



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia - FAENG



VINÍCIUS VIEIRA DE MORAES

**MODELO EMPÍRICO DE DEMANDA HÍDRICA
SETORIAL BASEADO NA OCUPAÇÃO DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS**

Campo Grande, MS.

Setembro de 2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
FACULDADE DE ENGENHARIAS E ARQUITETURA E URBANISMO E GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

VINÍCIUS VIEIRA DE MORAES

**MODELO EMPÍRICO DE DEMANDA HÍDRICA
SETORIAL BASEADO NA OCUPAÇÃO DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Tecnologias Ambientais da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais. Área de concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Dulce Buchala Bicca Rodrigues

Aprovada em: 11 de Setembro de 2023

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Dulce Buchala Bicca Rodrigues
Orientadora PPGTA- UFMS

Prof^a. Dr^a. Danielle de Almeida Bressiani
Universidade Federal de Pelotas

Dr^a. Gabriela Chiquito Gesualdo
Pennsylvania State University

Campo Grande, MS.

Setembro de 2023

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu tio Ronaldo (in memoriam) que tanto me apoiou durante essa jornada. Sentirei falta do seu amor e carinho incondicionais.

EPÍGRAFE

*Aprender é a única coisa que a mente nunca se cansa, nunca tem medo e nunca se arrepende.
(Leonardo da Vinci)*

Estuda bastante (Ronaldo de Almeida Vieira)

AGRADECIMENTOS

Agradeço profundamente à Prof^a Dr^a Dulce Buchala Bicca Rodrigues por todo o apoio durante o meu mestrado, estando sempre disponível para as reuniões, forneceu preciosas sugestões para o meu projeto de pesquisa e a minha dissertação.

Sou muito grato pelo apoio institucional tanto do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTA/FAENG) quanto da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS/MEC) pela transparência nos processos seletivos e no edital de bolsas.

Além disso, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES/MEC) pela bolsa concedida e ao povo brasileiro, cujos impostos custearam a minha bolsa de pesquisa.

Por fim, gostaria de expressar minha gratidão à três pessoas especiais: minha avó Aparecida, meu tio Ronaldo (in memoriam) e meu grande amigo Lucas por todo o carinho e apoio nessa jornada.

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	11
2.1. Área de estudo	11
2.2. Delineamento do estudo	12
2.2.1. Base de dados	14
2.2.1.1. Dados de uso e cobertura do solo	14
2.2.1.2. Dados socioeconômicos	17
2.2.1.3. Dados de demanda hídrica	18
2.2.2. Modelagem empírica de demanda hídrica setorial	19
2.2.2.1. Análises de correlação e de sensibilidade.....	19
2.2.2.2. Análises de regressão múltipla e construção dos modelos	20
2.2.2.3. Validação dos modelos.....	20
2.2.2.4. Aplicação dos modelos em cenários futuros	21
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
3.1. Modelo empírico de demanda hídrica urbana (Modelo I)	22
3.1.1. Calibração	22
3.1.2. Validação	23
3.1.3. Aplicação	24
3.2. Modelo empírico de demanda hídrica animal (Modelo II).....	25
3.2.1. Calibração	25
3.2.2. Validação	27
3.2.3. Aplicação	28
3.3. Discussão	29
4. CONCLUSÕES	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
ANEXOS E MATERIAL SUPLEMENTAR.....	36

MODELO EMPÍRICO DE DEMANDA HÍDRICA SETORIAL BASEADO NA OCUPAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Em preparação para submissão ao periódico Revista Brasileira de Recursos Hídricos.

RESUMO:

A evolução dos usos da água em bacias hidrográficas está associada aos processos de ocupação humana regional, que incluem diversas atividades socioeconômicas e distintos padrões de cobertura do solo. Este estudo propõe a construção de modelos matemáticos empíricos para representar a demanda hídrica setorial e sua relação com aspectos ambientais e socioeconômicos de bacias hidrográficas. Avaliamos a associação entre dados de demanda hídrica setorial com classes de cobertura do solo e indicadores socioeconômicos, ambos disponibilizados em bases de dados institucionais. Os modelos empíricos de demanda hídrica urbana e animal foram construídos a partir de regressão múltipla. As etapas de calibração e validação foram realizadas na Bacia do Rio Paraíba do Sul, sudeste do Brasil, com simulação histórica e futura do comportamento dos usos da água. Os resultados mostraram que o modelo empírico normalizado de demanda hídrica urbana foi satisfatório tendo como base dados de área urbanizada e população urbana. Enquanto o modelo semi-logarítmico de demanda hídrica animal resultou de dados de área de pecuária e PIB do setor agropecuário. Assim, os modelos matemáticos empíricos propostos permitem estimar as demandas hídricas atuais e futuras a partir das mudanças na cobertura do solo de bacias hidrográficas, subsidiando a gestão integrada do uso do solo e dos recursos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Uso da água. Cobertura do solo. Indicadores socioeconômicos.

EMPIRICAL MODEL OF SECTORAL WATER DEMAND BASED ON RIVER BASIN OCCUPATION

In preparation for submission to the journal Brazilian Journal of Water Resources

ABSTRACT:

The evolution of water uses in hydrographic basins is linked to processes of regional human settlement, encompassing various socio-economic activities and distinct land cover patterns. This study proposes the development of empirical mathematical models to depict sectoral water demand and its relationship with environmental and socio-economic aspects of hydrographic basins. We assessed the correlation between sectoral water demand data, land cover classes, and socio-economic indicators, all of which were made available through institutional databases. Empirical models for urban and livestock water demand were constructed using multiple regression. The calibration and validation stages were executed in the Paraíba do Sul River Basin, located in southeastern Brazil, involving historical and future simulation of water use behaviors. The findings demonstrated that the normalized empirical model for urban water demand yielded satisfactory results, relying on data related to urbanized area and urban population. Meanwhile, the semi-logarithmic model for livestock water demand emerged from data involving livestock area and the agricultural sector's GDP. Therefore, the proposed empirical mathematical models enable the estimation of current and future water demands based on changes in land cover within hydrographic basins, thereby providing support for integrated land use and water resource management.

KEYWORDS: Water use. Soil cover. Socioeconomic indicators.

1. INTRODUÇÃO

A evolução dos usos da água em bacias hidrográficas está associada aos processos de ocupação humana regional, que incluem diversas atividades socioeconômicas e diferentes padrões de cobertura do solo. Essas mudanças nos usos da água resultam da interação entre fatores ambientais, demográficos e econômicos, sendo complexos a representação e o monitoramento desse processo evolutivo. Desse modo, para uma gestão eficaz dos recursos hídricos é fundamental compreender essa interação entre as múltiplas variáveis envolvidas, principalmente considerando que as bacias hidrográficas são unidades de gestão territorial, abrangentes em multiplicidade de atividades humanas e sistêmicas na indicação de seus impactos aos recursos hídricos.

Nesse cenário, muitas bacias hidrográficas, da porção centro-leste do Brasil, passam por um processo acelerado de modificação dos padrões hidrológicos e da vegetação, em resposta às demandas por água, alimentos e atividades produtivas da crescente população. Essa situação coloca em risco o equilíbrio da conservação ambiental, bem como a segurança alimentar e hídrica (FOLEY *et al.*, 2005).

Apesar da relevância desse tema, poucos estudos têm investigado a relação entre as mudanças nos usos da água e a cobertura do solo (SANTANA; BATISTA, 2022). As modificações na paisagem são impulsionadas por diversos fatores, tais como crescimento populacional (HE *et al.*, 2014), desenvolvimento econômico, avanços tecnológicos e aspectos políticos (WU *et al.*, 2016). Nesse sentido, há estudos indicando associações entre índices socioeconômicos e mudanças nos usos do solo (HERRMANN *et al.*, 2020), por exemplo, o aumento do produto interno bruto e a urbanização (CHEN *et al.*, 2020).

Adicionalmente, as demandas hídricas setoriais no Brasil são crescentes e sua evolução está relacionada ao desenvolvimento econômico e ao processo de urbanização (ANA, 2019). Além disso, os padrões de uso da água não são uniformes no tempo e no espaço (FRANCZYK; CHANG, 2009). Por esse motivo, estimar e prever as demandas hídricas são fundamentais para um gerenciamento preditivo, integrado e adaptativo dos recursos hídricos, o que pode auxiliar os gestores da bacia na tomada de decisão, evitar o uso excessivo por determinadas atividades humanas, minimizar possíveis conflitos e garantir o bem-estar da sociedade (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Ainda no contexto brasileiro, a Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul destaca-se devido à sua relevância ambiental e econômica para a região Sudeste do país. Contudo, ao longo do processo histórico de ocupação humana nessa região, diversas intervenções antrópicas afetaram o bioma Mata Atlântica (COELHO, 2012). Paralelamente, ocorreu

uma degradação quali-quantitativa dos recursos hídricos, acentuada pela crescente participação da região no polo econômico brasileiro. A expansão das atividades humanas também acarretou em mudanças significativas na cobertura do solo. Diante desse cenário, é imprescindível compreender as demandas hídricas para um planejamento e gestão adequados, especialmente para priorizar os usos essenciais, como o abastecimento humano e a dessedentação animal.

Entretanto, estimar os usos da água é desafiador devido à carência de medições precisas em escalas espaciais e temporais adequadas. Embora os inventários de outorga tenham várias aplicações, eles não conseguem oferecer uma representação precisa dos volumes de água efetivamente utilizados (ANA, 2019). Deste modo, métodos indiretos emergem como alternativa para o cálculo do uso da água (ANA, 2019), especialmente aqueles apoiados em produtos de Sensoriamento Remoto (SR) e ferramentas estatísticas. Estas técnicas podem fornecer estimativas atuais e futuras, contribuindo para uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos (PANAGOPOULOS *et al.*, 2012).

Por exemplo, quando se trata do uso da água para abastecimento humano urbano, várias técnicas têm sido empregadas para estimar essa demanda, como modelos econométricos (BABEL *et al.*, 2007), redes neurais (ZUBAIDI *et al.*, 2020) e análise de componentes principais (PANAGOPOULOS, 2014). No entanto, ainda não existe um consenso na literatura sobre qual abordagem é a melhor (SOUZA-GROPPO *et al.*, 2019). Quanto ao uso animal, os métodos utilizados envolvem a aplicação de coeficientes técnicos (expressos em litros por dia por cabeça) ao número de animais registrados ou estimados em um ano de referência (FONTENELLE *et al.*, 2021). Apesar disso, há poucos estudos disponíveis sobre o uso de água na produção pecuária em bacia hidrográfica (VAN BREUGEL *et al.*, 2010).

Assim, este estudo busca desenvolver modelos matemáticos empíricos de demanda hídrica setorial para representar a dinâmica dos aspectos ambientais e socioeconômicos associados à ocupação humana de bacias hidrográficas. Nossa abordagem, baseada em regressão múltipla, visa fornecer estimativas atuais e futuras das retiradas de água tanto para o abastecimento humano urbano quanto para o uso animal. Para tanto, foram utilizadas as bases de dados oficiais fornecidas por instituições brasileiras, aplicadas à Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A presente proposta consiste na formulação de modelos empíricos de demanda hídrica em diferentes setores, com base em processos relacionados à ocupação humana de bacias hidrográficas. Para tal proposta, foram utilizados dados provenientes da Bacia do Rio Paraíba do Sul, cuja localização abrange uma das áreas mais densamente habitadas e economicamente desenvolvidas do Brasil. A relevância econômica dessa bacia é notável, uma vez que ela contribui com 10% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional (COELHO, 2012).

A bacia de estudo se distribui entre as serras do Mar e da Mantiqueira, em relevo bastante acidentado (SERRICCHIO *et al.*, 2005; ver Figura 1). Nesse contexto, o Rio Paraíba do Sul desempenha um papel crucial como um dos principais mananciais na região Sudeste do Brasil, estendendo-se por 1.139 km e possuindo uma área de drenagem que excede 55.000 km² (IBGE, 2021). Seu potencial hídrico é explorado tanto dentro dos limites da bacia quanto fora dela, notadamente no abastecimento da região metropolitana do Rio de Janeiro através da transposição de 120 m³/s e com a região metropolitana de São Paulo, fornecendo 5,13 m³/s (CEIVAP, 2021).

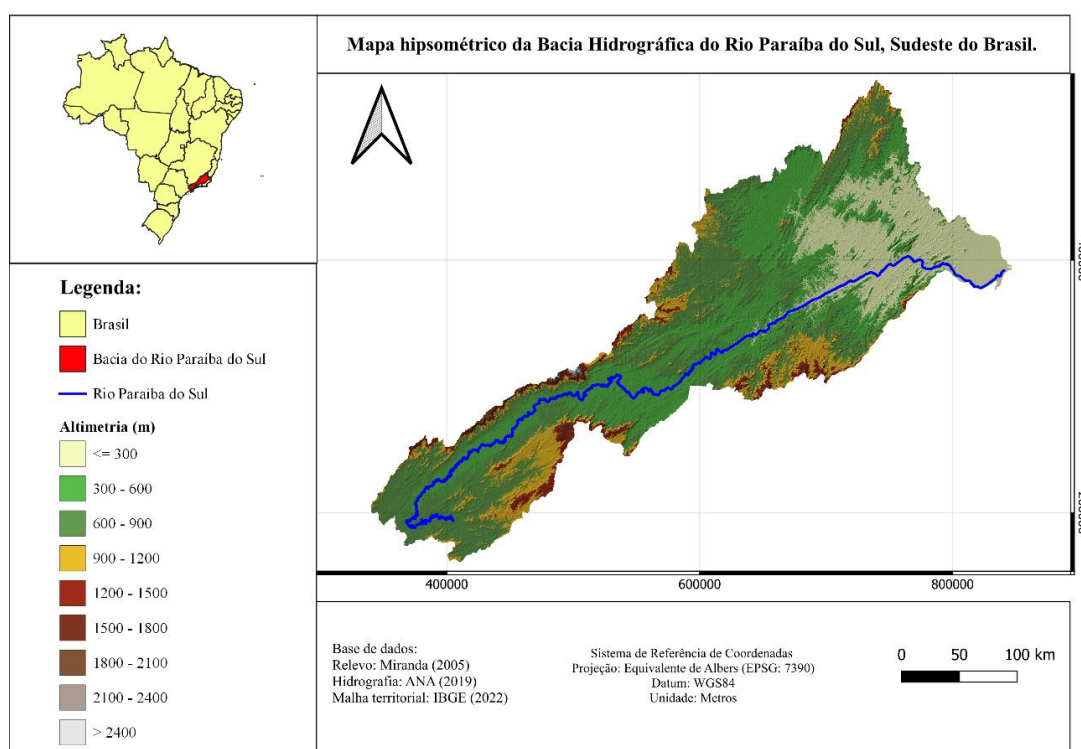


Figura 1 – Mapa hipsométrico da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, Sudeste do Brasil.

Em relação ao desenvolvimento das atividades produtivas, a bacia passou por diferentes ciclos socioeconômicos, como a cana de açúcar, a mineração, o café e o industrial (SERRICCHIO *et al.*, 2005). Essas atividades impactaram negativamente na condição ambiental da bacia, incluindo desmatamento, redução da fertilidade do solo e contaminação dos mananciais (AZEVEDO *et al.*, 2003). Recentemente, um crescimento populacional significativo tem sido observado na área (IBGE, 2023a), impulsionado pela sua localização estratégica entre as regiões metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro (COELHO, 2012). Em virtude desses processos socioeconômicos e de ocupação do solo, ampliou-se as demandas por água nesta bacia. Sendo assim, compreender as necessidades hídricas torna-se de extrema importância para a formulação de planos e a administração eficaz dos recursos, especialmente quando se trata dos usos essenciais para o abastecimento humano e a dessedentação animal.

2.2. Delineamento do estudo

A proposta de trabalho foi desenvolvida a partir da composição de metodologias propostas por Babel *et al.* (2007), Babel & Shinde (2011), Chen *et al.* (2020, 2021) e Ullah & Uddin (2021). O delineamento utilizado para a construção e a validação dos modelos empíricos de demanda hídrica setorial está apresentado na Figura 2. O processo de construção dos modelos empíricos utilizou a abordagem econométrica, baseada em regressão múltipla, onde estabelecemos as relações entre as demandas hídricas para cada setor com os seus diferentes fatores associados, assumindo a manutenção das tendências históricas (ZHOU *et al.*, 2000).

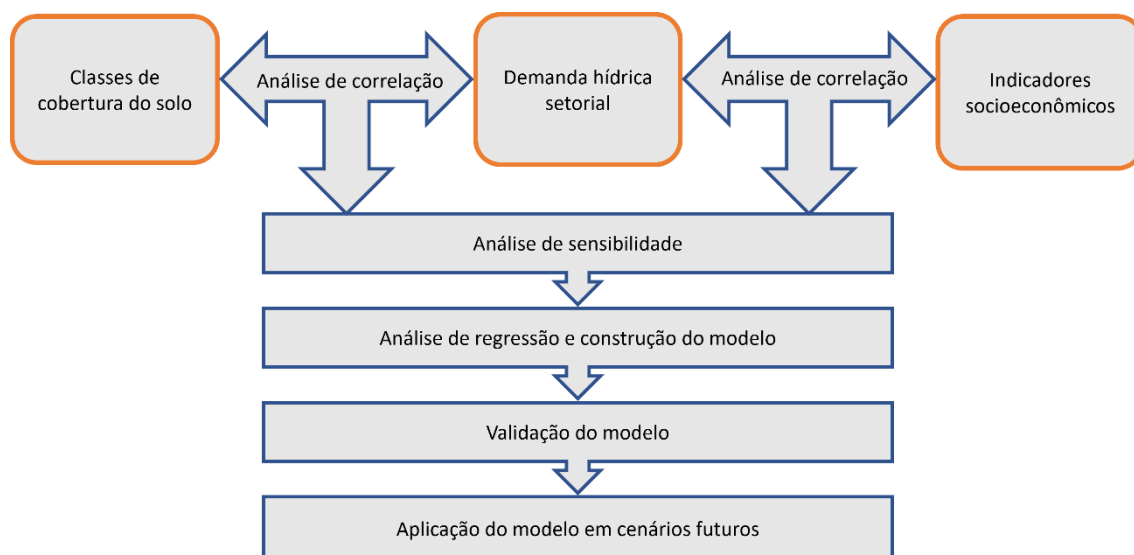


Figura 2 – Etapas de construção do modelo empírico de demanda hídrica setorial.

Nesse sentido, a análise de regressão múltipla foi utilizada relacionando-se uma variável dependente a duas ou mais variáveis independentes (HAIR *et al.*, 2009). Esta técnica foi implementada através da linguagem de programação Python, a fim de construir o modelo empírico de demanda hídrica setorial mais representativo. Para tanto, testamos quatro abordagens matemáticas, envolvendo diferentes transformações das variáveis: (i) linear (Eq. 1), (ii) semi-log (Eq. 2), (iii) log-log (Eq. 3) e (iv) normalizada (Eq. 4) (BABEL *et al.*, 2007); BABEL; SHINDE, 2011). Logo, para cada modelo construído organizamos quatro metodologias: (i) a linear que contém os dados sem transformação; (ii) a semi-log, onde apenas a variável dependente foi transformada pelo logaritmo de base 10; (iii) a log-log, na qual todas as variáveis foram transformadas pelo log10; por fim, (iv) a normalizada, em que os dados foram padronizados segundo Babel & Shinde (2011).

$$Y_{uso\ da\ \acute{a}gua(i)} = f(X_{cobertura\ do\ solo(i)}, W_{indicador\ socioecon\omicron)mico(i)}) \quad (Eq. 1)$$

$$Log10(Y_{uso\ da\ \acute{a}gua(i)}) = f(X_{cobertura\ do\ solo(i)}, W_{indicador\ socioecon\omicron)mico(i)}) \quad (Eq. 2)$$

$$Log10(Y_{uso\ da\ \acute{a}gua(i)}) = f(Log10((X_{cobertura\ do\ solo(i)}, W_{indicador\ socioecon\omicron)mico(i)))) \quad (Eq. 3)$$

$$y_{uso\ da\ \acute{a}gua(i)} = f(x_{cobertura\ do\ solo(i)}, w_{indicador\ socioecon\omicron)mico(i)}) \quad (Eq. 4)$$

A transformação dos dados busca mitigar os efeitos da multicolinearidade, onde as variáveis explicativas apresentam forte correlação entre si (ARBUÉS *et al.*, 2003). Tal fenômeno pode prejudicar a capacidade preditiva das variáveis independentes (HAIR *et al.*, 2009). Além do emprego da transformação logarítmica (CHEN *et al.*, 2021), a literatura oferece diversas estratégias para lidar com a multicolinearidade, como: a análise da matriz de correlação das variáveis preditoras (MITSUDA; ITO, 2011); a redução de dimensionalidade (SARTORIO; MAIER, 2022) e a normalização das variáveis (BABEL; SHINDE, 2011). Essa normalização tem o propósito de facilitar o tratamento de variáveis com unidades diferentes e ampla variação numérica. A fórmula utilizada para a normalização é expressa pela equação 5, em que Z representa a variável padronizada, x são os dados brutos, \bar{x} é a média e σ é o desvio padrão.

$$Z = \frac{x - \bar{x}}{\sigma} \quad (Eq. 5)$$

2.2.1. Base de dados

Os dados de entrada para construção e validação dos modelos empíricos de demanda hídrica setorial foram obtidos em bases institucionais do Brasil, conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1 - Base de dados para modelagem empírica da demanda hídrica setorial.

Dados	Variável	Fonte
Classes de cobertura do solo da bacia	Área (em hectares) das classes	MAPBIOMAS (2022)
Demanda hídrica setorial dos municípios	Vazões de retirada (m ³ /s)	ANA (2019)
População total, urbana e rural dos municípios	População residente estimada (nº de habitantes)	SIDRA (IBGE, 2023a)
Produto interno bruto total e setoriais (primário, secundário e terciário) dos municípios	Valores (reais)	SIDRA (IBGE, 2023b)

Uma vez que uma parcela destes dados se encontra disponível na escala municipal, com o objetivo de tornar a base de dados espacialmente abrangente para a escala de bacia, consideramos exclusivamente os 165 municípios cujas sedes estão localizadas dentro da área de estudo (CEIVAP, 2021, Anexo A). Em seguida, realizamos os somatórios anuais para cada variável em questão, a fim de garantir uma representatividade significativa dos dados para a Bacia do Paraíba do Sul.

2.2.1.1. Dados de uso e cobertura do solo

Os dados de cobertura do solo da bacia do Paraíba do Sul foram obtidos por meio de sensoriamento remoto e processamento em nuvem de imagens de satélite da série *Landsat* na plataforma *Google Earth Engine* (GEE), conforme metodologia (Figura 3) e resultados do Projeto MapBiomass. Essa iniciativa disponibiliza coleções de dados de classificação do uso e da cobertura do solo em várias unidades territoriais brasileiras, além de fornecer estatísticas, transições e acurácia ao longo do tempo. As informações são apresentadas em diferentes escalas de classificação, desde a distribuição em biomas até outras unidades territoriais brasileiras, como bacias hidrográficas.

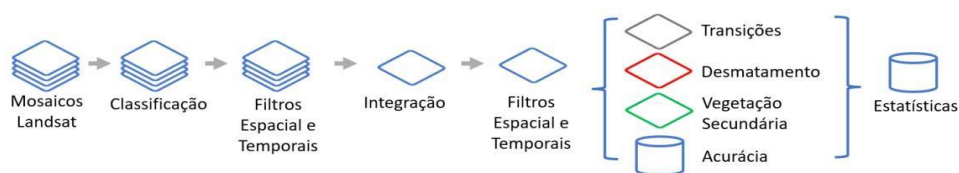


Figura 3 – Delineamento para geração de dados de cobertura do solo.
Fonte: MAPBIOMAS (2022).

Deste modo, coletamos os dados de classificação da cobertura do solo na Bacia do Rio Paraíba do Sul de 1985 a 2021. Esses dados pertencem à coleção 7 e possuem uma resolução espacial de 30 m. Posteriormente, reclassificamos esses dados em sete categorias: floresta, agricultura, pecuária, silvicultura, mosaico agropecuário, área urbanizada e corpos hídricos (Tabela 2). O uso e cobertura do solo da área de estudo no início e fim do período analisado estão distribuídos espacialmente conforme mostra a figura 4, bem como o mapeamento dos principais diagnósticos de mudança de uso e cobertura do solo (Figura 5).

Tabela 2 – Descrição das classes de cobertura do solo da Bacia do Paraíba do Sul. Fonte: Adaptado de MAPBIOMAS (2022).

Cobertura do Solo	Descrição
Formação Natural	Floresta ombrófila densa, aberta e mista e floresta estacional semidecidual, decidual e formação pioneira arbórea; Vegetação gramíneo, arbustiva e herbáceas com influência flúvio lacustre e/ou marinha; Rochas naturalmente expostas e cordões arenosos.
Agricultura	Áreas ocupadas com cultivos agrícolas.
Pecuária	Área de pastagem, predominantemente plantadas, vinculadas à atividade pecuária.
Silvicultura	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais.
Mosaico agropecuário	Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.
Área urbanizada	Áreas com predomínio de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, vias, edificações, solo exposto e/ou zonas de expansão urbana.
Corpo Hídrico	Rios, lagos, reservatórios artificiais e outros corpos d'água.

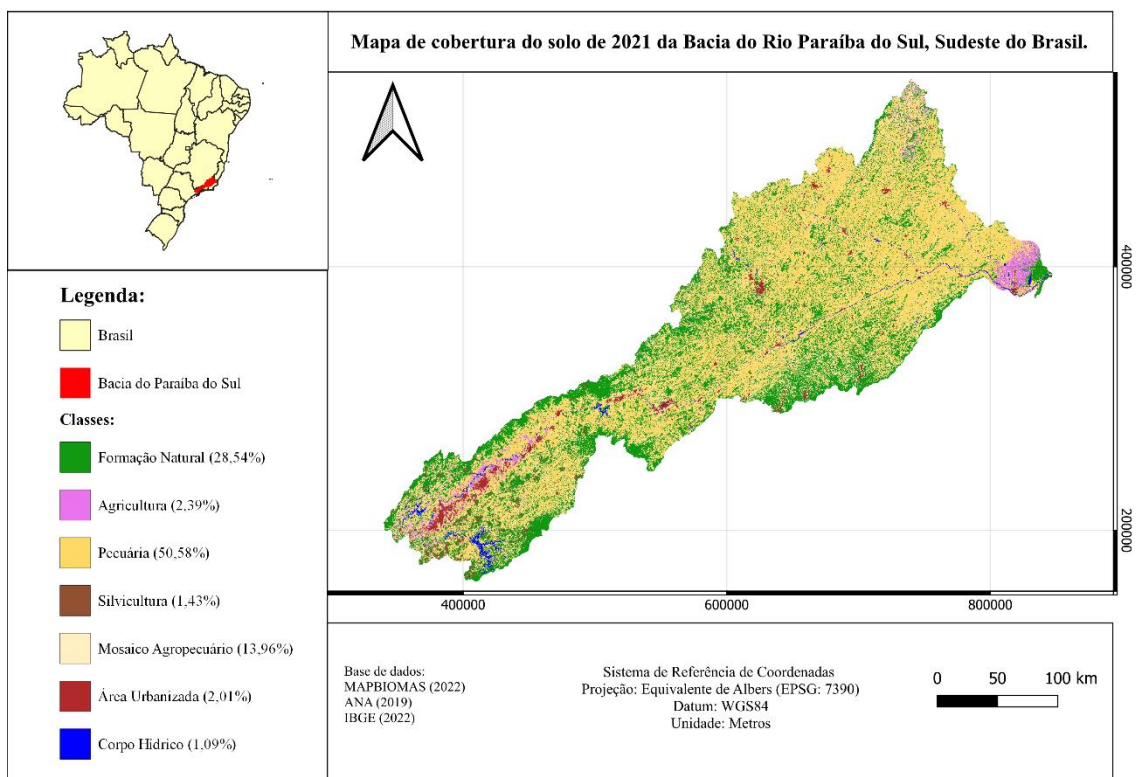
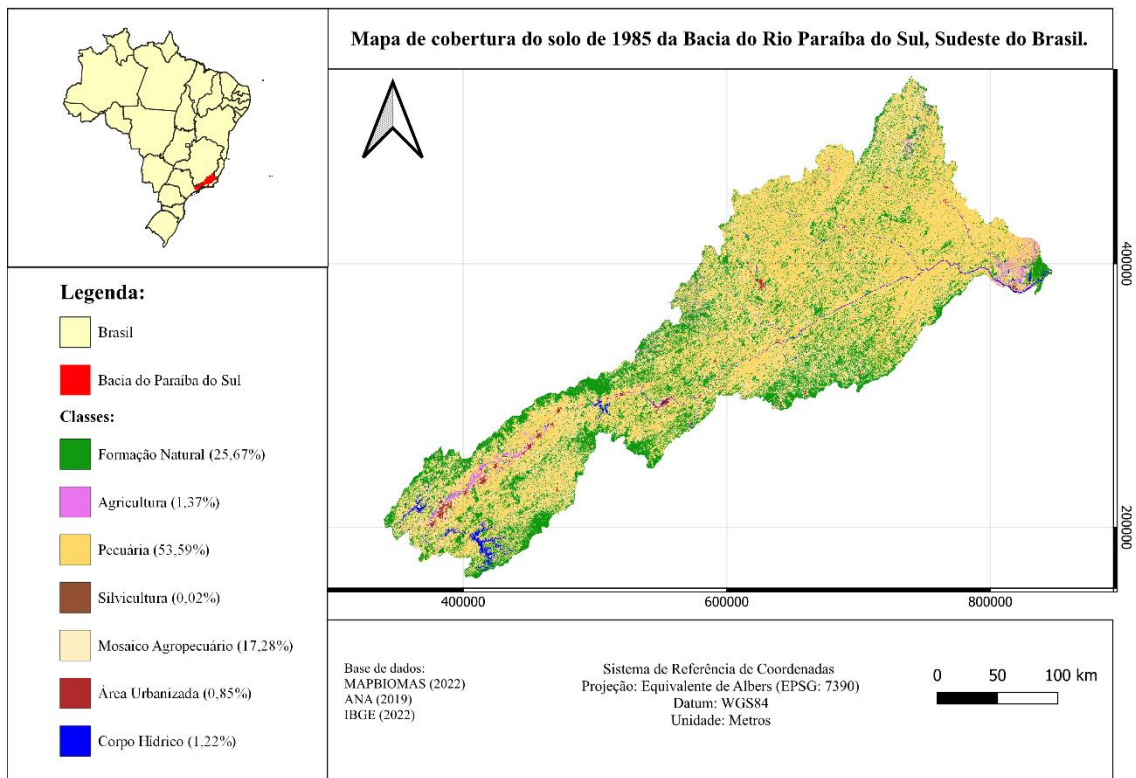


Figura 4 – Mapeamento da cobertura do solo na Bacia do Paraíba do Sul em 1985 (acima) e 2021 (abaixo). Fonte: Adaptado de MAPBIOMAS (2022).

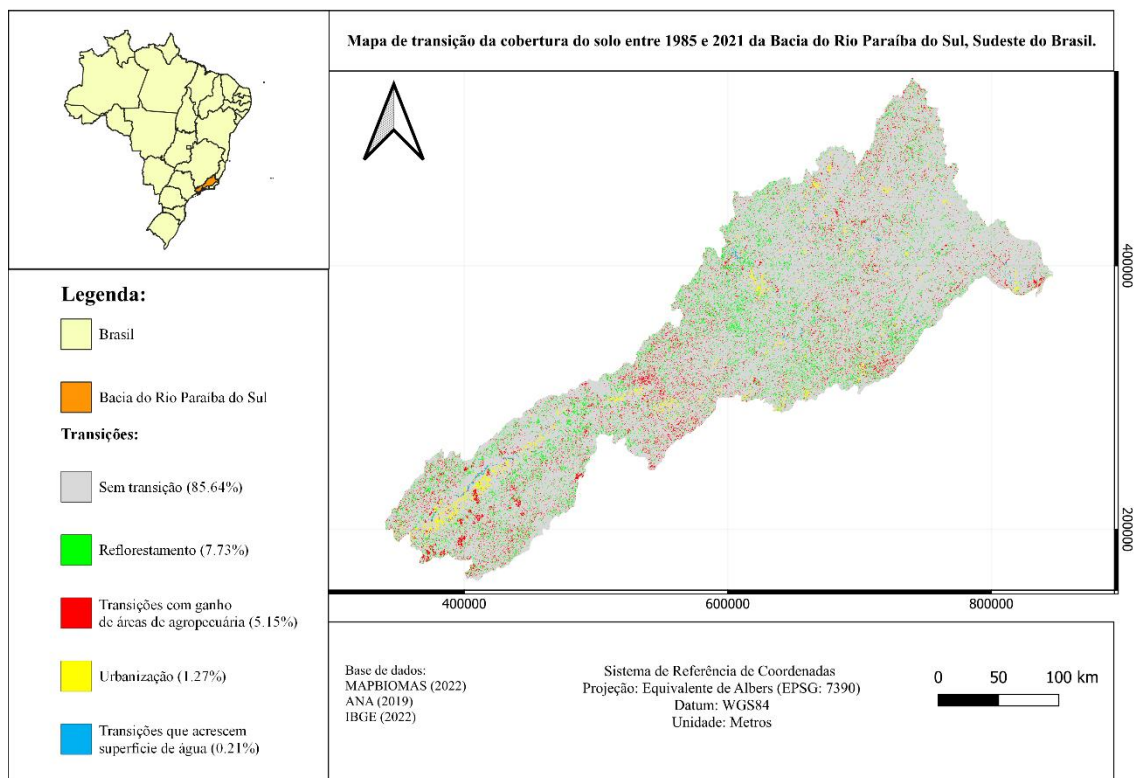


Figura 5 – Mapeamentos das transições relevantes de cobertura do solo na Bacia do Paraíba do Sul de 1985 a 2021. Fonte: Adaptado de MAPBIOMAS (2022).

2.2.1.2. *Dados socioeconômicos*

Para compreender a evolução dos aspectos socioeconômicos na Bacia do Paraíba do Sul e sua possível relação com a dinâmica dos usos da água, foram coletados dados econômicos e demográficos. A evolução populacional da bacia foi obtida utilizando regressão simples a partir dos dados dos Censos Demográficos do IBGE de 1970, 1980, 1991, 2000 e 2010 (IBGE, 2023a, Figura 6). Isso permitiu estimar a população total, urbana e rural da região ao longo do tempo.

Além disso, os dados econômicos, também obtidos pelo IBGE (2023b, Figura 6), incluem informações sobre o Produto Interno Bruto (PIB) total e seis PIBs setoriais: impostos, valores adicionados totais, da agropecuária, da indústria, dos serviços e da administração pública da Bacia do Paraíba do Sul. Esses indicadores são fundamentais para a caracterização econômica da região em termos de produção de bens e serviços ao longo do tempo.

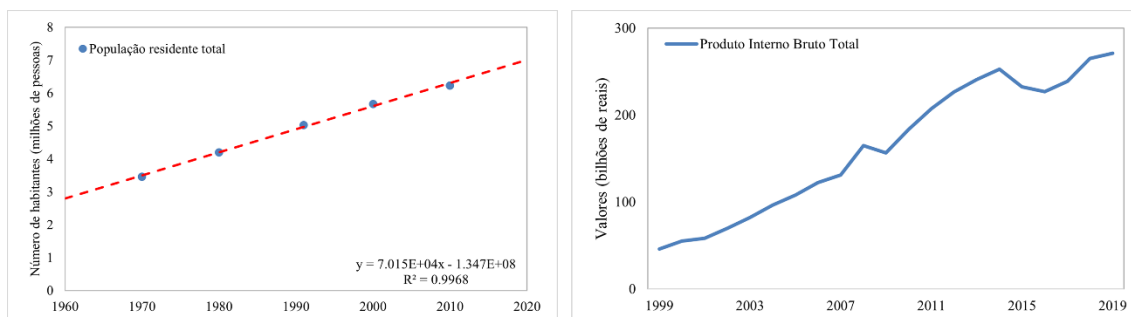


Figura 6: Evolução da população residente total na Bacia do Rio Paraíba do Sul (à esquerda) baseada nos levantamentos dos Censos Demográficos e a série histórica representando o PIB total da Bacia do Rio Paraíba do Sul (à direita). Fonte: Adaptado de IBGE (2023a, 2023b).

2.2.1.3. Dados de demanda hídrica

Para o desenvolvimento da modelagem empírica de demanda hídrica setorial utilizamos os dados evolutivos dos usos consuntivos de água contidos no Catálogo de Metadados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2019). Destaca-se que os usos classificados como consuntivos referem-se àqueles em que a água retirada é consumida, parcial ou totalmente, no processo a que se destina, retornando à fonte com possíveis alterações em quantidade e qualidade (ANA, 2019; FRANCZYK; CHANG, 2009). Neste estudo, os usos de interesse referem-se às demandas hídricas relacionadas ao abastecimento humano urbano e ao uso animal (Figura 7).

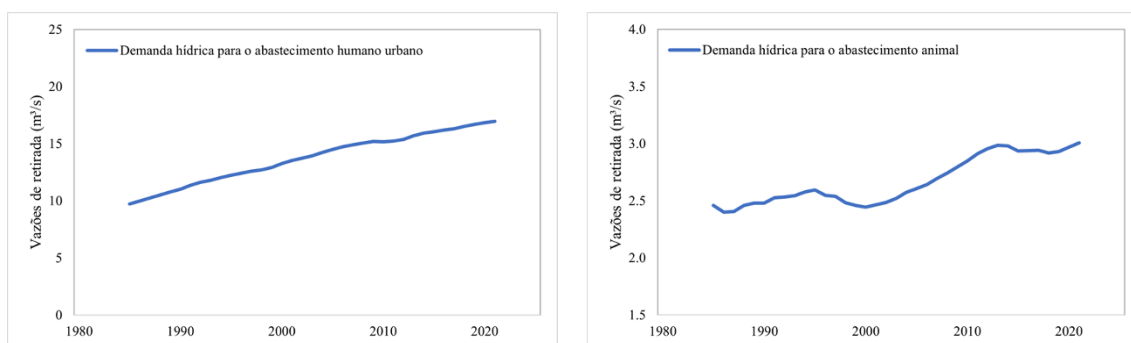


Figura 7: Evolução temporal das vazões de retirada referentes às demandas hídricas dos setores de abastecimento humano urbano e de uso animal na Bacia do Rio Paraíba do Sul, no Sudeste do Brasil. Fonte: Adaptado de ANA (2019).

Embora, existam outras bases de dados brasileiras para outras escalas territoriais, como microbacias e unidades de gestão de recursos hídricos, estas não contemplam a escala temporal necessária para o desenvolvimento dos modelos. Por isso, compilamos os dados tabulados disponíveis em escala anual e de municípios, sendo estes posteriormente agregados para abranger a escala de bacia hidrográfica, no caso a Bacia

do Paraíba do Sul. Neste estudo, decidimos focar nossa análise nas vazões de retirada ao invés das vazões de consumo, devido às incertezas associadas à representatividade da demanda de cada setor usuário.

Por exemplo, em relação à demanda hídrica urbana, as necessidades domésticas não são as únicas responsáveis pelo uso setorial, uma vez que os setores de comércio, serviços e administração pública também compõem a rede de abastecimento das áreas urbanas, e as perdas ao longo das redes de distribuição podem chegar a 50% do abastecimento urbano (CARRERA-FERNANDEZ; GARRIDO, 2002).

Já em relação à demanda hídrica animal, é importante ressaltar que esta demanda não se limita apenas à dessedentação dos animais, incluindo também as vazões necessárias para as operações lácteas, limpeza de animais e instalações, além de outras necessidades para a manutenção de propriedades rurais (FONTENELLE *et al.*, 2021).

Em suma, os dados anuais sobre as classes de cobertura do solo, juntamente com as informações populacionais e econômicas, além das demandas em cada setor usuário, constituem a nossa base de dados para o desenvolvimento do "Modelo empírico de demanda hídrica setorial baseado na ocupação de bacias hidrográficas".

2.2.2. Modelagem empírica de demanda hídrica setorial

Para simplificação, referiremos ao modelo de demanda hídrica para abastecimento humano urbano como Modelo I e ao destinado a avaliar a demanda hídrica para uso animal como Modelo II. De acordo com o delineamento metodológico (Figura 2), procedeu-se à calibração do Modelo I no período de 1985 a 2021, com os anos de 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015 sendo designados para a etapa de validação desse modelo. Já para o Modelo II, a calibração foi executada abrangendo os anos de 1999 a 2019, sendo os anos de 2000, 2006, 2012 e 2018 reservados para a fase de validação correspondente.

2.2.2.1. Análises de correlação e de sensibilidade

Inicialmente, a análise da matriz de correlação de *Spearman* foi aplicada para verificar as associações existentes entre cada categoria de uso da água com os dados de cobertura do solo e os indicadores socioeconômicos. Posteriormente, foram identificadas e selecionadas as potenciais variáveis preditoras que apresentaram coeficientes de correlação superiores a ± 0.90 (ver Anexos B e C).

A etapa subsequente consistiu na aplicação do procedimento de eliminação de variáveis consideradas insignificantes. Isso resultou na exclusão das variáveis menos influentes com base no teste *t-Student*, sendo então gerados novos modelos considerando apenas as variáveis remanescentes (BABEL; SHINDE, 2011). Dessa maneira, para o Modelo I, as variáveis independentes selecionadas foram: Área urbanizada e População urbana. Para o Modelo II, Área de Pecuária e PIB do setor agropecuário.

2.2.2.2. Análises de regressão múltipla e construção dos modelos

Para a construção dos Modelos I e II, as variáveis de entrada mencionadas anteriormente foram incorporadas nas equações 1, 2, 3 e 4. Essa integração foi realizada por meio da aplicação do método dos mínimos quadrados ordinários, conforme detalhado nos *scripts* presentes em Anexo D. Desta forma, foram obtidos os coeficientes e os resíduos de cada análise de regressão.

Em seguida, com o intuito de verificar a validade dessas formulações, levando em conta a recomendação de que os resíduos sigam uma distribuição normal e apresentem uma variação constante, examinamos a normalidade e a homocedasticidade dos resíduos de cada regressão. Essa avaliação foi realizada empregando os testes de *Shapiro-Wilk* e *Breusch-Pagan* (LARSON, 2010), com a adoção da hipótese nula ($p > 0.05$), que sugere a presença de uma distribuição normal e a homocedasticidade residuais. Por outro viés, a hipótese alternativa ($p \leq 0.05$) indica que os resíduos não possuem uma distribuição normal e apresentam heterocedasticidade.

2.2.2.3. Validação dos modelos

A etapa de validação consistiu em verificar a eficácia da representação do modelo selecionado para a parcela de dados previamente reservada. Nesta fase, os valores observados (*yobs*) e os modelados (*ymod*) foram comparados usando as métricas sugeridas por Zubaidi *et al.* (2018), como: Erro médio absoluto (MAE), Erro quadrático médio (MSE), Raiz do erro quadrático médio (RMSE) e Coeficiente de correlação de Pearson (R), descritas pelas equações 6, 7, 8 e 9. Além disso, foi analisado o Coeficiente de determinação (R^2).

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |(y^{obs} - y^{mod})| \quad (\text{Eq. 6})$$

$$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y^{obs} - y^{mod})^2 \quad (\text{Eq. 7})$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y^{obs} - y^{mod})^2} \quad (\text{Eq. 8})$$

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{(obs)} - \bar{Y}_{(obs)})(y_{(mod)} - \bar{Y}_{(mod)})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_{(obs)} - \bar{Y}_{(obs)})^2 \sum_{i=1}^n (y_{(mod)} - \bar{Y}_{(mod)})^2}} \quad (\text{Eq. 9})$$

Nesse contexto, é examinado o p-valor do teste F, que indica a contribuição das variáveis independentes na explicação da variável dependente, bem como a significância dos coeficientes com o teste *t*, supondo que os p-valores sejam inferiores a 0.05 (BABEL *et al.*, 2007). Por fim, obteve-se os valores dos Critérios de Informação de *Akaike* (AIC) e o *Bayesiano* (BIC), que permitem a comparação da qualidade entre todos os modelos desenvolvidos. O modelo selecionado, notável por sua qualidade e simplicidade, tende a apresentar os valores mais baixos para essas métricas, cujas representações podem ser encontradas em Lopez & Palacios (2015).

2.2.2.4. *Aplicação dos modelos em cenários futuros*

Apesar da existência de prognósticos das demandas hídricas até o ano 2040 fornecidos pela ANA (2019), os dados disponibilizados apresentaram inconsistências técnicas, especialmente pela ausência dos parâmetros de estimação dos cenários futuros dos usos da água. Por essa razão, assumimos que as interações entre os usos da água e seus fatores associados seguirão as tendências históricas. Dessa forma, para as variáveis de entrada e de saída dos Modelos I e II, desenvolvemos possíveis cenários futuros usando duas abordagens distintas.

O primeiro cenário foi construído através da projeção das tendências observadas nos dados históricos de cada variável, empregando o método dos mínimos quadrados ordinários. Por outro lado, o segundo cenário descreveu o comportamento futuro das variáveis com base na análise de séries temporais. Utilizando esses dois cenários, calculamos as demandas hídricas setoriais futuras para cada modelo construído, incorporando as projeções das respectivas variáveis de entrada. Finalmente, comparamos os prognósticos modelados com as previsões individuais de cada variável dependente.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Modelo empírico de demanda hídrica urbana (Modelo I)

3.1.1. Calibração

Os resultados referentes ao Modelo I podem ser visualizados na Tabela 3. Esta tabela apresenta as quatro abordagens matemáticas juntamente com as métricas usadas para avaliar a adequação dos modelos propostos. Com base no teste de *Breusch-Pagan*, as representações semi-log e log-log foram descartadas devido à heterocedasticidade dos resíduos da regressão ($p \leq 0.05$). Por outro lado, os modelos linear e o normalizado demonstraram um desempenho satisfatório nos demais testes estatísticos.

Tabela 3: Resultados das análises de regressão múltipla para o Modelo I, usando áreas urbanizadas e a população urbana como variáveis independentes.

MODELO I (Abastecimento humano urbano)								
	Linear		Semi-Log		Log-Log		Normalizado	
R ²	0,993		0,982		0,994		0,993	
Teste F	8,26E-31		4,70E-25		1,15E-31		8,21E-31	
Teste de normalidade	0,228		0,213		0,357		0,206	
Teste de homocedasticidade	0,103		0,017		0,048		0,106	
AIC	-10,08		-192,5		-226,2		-57,37	
BIC	-5,781		-188,2		-221,9		-53,07	
	coeficientes	P> t	coeficientes	P> t	coeficientes	P> t	coeficientes	P> t
Intercepto	2,9188	0,000	0,8078	0,000	-4,1239	0,000	-0,0048	0,772
Área Urbanizada	3,12E-05	0,002	1,806E-06	0,001	0,1197	0,007	0,3119	0,002
População Urbana	1,607E-06	0,000	3,456E-08	0,004	0,6966	0,000	0,6901	0,000

Embora ambos os modelos demonstrem elevados coeficientes de determinação (R²), indicando que as variáveis área urbanizada e população urbana conseguem explicar 99,3% da variação no uso da água urbana, há uma distinção notável. O **modelo normalizado** (Equação 10) destaca-se ao exibir critérios AIC e BIC mais reduzidos em comparação com o modelo linear. Tal fato confere ao modelo normalizado maior adequação para a estimativa da demanda hídrica urbana na Bacia do Paraíba do Sul.

$$Y_1 = (0.3119 \times x_6) + (0.6901 \times w_2) - 0.0048 \quad (\text{Eq. 10})$$

Em que: y_1 representa a variável dependente de demanda hídrica urbana normalizada, x_6 é a área urbanizada normalizada e w_2 é a população urbana normalizada. Desse modo, para a implementação da Equação 10, as variáveis independentes x_6 e w_2 devem ser transformadas usando a Equação 5. Isso deve ser feito com base nas constantes devidamente calibradas de média e desvio padrão (Tabela 4).

Tabela 4: Constantes para a transformação de variáveis do modelo normalizado (Eq. 10).

Constantes	Variáveis		
	População residente (n° de hab.)	Área urbanizada (hectares)	Demanda hídrica urbana (m ³ /s)
Média	5980625	99165	15.63
Desvio Padrão	1397311	31864	3.23

O desempenho do Modelo I (Eq. 10) durante a fase de calibração (1985-2021) pode ser visualizado na Figura 8. As métricas residuais MAE, MSE e RMSE foram usadas para comparar os dados observados e os preditos, sendo que quanto mais próximo de zero, melhor será o modelo. Adicionalmente, os coeficientes R e R² também foram considerados nessa avaliação, com resultados satisfatórios entre $0.85 < R^2 < 1.00$.

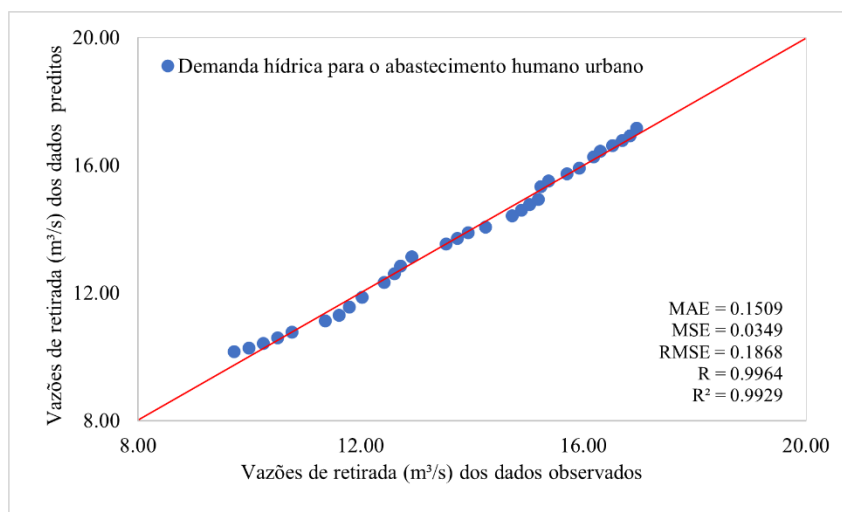


Figura 8: Desempenho do Modelo I (Eq. 10) na etapa de calibração. Nesse estudo, quanto mais próximo da reta, em vermelho, maior é a representatividade do modelo proposto. Os pontos (em azul) referem-se às demandas hídricas urbanas distribuídas sequencialmente de 1985 até 2021.

3.1.2. Validação

A comparação entre os dados observados e os preditos pela equação 10 durante o intervalo de validação é apresentada na Figura 9. Os resultados das métricas estatísticas

confirmam a capacidade preditiva do modelo normalizado de demanda hídrica urbana (Eq. 10) da bacia do Paraíba do Sul.

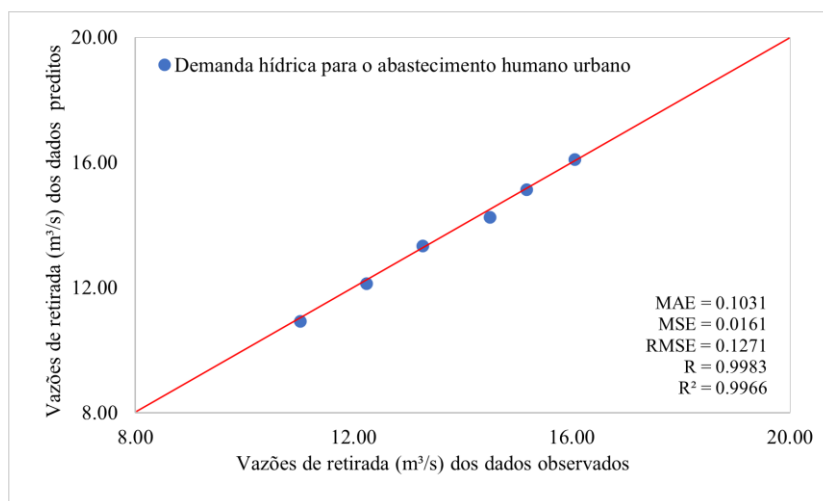


Figura 9: Desempenho do Modelo I (Eq. 10) na etapa de validação. Nesse estudo, quanto mais próximo da reta, em vermelho, maior é a representatividade do modelo proposto. Os pontos (em azul) referem-se às demandas hídricas urbanas distribuídas sequencialmente de 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015.

3.1.3. Aplicação

Considerando que as áreas urbanizadas e a população residente urbana são as duas variáveis independentes identificadas como capazes de explicar as variações na demanda hídrica urbana, tornou-se necessário, para prever o uso da água pelo Modelo I (Eq. 10), utilizar os cenários futuros de ambas as variáveis de entrada, como indicado na Figura 10.

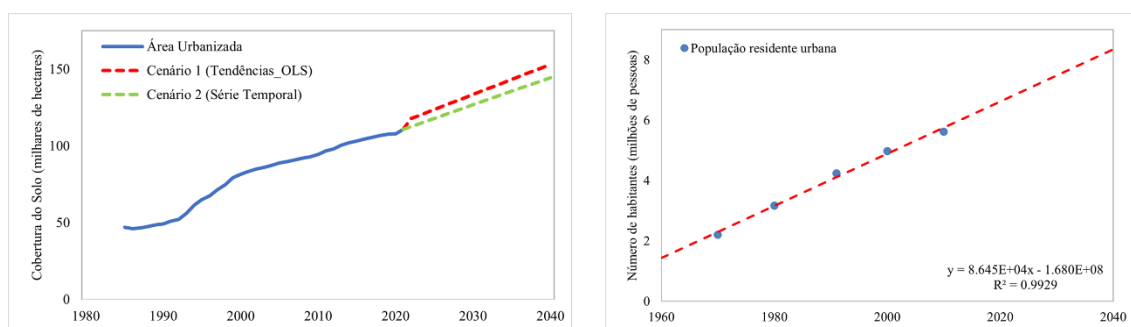


Figura 10: Evolução temporal e cenários futuros das variáveis de entrada do Modelo I (Eq. 10). Devido ao excelente ajuste da variável de população residente urbana (representada na imagem à direita) e sua tendência quase linear, optamos por utilizar apenas um cenário futuro, conforme descrito na equação correspondente.

A partir da cenarização futura das **variáveis independentes**, incorporamos esses valores na equação 10, permitindo calcular as estimativas das demandas hídricas urbanas para o Modelo I, abrangendo o período de 2022 a 2040. Esses resultados foram posteriormente comparados com os cenários futuros da **variável dependente** de demanda

hídrica para o abastecimento humano urbano (Figura 11). A comparação desses cenários pode ser observada na Figura 12, a qual reforça a confiabilidade do modelo em ambos os cenários propostos.

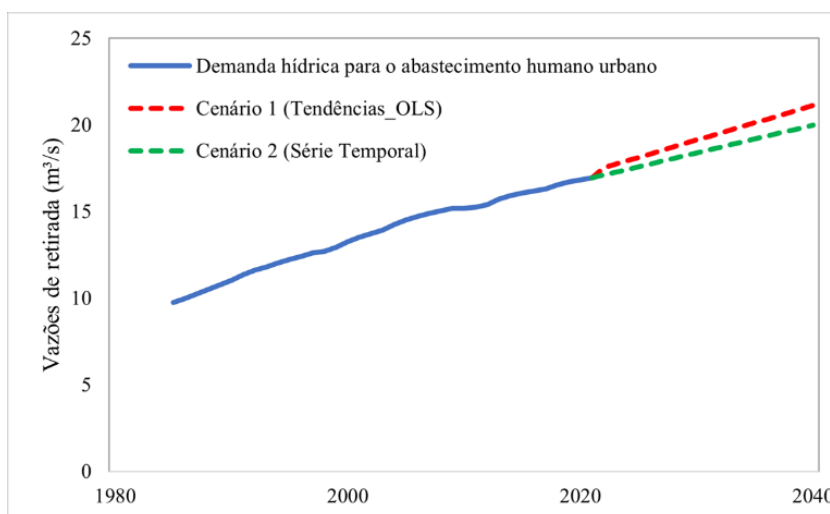


Figura 11: Evolução temporal e cenários futuros individualizados da variável dependente de demanda hídrica para o abastecimento humano urbano. No cenário 1 (em vermelho), os valores foram obtidos pelo método dos mínimos quadrados, enquanto no cenário 2 (em verde), a estimativa foi gerada por meio da análise da séries temporais. Para cada cenário proposto acima, os mesmos foram comparados com os resultados do Modelo I (Eq. 10).

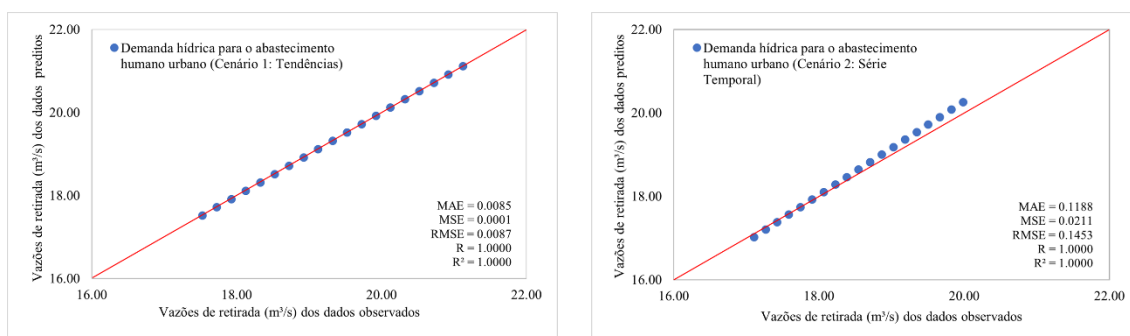


Figura 12: Desempenho do modelo I (Eq. 10) em diferentes cenários futuros. Na imagem à esquerda, visualiza-se o cenário simulado com as tendências obtidas pelo método dos mínimos quadrados. Por outro lado, na imagem à direita, estão representados os cenários futuros resultantes da análise das séries temporais. Os pontos em azul são as demandas hídricas urbanas futuras, distribuídas sequencialmente de 2022 até 2040. Os dados observados (eixo das abscissas) referem-se às projeções correspondente da variável dependente (Figura 11), enquanto os dados preditos (eixo das ordenadas) foram calculados a partir da modelagem da equação 10, usando os cenários futuros das variáveis independentes (Figura 10).

3.2. Modelo empírico de demanda hídrica animal (Modelo II)

3.2.1. Calibração

Quanto aos resultados do Modelo II (Tabela 5), a abordagem log-log deve ser rejeitada, uma vez que viola os testes *t-Student* da variável área de pecuária (p-valor >

0.05) e o da homocedasticidade dos resíduos da regressão ($p \leq 0.05$). Em contraste, os modelos linear, semi-logarítmico e o normalizado demonstram conformidade com os pressupostos estabelecidos.

Tabela 5: Resultados das análises de regressão múltipla para o Modelo II, usando áreas ocupadas por pecuária e o PIB do setor agropecuário como variáveis independentes.

MODELO II (Demanda hídrica animal)								
	Linear		Semi-Log		Log-Log		Normalizado	
R ²	0,927		0,914		0,951		0,925	
Teste F	1,10e-08		2,01e-08		6,77e-10		1,36e-08	
Teste de normalidade	0,918		0,719		0,199		0,890	
Teste de homocedasticidade	0,068		0,108		0,049		0,089	
AIC	-46,25		-107,1		-115,4		7,732	
BIC	-43,75		-104,6		-112,9		10,23	
	coeficientes	P> t 	coeficientes	P> t 	coeficientes	P> t 	coeficientes	P> t
Intercepto	5,4991	0,000	0,9058	0,000	3,2729	0,190	0,3565	0,000
Área de Pecuária	-1,004e-06	0,011	-1,692e-07	0,011	-0,5936	0,096	-0,4565	0,012
PIB da agropecuária	9,051e-11	0,029	1,341e-11	0,048	0,1081	0,001	0,4094	0,032

Apesar dos valores ligeiramente superiores dos coeficientes de determinação (R²) dos modelos linear e normalizado em comparação com o modelo de representação semi-logarítmica, ao analisarmos os valores dos Critérios de Informação de Akaike (AIC) e Bayesiano (BIC) nos três modelos em consideração, constatamos que o **modelo semi-logarítmico** (Equação 11) se apresenta como a escolha mais adequada para a estimativa da demanda hídrica para uso animal na Bacia do Paraíba do Sul.

$$\log_{10}(Y_2) = (-1.692 \times 10^{-7} \times x_3) + (1.341 \times 10^{-11} \times z_4) + 0.9058 \quad (\text{Eq. 11})$$

Em que: y_2 representa a variável dependente de demanda hídrica animal, x_3 é área ocupada pela pecuária (em hectares) e z_4 é o PIB setorial da agropecuária (em reais).

Por sua vez, o desempenho do Modelo II (Eq. 11) durante a etapa de calibração (1999-2019) pode ser visualizado na Figura 13. A comparação entre os dados observados e os preditos mostra a representatividade do modelo proposto, sendo corroborado tanto graficamente quanto através das métricas aplicadas.

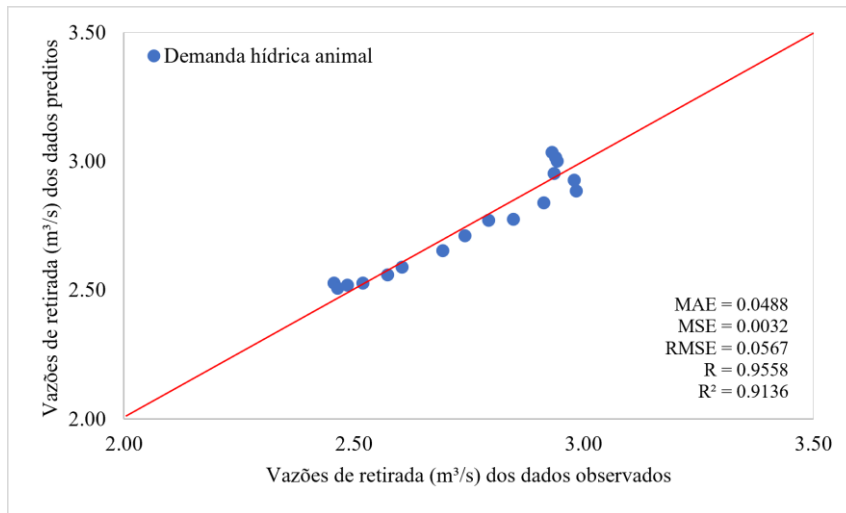


Figura 13: Desempenho do Modelo II (Eq. 11) na etapa de calibração. Nesse estudo, quanto mais próximo da reta, em vermelho, maior é a representatividade do modelo proposto. Os pontos (em azul) referem-se às demandas hídricas de uso animal distribuídas sequencialmente de 1999 até 2019.

3.2.2. Validação

O desempenho do Modelo II (Eq. 11) durante a fase de validação é apresentado na Figura 14. Dentre as métricas estatísticas aplicadas, o modelo apresentou resultados satisfatórios na comparação entre os valores observados e os preditos. Isso reforça a capacidade preditiva do modelo semi-logarítmico de demanda hídrica de uso animal (Eq. 11) na bacia do Paraíba do Sul.

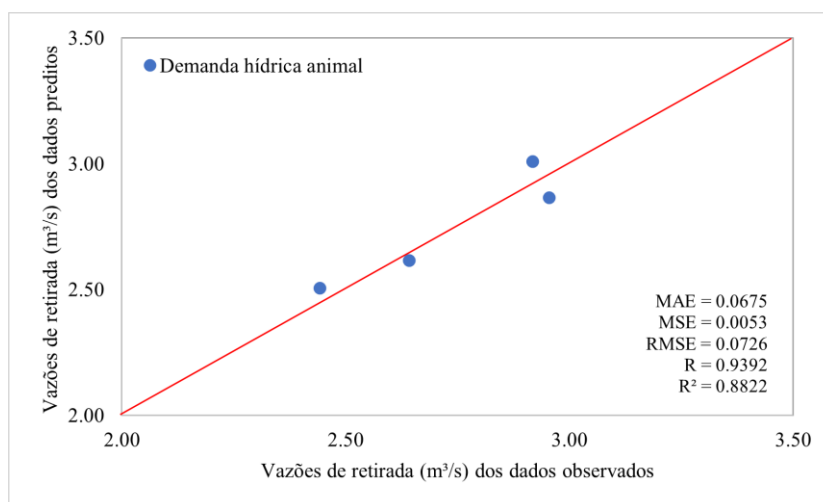


Figura 14: Desempenho do Modelo II (Eq. 11) na etapa de validação. Nesse estudo, quanto mais próximo da reta, em vermelho, maior é a representatividade do modelo proposto. Os pontos (em azul) referem-se às demandas hídricas de uso animal distribuídas de 2000, 2006, 2012 e 2018.

3.2.3. Aplicação

Sabendo que as áreas de pecuária e o PIB setorial da agropecuária foram identificados como as duas variáveis independentes capazes de explicar a variação da demanda hídrica animal, foi essencial utilizar os cenários futuros de ambas as variáveis de entrada (Figura 15) para prever o uso da água pelo Modelo II (Eq. 11).

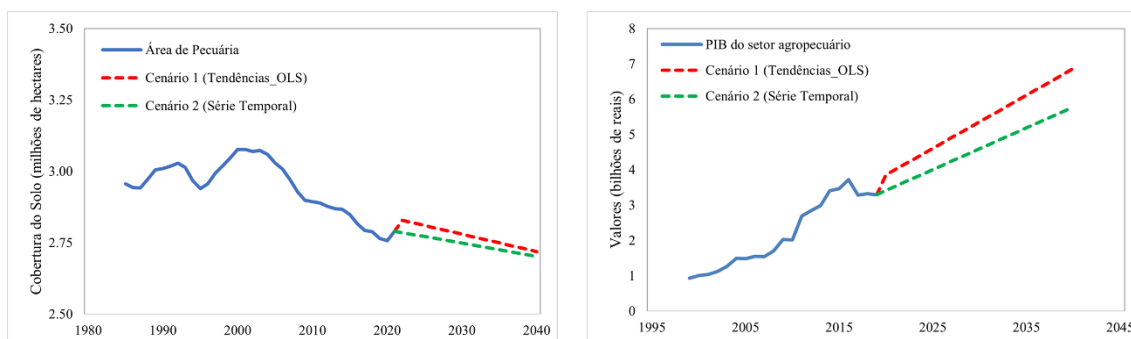


Figura 15: Evolução temporal e cenários futuros das variáveis de entrada do Modelo II (Eq. 11).

Assim, através da projeção futura das **variáveis independentes**, incorporamos esses valores na equação 11, o que nos permitiu calcular os prognósticos das demandas hídricas de uso animal para o Modelos II, abrangendo o período de 2020 a 2040. Posteriormente, comparamos esses resultados com os cenários futuros da **variável dependente** de demanda hídrica animal, conforme apresentado na Figura 16. Essa comparação está ilustrada na Figura 17, reforçando a confiabilidade do modelo em ambos os cenários considerados.

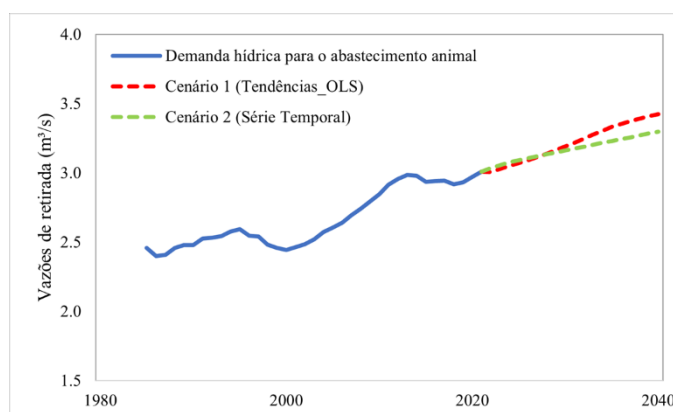


Figura 16: Evolução temporal e cenários futuros individualizados da variável dependente de demanda hídrica de uso animal. No cenário 1 (em vermelho), os valores foram obtidos pelo método dos mínimos quadrados, enquanto no cenário 2 (em verde), a estimativa foi gerada por meio da análise da séries temporais. Para cada cenário proposto acima, os mesmos foram comparados com os resultados do Modelo II (Eq. 11).

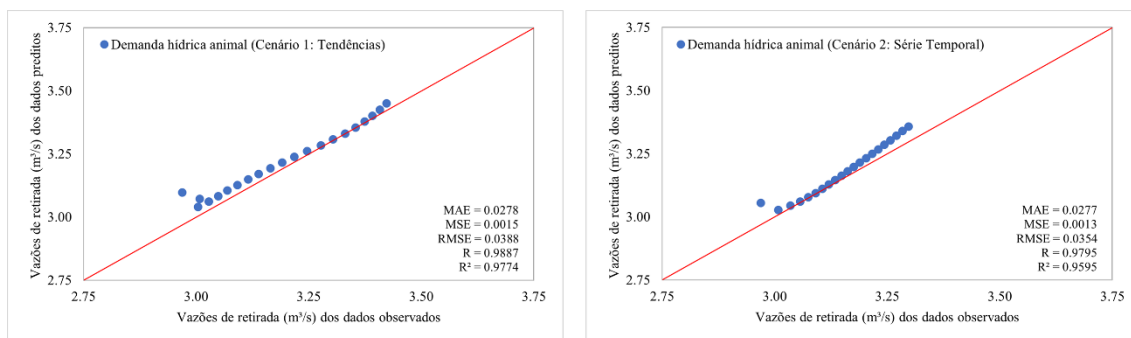


Figura 17: Desempenho do modelo II (Eq. 11) em diferentes cenários futuros. Na imagem à esquerda, visualiza-se o cenário simulado com as tendências obtidas pelo método dos mínimos quadrados. Por outro lado, na imagem à direita, estão representados os cenários futuros resultantes da análise das séries temporais. Os pontos em azul são as demandas hídricas futuras para o uso animal, distribuídas sequencialmente de 2020 até 2040. Os dados observados (eixo das abscissas) referem-se às projeções correspondente da variável dependente (Figura 16), enquanto os dados preditos (eixo das ordenadas) foram calculados a partir da modelagem da equação 11, usando os cenários futuros das variáveis independentes (Figura 15).

3.3. Discussão

Nosso estudo introduz duas abordagens inovadoras para estimar e prever as necessidades de água tanto para o abastecimento urbano, quanto para uso animal em bacias hidrográficas. Essas metodologias integram técnicas estatísticas de regressão múltipla com dados provenientes de sensoriamento remoto, o que pode reduzir os custos associados à formulação de planos de bacia, ao mesmo tempo em que aprofundam nossa compreensão dos aspectos quantitativos relacionados aos recursos hídricos.

Enquanto as técnicas convencionais de previsão e estimativa das demandas hídricas urbanas consideram fatores como a população residente e os índices de consumo *per capita* (ANA, 2019), o Modelo I (Eq. 10) destaca-se por sua abordagem diferenciada. Ele vai além dessas metodologias tradicionais, incorporando não apenas a variável populacional, mas também as áreas urbanizadas - uma relação pouco explorada no contexto das interações entre uso do solo e demanda por água (SHANDAS; PARANDVASH, 2010).

Por outro lado, o Modelo II (Eq. 11) representa uma abordagem mais moderna e eficiente do que os métodos tradicionais. Esta abordagem indireta considera a área de cobertura do solo utilizada para atividades pecuárias e o indicador econômico do PIB setorial da agropecuária, em contraste com a contagem de animais e seus padrões de consumo por categoria de rebanho (ANA, 2019). Vale ressaltar que há uma carência de estudos que explorem modelos econométricos para demanda hídrica associada a atividades animais, o que confere singularidade ao nosso modelo.

Os resultados obtidos indicam que a vazão de retirada para o abastecimento urbano está intimamente ligada às áreas urbanizadas e à população urbana. Em contrapartida, a vazão destinada ao uso animal é influenciada pela variação na área ocupada por atividades pecuárias e pelo desempenho econômico setorial da agropecuária. Os altos coeficientes de correlação e o p-valor do teste F global evidenciam uma forte associação entre as variáveis independentes e suas respectivas variáveis dependentes.

É importante notar que a variável de cobertura do solo é um elemento comum entre os modelos de demanda hídrica urbana e de uso animal, já que as áreas urbanizadas e as destinadas à pecuária integram suas estruturas. Isso sugere que a demanda hídrica setorial está intrinsecamente ligada a uma classe específica de cobertura do solo, a qual é influenciada pelas atividades humanas.

Ao aplicarmos os modelos a cenários futuros, constatamos que o crescimento populacional e a expansão das áreas urbanas estão diretamente associados ao aumento previsto na demanda hídrica urbana na bacia hidrográfica. O Modelo II (Eq. 11) revela um cenário em que, apesar da diminuição das áreas destinadas à pecuária ao longo do tempo (Figura 15), as retiradas de água para uso animal crescem em paralelo com o PIB do setor agropecuário, sugerindo que a bacia do Paraíba do Sul está passando por uma transição de uma pecuária extensiva para uma pecuária intensiva.

4. CONCLUSÕES

Neste estudo, as vazões de retirada para o abastecimento urbano e de uso animal foram modeladas em escala de bacia hidrográfica usando uma abordagem empírica baseada em dados oficiais relacionados à ocupação humana de bacias hidrográficas. A associação entre variáveis socioambientais e as demandas hídricas setoriais foi investigada por meio de análises estatísticas de correlação e do teste global F, indicando o grau de representação das variáveis independentes sobre as dependentes.

A demanda hídrica urbana está fortemente relacionada à expansão de áreas urbanas e à população residente. O modelo normalizado de demanda hídrica para uso humano urbano (Eq. 10) é simples, robusto e replicável, sendo um dos poucos trabalhos na literatura que relaciona a classe de cobertura do solo com o uso da água. Esta abordagem difere das metodologias tradicionais, pois não necessita de índices de consumo *per capita* e de hidrometração.

Paralelamente, o modelo semi-logarítmico de demanda hídrica para uso animal (Eq. 11) oferece uma abordagem única, moderna e pouco onerosa ao considerar como variáveis de entrada: a área ocupada por pecuária e o indicador econômico do PIB da agropecuária. Esta ferramenta é uma alternativa tão significativa quanto as metodologias tradicionais, que usam o número de animais e seu padrão de consumo por tipologia de rebanho.

A variável de cobertura do solo é um aspecto comum entre os modelos de demanda hídrica urbana e de uso animal. Esta característica reforça a importância das classes de cobertura do solo, como áreas urbanizadas e de pecuária, para estimar e prever as demandas hídricas urbana e animal. Isso se deve ao fato de que o uso da água setorial está diretamente associado a uma determinada classe de cobertura do solo, a qual é modificada pelos processos de ocupação humana.

Desse modo, o crescimento populacional e a expansão das áreas urbanas aumentam a necessidade de água para o abastecimento humano urbano em bacias hidrográficas. Por outro lado, as retiradas de água para uso animal aumentam à medida que o PIB da agropecuária cresce, apesar do declínio das áreas de pecuária. Isso indica que a bacia do Paraíba do Sul está passando por uma mudança, indo de uma pecuária extensiva para uma pecuária intensiva.

Assim, este estudo serve como referência para futuras investigações, ao ampliar a compreensão das demandas hídricas urbana e de uso animal em bacias hidrográficas. Possui ainda o potencial de contribuir na elaboração dos planos de bacia, através das estimativas atuais e futuras de demanda hídrica, conforme a perspectiva de ocupação e desenvolvimento da bacia hidrográfica. Deste modo, auxiliando os responsáveis pelo planejamento e gestão da oferta e da demanda de recursos hídricos a assegurar as vazões necessárias aos diferentes usuários.

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Usos Consuntivos da Água no Brasil**. Brasília, 2019. Recuperado em 07 de junho de 2021, de <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/5146c9ec-5589-4af1-bd64-d34848f484fd>

ARBUÉS, Fernando; GARCIA-VALIÑAS, María Ángeles; MARTINEZ-ESPIÑEIRA, Roberto. Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. **The Journal of Socio-Economics**, v. 32, n. 1, p. 81-102, 2003.

AZEVEDO, J. P. S. *et al.* **Estudo da Relação entre Floresta/Usos do Solo e Disponibilidade Hídrica na Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Relatório Final. Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente. COPPE/UFRJ, 2003. Recuperado em 27 de outubro de 2021, de <https://www.ceivap.org.br/artigos-e-publicacoes>

BABEL, Mukand Singh; GUPTA, A. Das; PRADHAN, P. A multivariate econometric approach for domestic water demand modeling: an application to Kathmandu, Nepal. **Water Resources Management**, v. 21, p. 573-589, 2007.

BABEL, Mukand Singh; SHINDE, Victor R. Identifying prominent explanatory variables for water demand prediction using artificial neural networks: a case study of Bangkok. **Water Resources Management**, v. 25, p. 1653-1676, 2011.

CARRERA-FERNANDEZ, José; GARRIDO, Raymundo-José. **Economia dos recursos hídricos**. Edufba, 2002.

CHEN, Chao *et al.* Analysis of regional economic development based on land use and land cover change information derived from Landsat imagery. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 12721, 2020.

CHEN, Chao *et al.* A seamless economical feature extraction method using Landsat time series data. **Earth Science Informatics**, v. 14, p. 321-332, 2021.

COELHO, Victor M. B. **Paraíba do Sul: um rio estratégico**. Casa da Palavra, 2012.

CEIVAP. Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul**. Relatório Técnico. Resende/RJ, 2021. Recuperado em 07 de novembro de 2021, de <https://www.ceivap.org.br/instrumentos-de-gestao/plano-de-recursos-hidricos>

FRANCZYK, Jon; CHANG, Heejun. Spatial analysis of water use in Oregon, USA, 1985–2005. **Water Resources Management**, v. 23, p. 755-774, 2009.

FOLEY, Jonathan A. *et al.* Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FONTENELLE, T. H.; FUCKNER, M. A.; SOARES, S. R. A. (2021). **Produção animal e usos consuntivos da água no Brasil**. In: Produção animal e recursos hídricos: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo. Julio Cesar Pascale Palhares (editor técnico). Brasília, DF: Embrapa, 2021.

GALDINO, Luciano. **Estatística: Análises de Regressões com Python**. Udemy, 2023a. Disponível em: <<https://www.udemy.com/course/estatistica-analises-de-regressoes-com-python/>>. Acesso em: 07 de ago de 2023.

GALDINO, Luciano. **Séries Temporais com Python**. Udemy, 2023b. Disponível em: <<https://www.udemy.com/course/series-temporais-com-python-i/>>. Acesso em: 11 de ago de 2023.

HAIR, Joseph F. *et al.* **Análise multivariada de dados**. Bookman editora, 2009.

HE, Canfei; HUANG, Zhiji; WANG, Rui. Land use change and economic growth in urban China: A structural equation analysis. **Urban Studies**, v. 51, n. 13, p. 2880-2898, 2014.

HERRMANN, Stefanie M. *et al.* Accelerating land cover change in West Africa over four decades as population pressure increased. **Communications Earth & Environment**, v. 1, n. 1, p. 53, 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bacias e divisões hidrográficas do Brasil – Relatório Metodológico**, nº 48 em cooperação com a ANA, 2021. Recuperado em 19 de novembro de 2021, de <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/3d87216f-e45e-41d8-9837-074c1608fb1e/attachments/liv101854.pdf>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Malhas territoriais**: Arquivo shapefile com os limites das Unidades da Federação, 2022. Recuperado em 13 de agosto de 2023, de <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **População residente - Censo Demográfico – Tabela 202**. SIDRA: Sistema IBGE de Recuperação Automática, 2023a. Recuperado em 15 de abril de 2023, de <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/202>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produto Interno Bruto dos Municípios – Tabelas 21 e 5938**. SIDRA: Sistema IBGE de Recuperação Automática, 2023b. Recuperado em 15 de abril de 2023, de <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/5938> & <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/21>

LARSON, Ron. **Estatística Aplicada**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2010.

LOPEZ, D. M.; PALACIOS, C. R. Information criteria on multimodel selection of parametric regression: Biological applications. **Comunicaciones en Estadística**, v. 8, n. 1, p. 45, 2015.

MAPBIOMAS. **Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. 2022. Recuperado em 20 de setembro de 2022, de <http://mapbiomas.org>

MIRANDA, E. E. **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Recuperado em 13 de agosto de 2023, de <http://www.relevobr.cnpem.br>

MITSUDA, Yasushi; ITO, Satoshi. A review of spatial-explicit factors determining spatial distribution of land use/land-use change. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 7, p. 117-125, 2011.

PANAGOPOULOS, George P. *et al.* Mapping urban water demands using multi-criteria analysis and GIS. **Water Resources Management**, v. 26, p. 1347-1363, 2012.

PANAGOPOULOS, George P. Assessing the impacts of socio-economic and hydrological factors on urban water demand: A multivariate statistical approach. **Journal of hydrology**, v. 518, p. 42-48, 2014.

SANTANA, Marcelo; BATISTA, José Anderson do Nascimento. Interdependências bilaterais entre usos da água e do solo e a disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do Rio Grande. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, p. 1253-1262, 2022.

SARTORIO, Letícia Figueiredo; MAIER, Éder Leandro Bayer. Identificação das Mudanças Espaço-temporais nos Biomas Brasileiros por Intermédio da Análise de Componentes Principais (ACP). **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 74, n. 2, 2022.

SERRICCHIO, C. *et al.* **O CEIVAP e a gestão integrada dos recursos hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul: um relato da prática**. Rio de Janeiro: Caixa, 2005.

SHANDAS, Vivek; PARANDVASH, G. Hossein. Integrating urban form and demographics in water-demand management: An empirical case study of Portland, Oregon. **Environment and Planning B: Planning and Design**, v. 37, n. 1, p. 112-128, 2010.

SOUZA-GROPPO, Gustavo de; COSTA, Marcelo Azevedo; LIBÂNIO, Marcelo. Predicting water demand: A review of the methods employed and future possibilities. **Water Supply**, v. 19, n. 8, p. 2179-2198, 2019.

TUNDISI, José Galizia; MATSUMURA-TUNDISI, Takako. **Recursos hídricos no século XXI**. Oficina de Textos, 2011.

ULLAH, Kazi Masel; UDDIN, Kabir. The relationships between economic growth and cropland changes in Bangladesh: An evidence based on annual land cover data. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100252, 2021.

VAN BREUGEL, Paulo *et al.* Livestock water use and productivity in the Nile Basin. **Ecosystems**, v. 13, p. 205-221, 2010.

WU, Yanyan; LI, Shuyuan; YU, Shixiao. Monitoring urban expansion and its effects on land use and land cover changes in Guangzhou city, China. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, p. 1-15, 2016.

ZHOU, Shuang Lin *et al.* Forecasting daily urban water demand: a case study of Melbourne. **Journal of hydrology**, v. 236, n. 3-4, p. 153-164, 2000.

ZUBAIDI, Salah L. *et al.* A Novel approach for predicting monthly water demand by combining singular spectrum analysis with neural networks. **Journal of hydrology**, v. 561, p. 136-145, 2018.

ZUBAIDI, Salah L. *et al.* Urban water demand prediction for a city that suffers from climate change and population growth: Gauteng province case study. **Water**, v. 12, n. 7, p. 1885, 2020.

ANEXOS E MATERIAL SUPLEMENTAR

ANEXO A: Sedes municipais inseridas na Bacia do Paraíba. Fonte: CEIVAP (2021) e IBGE (2021a).

UF	MG	RJ	SP
1	Além Paraíba	Aperibé	Aparecida
2	Antônio Prado de Minas	Areal	Arapeí
3	Aracitaba	Barra do Piraí	Areias
4	Argirita	Barra Mansa	Bananal
5	Astolfo Dutra	Bom Jardim	Caçapava
6	Barão do Monte Alto	Cambuci	Cachoeira Paulista
7	Belmiro Braga	Campos dos Goytacazes	Canas
8	Bias Fortes	Cantagalo	Cruzeiro
9	Bicas	Cardoso Moreira	Cunha
10	Carangola	Carmo	Guararema
11	Cataguases	Comendador Levy Gasparian	Guaratinguetá
12	Chácara	Cordeiro	Igaratá
13	Chiador	Duas Barras	Jacareí
14	Coronel Pacheco	Italva	Jambeiro
15	Descoberto	Itaocara	Lagoinha
16	Divino	Itaperuna	Lavrinhas
17	Dona Eusébia	Itatiaia	Lorena
18	Estrela Dalva	Laje do Muriaé	Monteiro Lobato
19	Eugenópolis	Macuco	Natividade da Serra
20	Ewbank da Câmara	Mendes	Paraibuna
21	Faria Lemos	Miguel Pereira	Pindamonhangaba
22	Fervedouro	Miracema	Piquete
23	Goianá	Natividade	Potim
24	Guarani	Nova Friburgo	Queluz
25	Guarará	Paraíba do Sul	Redenção da Serra
26	Guidoval	Paty do Alferes	Roseira
27	Guiricema	Petrópolis	Santa Branca
28	Itamarati de Minas	Pinheiral	Santa Isabel
29	Juiz de Fora	Piraí	São José do Barreiro
30	Laranjal	Porciúncula	São José dos Campos
31	Leopoldina	Porto Real	São Luiz do Paraitinga
32	Lima Duarte	Quatis	Silveiras
33	Mar de Espanha	Resende	Taubaté
34	Maripá de Minas	Rio Claro	Tremembé
35	Matias Barbosa	Rio das Flores	
36	Mercês	Santa Maria Madalena	
37	Miradouro	Santo Antônio de Pádua	
38	Miraí	São Fidélis	
39	Muriaé	São Francisco de Itabapoana	
40	Olaria	São João da Barra	
41	Oliveira Fortes	São José do Ubá	
42	Orizânia	São José do Vale do Rio Preto	
43	Paiva	São Sebastião do Alto	
44	Palma	Sapucaia	
45	Passa Vinte	Sumidouro	
46	Patrocínio do Muriaé	Teresópolis	
47	Pedra Dourada	Trajano Moraes	
48	Pedro Teixeira	Três Rios	
49	Pequeri	Valença	
50	Piau	Vassouras	
51	Pirapetinga	Volta Redonda	
52	Piraúba		
53	Recreio		
54	Rio Novo		

55	Rio Pomba		
56	Rio Preto		
57	Rochedo de Minas		
58	Rodeiro		
59	Rosário da Limeira		
60	Santa Bárbara do Monte Verde		
61	Santa Bárbara do Tugúrio		
62	Santa Rita de Jacutinga		
63	Santana de Cataguases		
64	Santana do Deserto		
65	Santo Antônio do Aventureiro		
66	Santos Dumont		
67	São Francisco do Glória		
68	São Geraldo		
69	São João Nepomuceno		
70	São Sebastião da Vargem Alegre		
71	Senador Cortês		
72	Silveirânia		
73	Simão Pereira		
74	Tabuleiro		
75	Tocantins		
76	Tombos		
77	Ubá		
78	Vieiras		
79	Visconde do Rio Branco		
80	Volta Grande		

ANEXO B: Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis populacionais e as diferentes classes de cobertura do solo confrontadas com a variável dependente de demanda hídrica para o abastecimento humano urbano. Aqui, destacamos, em negrito, as potenciais variáveis preditoras que apresentaram coeficientes de correlação maiores do que ± 0.90 .

	x1	x2	x3	x4	x5	x6	x7	w1	w2	w3	y1
x1	1.000										
x2	0.891	1.000									
x3	-0.663	-0.557	1.000								
x4	0.971	0.920	-0.634	1.000							
x5	-0.616	-0.685	-0.100	-0.634	1.000						
x6	0.979	0.918	-0.632	0.997	-0.639	1.000					
x7	-0.633	-0.533	0.090	-0.650	0.727	-0.659	1.000				
w1	0.972	0.919	-0.634	0.998	-0.638	0.999	-0.655	1.000			
w2	0.972	0.919	-0.634	0.998	-0.638	0.999	-0.655	1.000	1.000		
w3	-0.972	-0.919	0.634	-0.998	0.638	-0.999	0.655	-1.000	-1.000	1.000	
y1	0.972	0.919	-0.634	0.998	-0.638	0.999	-0.655	1.000	1.000	-1.000	1.000

Legenda: x1 = Floresta; x2 = Agricultura; x3 = Pecuária; x4 = Silvicultura; x5 = Mosaico agropecuário; x6 = Área urbanizada; x7 = Corpo Hídrico; w1 = População total; w2 = População urbana; w3 = População rural e y1 = Demanda hídrica urbana (vazões de retirada em m³/s).

ANEXO C: Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis socioeconômicas e as diferentes classes de cobertura do solo confrontadas com a variável dependente de demanda hídrica de uso animal. Aqui, destacamos, em negrito, as potenciais variáveis predictoras que apresentaram coeficientes de correlação maiores do que ± 0.90 .

	x1	x2	x3	x4	x5	x6	x7	w1	w2	w3	z1	z2	z3	z4	z5	z6	z7	y2	
x1	1.000																		
x2	0.723	1.000																	
x3	-0.973	-0.694	1.000																
x4	1.000	0.723	-0.973	1.000															
x5	0.534	0.353	-0.615	0.534	1.000														
x6	1.000	0.723	-0.973	1.000	0.534	1.000													
x7	0.086	0.346	-0.216	0.086	0.574	0.086	1.000												
w1	1.000	0.723	-0.973	1.000	0.534	1.000	0.086	1.000											
w2	1.000	0.723	-0.973	1.000	0.534	1.000	0.086	1.000	1.000										
w3	-1.000	-0.723	0.973	-1.000	-0.534	-1.000	-0.086	-1.000	-1.000	1.000									
z1	0.958	0.779	-0.931	0.958	0.453	0.958	0.130	0.958	0.958	-0.958	1.000								
z2	0.973	0.755	-0.944	0.973	0.490	0.973	0.098	0.973	0.973	-0.973	0.980	1.000							
z3	0.958	0.779	-0.931	0.958	0.453	0.958	0.130	0.958	0.958	-0.958	1.000	0.980	1.000						
z4	0.958	0.762	-0.929	0.958	0.426	0.958	0.100	0.958	0.958	-0.958	0.924	0.919	0.924	1.000					
z5	0.799	0.860	-0.772	0.799	0.426	0.799	0.360	0.799	0.799	-0.799	0.909	0.858	0.909	0.789	1.000				
z6	0.995	0.728	-0.966	0.995	0.527	0.995	0.086	0.995	0.995	-0.995	0.963	0.968	0.963	0.953	0.811	1.000			
z7	1.000	0.723	-0.973	1.000	0.534	1.000	0.086	1.000	1.000	-1.000	0.958	0.973	0.958	0.958	0.799	0.995	1.000		
y2	0.923	0.836	-0.902	0.923	0.383	0.923	0.196	0.923	0.923	-0.923	0.957	0.936	0.957	0.945	0.881	0.925	0.923	1.000	

Legenda: x1 = Floresta; x2 = Agricultura; x3 = Pecuária; x4 = Silvicultura; x5 = Mosaico agropecuário; x6 = Área urbanizada; x7 = Corpo Hídrico; w1 = População total; w2 = População urbana; w3 = População rural; z1 = PIB Total; z2 = Impostos; z3 = Valor adicionado total; z4 = Valor adicionado do setor agropecuário; z5 = Valor adicionado setor industrial, z6 = Valor adicionado do setor de serviços; z7 = Valor adicionado da administração pública; y2 = Demanda hídrica de dessedentação animal (vazões de retirada em m³/s).

ANEXO D:

Para obter informações mais detalhadas a respeito da base de dados, dos cenários futuros e dos diretórios correspondentes às modelagens de demanda hídrica urbana e de uso animal, assim como acessar os *scripts* em *Python*, consulte o seguinte *link*: <https://drive.google.com/drive/folders/1FC4CXi4ncPnw-HRqqG44x7ooaKrTtN5w?usp=sharing>. Destaca-se que esses *scripts* foram adaptados com base nos trabalhos realizados por Galdino (2023a e 2023b).

Para revisar os passos de modelagem, sugere-se que você faça o download do diretório e dos arquivos associados para a **sua** conta do *Google Drive*. Em seguida, clique com o botão direito do *mouse* sobre o *script* desejado e selecione a opção "Abrir com o *Google Colab*". Nas seções do código em que são realizadas importações da base de dados, será necessário fornecer o caminho correto do arquivo correspondente. Por fim, você pode executar o código linha por linha para acompanhar o processo.