

Desenvolvimento de metodologia para a construção de modelos de demanda hídrica baseado na ocupação de bacias hidrográficas

Development of a methodology for building empirical models of water demand for urban supply and animal use based on watershed occupancy

Vinícius Vieira de Moraes

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, Brasil

Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, Brasil

vinicius.v.moraes@ufms.br

vvmoraes@id.uff.br

 <https://orcid.org/0000-0001-9043-8804>

Dulce Buchala Bicca Rodrigues

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, Brasil

dulce.rodrigues@ufms.br

 <https://orcid.org/0000-0001-9637-5250>

RESUMO

As mudanças nos usos da água em bacias hidrográficas estão relacionadas aos processos de ocupação humana, que incluem diferentes atividades socioeconômicas e distintos padrões de cobertura do solo. No contexto brasileiro, verifica-se um crescimento das demandas hídricas em diferentes setores, sendo esse aumento associado ao desenvolvimento econômico e ao processo de urbanização. Nesse cenário, para uma gestão efetiva e um planejamento adequado dos recursos hídricos, é essencial compreender os fatores que impulsionam as mudanças nos usos da água. Além disso, há uma carência de estudos que investigam a interação entre as alterações nos usos da água e as transformações na cobertura do solo. Para tanto, este estudo propõe a construção de modelos matemáticos empíricos, baseado em regressão múltipla, para representar a demanda hídrica setorial e sua relação com dados anuais ambientais e socioeconômicos provenientes da Bacia do Paraíba do Sul, localizada na região Sudeste do Brasil. Inicialmente, avaliou-se as associações entre as vazões de retirada para o abastecimento urbano e uso animal com as classes de cobertura do solo e indicadores socioeconômicos, com o intuito de identificar as potenciais variáveis explicativas dos modelos. Na fase de calibração, foram testadas quatro abordagens matemáticas diferentes: linear, semi-logarítmica, log-log e normalizada. Posteriormente, esses modelos construídos foram submetidos a uma etapa de validação usando um conjunto de métricas estatísticas. Os resultados revelaram que o modelo empírico normalizado de demanda hídrica urbana foi estatisticamente significativo, tendo como variáveis de entrada: as áreas urbanizadas e população urbana. Já o modelo semi-log de demanda hídrica animal foi desenvolvido com base em dados que incluem a área destinada à pecuária e o Produto Interno Bruto do setor agropecuário. Dessa forma, os modelos propostos permitem estimar as demandas hídricas a partir das mudanças na cobertura do solo em bacia hidrográfica, subsidiando a gestão integrada dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Uso da água; Cobertura do solo; Indicadores socioeconômicos.

ABSTRACT

The changes in water use in hydrographic basins are related to human occupation processes, which include diverse socioeconomic activities and distinct soil cover patterns. In the Brazilian context, there is an increase in demand for water in different sectors, and this increase is associated with economic development and the urbanization process. In this scenario, for effective management and adequate planning of water resources, it is essential to understand the factors that drive changes in water use. Furthermore, there is a lack of studies that investigate the interaction between changes in water use and transformations in soil cover. Therefore, this study proposes the construction of empirical mathematical models based on multiple regression to represent sectoral water demand and its relationship with annual environmental and socioeconomic data from the Paraíba do Sul River Basin, located in the Southeast region of Brazil. Initially, associations were evaluated between water withdrawal flows for urban supply and livestock use with soil cover classes and socioeconomic indicators to identify potential explanatory variables for the models. In the calibration phase, four

different mathematical approaches were tested: linear, semi-logarithmic, log-log and normalized. Subsequently, these constructed models underwent a validation stage using a set of statistical metrics. The results revealed that the standardized empirical model of urban water demand was statistically significant, with urbanized areas and urban population as input variables. On the other hand, the semi-log model of livestock water demand was derived from the livestock area and the GDP of the agricultural sector. Thus, the proposed models allow estimating water demands based on changes in soil cover within a river basin, supporting the integrated management of water resources.

Keywords: Water use; Soil cover; Socioeconomic indicators.

1. INTRODUÇÃO

A transformação dos padrões de uso da água em bacias hidrográficas está intrinsecamente ligada aos processos de ocupação humana regional, que abrangem uma ampla gama de atividades socioeconômicas e diferentes padrões de cobertura do solo. Essas alterações nas demandas hídricas resultam da complexa interação entre fatores ambientais, demográficos e econômicos, tornando desafiadora a representação e o monitoramento desse processo dinâmico. Portanto, compreender essa interação entre as múltiplas variáveis envolvidas é fundamental para uma gestão eficaz dos recursos hídricos, especialmente considerando que as bacias hidrográficas são unidades de gestão territorial abrangentes, que abarcam uma diversidade de atividades humanas com impactos diversos nos recursos hídricos.

Nesse contexto, muitas bacias hidrográficas da porção leste brasileira enfrentam um acelerado processo de modificação nos padrões hidrológicos e de vegetação, em resposta às crescentes demandas por água, alimentos e atividades produtivas da população em expansão. Isso gera desafios significativos para a conservação ambiental, bem como para 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, como o crescimento populacional (HE; HUANG; WANG, 2013), o desenvolvimento econômico, avanços tecnológicos e aspectos políticos (WU; LI; YU, 2015). Alguns estudos já indicam associações entre índices socioeconômicos e mudanças nos usos do solo, como o aumento do Produto Interno Bruto (PIB) e a urbanização (CHEN *et al.*, 2020).

Adicionalmente, no cenário brasileiro, as demandas hídricas setoriais estão em constante crescimento e sua evolução está relacionada ao desenvolvimento econômico e à urbanização (ANA, 2019). Portanto, estimar e prever tanto as demandas quanto as disponibilidades hídricas torna-se fundamental para uma gestão preditiva, integrada e adaptativa dos recursos hídricos, auxiliando os gestores da bacia na tomada de decisão, evitando o uso excessivo da água por determinadas atividades humanas, minimizando conflitos potenciais e garantindo o bem-estar da sociedade (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Nesse contexto, a Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul se destaca devido à sua importância ambiental e econômica para a região Sudeste do Brasil. No entanto, durante o decorrer do processo histórico de ocupação humana nessa área, uma série de intervenções humanas impactaram negativamente na biodiversidade do bioma Mata Atlântica (COELHO, 2012). Isso resultou em uma degradação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos, agravada pela crescente participação da região no cenário econômico nacional. Diante disso, é imperativo compreender as demandas hídricas internas da bacia, especialmente considerando o que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) sobre os usos múltiplos da água e a priorização, em situações de escassez, do abastecimento humano e da dessedentação de animais.

Entretanto, estimar os usos da água é uma tarefa desafiadora devido à falta de medições precisas em escalas espaciais e temporais adequadas. Mesmo que os inventários de outorga sejam amplamente utilizados, eles nem sempre conseguem fornecer uma representação precisa dos volumes de água efetivamente utilizados (ANA, 2019). Assim, métodos indiretos, como aqueles apoiados em produtos de Sensoriamento Remoto (SR) e ferramentas estatísticas, emergem como alternativas para o cálculo do uso da água (ANA, 2019), contribuindo para uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos (PANAGOPOULOS *et al.*, 2012).

Por exemplo, quando se trata do uso da água para abastecimento urbano, diversas técnicas têm sido empregadas para estimar essa demanda, incluindo modelos econométricos (BABEL; GUPTA; PRADHAN, 2006), análise de componentes principais (PANAGOPOULOS, 2014) e redes neurais (ZUBAIDI *et al.*, 2020). No entanto, não há um consenso claro na literatura quanto à abordagem mais eficaz (SOUZA-GROPPO; COSTA; LIBÂNIO, 2019). Além disso, é importante

ressaltar que as necessidades domésticas não são as únicas responsáveis pelo uso setorial, uma vez que os setores de comércio, serviços e administração pública também contribuem para o abastecimento das áreas urbanas (CARRERA-FERNANDEZ; GARRIDO, 2002).

No que diz respeito ao uso animal, é crucial notar que essa demanda não se limita apenas à dessedentação dos animais, mas também inclui as vazões necessárias para as operações pecuárias, limpeza de instalações e outras necessidades relacionadas à manutenção de propriedades rurais. Os métodos utilizados geralmente envolvem a aplicação de coeficientes técnicos ao número de animais registrados ou estimados em um ano de referência (FONTENELLE *et al.*, 2021). No entanto, há poucos estudos que abordam o uso de água na produção pecuária em bacias hidrográficas (VAN-BREUGEL *et al.*, 2010).

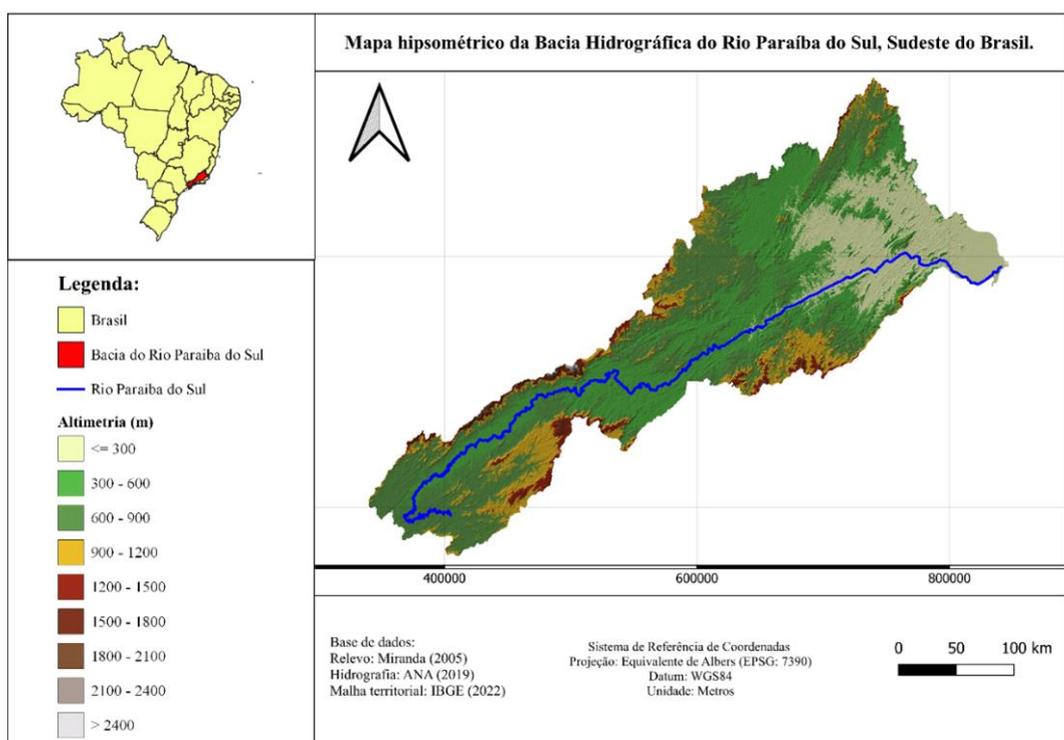
Portanto, este estudo visa desenvolver uma metodologia para a construção de modelos matemáticos empíricos de demanda hídrica setorial, com o objetivo de representar a dinâmica dos aspectos ambientais e socioeconômicos relacionados à ocupação humana das bacias hidrográficas. Nossa abordagem, baseada na análise de regressão múltipla, tem como finalidade a calibração e validação de modelos de retirada de água para abastecimento urbano e uso animal, contribuindo para uma gestão mais precisa e eficaz dos recursos hídricos em bacias hidrográficas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Neste estudo, buscou-se desenvolver uma metodologia para estimativa de duas demandas hídricas setoriais, fundamentado em dados empíricos associados à ocupação humana de bacias hidrográficas. Para alcançar esse objetivo, utilizamos dados oriundos de bases oficiais da Bacia do Rio Paraíba do Sul (**Mapa 1**), situada em uma das áreas mais densamente habitadas e economicamente desenvolvidas do Brasil. Sendo uma área de significativa importância econômica, uma vez que ela contribui com 10% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional (COELHO, 2012).

Mapa 1: Mapa hipsométrico da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, Sudeste do Brasil



Fonte: Moraes (2023).

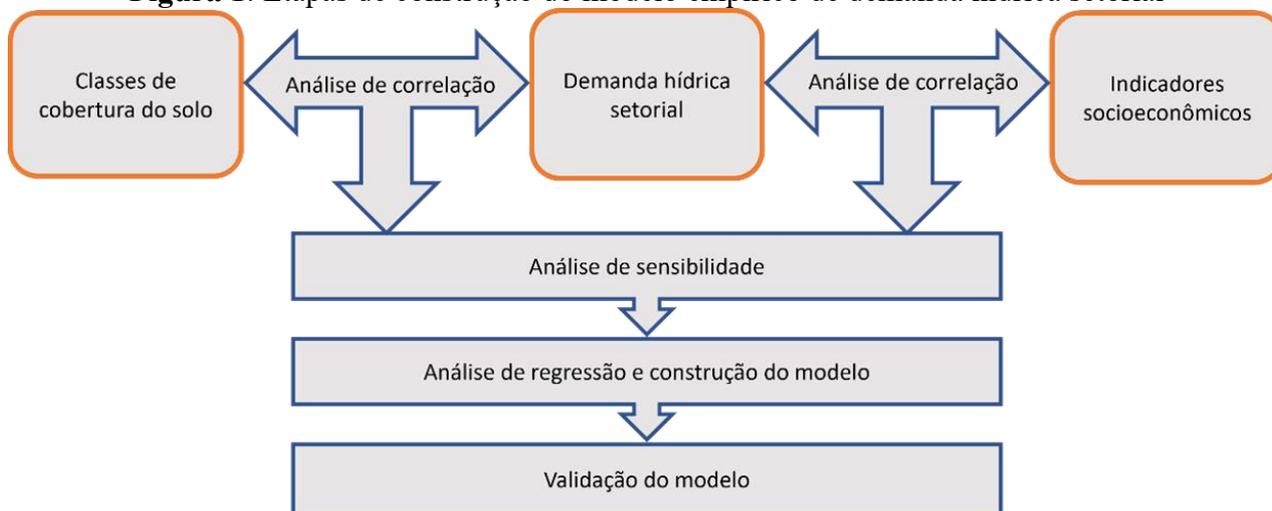
A área de pesquisa abrange uma região caracterizada pelo relevo acidentado, situada entre as serras do Mar e da Mantiqueira (SERRICCHIO *et al.*, 2005). Nesse contexto geográfico, o Rio Paraíba do Sul desempenha um papel de extrema importância como um dos principais cursos d'água na região Sudeste do Brasil. Este rio se estende por uma extensão de 1.139 quilômetros e possui uma vasta área de drenagem que abrange mais de 55.000 km² (IBGE, 2021). Seu potencial hídrico é amplamente explorado, tanto dentro dos limites da própria bacia quanto fora dela. Destaca-se sua contribuição para o abastecimento da região metropolitana do Rio de Janeiro, por meio de uma transposição de 120 m³/s, bem como para a região metropolitana de São Paulo, fornecendo um volume de 5,13 m³/s (CEIVAP, 2021).

No que diz respeito à evolução 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.

2.2. Delineamento do estudo

A proposta de trabalho utilizou a abordagem econométrica, baseada em regressão múltipla a partir da composição de metodologias propostas por Babel, Gupta e Pradhan (2006), Babel e Shinde (2010), Chen *et al.* (2020, 2021) e Ullah e Uddin (2021). O delineamento para a construção e a validação dos modelos empíricos de demanda hídrica setorial está apresentado na **Figura 1**.

Figura 1: Etapas de construção do modelo empírico de demanda hídrica setorial



Fonte: Moraes (2023).

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 *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 (**Equação (1)**), (ii) semi-log (**Equação (2)**), (iii) log-log (**Equação (3)**) e (iv) normalizada (**Equação (4)**) (BABEL; GUPTA; PRADHAN, 2006); BABEL; SHINDE, 2010). 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 conforme a **Equação (5)**.

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

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

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

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

A transformação dos dados busca mitigar os efeitos da multicolinearidade, onde as variáveis explicativas apresentam forte correlação entre si. Tal fenômeno pode prejudicar a capacidade preditiva das variáveis independentes (HAIR *et al.*, 2009). Além do emprego da transformação logarítmica, a literatura oferece diversas estratégias para lidar com a multicolinearidade, como: a análise da matriz de correlação das variáveis preditoras (MITSUDA; ITO, 2010); a redução de dimensionalidade (SARTORIO; MAIER, 2022) e a normalização das variáveis (BABEL; SHINDE, 2010), que tem o propósito de facilitar o tratamento de variáveis com unidades diferentes e ampla variação numérica. A fórmula utilizada é expressa pela Equação (5), em que Z representa a variável normalizada, L são os dados brutos, \bar{L} é a média e σ é o desvio padrão.

$$z = \frac{L - \bar{L}}{\sigma} \quad (5)$$

2.3. Base de dados

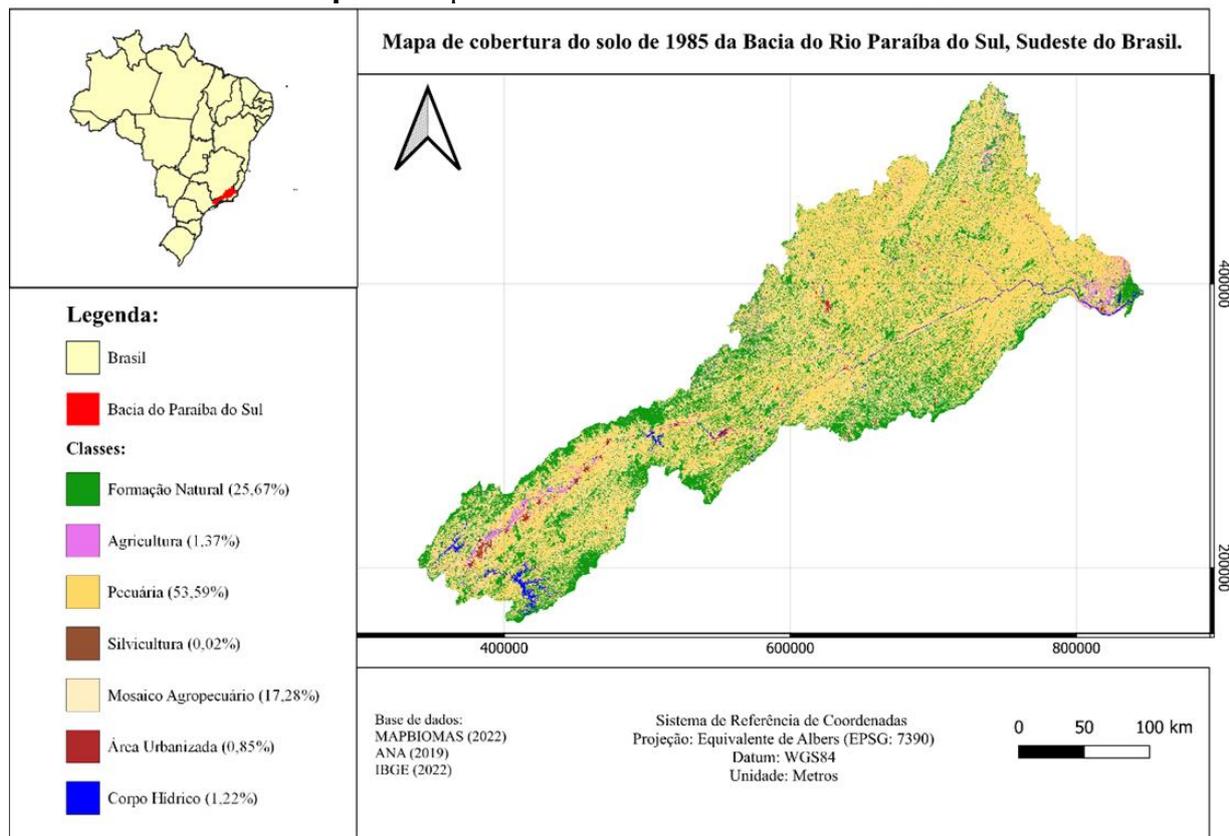
Os dados anuais para construção e validação dos modelos empíricos de demanda hídrica setorial englobam classes de cobertura do solo, juntamente com informações populacionais e econômicas, além das demandas hídricas setoriais (**Tabela 1**). Uma vez que uma parcela destes dados se encontra disponível na escala municipal, com o objetivo de tornar a base de dados espacialmente abrangente para a escala de bacia, consideramos os municípios cujas sedes estão localizadas dentro da área de estudo (CEIVAP, 2021). Em seguida, realizamos os somatórios anuais para cada variável em questão, a fim de garantir uma representatividade dos dados para a bacia de estudo.

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)
PIB total e setoriais dos municípios	Valores (reais)	SIDRA (IBGE, 2023b)

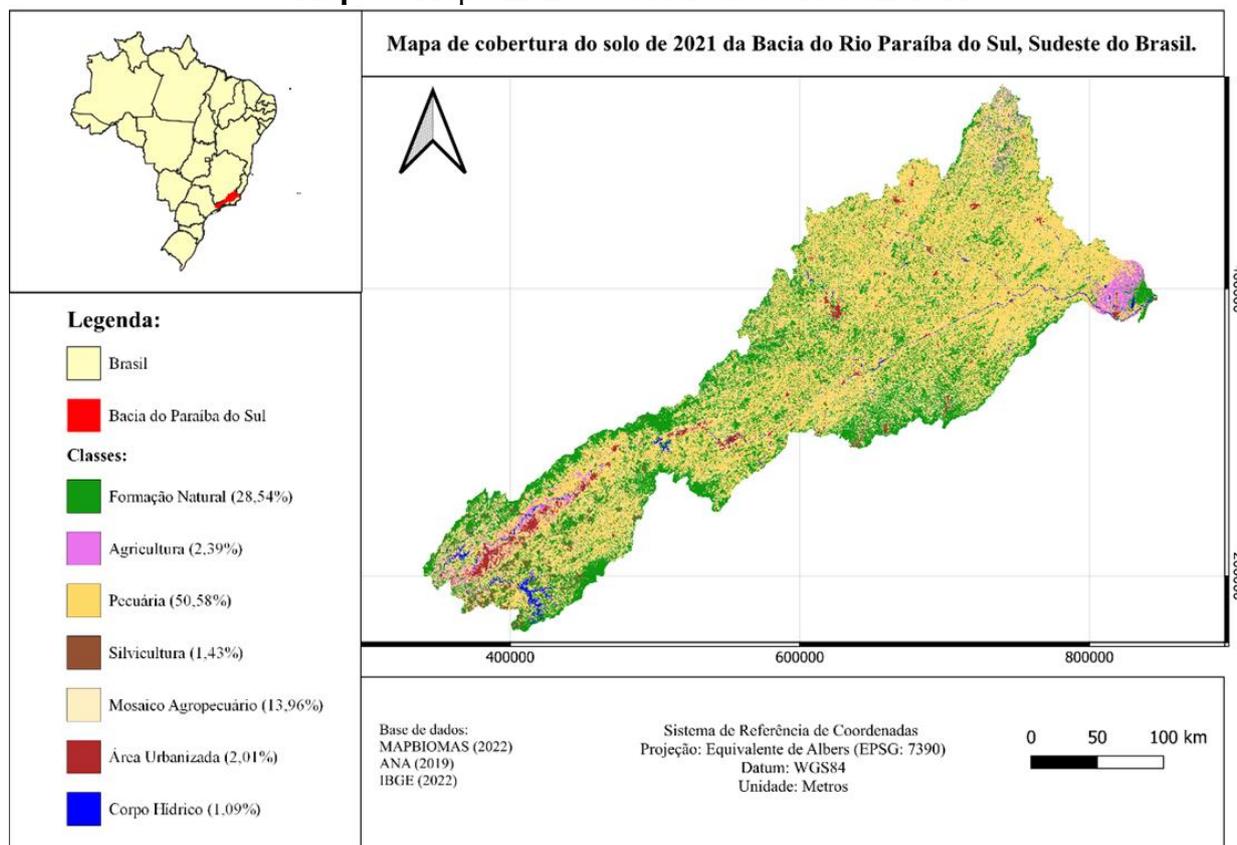
Os dados anuais de cobertura do solo da bacia do Paraíba do Sul foram coletados de 1985 a 2021 na plataforma do Projeto MapBiomias (SOUZA *et al.* 2020). Essa iniciativa disponibiliza coleções de dados de classificação da cobertura do solo em várias unidades territoriais, além de fornecer estatísticas, transições e acurácia. Os dados obtidos pertencem à coleção sete e possuem uma resolução espacial de 30 m. Posteriormente, reclassificamos esses dados em sete classes: formação natural, agricultura, pecuária, silvicultura, mosaico agropecuário, área urbanizada e corpos hídricos. Os mapas de cobertura do solo podem ser visualizados nos **Mapas 2 e 3**.

Mapa 2: Mapeamento da cobertura do solo em 1985



Fonte: Moraes (2023).

Mapa 3: Mapeamento da cobertura do solo em 2021

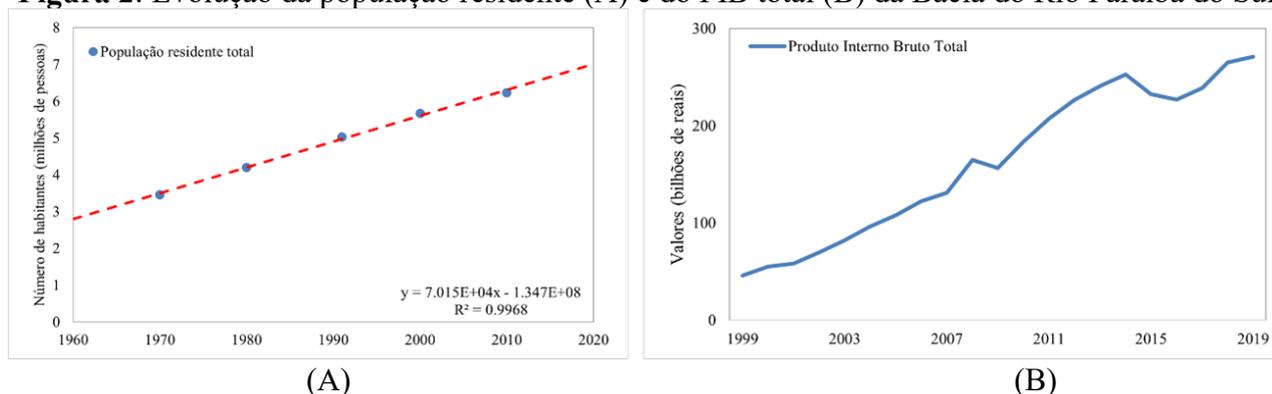


Fonte: Moraes (2023).

Para compreender a evolução dos indicadores socioeconômicos da 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 2a**). 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 2b**), 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.

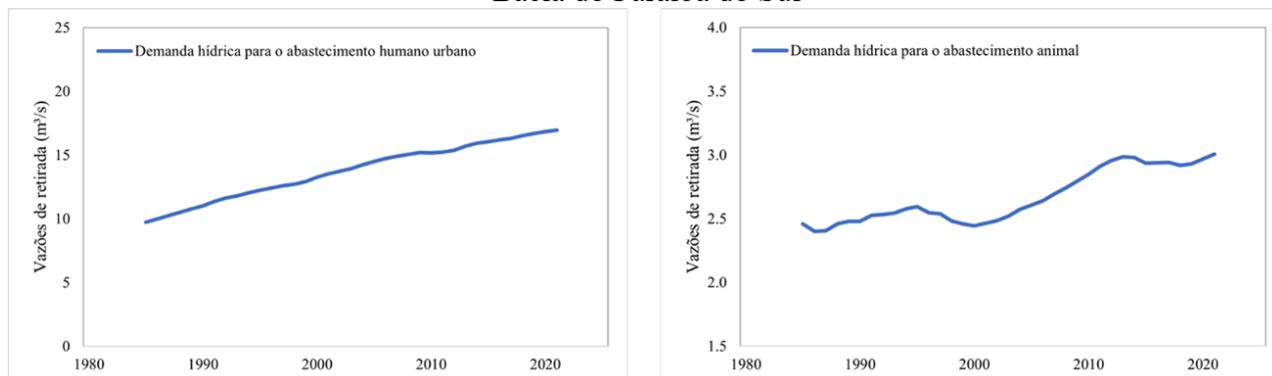
Figura 2: Evolução da população residente (A) e do PIB total (B) da Bacia do Rio Paraíba do Sul



(A) (B)
Fonte: Adaptado de IBGE (2023a, 2023b). **Organização:** Os autores.

Quanto aos dados de demanda hídrica setorial, compilamos os dados tabulados disponíveis em escala anual e de municípios no Catálogo de Metadados da ANA (2019), sendo estes posteriormente agregados para abranger a escala de bacia hidrográfica. 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, 2008). Neste estudo, os usos de interesse referem-se às demandas hídricas relacionadas ao abastecimento humano urbano e ao uso animal (**Figura 3**).

Figura 3: Evolução das demandas hídricas de abastecimento humano urbano e de uso animal na Bacia do Paraíba do Sul



Fonte: Adaptado de ANA (2019). **Organização:** Os autores.

2.4. Modelagem empírica de demanda hídrica

Para simplificação, referiremos ao modelo de demanda hídrica para abastecimento 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 1**), a seleção do intervalo temporal de calibração dos modelos foi baseada no intervalo comum de disponibilidade dos dados. Dessa forma, para o Modelo I, a calibração ocorreu no período de 1985 a 2021, excluindo os anos de 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015, que foram reservados para a validação desse modelo. Já para o Modelo II, a calibração foi executada abrangendo os anos de 1999 a 2019, com os anos de 2000, 2006, 2012 e 2018 destinados à fase de validação correspondente.

2.4.1. Análises de correlação e de sensibilidade

Inicialmente, a análise da matriz de correlação de *Spearman* foi aplicada para verificar as associações existentes entre os usos da água com os dados de cobertura do solo e os indicadores socioeconômicos. Posteriormente, foram identificadas e selecionadas as variáveis preditoras que apresentaram coeficientes de correlação superiores a ± 0.90 (ver **Tabelas 2 e 3**).

Tabela 2: Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis populacionais e as classes de cobertura do solo, analisadas em relação à demanda hídrica urbana para abastecimento humano

	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.

Tabela 3: Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis socioeconômicas e as classes de cobertura do solo, analisadas em relação à demanda hídrica de uso animal

	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 uso animal.

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, 2010). 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.

2.4.2. 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. 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.

2.4.3. Validação dos modelos

Os modelos que atenderam aos pressupostos estatísticos de normalidade e homocedasticidade residuais foram examinados em relação ao teste F, que indica a contribuição conjunta 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; GUPTA; PRADHAN, 2006). Em última análise, avaliamos os valores dos Critérios de Informação de *Akaike* (AIC) e o Critério de Informação *Bayesiano* (BIC), que permitem a comparação da qualidade entre todos os modelos candidatos. O modelo selecionado, notável por sua qualidade e simplicidade, tende a apresentar os valores mais baixos para essas métricas (LOPEZ; PALACIOS, 2015).

Após a seleção do modelo mais significativo, a etapa de validação consistiu em verificar a eficácia da representação do modelo selecionado na parcela de dados previamente reservada. Nessa fase, os valores observados (*y_{obs}*) e os modelados (*y_{mod}*) 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) através da **Equação (10)**, com resultados entre $0.85 < R^2 < 1.00$ considerados satisfatórios.

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

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

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

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

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (y_{(obs)} - \bar{Y}_{(obs)})(y_{(mod)} - \bar{Y}_{(mod)})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_{(obs)} - \bar{Y}_{(obs)})^2 \sum_{i=1}^n (y_{(mod)} - \bar{Y}_{(mod)})^2}} \right)^2 \quad (10)$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

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

Os resultados referentes ao Modelo I podem ser visualizados na **Tabela 4**. 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 4: 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		
Coefficiente de determinação (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 <i>Shapiro-Wilk</i>	0,228		0,213		0,357		0,206		
Teste de <i>Breusch-Pagan</i>	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 							
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 (11))** 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.

$$Y_1 = (0.3119 \times x_6) + (0.6901 \times w_2) - 0.0048 \quad (11)$$

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 (11)**, 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 5**).

O desempenho do Modelo I (**Equação (11)**), foi avaliado ao longo das fases de calibração (1985 a 2021), e validação (1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015). Os resultados podem ser observados na **Figura 4**. As métricas estatísticas confirmam a capacidade preditiva do modelo normalizado de demanda hídrica urbana. As métricas MAE, MSE e RMSE revelaram resultados que

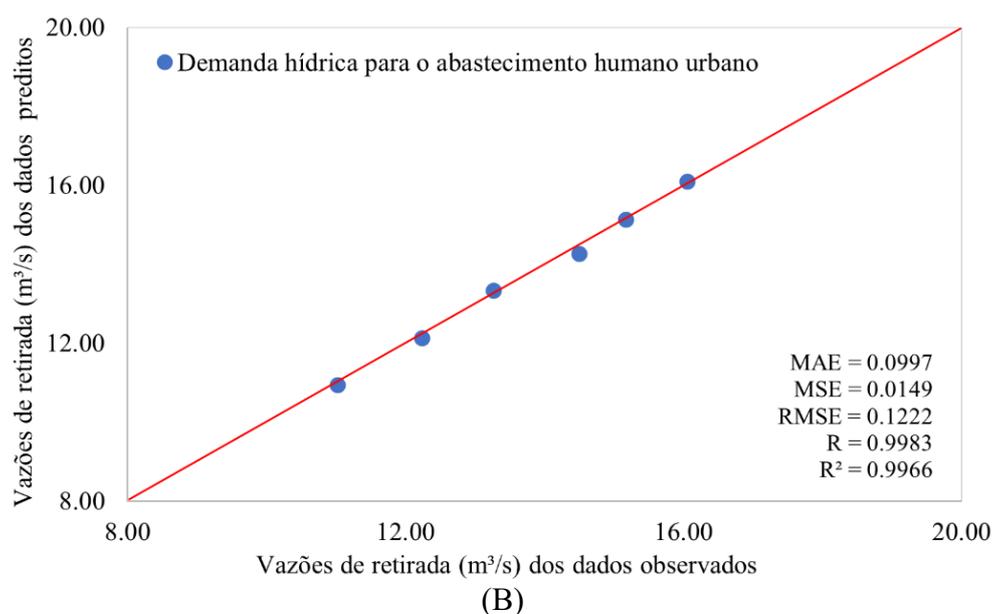
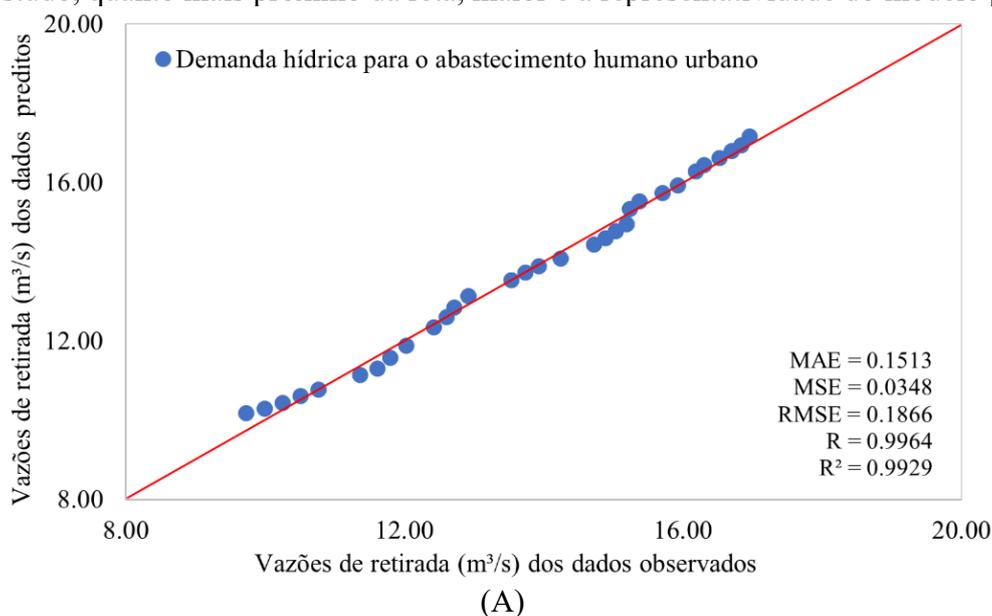
tendem a se aproximar de zero. Enquanto os coeficientes R e R² aproximaram-se de um, reforçando a eficácia do modelo proposto ao longo das diferentes fases de calibração e validação.

Tabela 5: Constantes para a transformação de variáveis do modelo normalizado (**Equação (11)**)

Constantes	Variáveis		
	População residente (n° de hab.)	Área urbanizada (hectares)	Demanda hídrica urbana (m ³ /s)
Média	5159350	80532	13,73
Desvio Padrão	923033	21312	2,14

Figura 4: Desempenho do Modelo I (**Equação (11)**) nas etapas de calibração (A) e validação (B).

Nesse estudo, quanto mais próximo da reta, maior é a representatividade do modelo proposto



Organização: Os autores.

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

Quanto aos resultados do Modelo II (**Tabela 6**), 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 6: 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	
Coefficiente de determinação (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 <i>Shapiro-Wilk</i>	0,918		0,719		0,199		0,890	
Teste de <i>Breusch-Pagan</i>	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

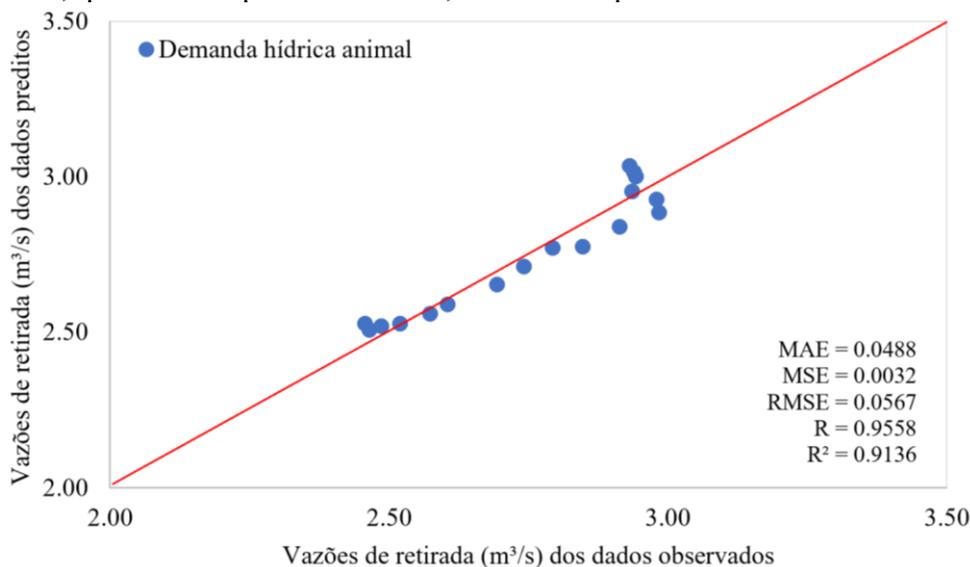
Apesar dos valores ligeiramente superiores dos coeficientes de determinação (R²) dos modelos linear e normalizado em comparação com o modelo de representação semi-logarítmica, ao analisarmos os valores dos Critérios de Informação de Akaike (AIC) e Bayesiano (BIC) nos três modelos em consideração, constatamos que o **modelo semi-logarítmico (Equação (12))** se apresenta como a escolha mais adequada para a estimativa da demanda hídrica para uso animal na Bacia do Paraíba do Sul.

$$\log_{10}(Y_2) = (-1.692 \times 10^{-7} \times x_3) + (1.341 \times 10^{-11} \times z_4) + 0.9058 \quad (12)$$

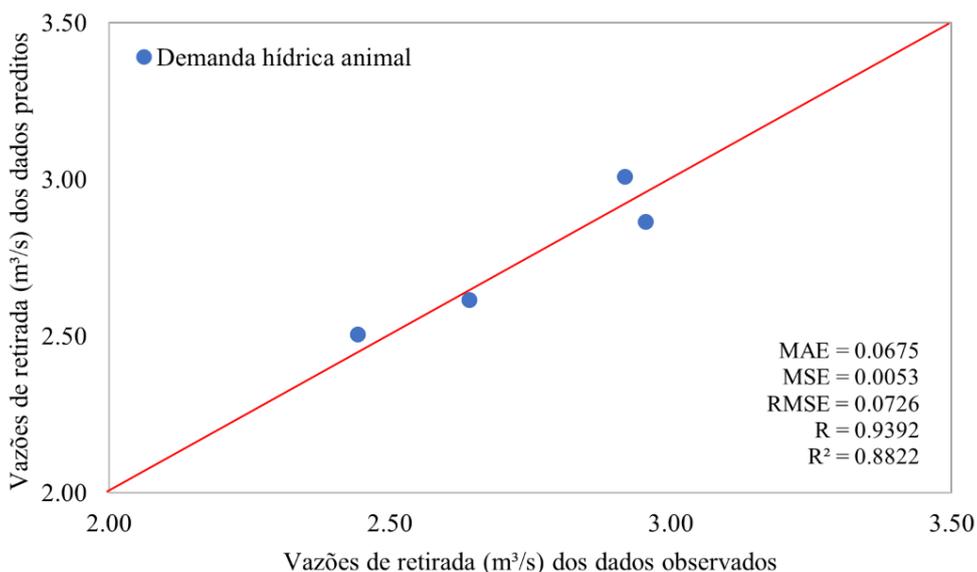
Em que: y_2 representa a variável dependente de demanda hídrica animal, x_3 é área ocupada pela pecuária (em hectares) e z_4 é o PIB setorial da agropecuária (em reais).

O desempenho do Modelo II, conforme definido na **Equação (12)**, foi analisado durante as fases de calibração no período de 1999 a 2019 e nas fases de validação nos anos 2000, 2006, 2012 e 2018, conforme evidenciado na **Figura 5**. Vale destacar que, devido à disponibilidade limitada de dados, o intervalo de validação do Modelo II foi reduzido, com a reserva de aproximadamente 1/5 dos dados para essa finalidade. A comparação entre os dados observados e os previstos reforça a representatividade do modelo semi-log de demanda hídrica animal (**Equação (12)**), sendo corroborado tanto graficamente quanto pelas métricas aplicadas, as quais atenderam aos pressupostos do nosso delineamento de forma estatisticamente significativa.

Figura 5: Desempenho do Modelo II (**Equação (12)**) nas etapas de calibração (A) e validação (B). Nesse estudo, quanto mais próximo da reta, maior é a representatividade do modelo proposto



(A)



(B)

Organização: Os autores.

3.3. Discussão

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. Para investigar a associação entre as variáveis socioambientais e as demandas hídricas setoriais, aplicamos diversas métricas estatísticas, incluindo análises de correlação e o teste F. Essas análises nos permitiram avaliar o grau de influência das variáveis independentes sobre as variáveis dependentes.

Entretanto, a presença de altos coeficientes de determinação (Ver **Tabelas 4 e 6**) não necessariamente indica a presença de modelos de alta qualidade, uma vez que outros fatores podem influenciar as relações entre as variáveis estudadas. Portanto, a interpretação dos resultados deve se basear em uma análise estatística abrangente. Neste estudo, os modelos que atenderam aos requisitos

do delineamento, tiveram seus critérios AIC e BIC comparados. Essas métricas auxiliaram na seleção do modelo mais representativo e estatisticamente significativo para o contexto da pesquisa.

Enquanto as técnicas convencionais de estimativa das demandas hídricas urbanas consideram fatores como a população residente e os índices de consumo *per capita* (ANA, 2019), o Modelo I (**Equação (11)**) destaca-se por sua abordagem diferenciada. Ele incorpora 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 sua vez, o Modelo II (**Equação (12)**) 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 sugerem uma relação entre o crescimento populacional e a expansão das áreas urbanas, resultando em um aumento nas vazões de retirada para o abastecimento urbano. Por sua vez, mesmo com o declínio das áreas de pecuária (**Mapas 2 e 3**), as retiradas de água para uso animal aumentam à medida que o PIB da agropecuária cresce. Isso indica que a bacia do Paraíba do Sul está passando por uma transição, indo de uma pecuária extensiva para uma intensiva.

Adicionalmente, verifica-se que a variável de cobertura do solo é um elemento em 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 reforça a ideia de que a demanda hídrica setorial está intrinsecamente ligada a uma determinada classe de cobertura do solo, a qual tende a ser influenciada pelas atividades humanas. Por fim, dentre as possíveis limitações do estudo, a falta de dados futuros confiáveis dificulta a avaliação da aplicabilidade dos nossos modelos em cenários futuros.

4. CONCLUSÕES

Nosso estudo introduz duas novas abordagens para estimar as demandas hídricas tanto para o abastecimento urbano, quanto para uso animal em bacias hidrográficas. Essas metodologias integram técnicas estatísticas de regressão múltipla com dados institucionais censitários e de sensoriamento remoto, aprofundando nossa compreensão dos aspectos quantitativos relacionados aos recursos hídricos.

A demanda hídrica urbana está fortemente relacionada à expansão de áreas urbanas e à população residente. O modelo normalizado de demanda hídrica urbana 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 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.

Este estudo serve como referência, ampliando a compreensão sobre as demandas hídricas em contextos urbanos e para uso animal em bacias hidrográficas. Além disso, tem o potencial de auxiliar na formulação de planos de bacia, considerando as perspectivas de crescimento e desenvolvimento regionais. Dessa forma, ele oferece suporte aos responsáveis pelo planejamento e administração dos recursos hídricos, garantindo o fornecimento das vazões necessárias para atender às diversas demandas.

Assim, no contexto do desenvolvimento de uma metodologia para criar modelos empíricos de demanda hídrica setorial, este estudo atingiu seus objetivos iniciais. Entretanto, para trabalhos futuros, estamos planejando aprimorar esses modelos por meio da inclusão de novas variáveis intervenientes, especialmente levando em consideração potenciais cenários de mudanças climáticas

e transformações nos padrões e estilos de consumo. Essa abordagem mais aprofundada assegurará que nossos modelos permaneçam como uma ferramenta valiosa para um planejamento e gestão eficazes dos recursos hídricos.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho contou com o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por meio de uma bolsa de mestrado concedida ao primeiro autor. Também expressamos nossa gratidão aos avaliadores, que dedicaram seu tempo e disponibilidade para a leitura crítica do texto, oferecendo sugestões e observações valiosas que foram essenciais para o aprimoramento da qualidade do nosso trabalho.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Usos consuntivos da água no Brasil*. Brasília: ANA, 2019. Disponível em:

<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/5146c9ec-5589-4af1-bd64-d34848f484fd>. Acesso em: 7 jun. 2021.

AZEVEDO, J. P. S. et al. **Estudo da relação entre floresta/uso do solo e disponibilidade hídrica na bacia do rio Paraíba do Sul**. Relatório técnico. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente, 2003. Disponível em: <https://www.ceivap.org.br/artigos-e-publicacoes>. Acesso em: 27 out. 2021.

BABEL, M. S.; GUPTA, A. das; PRADHAN, P. A multivariate econometric approach for domestic water demand modeling: an application to Kathmandu, Nepal. **Water Resources Management**, v. 21, n. 3, p. 573-589, 4 out. 2006. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-006-9030-6>. Acesso em: 13 ago. 2022.

BABEL, M. S.; SHINDE, V. R. Identifying prominent explanatory variables for water demand prediction using artificial neural networks: a case study of Bangkok. **Water Resources Management**, v. 25, n. 6, p. 1653-1676, 30 dez. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-010-9766-x>. Acesso em: 20 jul. 2022.

CARRERA-FERNANDEZ, J.; GARRIDO, R. J. **Economia dos recursos hídricos**. Salvador: Edufba, 2002.

CHEN, C. 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, 29 jul. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-69716-2>. Acesso em: 05 jun. 2022.

CHEN, C. et al. A seamless economical feature extraction method using Landsat time series data. **Earth Science Informatics**, v. 14, n. 1, p. 321-332, 4 jan. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12145-020-00564-4>. Acesso em: 17 mai. 2022.

COELHO, V. M. B. **Paraíba do Sul: um rio estratégico**. Rio de Janeiro: Casa da Palavra, 2012.

COMITÊ DE INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL (CEIVAP). *Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul*.

Relatório técnico. Resende, 2021. Disponível em: <https://www.ceivap.org.br/instrumentos-de-gestao/plano-de-recursos-hidricos>. Acesso em: 7 nov. 2021.

FRANCZYK, J.; CHANG, H. Spatial analysis of water use in Oregon, USA, 1985–2005. **Water Resources Management**, v. 23, n. 4, p. 755-774, 17 jul. 2008. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-008-9298-9>. Acesso em: 19 ago. 2022.

FOLEY, J. A. *et al.* Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 22 jul. 2005. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111772>. Acesso em: 15 mai. 2022.

FONTENELLE, T. H.; FUCKNER, M. A.; SOARES, S. R. A. Produção animal e usos consuntivos da água no Brasil. In: PALHARES, J. C. P. (org.). **Produção animal e recursos hídricos: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo**. Brasília-DF: Embrapa, 2021.

HAIR, J. F. *et al.* **Análise multivariada de dados**. Porto Alegre: Bookman editora, 2009.

HE, C.; HUANG, Z.; WANG, R. Land use change and economic growth in urban China: A structural equation analysis. **Urban Studies**, v. 51, n. 13, p. 2880-2898, 23 dez. 2013. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0042098013513649>. Acesso em: 19 mar. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Bacias e divisões hidrográficas do Brasil*. Relatório metodológico, nº 48, em cooperação com a ANA. **Rio de Janeiro**, 2021. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/3d87216f-e45e-41d8-9837-074c1608fb1e/attachments/liv101854.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Malhas territoriais: Arquivo shapefile com os limites das Unidades da Federação*, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 13 ago. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *População residente - Censo Demográfico – Tabela 202*. SIDRA: Sistema IBGE de Recuperação Automática, 2023a. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/202>. Acesso em: 15 abr. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Produto Interno Bruto dos Municípios – Tabelas 21 e 5938*. SIDRA: Sistema IBGE de Recuperação Automática, 2023b. Disponível: <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/5938> & <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/21>. Acesso em: 15 abr. 2023.

LARSON, R. **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, 1 jul. 2015. Universidad Santo Tomas. <http://dx.doi.org/10.15332/s2027-3355.2015.0001.03>. Acesso em: 14 jul. 2023.

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

MIRANDA, E. E. **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 13 ago. 2023.

MITSUDA, Y.; ITO, S. A review of spatial-explicit factors determining spatial distribution of land use/land-use change. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 7, n. 1, p. 117-125, 3 jun. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11355-010-0113-4>. Acesso em: 27 abr. 2022.

MORE. **Mecanismo online para referências**, versão 2.0. Florianópolis: UFSC: Rexlab, 2013. Disponível em: <http://www.more.ufsc.br/>. Acesso em: 9 jan. 2025.

MORAES, V. V. **Modelo empírico de demanda hídrica sectorial baseado na ocupação de bacias hidrográficas**. 2023. 41 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2023. Disponível em: <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/6543>. Acesso em: 29 mar. 2025.

PANAGOPOULOS, G. P. *et al.* Mapping urban water demands using multi-criteria analysis and GIS. **Water Resources Management**, v. 26, n. 5, p. 1347-1363, 11 jan. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-011-9962-3>. Acesso em: 16 ago. 2023.

PANAGOPOULOS, G. 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, out. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.036>. Acesso em: 18 ago. 2023.

SANTANA, M.; BATISTA, J. A. do N. Interdependências bilaterais entre usos da água e do solo e a disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do Rio Grande. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 6, p. 1253-1262, nov. 2022. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220210270>. Acesso em: 14 mai. 2022.

SARTORIO, L. F.; MAIER, E. L. B. Identificação das Mudanças Espaço-temporais nos Biomas Brasileiros por Intermédio da Análise de Componentes Principais (ACP). **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 74, n. 2, p. 228-247, 30 maio 2022. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlândia. <http://dx.doi.org/10.14393/rbcv74n2-63991>. Acesso em: 15 jul. 2023.

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, V.; PARANDVASH, G. H. 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, fev. 2010. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1068/b35036>. Acesso em: 15 jan. 2023.

SOUZA, C. M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine – **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs12172735>. Acesso em: 11 mar. 2022.

SOUZA-GROPPO, G. de; COSTA, M. A.; LIBÂNIO, M. Predicting water demand: A review of the methods employed and future possibilities. **Water Supply**, v. 19, n. 8, p. 2179-2198, 29 ago. 2019. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2019.122>. Acesso em: 19 jun. 2023.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Recursos hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

ULLAH, K. M.; UDDIN, K. The relationships between economic growth and cropland changes in Bangladesh: An evidence based on annual land cover data. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100252, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envc.2021.100252>. Acesso em: 02 jul. 2022.

VAN-BREUGEL, P. *et al.* Livestock water use and productivity in the Nile Basin. **Ecosystems**, v. 13, n. 2, p. 205-221, 4 fev. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9311-z>. Acesso em: 14 mai. 2023.

WU, Y.; LI, S.; YU, S. Monitoring urban expansion and its effects on land use and land cover changes in Guangzhou city, China. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 1, p. 54, 24 dez. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-5069-2>. Acesso em: 26 abr. 2022.

ZUBAIDI, S. 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, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.047>. Acesso em: 19 de jun. 2023

ZUBAIDI, S. 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, 1 jul. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w12071885>. Acesso em: 09 ago. 2023.



Informações sobre a Licença

Este é um artigo de acesso aberto distribuído nos termos da Licença de Atribuição Creative Commons, que permite o uso irrestrito, distribuição e reprodução em qualquer meio, desde que o trabalho original seja devidamente citado.

License Information

This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which allows for unrestricted use, distribution and reproduction in any medium, as long as the original work is properly cited.