que conceitua o grau de saturação do solo e seu efeito na resposta de recarga. Valores de beta menores que 1 indicam baixa permeabilidade do solo resultando em recargas rápidas, e valores maiores que 1 alta permeabilidade com recargas lentas. (FARRAG; PEREZ; SOLOMATINE, 2021). Ainda que os limites menores que 1 tenham sido simulados, em nenhum momento no ajuste de parâmetros esses valores foram apresentados por ambos os métodos (*Differential Evolution* e Monte-Carlo), desta forma foram mantidos valores de beta maiores que 1, uma vez que a área urbana estudada apresenta superfícies impermeabilizadas. Inclusive as simulações com os menores erros são aquelas com limites entre 3 e 7.

Os limites dos valores do ponto de murcha permanente (PWP) foram alterados de acordo com outros trabalhos (SEIBERT; MCDONNELL, 2010) e valores de referência na tensão de 1,5 MPa, porém ao reduzir drasticamente os limites

iniciais o modelo não foi capaz de finalizar o procedimento de calibração, o que não permitiu a análise estatísticas destas modificações.

Em geral os coeficientes de armazenamento (K_0 , K_1 , K_2 e K_p), são sensíveis a pequenas alterações nos valores dos limites e suas magnitudes não foram modificadas, inclusive quando analisamos outros trabalhos os limites são mantidos os mesmos. A partir das simulação 8, foram feitas pequenas alterações para que o requisito de que $K_0 > K_1 > K_2$ fosse mantido nos ajustes dos parâmetros.

Em relação ao parâmetro que define o limite do nível de água no depósito superior (L), foram realizadas algumas alterações com base na literatura, entretanto os ajustes dos modelos sempre mantinham valores próximos de 50. Quando foram determinados valores de L menores que o alcance do valor de 50 os resultados estatísticos não foram otimizados.

Os valores dos limites das simulações subsequentes foram ajustados de acordo com a avaliação dos resultados estatísticos das simulações anteriores. Para cada tipo de método de ajuste dos parâmetros do modelo (*Diferencial Evolution* ou Monte-Carlo) foram obtidos resultados estatísticos independentes.

As TABELAS 12 e 13 apresentam os resultados estatísticos das simulações para as diferentes variações de limites dos parâmetros do modelo para o período de calibração e validação respectivamente. A nomeação SP refere-se aos resultados do método do ScyPy, *Differential Evolution*, e a nomeação MC refere-se aos resultados do método de Monte-Carlo.

O cálculo da eficiência de Nash–Sutcliffe (NSE) não foi capaz de produzir resultados coerentes para uma avaliação aprofundada das simulações, pois todos os valores estão abaixo de 0. Resultados negativos de NSE indicam que o valor médio observado é um melhor preditor do que o valor simulado, o que indica desempenho inaceitável (MORIASI et al., 2007). Esta métrica é sensível a valores extremos o que sugere que o erro foi acentuado devido à superestimação dos picos de vazão nas modelagens tanto no período de calibração quanto de validação.

TABELA 12 – RESULTADOS DAS MÉTRICAS ESTADÍSTICAS DE AVALIAÇÃO DO MODELO NA CALIBRAÇÃO

Nº	NSE SP	NSE MC	KGE_ alpha_SP	KGE_ alpha_MC	KGE_ beta_SP	KGE_ beta_MC	KGE_ r SP	KGE_ r MC	KGE SP	KGE MC	REQM SP	REQM MC	EQM SP	EQM MC
1	-3.78	-4.01	1.15	1.09	-1.99	-2.03	0.65	0.59	0.22	0.20	2.64	2.71	6.99	7.32
4	-3.78	-4.04	1.15	1.17	-1.99	-2.04	0.65	0.64	0.22	0.20	2.64	2.72	6.99	7.37
5	-2.07	-2.30	1.48	1.48	-1.38	-1.43	0.68	0.66	0.26	0.23	2.12	2.20	4.49	4.82
6	-2.08	-2.35	1.48	1.35	-1.38	-1.48	0.68	0.62	0.26	0.28	2.12	2.21	4.51	4.89
7	-1.75	-2.21	1.41	1.37	-1.35	-1.46	0.73	0.65	0.33	0.29	2.01	2.16	4.02	4.69
8	-2.10	-2.40	1.44	1.41	-1.42	-1.53	0.70	0.69	0.28	0.27	2.13	2.23	4.54	4.97
9	-2.32	-2.60	1.35	1.31	-1.44	-1.57	0.58	0.60	0.27	0.27	2.20	2.29	4.85	5.26
10	-1.60	-1.89	1.09	1.35	-1.29	-1.32	0.58	0.62	0.38	0.32	1.95	2.05	3.80	4.22
11	-0.38	-0.51	1.24	1.29	-0.72	-0.76	0.68	0.67	0.53	0.49	1.42	1.49	2.02	2.21
12	-1.24	-1.42	1.01	0.90	-1.22	-1.30	0.63	0.59	0.44	0.39	1.81	1.88	3.27	3.54
13	-0.01	-0.16	1.35	1.48	-0.45	-0.46	0.74	0.76	0.54	0.44	1.22	1.30	1.48	1.70
14	-0.98	-1.19	1.07	1.15	-1.09	-1.14	0.63	0.62	0.47	0.44	1.70	1.79	2.90	3.21
15	-0.41	-0.62	1.10	1.17	-0.87	-0.93	0.71	0.69	0.57	0.52	1.44	1.54	2.07	2.37
16	-0.33	-0.52	1.13	1.19	-0.81	-0.86	0.70	0.68	0.58	0.53	1.40	1.49	1.95	2.22
17	-0.55	-0.78	1.09	1.24	-0.94	-0.98	0.70	0.69	0.55	0.49	1.50	1.61	2.26	2.60
18	-1.20	-1.37	1.03	0.95	-1.20	-1.28	0.63	0.61	0.45	0.42	1.79	1.86	3.22	3.47
19	-0.55	-0.75	1.09	1.13	-0.94	-1.01	0.70	0.69	0.55	0.52	1.50	1.60	2.26	2.56
20	-0.95	-1.06	1.03	1.01	-1.09	-1.13	0.63	0.62	0.48	0.46	1.69	1.74	2.86	3.01
21	-1.34	-1.51	1.00	1.01	-1.26	-1.31	0.63	0.60	0.43	0.40	1.85	1.92	3.43	3.68
22	-1.15	-1.37	1.05	0.86	-1.17	-1.29	1.63	0.61	0.45	0.39	1.77	1.86	3.14	3.47
23	-1.24	-1.53	1.01	0.84	-1.22	-1.35	0.63	0.59	0.44	0.37	1.81	1.92	3.28	3.70
24	-0.99	-1.20	1.01	0.97	-1.12	-1.20	0.63	0.61	0.47	0.43	1.71	1.80	2.92	3.22
25	-1.20	-1.43	1.03	0.98	-1.20	-1.29	0.63	0.61	0.45	0.41	1.79	1.89	3.22	3.55

FONTE: A autora (2021).

TABELA 13 – RESULTADOS DAS MÉTRICAS ESTADÍSTICAS DE AVALIAÇÃO DO MODELO NA VALIDAÇÃO

Nº	NSE SP	NSE MC	KGE_ alpha SP	KGE_ alpha MC	KGE_ beta SP	KGE_ beta MC	KGE_r SP	KGE_r MC	KGE SP	KGE MC	REQM SP	REQM MC	EQM SP	EQM MC
1	-4.32	-4.05	2.25	2.14	1.10	1.01	0.43	0.36	-0.41	-0.34	1.82	1.77	3.30	3.13
4	-4.32	-3.48	2.25	2.17	1.10	0.67	0.43	0.38	-0.41	-0.34	1.82	1.67	3.30	2.78
5	-3.63	-3.19	1.68	1.66	1.36	1.18	0.31	0.29	-0.06	-0.04	1.69	1.61	2.87	2.60
6	-3.36	-2.41	1.65	1.43	1.29	1.02	0.31	0.23	-0.03	0.07	1.64	1.46	2.70	2.12
7	-3.09	-1.35	1.61	1.42	1.39	0.56	0.44	0.34	0.07	0.20	1.59	1.21	2.54	1.46
8	-3.42	-1.42	1.64	1.39	1.33	0.54	0.32	0.29	-0.02	0.17	1.66	1.23	2.74	1.50
9	-2.91	-2.74	1.59	1.65	1.01	0.87	0.20	0.22	-0.04	-0.05	1.56	1.52	2.43	2.32
10	-2.36	-2.56	1.48	1.58	0.98	0.87	0.27	0.22	0.07	-0.01	1.44	1.49	2.08	2.21
11	-1.92	-1.04	0.98	0.96	1.25	0.80	0.31	0.27	0.21	0.23	1.35	1.12	1.81	1.26
12	-2.35	-2.46	1.48	1.52	0.98	0.91	0.27	0.23	0.07	0.02	1.44	1.46	2.08	2.14
13	-6.25	-5.80	1.35	1.52	2.31	2.11	0.33	0.32	-0.04	-0.08	2.12	2.05	4.50	4.22
14	-2.36	-2.63	1.48	1.65	0.99	0.81	0.27	0.23	0.07	-0.04	1.44	1.50	2.09	2.25
15	-2.83	-1.79	1.14	1.20	1.55	1.10	0.39	0.36	0.21	0.25	1.54	1.32	2.37	1.73
16	-2.80	-2.68	1.13	1.36	1.55	1.27	0.39	0.29	0.21	0.11	1.53	1.51	2.35	2.28
17	-2.88	-2.60	1.15	1.54	1.56	1.07	0.38	0.30	0.20	0.05	1.55	1.49	2.41	2.23
18	-2.36	-0.84	1.48	1.05	0.98	0.56	0.27	0.28	0.07	0.26	1.44	1.07	2.08	1.14
19	-2.88	-2.56	1.15	1.31	1.56	1.32	0.38	0.34	0.20	0.17	1.55	1.49	2.41	2.21
20	-1.83	-1.88	1.21	1.27	1.05	1.00	0.31	0.29	0.20	0.18	1.33	1.34	1.76	1.79
21	-2.35	-1.69	1.48	1.41	0.98	0.65	0.27	0.26	0.07	0.13	1.44	1.29	2.08	1.67
22	-2.36	-0.81	1.48	0.93	0.98	0.68	0.27	0.28	0.07	0.25	1.44	1.06	2.08	1.12
23	-2.36	-1.25	1.48	1.06	0.98	0.87	0.27	0.30	0.07	0.24	1.44	1.18	2.08	1.40
24	-2.49	-2.05	1.23	1.27	1.32	1.06	0.32	0.27	0.17	0.16	1.47	1.38	2.16	1.89
25	-2.36	-0.40	1.48	0.88	0.98	-0.12	0.27	0.22	0.07	0.21	1.44	0.93	2.08	0.87

FONTE: A autora (2021).

Ao analisar os resultados estatísticos para a métrica KGE_{α} , é possível verificar a variabilidade no conjunto de simulações. No período de calibração obteve-se em média valores menores de variabilidade do que na validação. A menor variabilidade na calibração foi obtida na simulação 21 com o ajuste do método *Differential Evolution*, e na simulação 23 com o método de Monte-Carlo. Em relação ao período de validação as menores variabilidades obtidas pelos ajustes *Differential Evolution* e Monte-Carlo foram na simulação 11 (0,98 e 0,96 respectivamente). Ao avaliar graficamente esses resultados observa-se que nas . De maneira geral, todos os resultados das vazões simuladas apresentaram valores maiores que 1, o que determina que a variabilidade dos dados observados é menor que dos valores simulados (GUPTA *et al.*, 2009; KLING *et al.*, 2012; GUSE *et al.*, 2017) .

A métrica KGE_{β} , permite a observação da tendência das séries simuladas. Durante o período de calibração todos os resultados para os dois ajustes aplicados retornaram valores negativos, o que indica uma subestimação das descargas. O que é visivelmente claro quando os dados são plotados graficamente (GRÁFICOS 7 e 8). No período de validação, as simulações 9, 10 e 12 tiveram valores de KGE_{β} próximos a 1 com o ajuste do *Differential Evolution*. Enquanto que o ajuste de Monte-Carlo obteve um valor para KGE_{β} igual a 1 na simulação 20. (GUPTA *et al.*, 2009; KLING *et al.*, 2012; GUSE *et al.*, 2017)

A métrica KGE_r , representa a correlação linear entre os dados simulados e os dados observados. Durante o período de calibração os valores apresentaram uma maior correlação quanto comparada ao período de validação, ainda que o maior valor tenha sido de 0,74 na simulação 13 com o ajuste do *Differential Evolution*, e de 0,76 também na simulação 13 com o ajuste de Monte-Carlo. A correlação linear para o período de calibração apresentou melhores resultados (GUPTA *et al.*, 2009; KLING *et al.*, 2012; GUSE *et al.*, 2017).

Em relação aos resultados do KGE , durante o período de calibração os melhores resultados foram obtido na simulação 16, para os dois ajustes, e na validação os melhores resultados foram na simulação 16 para o ajuste do *Differential Evolution*, e na simulação 18 para o ajuste de Monte-Carlo. De acordo com a bibliografia, valores de KGE são ideais quando iguais a 1. Ao analisar os componentes do coeficiente de KGE , é possível verificar quais as influências no

valor final do KGE. Sendo assim a alta variabilidade e baixa correlação entre os valores simulados e observados podem ser a causa de valores abaixo de 1 (GUPTA *et al.*, 2009; KLING *et al.*, 2012; GUSE *et al.*, 2017) .

Contudo, uma das premissas para o cálculo dos componentes do KGE e do próprio coeficiente em si, é de que as séries temporais modeladas devem apresentar uma distribuição normal e tenham uma correlação linear com os dados observados. A exposição gráfica das análises estatísticas de todas as simulações para os períodos de calibração e validação estão disponíveis no Apêndice B - Análises Gráficas das Correlações Entre Vazões Simuladas e Vazões Observadas.

Ao observar o histograma dos dados simulados infere-se que estes não apresentam uma distribuição do tipo Gaussiana, e na distribuição no gráfico de pontos a correlação é linear principalmente nos dados de vazão inferiores ao valor médio das vazões observadas. Para os valores de pico a correlação não demonstra linearidade entre os dados medidos e modelados. Este mesmo comportamento se repete para todas as simulações no período de calibração e validação. Esta interpretação auxilia na justificativa a alta variabilidade dos dados simulados e a baixa correlação com os dados observados. Inclusive as simulação que

Uma vez que as premissas da análise de KGE foram comprometidas pelas características de distribuição dos dados, além das métricas até aqui expostas, também foram analisados o resultado das métricas estatísticas que calculam o erro das séries simuladas. foram distintos de acordo com o método de ajuste utilizado e o período em que o tratamento estatístico foi aplicado, ou seja, na calibração ou na validação.

De maneira geral o erro quadrático médio foi menor nas séries de dados para o período de validação. O menor EQM foi de 0,87 obtido na simulação 25, com ajuste realizado pelo método de Monte-Carlo. Em relação ao ajuste do *Differential Evolution* o menor EQM foi obtido na simulação 20 com erro de 1,76. Em rela

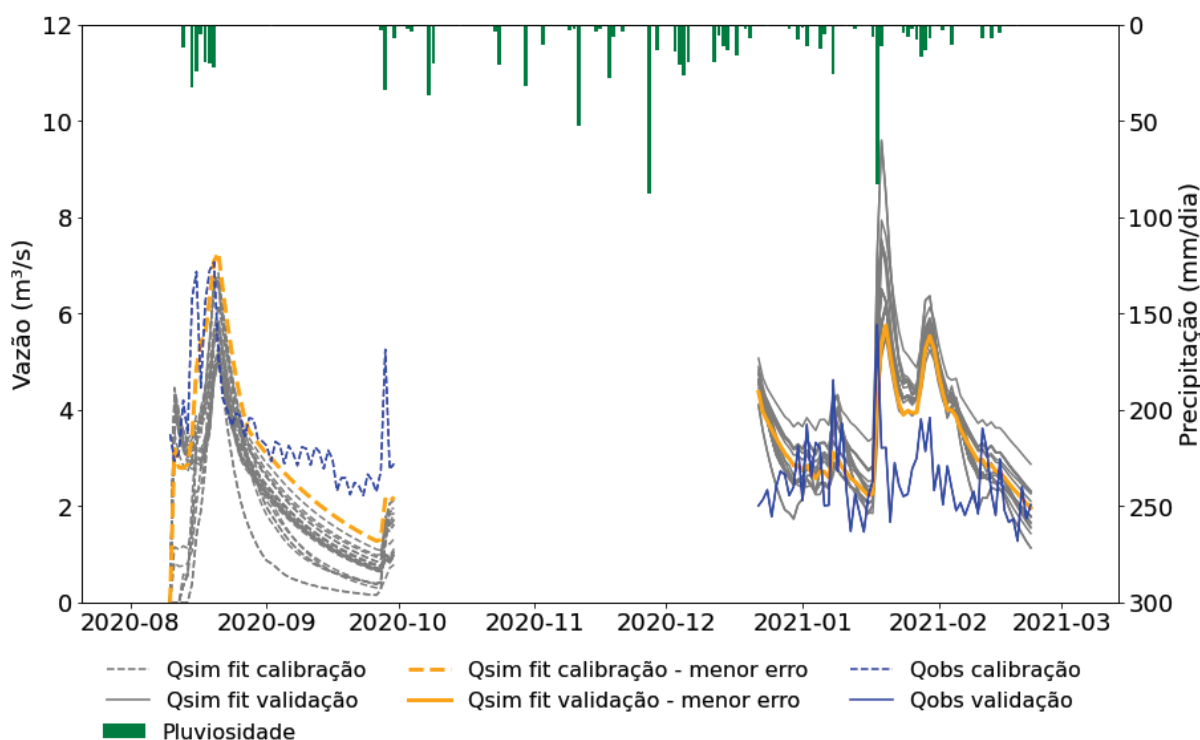
O GRÁFICO 7 apresenta graficamente os 25 resultados das simulações com o modelo *Differential Evolution*, destacando na cor laranja as simulações que apresentaram o menor erro quando comparado aos dados observados. Para o período de calibração a simulação 13 apresentou os menores erros (EQM=1,48;

REQM= 1,22) e a simulação 20 (EQM=1,76; REQM=1,33) apresentou os menores erros na validação.

As vazões médias simuladas com a aplicação do método *Differential Evolution* para a simulação 13 no período de calibração foi de 3,01 m³/s, o que subestima a vazão observada de 3,55 m³/s. Ao avaliar as vazões médias simuladas pelo mesmo método para a simulação 20, desta vez para o período de validação, o valor obtido foi de 3,36 m³/s, desta vez ocorrendo uma superestimação do valor médio observado de 2,53 m³/s.

Ao analisar o gráfico é visto que no período de calibração a simulação 13 apresentou o maior fluxo de base quando comparado as outras simulações e no período de validação a simulação 20 apresentou menores valores para os fluxos de pico.

GRÁFICO 7 – FLUVIOGRAMA DAS SIMULAÇÃO COM AJUSTE DO MÉTODO DIFFERENTIAL EVOLUTION

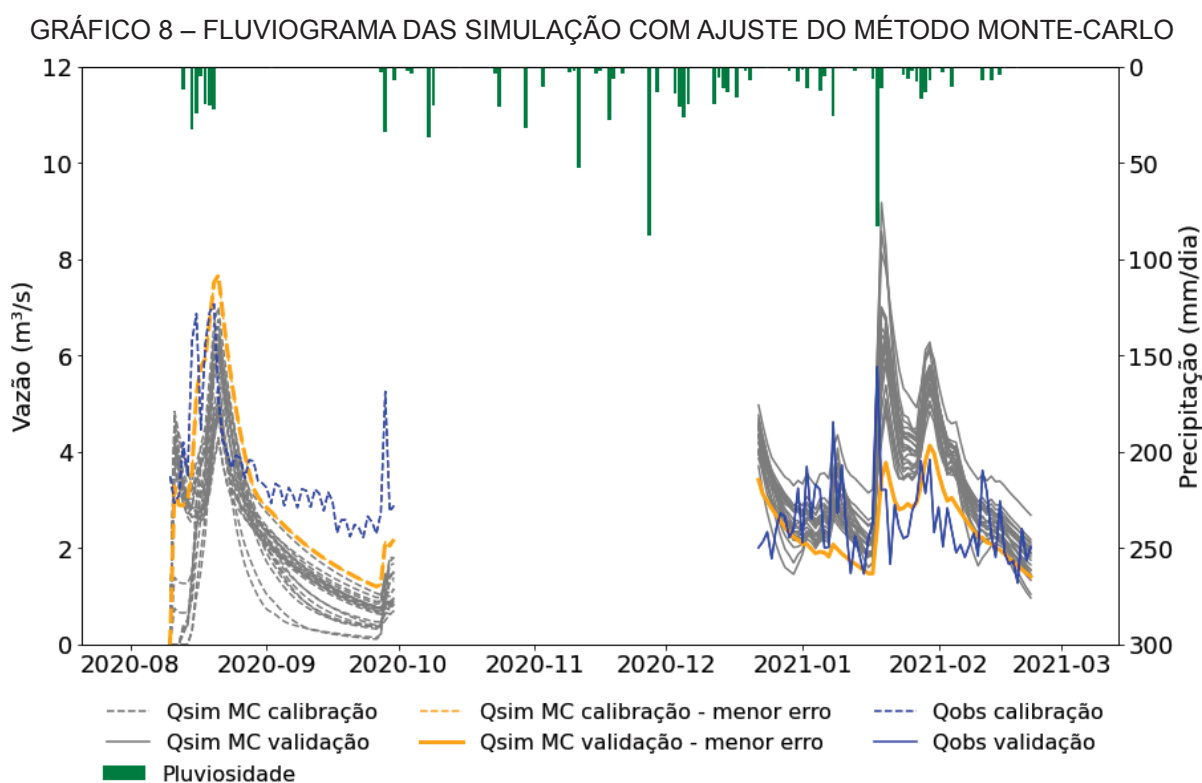


FONTE: A autora (2021).

O GRÁFICO 8 apresenta os mesmos 25 testes dos parâmetros, porém para os ajustes obtidos com o método de Monte-Carlo. Da mesma forma, a simulação

que apresentou menor erro está evidenciada na cor laranja. Para o período de calibração e validação a simulação 13 (EQM=1,70; REQM=1,30), e a simulação 25 (EQM=0,87; REQM=0,93) apresentaram os menores erros respectivamente.

As vazões médias simuladas com a aplicação do método *Differential Evolution* para a simulação 13 no período de calibração foi de 3,00 m³/s, o que subestima a vazão observada de 3,55 m³/s. Ao avaliar as vazões médias simuladas pelo mesmo método para a simulação 20, desta vez para o período de validação, o valor obtido foi de 2,56 m³/s, desta vez ocorrendo uma pequena superestimação do valor médio observado de 2,53 m³/s.



FONTE: A autora (2021).

Ao analisar o gráfico é visto que no período de calibração a simulação 13 apresentou o maior fluxo de base quando comparado as outras simulações e no período de validação a simulação 25 apresentou menores valores para os fluxos de pico. Ainda que a simulação 25 tenha apresentado os menores erros, observa-se graficamente que os picos do período de validação estão subestimados.

Os valores dos parâmetros ajustados das simulações que apresentaram os menores erros (EQM e REQM) estão apresentados na TABELA 14 de acordo com o método de ajuste (*Differential Evolution* ou Monte-Carlo) e o período de calibração/validação.

TABELA 14 – PARÂMETROS DO MODELO AJUSTADO DE ACORDO COM CADA MÉTODO

PARÂMETRO	MODELAGEM 13 - SCYPY - CALIBRAÇÃO	MODELAGEM 20 - SCYPY - VALIDAÇÃO	MODELAGEM 13- MC - CALIBRAÇÃO	MODELAGEM 25 - MC - VALIDAÇÃO
T_t	-0.66	0.54	-0.34	-1.22
DD	5.35	3.64	5.24	3.35
FC	115.37	100.00	118.26	100.28
Beta	4.00	3.00	0.16	3.34
C	0.01	0.01	0.07	0.04
PWP	168.14	176.66	122.81	103.68
K_0	0.05	0.05	0.05	0.06
K_1	0.04	0.05	0.04	0.05
K_2	0.04	0.04	0.03	0.04
K_p	0.05	0.03	0.04	0.02
L	50	49.91	48.48	48.14
soil_initial	20	10	20	10
s1_initial	60	60	60	60
s2_initial	20	30	20	20

FONTE: A autora (2021).

Os ajustes do *Differential Evolution* na simulação 13 apresentaram menor erro, enquanto que para o período de validação os melhores ajustes foram obtidos na simulação 20. Em relação ao método de ajuste de Monte-Carlo foi também na simulação 13 que os resultados apresentaram erros menores na calibração, enquanto que na validação os valores da simulação 20 foram mais adequados para reduzir o erro.

É curioso notar que os valores de ajustes dos parâmetros mais adequados para o período de calibração são diferentes quando analisados os valores ajustados no período de validação. Isso sugere que o padrão de vazão apresentado nos dados observados de vazão para período de calibração não são os mesmo para o período de validação. Quando a vazão média observada é analisada, os valores durante o período de calibração e validação foram de 3,55 m³/s e 2,53 m³/s respectivamente.

O que sugere, após também a análise gráfica dos dados, que houve uma redução no escoamento de base no período de validação quando comparado ao período de calibração. Inclusive este pode ser um dos motivos da baixa qualidade dos valores simulados durante a validação, pois os parâmetros estavam sendo ajustados com base nos valores observados no período de calibração e a validação apresentava outro padrão de vazões observadas.

Após avaliar os limites empregados nas simulações, os parâmetros ajustados e os resultados estatísticos dos modelos, é possível definir que as simulações que apresentaram os menores erros são aquelas em que os níveis iniciais de água no solo e nos reservatórios foram alterados para valores maiores que zero. Ainda em termos gerais, é visível que a faixa de variação dos valores ajustados dos parâmetros não é muito ampla, o que sugere que os valores adotados encontram-se no alcance ideal de calibração dos modelos.

Por fim, deve-se levar em consideração que os valores de medição observados na realidade são medições indiretas de vazão, o que gera diversas incertezas nos resultados e definir esses valores como único parâmetro de validação dos dados simulados não é indicado. A modelagem de dados hidrológicos em bacias hidrográficas se torna um desafio perante todas as heterogeneidades encontradas, seja nos diversos tipos de solo, ocupação e mudanças antrópicas no leito do canal.

CONCLUSÃO

A demanda por estudos hidrológicos em bacias hidrográficas urbanas é importante e deve ser fomentada e discutida. Especialmente porque conhecer estas interações permite planejar os ambientes urbanos a fim de reduzir os riscos provocados por condições hídricas extremas, sejam elas estiagens, inundações, alagamentos, ou ainda até deslizamentos. Atualmente existem diversas ferramentas de geoprocessamento que auxiliam na caracterização de áreas de estudo, o que facilitou o desenvolvimento desta pesquisa e amplia as possibilidades de refinamento de informações para trabalhos futuros.

Considerando o objetivo principal deste trabalho, conclui-se que a metodologia aplicada atende a comparação entre dados modelados e dados medidos. Quanto aos objetivos específicos referentes ao desenvolvimento de equipamentos de baixo custo, pode-se afirmar que os sensores de nível tiveram resultados esperados quanto a acurácia dos dados medidos e podem ser aplicados em outros trabalhos. Entretanto, alguns detalhes devem ser levados em consideração para otimizar o monitoramento dos dados, como por exemplo aperfeiçoar as medições diretas de vazão a fim de obter melhores ajustes aos valores obtidos indiretamente com os sensores. Em relação aos sensores de solo, sugere-se uma atenção especial quanto ao desenvolvimento do circuito eletrônico dos equipamentos para evitar possíveis problemas elétricos no sistema e danificar equipamentos e medições. Ainda sobre os sensores de umidade, é sugerido como trabalhos futuros a realização de repetições nos experimentos de calibração, em diferentes profundidades e outras variedades tanto de tipo de solo quanto a classificação do seu uso e ocupação. Durante a etapa de desenvolvimento dos protótipos foi possível identificar os desafios de construção, calibração, instalação e implementação de um sistema de monitoramento de nível em tempo real. A arquitetura de hardware do sistema de monitoramento de nível se mostrou eficiente quanto a precisão das medições.

Os modelos utilizados para modelar as variáveis de evapotranspiração e água no solo atenderam a necessidade do projeto, e inclusive é incentivado o seu uso quando não se tem os dados medidos em campo. A metodologia para cálculo

da umidade na capacidade de campo que utiliza os parâmetros da equação de van Genuchten e o valor médio da condutividade hidráulica saturada medida em campo apresenta valores mais precisos de umidade e pressão do que simplesmente a adoção do valor padrão de -33 kPa comumente citado na bibliografia. Este método torna a análise da dinâmica do solo mais refinada e permite uma interpretação mais precisa das condições hidráulicas específicas de cada tipo de solo em estudo. Quanto aos experimentos laboratoriais para medição das propriedades e características físicas do solo se mostraram essenciais para definição mais minuciosa dos parâmetros do solo.

De maneira geral o HBV apresentou respostas simuladas ao momentos observados de picos de vazão, porém estes foram superestimados. Por ser um software livre de fácil manuseio é encorajado seu uso para fins acadêmicos, inclusive para determinação de alguns parâmetros além da vazão modelada. Considera-se que este software tem potencial para ser explorado como um instrumento técnico que auxilie na tomada de decisões na gestão dos recursos hídricos e zoneamento da bacia hidrográfica urbana estudada, quanto às possíveis modificações na sua ocupação.

Uma vez que o modelo se baseia nos dados observados para realizar a calibração dos parâmetros do modelo, é evidente que o tamanho da série de dados observados influencia na definição dos valores de tais parâmetros. Entende-se que este pode ter sido um ponto que de certa forma prejudicou a calibração nesta pesquisa, uma vez que tinha-se disponível dados com períodos menores que 2 meses.

Como trabalhos futuros, em relação ao monitoramento hidrológico, sugere-se o aprimoramento da metodologia de cálculo indireto da vazão e se possível a validação desses dados com medições diretas do escoamento. Se faz necessário também uma investigação mais minuciosa da dinâmica da água no solo, com amostragens em mais pontos da bacia para melhor mapear a heterogeneidade do solo com base nos resultados laboratoriais. Em relação a modelagem hidrológica, é essencial a verificação da sensibilidade dos parâmetros do modelo de preferência com uso de softwares específicos para que a calibração seja mais assertiva, aprimorando os resultados estatísticos quanto à predição dos valores simulados.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, Rafael A.; PEREIRA, Silvio B.; PINTO, Daniel BF. Calibration and validation of the SWAT hydrological model for the Mucuri river basin. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 1, p. 55-63, 2018. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/eagri/a/63wmTKjz5NzFGm94LYPRpQN/?lang=en>>. Acesso em: 29 nov. 2020.
- ABDOLVANDI, A.; FZIAEI, A. N.; MORAMARCO, T.; SINGH, V. P. New approach to computing mean velocity and discharge. **Hydrological Sciences Journal**, v. 66, p. 347-353, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1859115>>. Acesso em: 22 out. 2021.
- AGHAKOUCHAK, A.; HABIB, E. Application of a Conceptual Hydrologic Model in Teaching Hydrologic Processes. **International Journal of Engineering Education**, Grã-Bretanha, v. 26, n. 4, p.963-973, 2010. Disponível em: <http://amir.eng.uci.edu/publications/10_EduHBV_IJEE.pdf>. Acesso em: 22 out. 2021.
- ALMEIDA, R. A.; PEREIRA, S. B.; PINTO, D. B. F. Calibration and validation of the SWAT hydrological model for the Mucuri river basin. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 38, n. 1, p. 55-63, jan./fev. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p55-63/2018>>. Acesso em: 29 nov. 2020.
- ANDRADE, C. L. T.; FREITAS, J. A. D.; LUZ, L. R. Q. P. Características físico-hídricas de solos arenosos de tabuleiro litorâneos. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 9, 1992, Natal. **Anais... Natal**: Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem, 1992. v. 1, p. 1069-1095. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/en/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1099144/caracteristicas-fisico-hidricas-de-solos-arenosos-de-tabuleiros-litoraneos>>. Acesso em: 22 out. 2021.
- ANDRADE, R. S.; STONE, L. F. Estimativa da umidade na capacidade de campo em solos sob Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, p. 111-116, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000200001>>. Acesso em: 25 set. 2021.
- BECK, H.; VAN DIJK, A. I. J.; ROO, A. D.; MIRALLES, D. Global-scale regionalization of hydrologic model parameters. **Water Resources Research**, v.52, n.5, p. 3599-3622, abr. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2015WR018247>>. Acesso em: 22 out. 2021.
- BECKER, A. Runoff Processes in Mountain Headwater Catchments: Recent Understanding and Research Challenges. In: Huber U.M., Bugmann H.K.M., Reasoner M.A. (eds) **Global Change and Mountain Regions. Advances in Global Change Research**, v.23, pp 283-295, Dordrecht, Holanda: Springer, 2005.

Disponível em: <https://doi.org/10.1007/1-4020-3508-X_29>. Acesso em: 23 out. 2021.

BERGAMIN, A. C.; VITORINO, A. C. T.; FRANCHINI, J. C.; SOUZA, C. M. A.; SOUZA, F. R. Compactação em um Latossolo Vermelho distroférico e suas relações com o crescimento radicular do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 681-691, jun. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300009>>. Acesso em: 22 out. 2021.

BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F.; SOUZA, Z. M.; ANDRIOLI, I.; ROQUE, C. G. Retenção de água em dois tipos de latossolos sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n.3, set. 2002. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000300029>>. Acesso em: 22 out. 2021.

BINTI ABDULLAH, F.; MADZHI, N. K.; ISMAIL, A. I. Comparative investigation of soil moisture sensors material using three soil types. In: **International Conference on Smart Instrumentation, Measurement and Applications (ICSIMA)**, 3., IEEE, p.1-6, 2015. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/7559028>>. Acesso em: 23 out. 2021.

BOGNOLA, I. A.; FASOLO, P. J.; CARVALHO, A. P.; POTTER, R. O.; BHERING, S. B. Levantamento de reconhecimento dos solos da região centro-leste do Estado do Paraná (área 10). **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, n. 11, dez. 2002. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/159404/1/BPD-11-2002-Parana-Centro-Leste-Area-10.pdf>>. Acesso em: 17 set. 2020.

BOUFFARD, Jean-Sebastien. **A Comparison of Conceptual Rainfall-Runoff Modelling Structures and Approaches for Hydrologic Prediction in Ungauged Peatland Basins of the James Bay Lowlands**. 2014. 124f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade de Carleton, Ottawa, Canadá, 2014. Disponível em: <https://curve.carleton.ca/system/files/etd/7ed3b15f-bfff-4027-9a87-f314602d7a1a/etd_pdf/3d0965cb0474f1908034f9d9f67145de/bouffard-acomparisonofconceptualrainfallrunoffmodelling.pdf>. Acesso em: 23 out. 2021.

BRITISH STANDARDS (BSi). **ISO 748: Hydrometry - Measurement of liquid flow in open channels using current-meters or floats**, 2007. 50 p. Disponível em: <http://csmgeo.csm.jmu.edu/geollab/whitmeyer/IrelandDocuments/Hydrometry_Measurement_2007.pdf>. Acesso em: 22 out. 2021.

CADIER, E.; LANNA, A. E.; MENEZES, M.; CATNPELLO, M. S. Avaliação dos estudos referentes aos recursos hídricos das pequenas bacias do Nordeste Brasileiro. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, 7, 1987, Salvador. **Anais...** Salvador: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1987. p.225-239.

CARVALHO, M. S. **Sensor para monitoramento de umidade do solo utilizando energia solar**. 46 f. Trabalho Conclusão de Curso (Engenharia de Software) - Setor de Computação, Universidade Federal do Ceará, Quixadá, 2016. Disponível em:

<<https://www.quixada.ufc.br/wp-content/uploads/2017/03/2016-1-ES-MATHEUS-SO UZA-DE-CARVALHO.pdf>>. Acesso em: 07 out. 2020.

CHEN, W.; YU, J.; ZHANGZHONG, L.; ZHENG, W.; WANG, Z.; WANG, L.; HUANG, C. Data-Driven Calibration of Soil Moisture Sensor Considering Impacts of Temperature: A Case Study on FDR Sensors. **Sensors**, v.19, p.2-11, out. 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1424-8220/19/20/4381>>. Acesso em: 23 out. 2021.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 2.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2002.

CRUZ, M. A. S.; ARAGÃO, R.; AMORIM, J. R. A.; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.37, p. 1091-1102, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000400026>>. Acesso em: 23 out. 2021.

EHRET, U. **Rainfall and Flood Nowcasting in Small Catchments using Weather Radar**. Stuttgart, 2003. 262f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Instituto de Engenharia Hidráulica, Universidade de Stuttgart, Stuttgart, Alemanha, 2003. Disponível em: <https://www.iws.uni-stuttgart.de/publikationen/hydrologie/121_Ehret_Uwe.pdf>. Acesso em: 21 out. 2021.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. **FAO Irrigation and Drainage Papers**, 56, Roma, 1998. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/x0490e/x0490e06.htm>>. Acesso em: 21 out. 2021.

GUPTA, H. V. et al. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. **Journal of hydrology**, v. 377, n. 1-2, p. 80-91, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>>. Acesso em: 3 jan 2022.

GUSE, B.; Pfannerstill, M.; Gafurov, A.; Kiesel, J.; Lehr, C.; Fohrer, N. Identifying the connective strength between model parameters and performance criteria. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 21, n. 11, p. 5663-5679, 2017.

HENDRIKS P; DIRK V. From geographical information systems to spatial group decision support systems: a complex itinerary. **Geographical and Environmental Modelling**, v.4, p. 83-104, jul. 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/136159300111388>>. Acesso em: 23 out. 2021.

IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2021.

KLING, H; FUCHS, M; PAULIN, M. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. **Journal of Hydrology**, v. 424, p. 264-277, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>>. Acesso em: 2 jan 2022.

KRATZERT, F. Model API Example, **[S.I.]**, 2017. Disponível em: <https://rrmpg.readthedocs.io/en/latest/examples/model_api_example.html?highlight=differential#using-one-of-scipy-s-global-optimizer>. Acesso em: 5 fev. 2022.

KNOBEN, W. J. M., FREER, J. E., and WOODS, R. A.: Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores, **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 23, 4323–4331, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.5194/hess-23-4323-2019>>. Acesso em: 05 jan, 2022.

LEÃO, D. V. F.; TAVARES FILHO, G. S.; FREITAS, D. L. A.; OLIVEIRA, C. W.; MATIAS, S. S. R.; BARROS, B. A. A. Avaliação e calibração de sensores de monitoramento da umidade superficial do solo. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v.7, n.3, p.26294-26305, 3 mar. 2021. Disponível em: <<https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/26377>>. Acesso em: 21 out. 2021.

LIMA, J. G.; OLIVEIRA, A. S. D.; SOUZA, L. D. S.; SILVA, N. D. D.; VIANA, P. C. Calibration of a soil moisture sensor with disturbed and undisturbed soil samples from Bahia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 10, p. 696-701, out. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n10p696-701>>. Acesso em: 23 out. 2021.

LINDSTROM, G. A simple automatic calibration routine for the HBV model. **Nordic Hydrology**, Norrköping, Suécia, v. 28, n. 3, p.153-168, 1997. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/nh.1997.0009>>. Acesso em: 23 out. 2021.

MELLO, C. R.; OLIVEIRA, G. C.; RESCK, D. V. S.; LIMA, J. M.; DIAS JÚNIOR, M. S. Estimativa da capacidade de campo baseada no ponto de inflexão da curva característica. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 26, p. 835-841, jul./ago. 2002. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/292767920_Estimativa_da_capacidade_de_campo_baseada_no_ponto_de_inflexao_da_curva_caracteristica>. Acesso em: 23 out. 2021.

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. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n.3, p. 885-900, 2007

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I: A discussion of principles. **Journal of hydrology**, v.10, n. 3, p. 282-290, abr. 1970. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)>. Acesso em: 23 out. 2021.

PANDEYA, B.; UPRETY, M.; PAUL, J. D.; SHARMA, R. R.; DUGAR, S.; BUYTAERT, W. Mitigating flood risk using low-cost sensors and citizen science: A proof-of-concept study from western Nepal. **Journal of Flood Risk Management**, v.14, nov. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/jfr3.12675>>. Acesso em: 23 out. 2021.

POWAR, V.; POST, C.; MIKHAILOVA, E.; COOK, C.; MAYYAN, M.; BAPAT, A.; HARMSTAD, C. Sensor networks for hydrometric monitoring of urban watercourses. In: **International Conference on Smart Cities: Improving Quality of Life Using ICT & IoT and AI (HONET-ICT)**, 16., IEEE, p. 85-89, 2019. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/8908007>>. Acesso em: 23 out. 2021.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA. **Plano Municipal de Regularização Fundiária em Áreas de Preservação Permanente – PRFAPP**. Curitiba, 2007.

Disponível em:

<http://admsite2013.ippuc.org.br/arquivos/documentos/D312/D312_006_BR.pdf>.

Acesso em: 22 out. 2021.

PREVEDELLO, C. L. Novo método para estimativa da umidade do solo na condição de capacidade de campo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 4, n. 3, p. 23-28, 1999. Disponível em:

<https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/48/b6866df418b8103c8e93e7a9bfd63744_9d3c8f60995fc6544570ef452f42f3d4.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2021.

PREVEDELLO, C. L.; ARMINDO, R. A. **Física do solo**: com problemas resolvidos. Curitiba: CL Prevedello, 2015.

REIS, A. M.; ARMINDO, R. A.; DURÃES, M. F.; DE JONG VAN LIER, Q. Evaluating pedotransfer functions of the Splintex model. **European Journal of Soil Science**, v. 69, n. 4, p. 685-697, jul. 2018. Disponível em:

<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ejss.12675>>. Acesso em: 21 out. 2021.

REIS, T. Simulação de Monte Carlo: entenda como funciona esse modelo estatístico. **SUNO**, 2019. Disponível em:

<<https://www.suno.com.br/artigos/simulacao-de-monte-carlo/>>. Acesso em: 23 out. 2021.

RESENDE, R. S.; BATISTA, W. R. M.; AMORIM, J. R. A. Calibração do sensor de capacitância Diviner 2000 utilizando tubos de acesso padrão e alternativo. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, v. 11, n. 5, p. 1662-1669, 2017. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/320744408_CALIBRACAO_DO_SENSOR_DE_CAPACITANCIA_DIVINER_2000_UTILIZANDO_TUBOS_DE_ACESSO_PADRAO_E_ALTERNATIVO>. Acesso em: 23 out. 2021.

ROCHA, É. da J. T.; SÍLVIO, R.M. E.; SÉRGIO, C da F. F. J.; RUBENS, S. G. Estimating Et o using Penman-Monteith FAO model with minimum data integrated with a Geographic Information System. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 1, p. 75-83, 2011. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/rca/a/FqJ5ByghdTb7GcmvLfvYvmh/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 04 fev. 2022.

ROSSETI, R. A. C. **Estimativa da capacidade de campo e do ponto de murcha permanente por meio de pedofunções para o Centro Sul de Mato Grosso**. 2017. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2017. Disponível em: <https://www.ufmt.br/ppgat/images/uploads/Disserta%C3%A7%C3%B5es-Teses/Disserta%C3%A7%C3%B5es/2017/DISSERTA%C3%87%C3%83O-%20RAFAEL%20ROSSETI.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2021.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. **Hidrometria Aplicada**. 2 ed. Curitiba: LACTEC-Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p.

SCHERER, C. **Métodos Computacionais da Física**. 1.ed. São Paulo: Editora Livraria da Física, 2005.

SEIBERT, J.; MCDONNELL, J. J. Land-cover impacts on streamflow: a change-detection modelling approach that incorporates parameter uncertainty. **Hydrological Sciences Journal–Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 55, n. 3, p. 316-332, 2010.

SILVA, A. C.; ARMINDO, R. A.; PREVEDELLO, C. L. Splintex 2.0: A physically-based model to estimate water retention and hydraulic conductivity parameters from soil physical data. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 169, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.105157>>. Acesso em: 23 out. 2021.

TUREK, M. E.; ARMINDO, R. A.; WENDROTH, O.; SANTOS, I. Criteria for the estimation of field capacity and their implications for the bucket type model. **European Journal of Soil Science**, v. 70, n. 2, p. 278-290, out. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/ejss.12747>>. Acesso em: 23 out. 2021.

TAYLOR, K.; WALKER, G.; ABEL, D. A framework for model integration in spatial decision support systems. International. **Journal of Geographical Information Science**, v.13, n.6, p.533–555, 1999. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/136588199241102>>. Acesso em: 23 out. 2021.

VAN GENUCHTEN, M. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil science society of America Journal**, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/250125437_A_Closed-form_Equation_for_Predicting_the_Hydraulic_Conductivity_of_Unsaturated_Soils1>. Acesso em: 27 set. 2019.

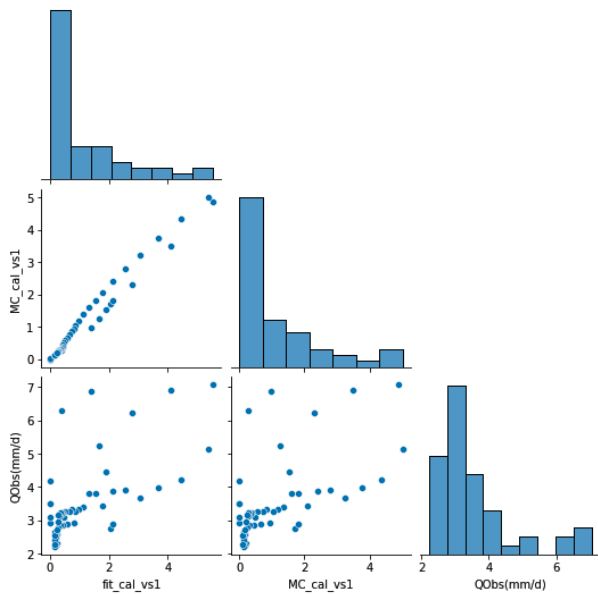
WARD, A.D.; TRIMBLE, S.W.; WOLMAN, M.G. **Environmental Hydrology**. 2.ed. Lewis Publishers, Boca Raton, EUA, 2004.

WILKS, D.S. **Statistical Methods in the Atmospheric Sciences**. Philadelphia: Elsevier Academic Press Publications, 626 p., 2006.

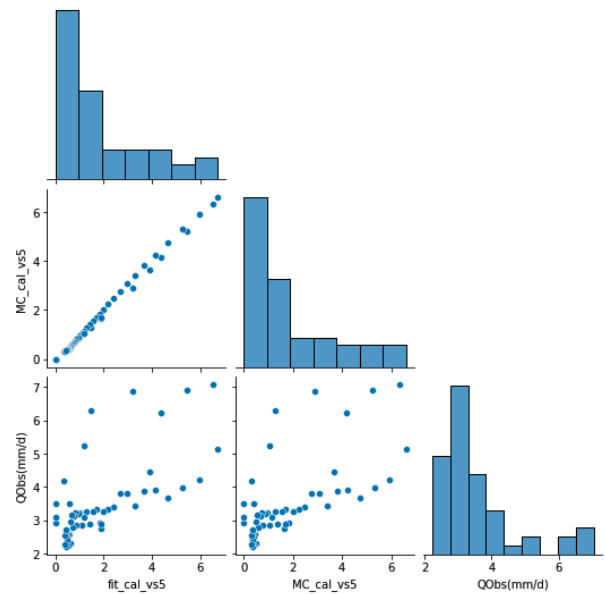
APÊNDICE A - ANÁLISES GRÁFICAS DAS CORRELAÇÕES ENTRE VAZÕES SIMULADAS E VAZÕES OBSERVADAS

- RESULTADOS SIMULAÇÕES NO PERÍODO DE CALIBRAÇÃO - MÉTODO DIFFERENTIAL EVOLUTION E MONTE-CARLO

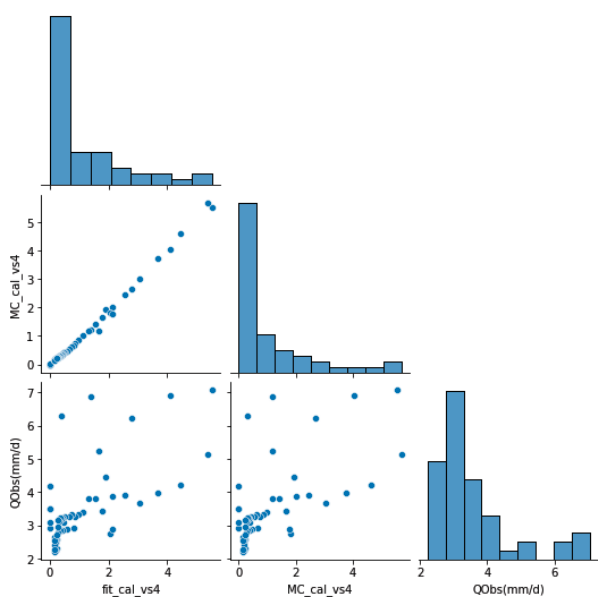
Simulação 1



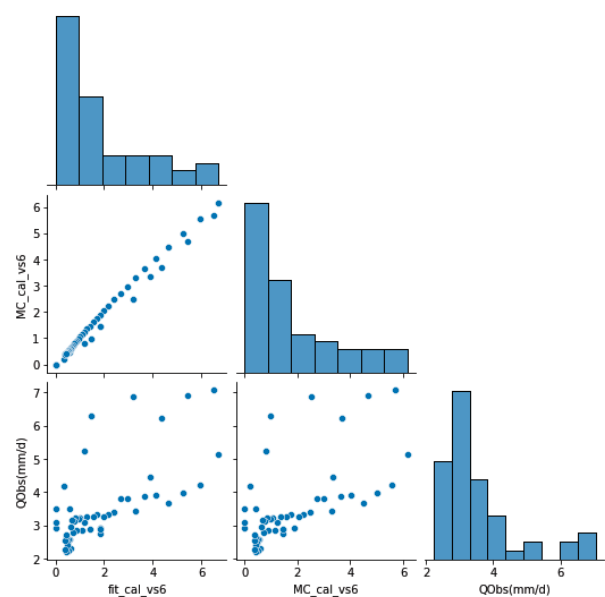
Simulação 5



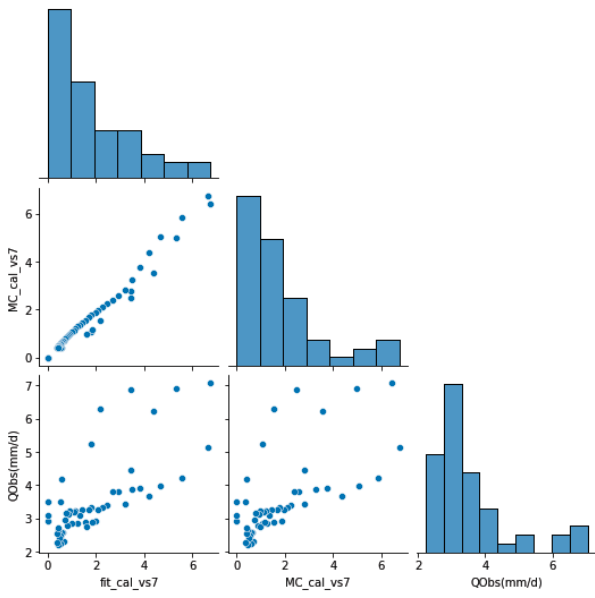
Simulação 4



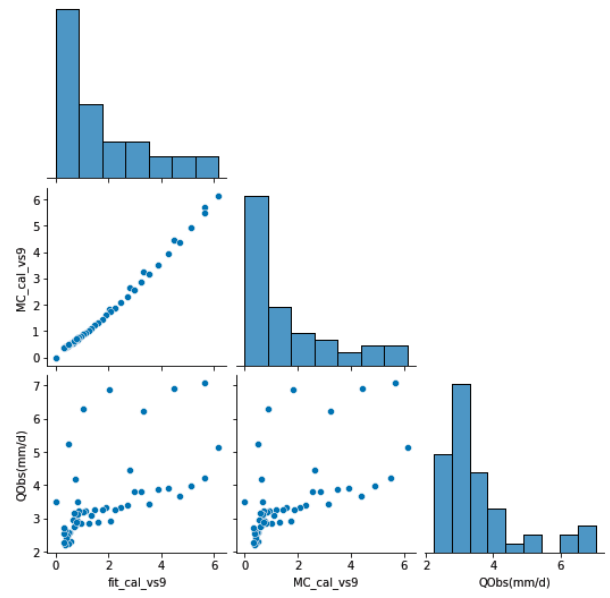
Simulação 6



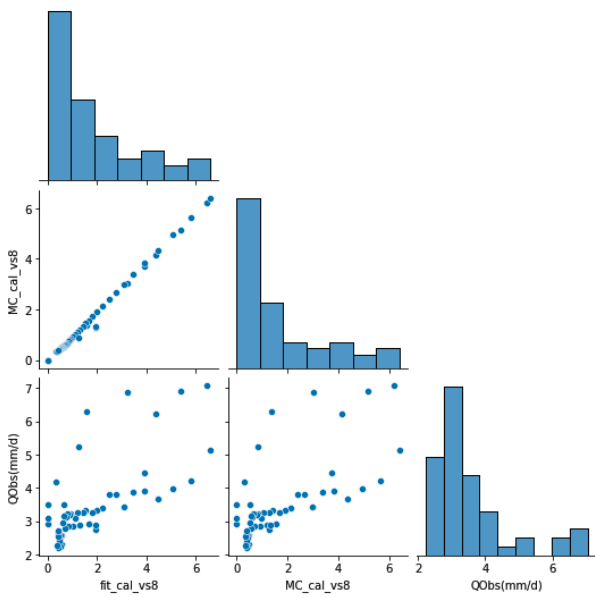
Simulação 7



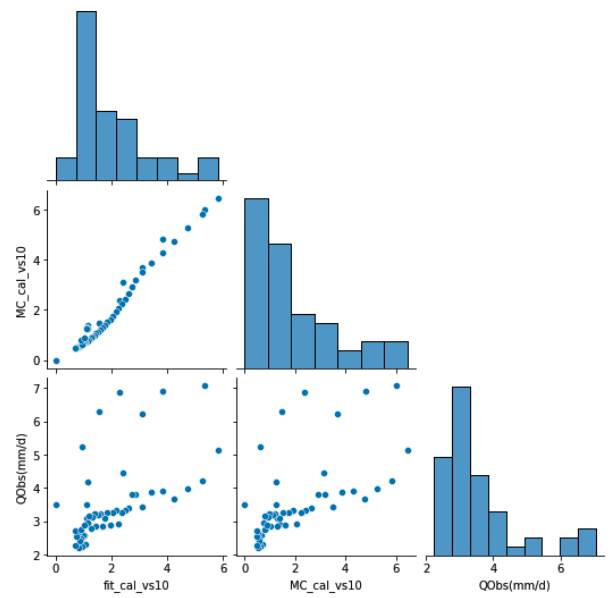
Simulação 9



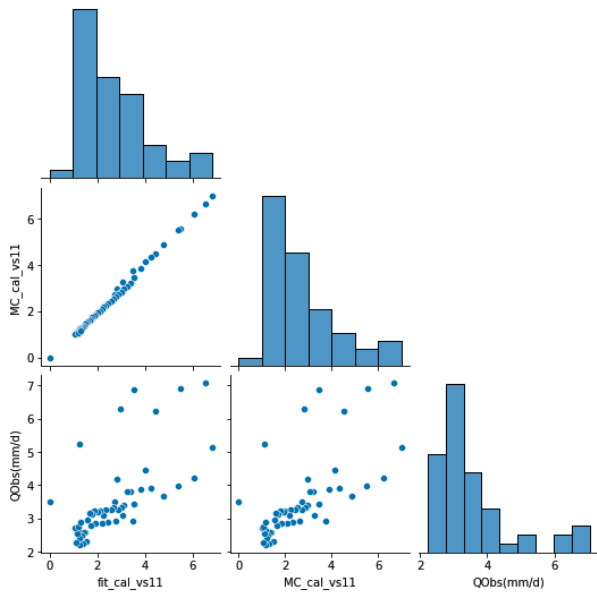
Simulação 8



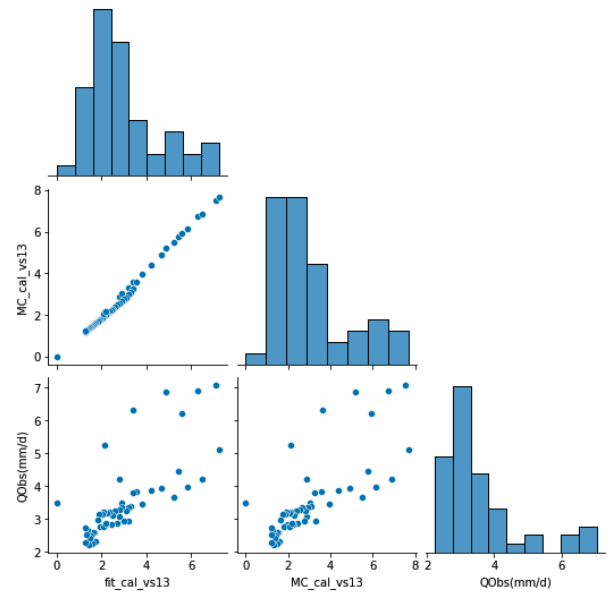
Simulação 10



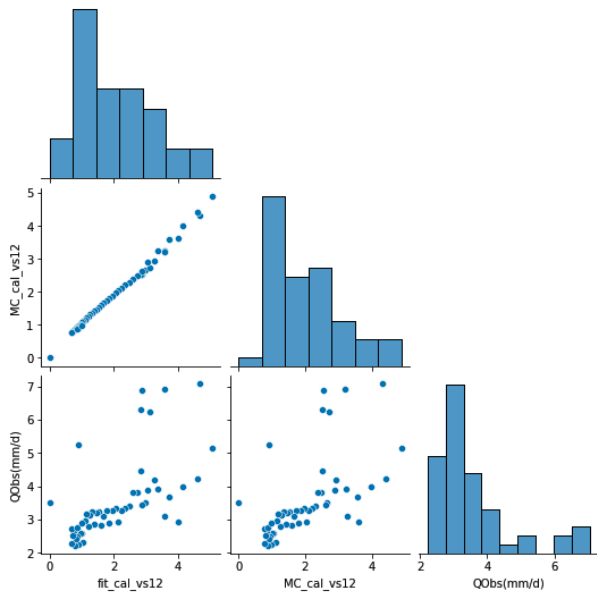
Simulação 11



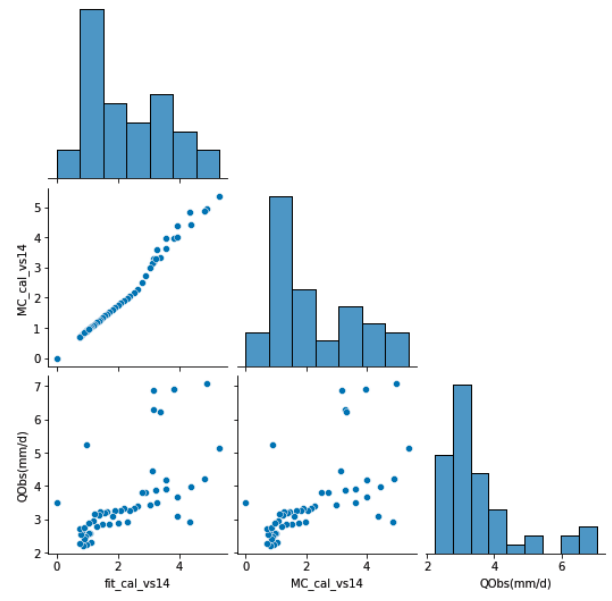
Simulação 13



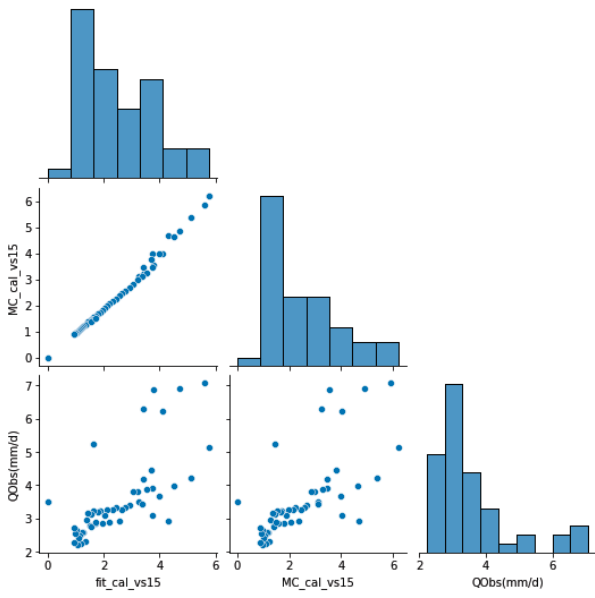
Simulação 12



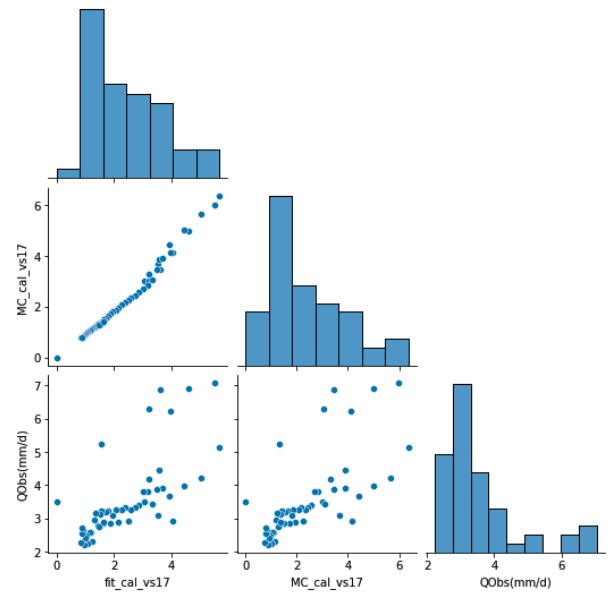
Simulação 14



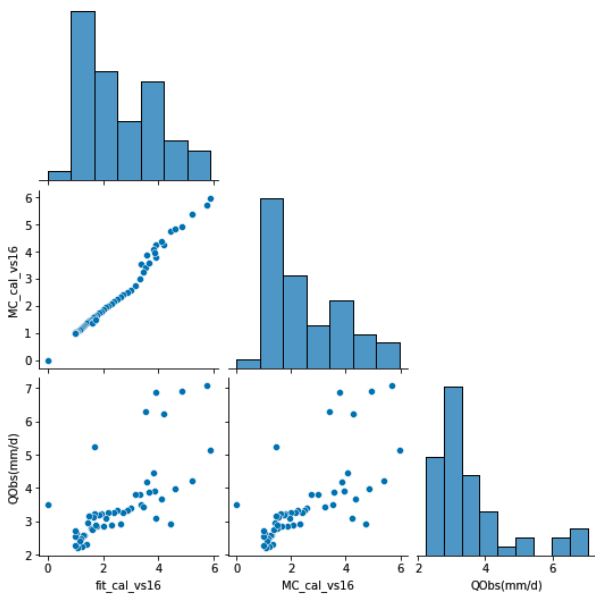
Simulação 15



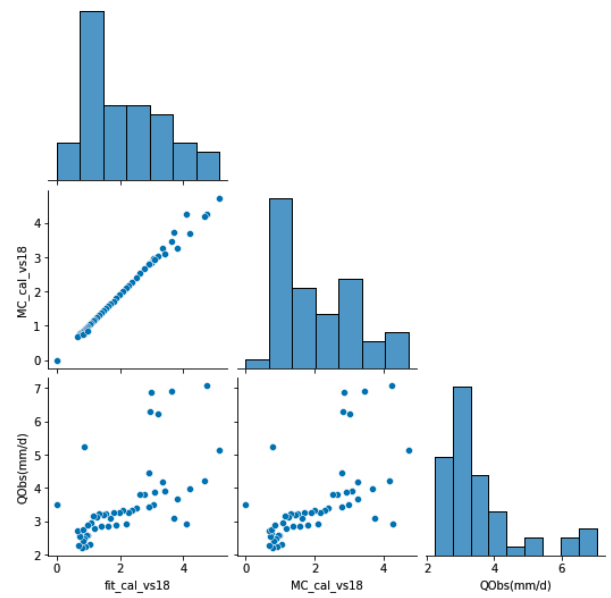
Simulação 17



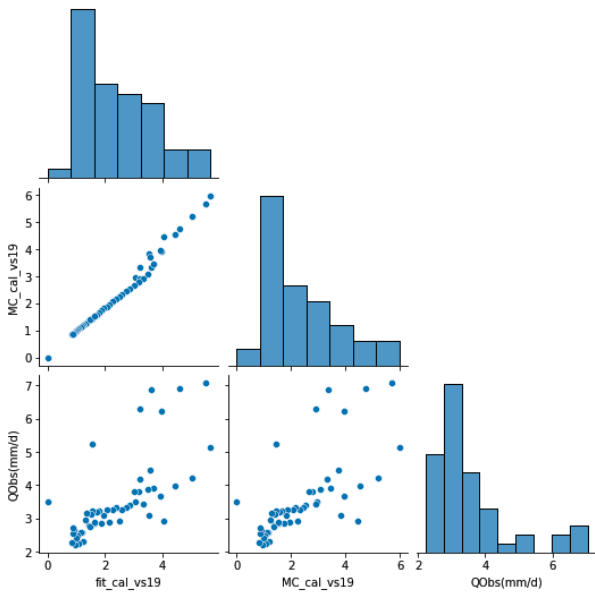
Simulação 16



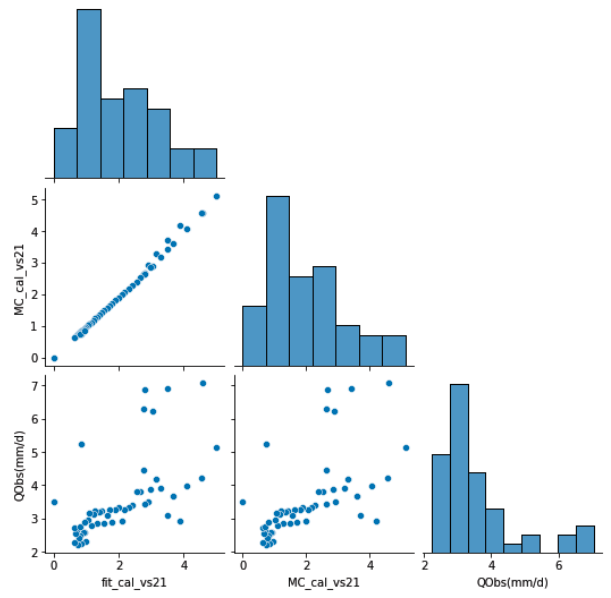
Simulação 18



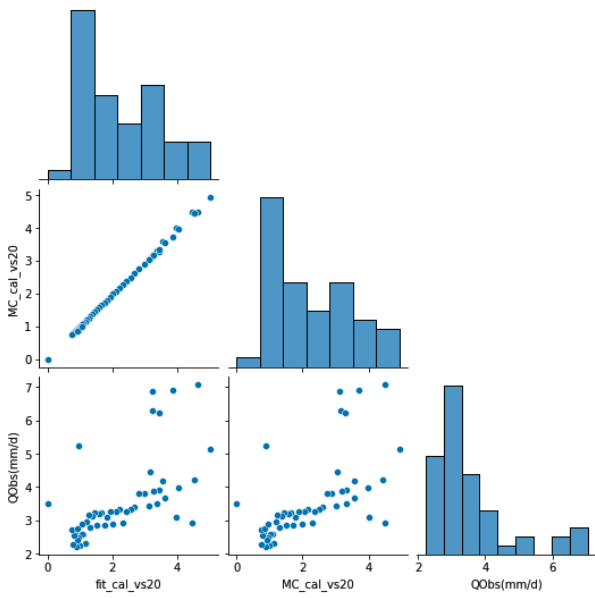
Simulação 19



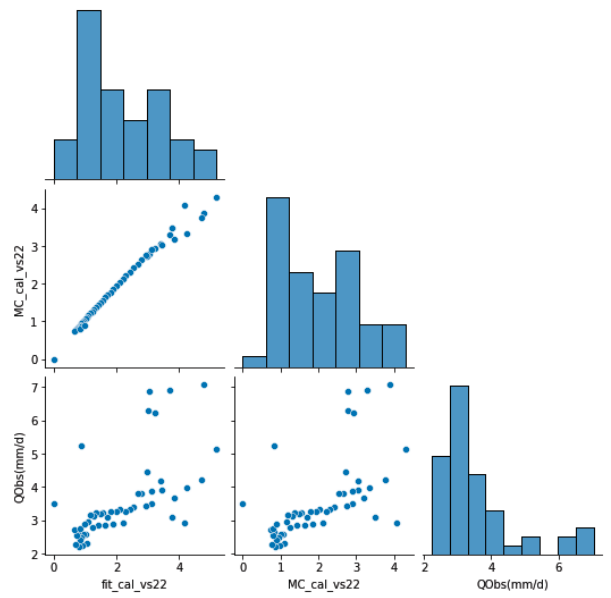
Simulação 21



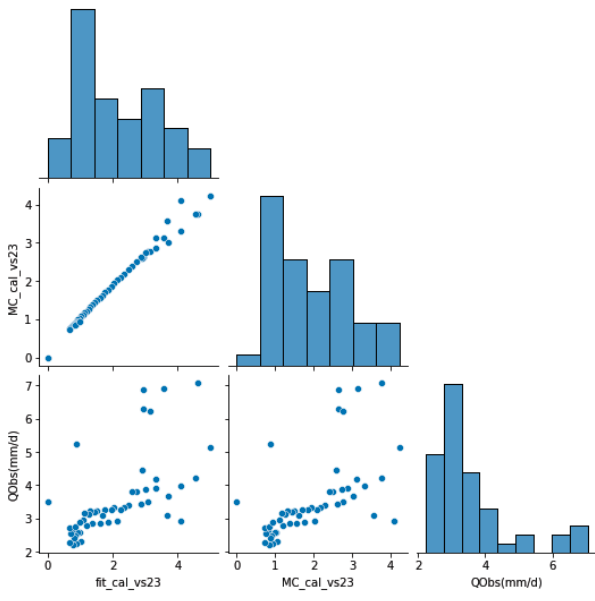
Simulação 20



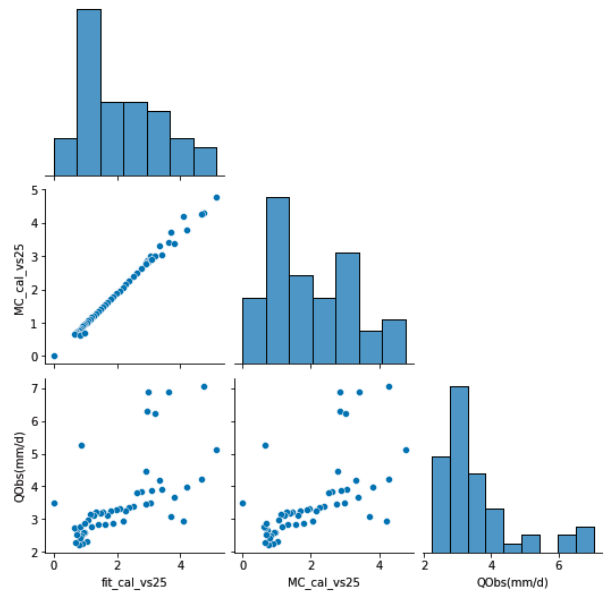
Simulação 22



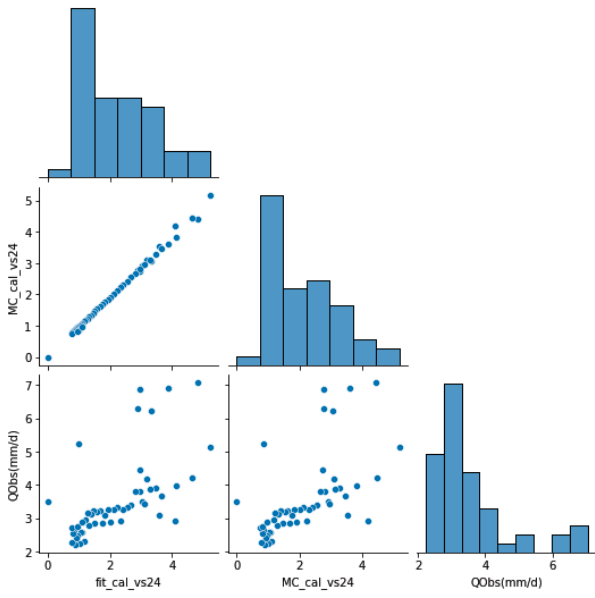
Simulação 23



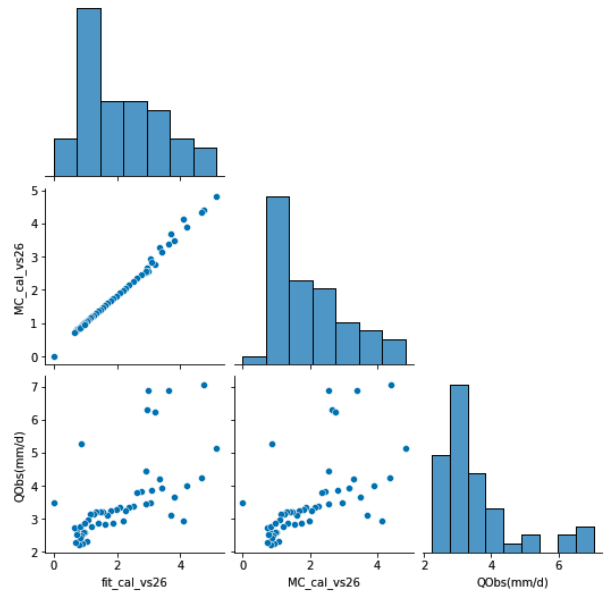
Simulação 25



Simulação 24

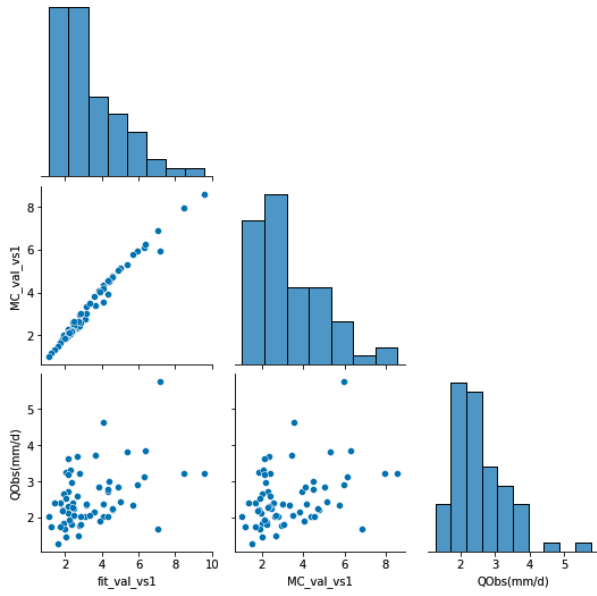


Simulação 26

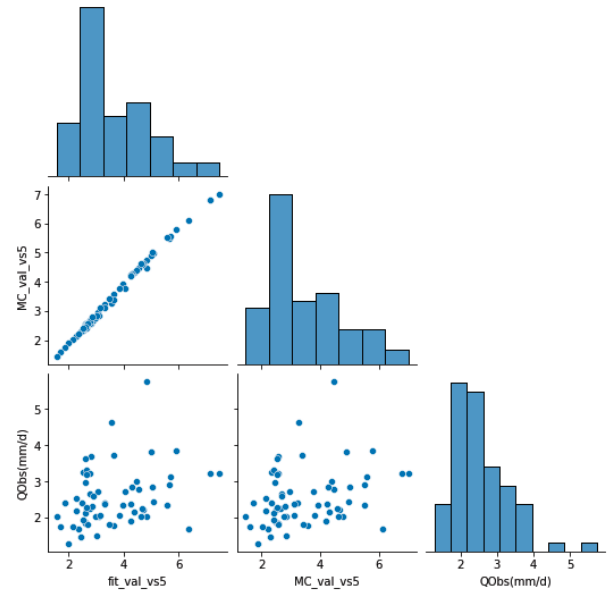


- RESULTADOS SIMULAÇÕES NO PERÍODO DE VALIDAÇÃO - MÉTODO DIFFERENTIAL EVOLUTION E MONTE-CARLO

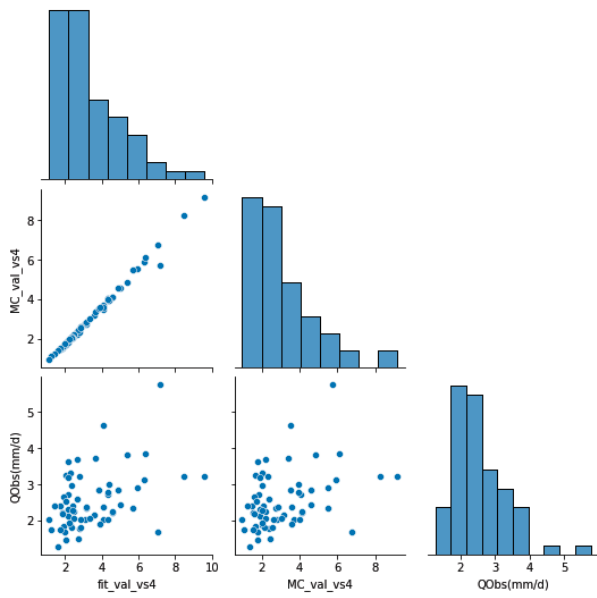
Simulação 1



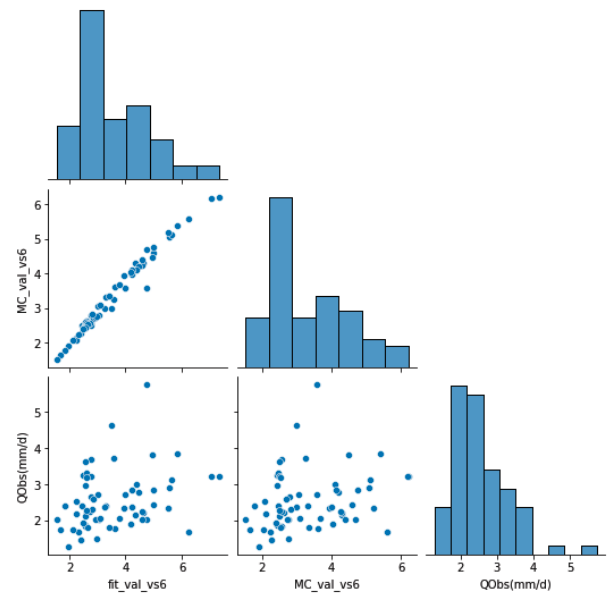
Simulação 5



Simulação 4

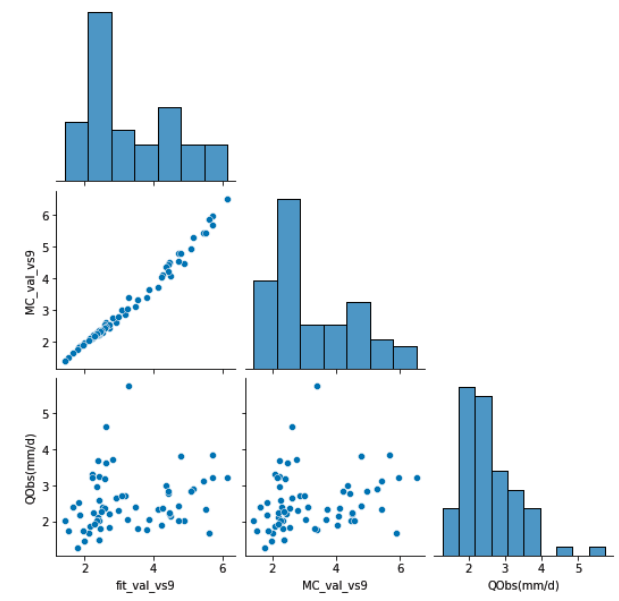
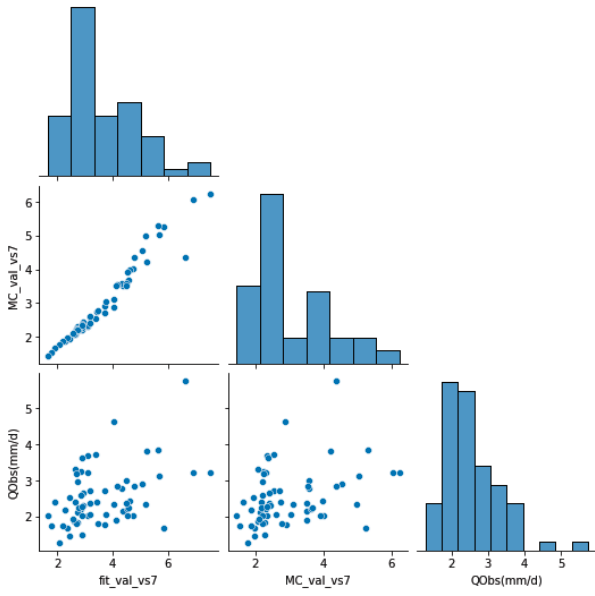


Simulação 6

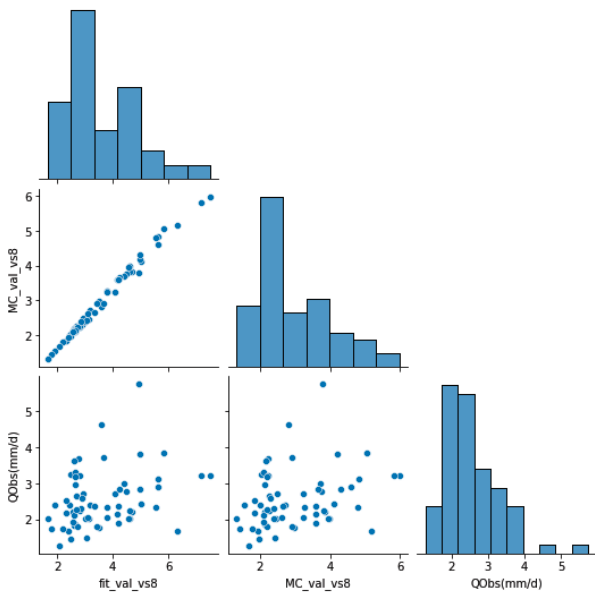


Simulação 7

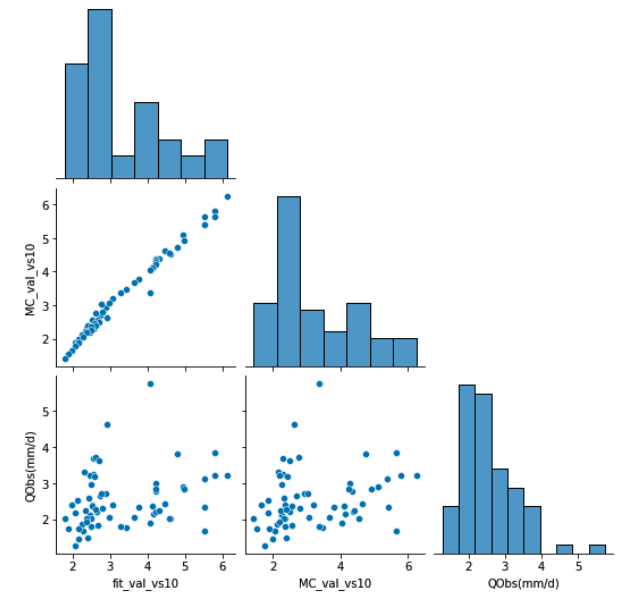
Simulação 9



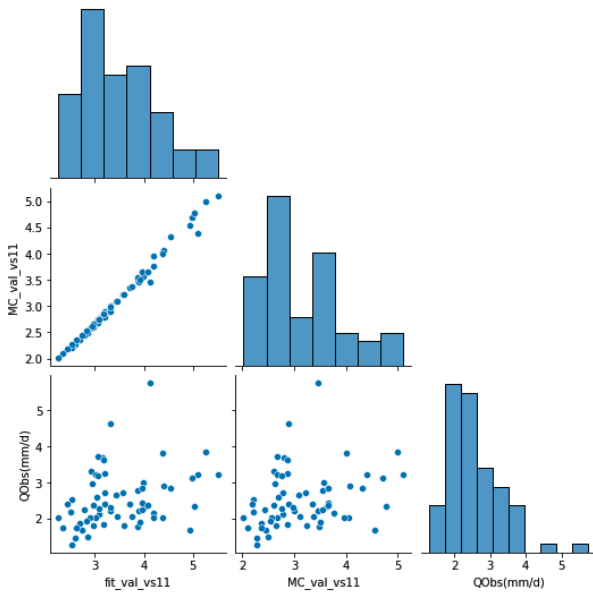
Simulação 8



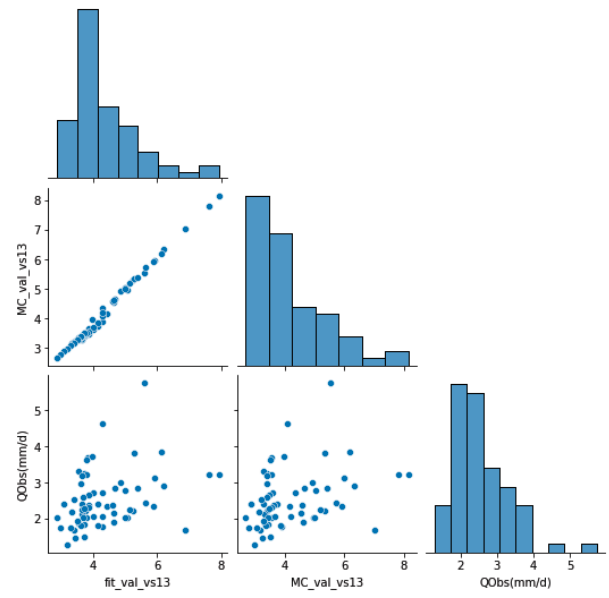
Simulação 10



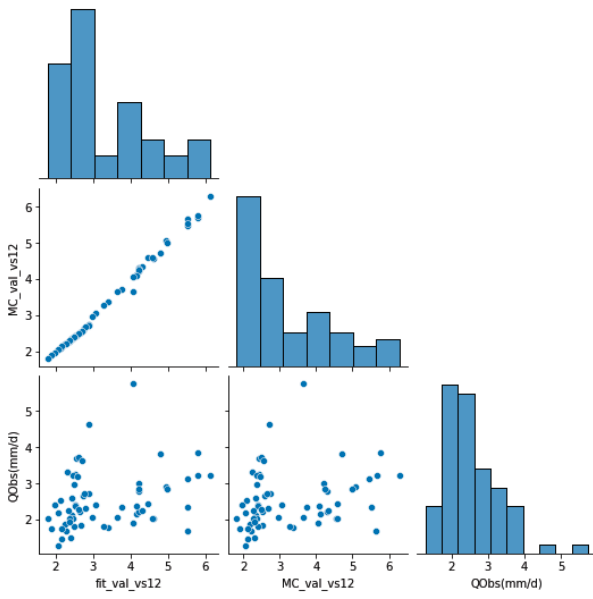
Simulação 11



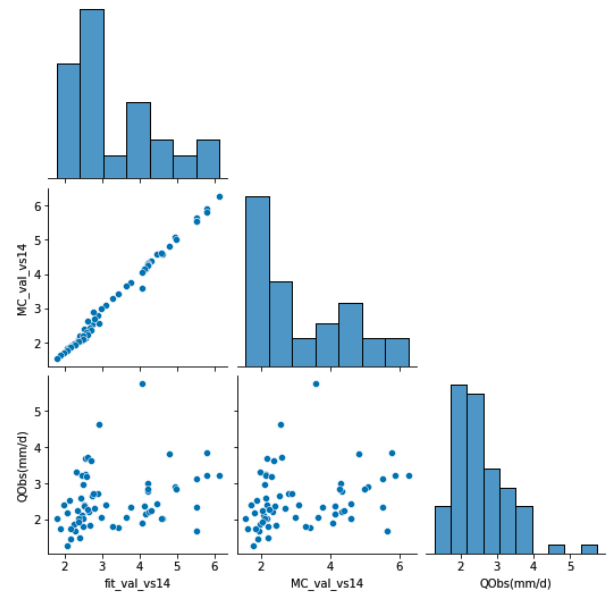
Simulação 13



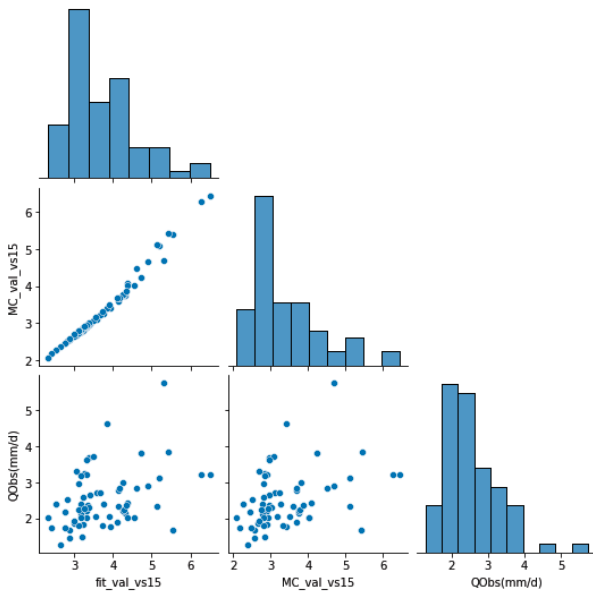
Simulação 12



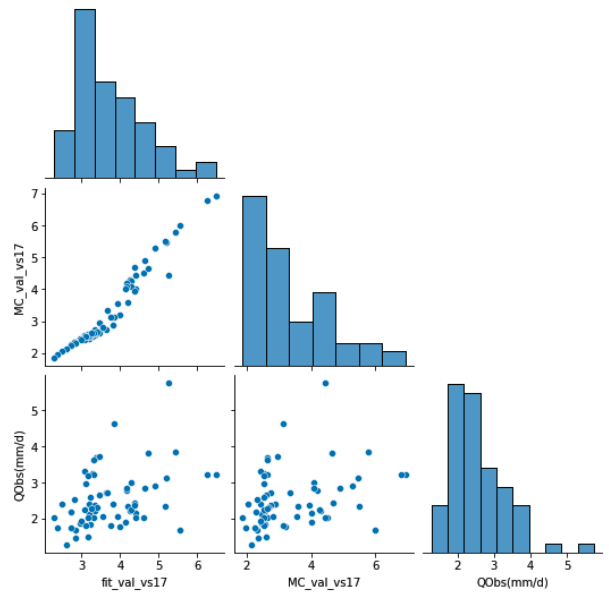
Simulação 14



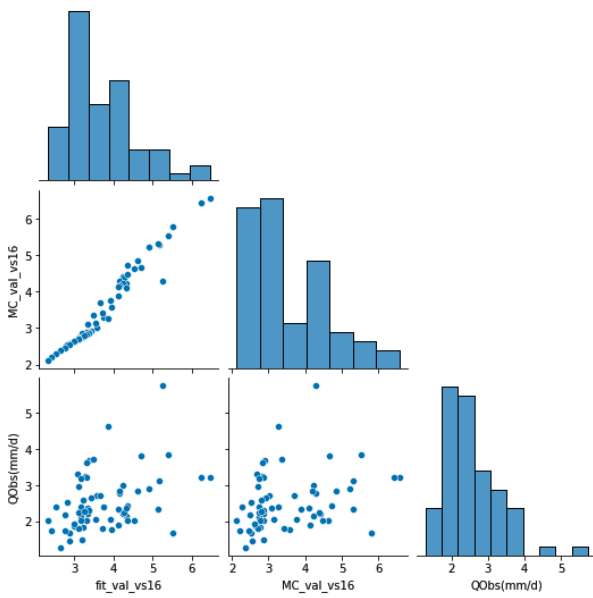
Simulação 15



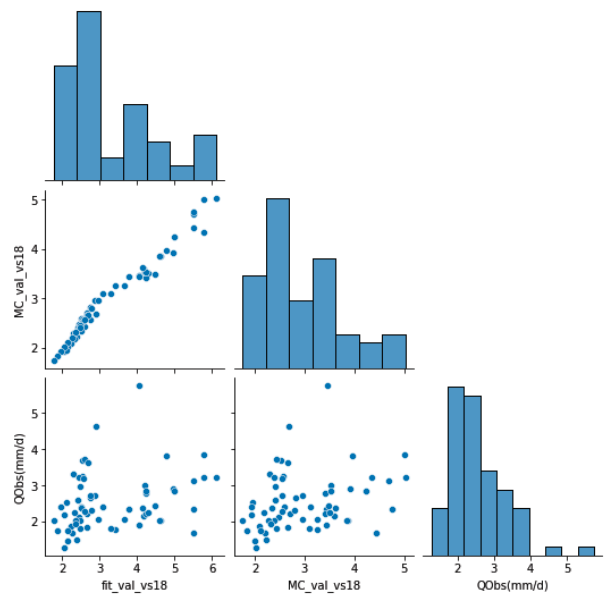
Simulação 17



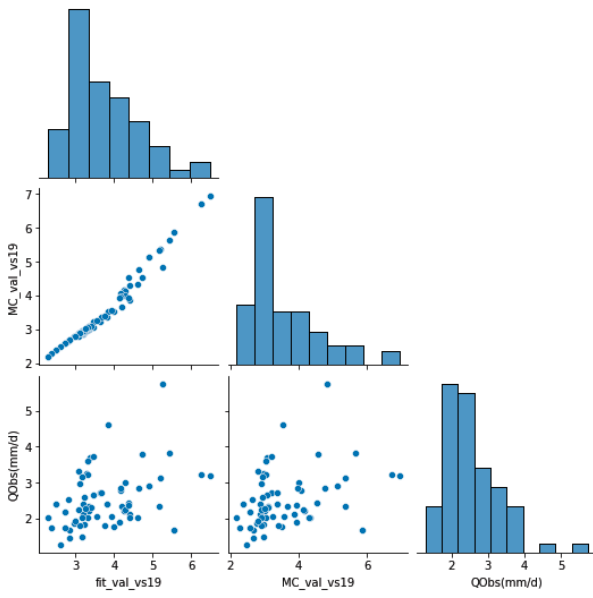
Simulação 16



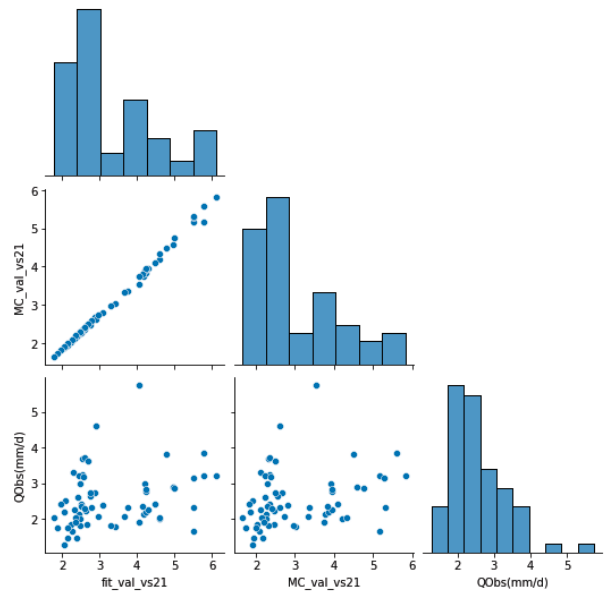
Simulação 18



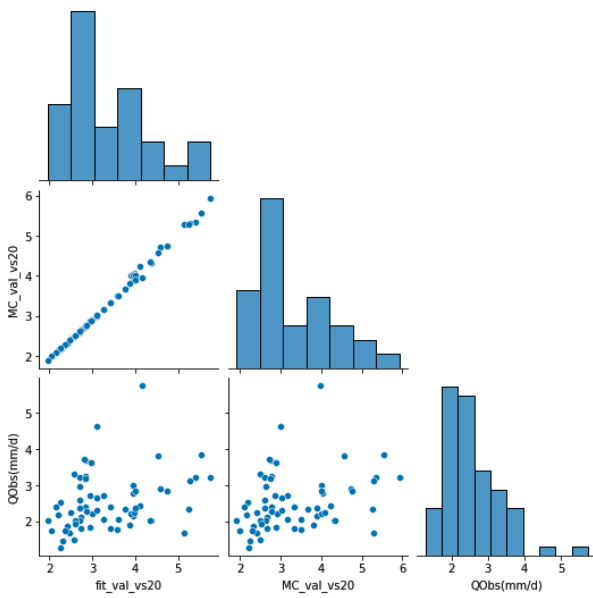
Simulação 19



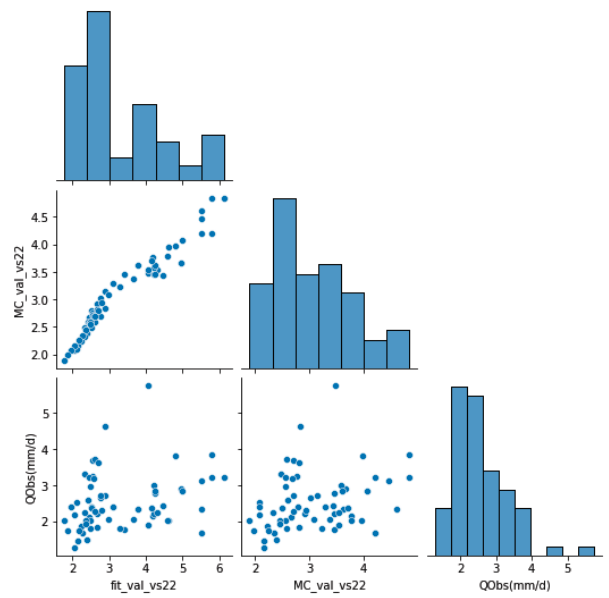
Simulação 21



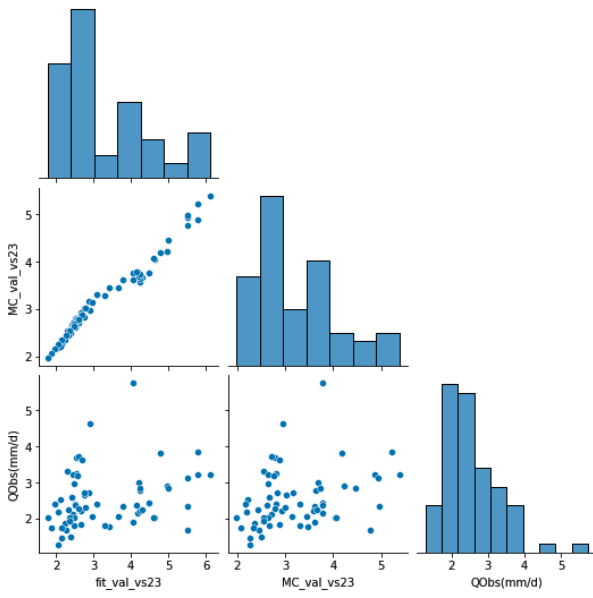
Simulação 20



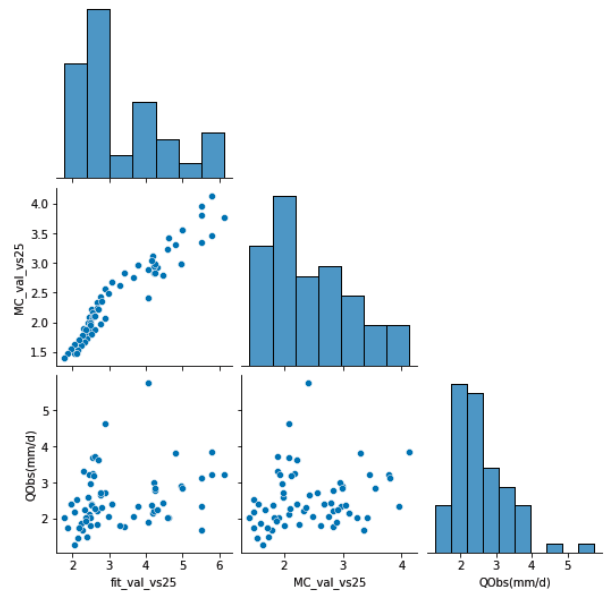
Simulação 22



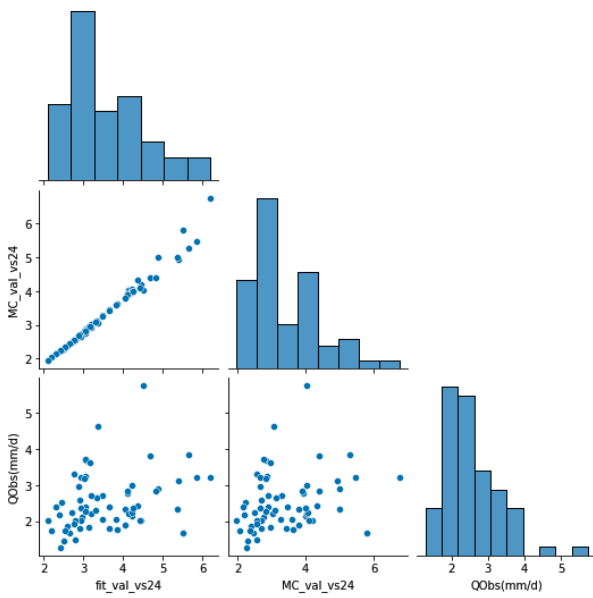
Simulação 23



Simulação 25



Simulação 24



Simulação 26

