

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**MODELAGEM BASEADA EM AGENTES ACOPLADA À
MODELAGEM HIDROLÓGICA PARA AVALIAÇÃO DE
ESTRATÉGIAS COLETIVAS DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA: O
CASO DO RIO URUBU (TO)**

DÉBORAH SANTOS DE SOUSA

ORIENTADORA: CONCEIÇÃO DE MARIA ALBUQUERQUE ALVES

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM
TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: FEVEREIRO-2023.

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**MODELAGEM BASEADA EM AGENTES ACOPLADA À MODELAGEM
HIDROLÓGICA PARA AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS COLETIVAS DE
ALOCAÇÃO DE ÁGUA: O CASO DO RIO URUBU (TO)**

DÉBORAH SANTOS DE SOUSA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS.

APROVADA POR:

**Prof.^a Dr.^a Conceição de Maria Albuquerque Alves. (ENC-UnB)
(Orientadora)**

**Prof. Dr. Ricardo Tezini Minoti (ENC-UnB)
(Examinador Interno)**

**Prof.^a Dr.^a. Diana Francisca Adamatti (FURG)
(Examinadora Externa)**

**Prof. Dr. Francisco Javier Contreras Pineda (ENC-UnB)
(Examinador Suplente)**

BRASÍLIA/DF, 15 DE FEVEREIRO DE 2023.

FICHA CATALOGRÁFICA

SOUSA, DÉBORAH SANTOS DE

Modelagem Baseada em Agentes acoplada à Modelagem Hidrológica para avaliação de estratégias coletivas de alocação de água: o caso do rio Urubu (TO). [Distrito Federal] 2023.

xxii, 132p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2023). Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|---------------------------|------------------------|
| 1. Sistemas multi-agentes | 2. socio-hidrologia |
| 3. alocação de água | 4. gestão de conflitos |
| I. ENC/FT/UnB | II. Título (série) |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SOUSA, D. S. (2023). Modelagem Baseada em Agentes acoplada à Modelagem Hidrológica para avaliação de estratégias coletivas de alocação de água: o caso do rio Urubu (TO). Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM - XXX/2023, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 132p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Déborah Santos de Sousa.

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Modelagem Baseada em Agentes acoplada à Modelagem Hidrológica para avaliação de estratégias de alocação negociada de água: o caso do rio Urubu (TO)

GRAU / ANO: Mestre / 2023

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Déborah Santos de Sousa
deborahsousa.eng@gmail.com

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todas as vítimas, diretas e indiretas, da pandemia de COVID-19. E a todos e todas que colaboraram coletivamente no árduo trabalho que possibilitou amenizá-la.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por tudo.

À minha orientadora, prof^a Dr^a Conceição Alves, cuja personalidade corajosa e desbravadora tanto me inspiram. Pela sua dedicação, compreensão, respeito e confiança ao me orientar ao longo desses (quase) três anos.

Ao meu marido, Eduardo Carvalho, pela parceria, racionalidade e carinho ao me apoiar ao longo dessa jornada, inclusive tecnicamente.

À minha família e amigos no Brasil, por serem a minha base e por celebrarem comigo todas as conquistas que obtive durante essa e outras etapas. À minha prima Ana Carolina e à minha sogra Lize, que sempre me incentivaram. E em especial, à minha mãe, Milene: se hoje recebo o título de mestre é porque ela sempre priorizou proporcionar aos seus filhos a melhor educação que ela poderia, mesmo com todas as dificuldades.

À minha família brasileira em Dublin, em especial, à Andressa, Maurício, Pedro, Aurora, e Ju pelo apoio e incentivo no cotidiano.

À prof^a Célia Ralha e ao Cássio Coelho, do Departamento de Ciência da Computação, pelo conhecimento transmitido através de aulas, discussões e reuniões, que geraram uma colaboração essencial para a concepção do modelo utilizado nesse trabalho.

Aos meus colegas de projeto, Eduardo Paulino e Nicole Volken, por todo suporte. Ao Eduardo Paulino, em especial, pela colaboração técnica que foi essencial para ilustrar a abordagem integrativa desse trabalho.

Aos meus professores/as da graduação de Engenharia Ambiental, em especial às Professoras Cristina Brandão e Yovanka Ginoris, que me guiaram e estimularam na trajetória da pesquisa científica.

Aos professores do PTARH, pelo conhecimento transmitido através das disciplinas ministradas. Em especial, ao prof. Ricardo, também integrante do projeto, por toda ajuda e dúvidas sanadas.

Ao prof. da UFT Fernán Vergara, pela oportunidade de poder colaborar com o projeto, assim como todo o suporte ao longo desse trabalho. Agradeço igualmente à equipe técnica

do Instituto de Atenção às Cidades e aos outros professores vinculados ao GAN pelo apoio e informações cedidas.

Aos/às colegas e amigos(as) do PTARH, com quem infelizmente tive pouca oportunidade de conviver, mas que foram muito importantes, mesmo à distância. Em especial à Roberta Rodrigues e à Gabriela Pacheco pelo apoio e pelas conversas.

Aos componentes da banca de defesa do seminário e da dissertação (Profs Ricardo Mioti, Diana Adamatti e Fernán Vergara) pelas contribuições e sugestões que ajudaram a aprimorar esse trabalho.

À UnB, pelo ensino de qualidade, e pelo apoio institucional e financeiro.

À todas as iniciativas coletivas sem fins lucrativos que tornam o conhecimento científico mais acessível. Em especial à toda a comunidade colaborativa do Sci-Hub e da plataforma GAMA, a qual foi utilizada nesse trabalho.

À CAPES-ANA pelo financiamento do projeto "Rede de Pesquisa para Gestão de Alto Nível dos Recursos Hídricos na Bacia do Rio Formoso-TO" no âmbito do Programa de Apoio ao Ensino e à Pesquisa Científica e Tecnológica em Regulação e Gestão de Recursos Hídricos – Pró-Recursos Hídricos chamada nº 16/2017.

Enfim, a todos e todas que contribuíram de alguma forma para a realização desse trabalho: muito obrigada!

RESUMO

MODELAGEM BASEADA EM AGENTES ACOPLADA À MODELAGEM HIDROLÓGICA PARA AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS COLETIVAS DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA: O CASO DO RIO URUBU (TO)

A investigação da influência da dimensão humana no processo de tomada de decisão relacionado a recursos hídricos tem sido objeto de interesse científico cada vez mais recorrente. Nesse contexto, Modelos Baseados em Agentes (MBA) têm se tornado mais frequentes na simulação sócio-hidrológica de sistemas hídricos através da representação comportamental por meio de agentes autônomos que interagem entre si e com o ambiente. Essa abordagem foi aplicada na modelagem dos irrigantes e das autoridades reguladoras da bacia hidrográfica do rio Urubu (BHU), uma sub-bacia do rio Formoso, no estado de Goiás, Brasil. Referida BHU caracteriza-se por uma intensa atividade agrícola onde estão presentes conflitos entre os usuários da água que culminaram em situações de comprometimento da segurança hídrica local. Utilizando-se uma metodologia baseada em dados qualitativos e quantitativos de demanda coletados do sistema Gestão de Alto Nível (GAN), o MBA utilizado na pesquisa foi parametrizado, resultando na classificação dos usuários de acordo com três perfis, correspondentes a diferentes padrões de consumo e de observância às regras de uso de água: Cooperativo-Proativo, Cooperativo-Indeterminado e Não-Cooperativo. Nessa análise, mecanismos de outorga coletiva foram representados e avaliados. A integração do MBA a um modelo hidrológico calibrado na plataforma WEAP possibilitou a análise do impacto de estratégias coletivas de alocação de água na disponibilidade hídrica. Cenários com maior incidência de agentes não-cooperativos resultaram em vazões que mais se aproximam à vazão de referência (Q_{90}), o que pode ser indicativo de comprometimento da segurança hídrica da região. Em contraponto, os cenários que envolvem decisões coletivas cooperativas indicam maior disponibilidade hídrica simulada. Assim, a modelagem comportamental dos agentes considerando o respeito às regras de uso ressaltou a importância da expansão de comportamentos colaborativos para manutenção de vazões em uma margem de segurança acima das vazões ambientais consideradas.

Palavras-chave: sistemas multi-agentes, sócio-hidrologia, alocação de água, gestão de conflitos.

ABSTRACT

COUPLING AGENT-BASED AND HYDROLOGICAL MODELING TO EVALUATE COLLECTIVE WATER ALLOCATION STRATEGIES: THE CASE OF THE BRAZILIAN URUBU RIVER

The scientific investigation of the influence of the human dimension in the decision-making process related to water resources has been increasingly recurrent. In this context, the Agent-Based Modeling approach has been frequently used in the socio-hydrological representation of water systems through behavioral modeling of autonomous agents that interact with each other and with the environment. This approach was applied to represent the farmers and the regulatory authority of the Urubu river basin, a sub-basin of the Formoso river, which is characterized by intense agricultural activity where conflicts between water users have jeopardized water security. A methodology based on qualitative and quantitative demand data collected from the High-Level Management (GAN) system is used to parameterize the agent-based model for the sub-basin, resulting in the classification of users according to three profiles, corresponding to different withdrawal patterns and reactions to the rules of water use: Cooperative-Proactive, Cooperative-Indeterminate and Non-cooperative. Collective allocation granting mechanisms were represented by considering total adherence to each profile. Furthermore, the Agent-Based Model (ABM) is coupled to a hydrological model calibrated on the WEAP platform to enable the analysis of the effect of collective water allocation strategies on water availability. Scenarios with a higher incidence of non-cooperative agents resulted in flows that are closer to the reference flow (Q_{90}), which may indicate jeopardized water security in the region. In contrast, scenarios involving collective cooperative decisions led to greater simulated water availability. Thus, modeling the cooperative behavior of users regarding their compliance with water use rules highlighted the importance of implementing measures that expand their collaboration in order to maintain flows within a safety margin above the considered environmental flows.

Keywords: multi-agent systems, socio-hydrology, water allocation, conflict management.

"Nada na vida deve ser temido, somente compreendido".
(Marie Curie)

*"E uma das condições necessárias a pensar certo é
não estarmos demasiado certos de nossas certezas".*
(Paulo Freire)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	3
2.1	OBJETIVO GERAL	3
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	4
3.1	REGULAÇÃO E FISCALIZAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	4
3.2	OUTORGA E CONFLITOS POR USO DE ÁGUA	5
3.2.1	Alocação negociada e outorga coletiva	6
3.3	MODELAGEM SOCIO-HIDROLÓGICA DE SISTEMAS AMBIENTAIS .	9
3.3.1	Subsistema hídrico: Modelagem Hidrológica e Modelos Chuva-Vazão	11
3.3.2	Subsistema humano: Sistemas Multiagentes (SMA) e Modelos Baseados em Agentes (MBA)	11
3.3.3	Arquiteturas de raciocínio de agentes em SMAs	13
3.4	CRISE HÍDRICA E CONFLITOS POR USO DE ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO FORMOSO (BHF)	15
3.4.1	Bases legais	15
3.4.2	Conflitos por uso de água na BHF	16
3.4.3	Solução GAN – Gestão de Alto Nível	17
3.4.4	Plano do Biênio 2018-2019	18
3.4.4.1	Estratégia espacial	18
3.4.4.2	Estratégia temporal	19
3.4.4.3	Estratégia hidrológica	21
3.4.4.4	Estratégia tecnológica	23
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
4.1	PLATAFORMAS COMPUTACIONAIS DE SMAs APLICADOS A SISTEMAS AMBIENTAIS	25
4.1.1	Plataforma GAMA	26
4.2	MBA S APLICADOS A RECURSOS HÍDRICOS	27
4.3	MODELAGEM DE SISTEMAS SÓCIO-HIDROLÓGICOS COM USO DE MODELAGEM BASEADA EM AGENTES ACOPLADA À MODELAGEM HIDROLÓGICA	30

5	METODOLOGIA	34
5.1	AQUISIÇÃO E ANÁLISE DE DADOS	34
5.2	MODELAGEM DA DEMANDA HÍDRICA	36
5.2.1	Parametrização do MBA: Representação do padrão de retirada . . .	36
5.2.1.1	Classificação comportamental	38
5.2.1.2	Caracterização geral	39
5.2.1.3	Modelagem estatística do padrão de retirada	41
5.3	MODELAGEM SÓCIO-HIDROLÓGICA	43
5.3.1	Formulação dos cenários de simulação	43
5.3.2	Implementação do MBA	46
5.3.3	Definição do Modelo Hidrológico	48
5.3.4	Integração entre o Modelo Baseado em Agentes e o Modelo Hidro- lógico	51
5.4	ÁREA DE ESTUDO	54
5.4.1	Características da atividade agrícola na BHF	57
5.4.1.1	Cultivo de soja na BHF: peculiaridades e impactos	58
5.4.2	Estudo de caso: Sub-bacia do rio Urubu	59
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
6.1	CONCEPÇÃO DO MODELO BASEADO EM AGENTES (MBA): MODE- LAGEM TROPOS	63
6.2	CLASSIFICAÇÃO DOS IRRIGANTES SEGUNDO O PERFIL DE COO- PERAÇÃO	66
6.3	CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO DO MODELO BASEADO EM AGENTES (MBA)	68
6.3.1	Cenários S0-S3: Agentes com raciocínio reflexivo	69
6.3.2	Cenários S4-S11: Agentes com comportamento BDI baseado nas regras do plano do biênio	71
6.3.3	Cenário S12 e S13: Agentes com comportamento BDI baseado nas regras do plano do biênio com influência da vizinhança nos grupos de demanda	79
6.4	INTEGRAÇÃO ENTRE O MODELO BASEADO EM AGENTES E O MO- DELO HIDROLÓGICO (MBA + WEAP)	82
6.4.1	Cenários de integração: S7, S11, S12 e S13	83
6.4.2	Proposta de modelo completamente acoplado (bidirecional)	88
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	91

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
APÊNDICES	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Descrição, número de bombas e vazão total de captação (m ³ /s) dos dez trechos críticos identificados ao longo da BHF. Fonte: IAC (2018), modificado.	20
Tabela 3.2	Distribuição do número de bombas e vazões totais de captação (m ³ /s) entre os três grupos de bombas. Fonte: IAC (2018), modificado.	21
Tabela 3.3	Ciclo de rodízio do Cenário A, com duração (em horas) da jornada de captação (G1, G2, G3) e de repouso (R1, R2, R3) para cada grupo. Fonte: IAC (2018), modificado.	21
Tabela 3.4	Ciclo de rodízio do Cenário B, com duração (em horas) do repouso e da jornada de captação (G1, G2, G3) para cada grupo. Fonte: IAC (2018), modificado.	21
Tabela 3.5	Estações de referência, datas de início e fim, cotas mínimas para início do rodízio (sinal amarelo) e para suspensão das captações (sinal vermelho). Fonte: IAC (2018), modificado.	22
Tabela 4.1	Principais plataformas de modelagem e simulação de Sistemas Multiagentes aplicados a contextos ambientais. Fonte: Kravari e Bassiliades, 2015; Taillandier <i>et al.</i> , 2018.	25
Tabela 4.2	Síntese de referências de Modelos Baseados em Agentes (MBAs) aplicados a recursos hídricos.	30
Tabela 4.3	Síntese de referências de modelos socio-hidrológicos baseados em modelos hidrológicos acoplados a Modelos Baseados em Agentes (MBAs) e outras abordagens.	33
Tabela 5.1	Resumo dos tipos de análises e escalas (temporais e espaciais) utilizadas. ^a Bacia hidrográfica do rio Formoso. ^b Bacia hidrográfica do rio Urubu . . .	38
Tabela 5.2	Descrição das datas inicial e final das 8 quinzenas utilizadas no estudo. ^a Quinzena 8 possui 3 dias a mais na análise (total de 18 dias).	42
Tabela 5.3	Descrição dos 22 intervalos de volume de retirada em m ³ para construção da Matriz de probabilidade de retirada por perfil de usuário (limite inferior-limite superior).	42
Tabela 5.4	Matriz de probabilidade referente a cada um dos perfis de cooperatividade para cada quinzena ao longo do período de seca para a sub-bacia do rio Urubu.	43

Tabela 5.5	Descrição dos cenários de simulação para aplicação do MBA na Plataforma GAMA. ^a Permutação da designação dos agentes de perfis CP e NC em relação à configuração original.	45
Tabela 5.6	Dados de entrada e suas respectivas unidades e fontes para o modelo hidrológico utilizado no sistema WEAP. Fonte: Silva (2022).	50
Tabela 5.7	Parâmetros calibrados e suas respectivas unidades para o modelo hidrológico utilizado no sistema WEAP, NSE = 0.78 e R ² = 0.78. Fonte: Silva (2022). ^a Foram utilizados valores mensais fixos para esse parâmetro.	51
Tabela 5.8	Características morfométricas da Bacia Hidrográfica do rio Formoso. Fonte: Filho <i>et al.</i> (2013).	55
Tabela 5.9	Distribuição geográfica das bombas na bacia do rio Formoso. Fonte: GAN (2022).	58
Tabela 5.10	Regras do Plano do Biênio para o rio Urubu. Fonte: IAC (2018). ^a Rodízio na rede de irrigação; ^b interrupção da captação	62
Tabela 6.1	Classificação e distribuição do comportamento dos agentes irrigantes e das bombas na bacia do rio Formoso (BHF).	66
Tabela 6.2	Classificação e distribuição do comportamento dos agentes irrigantes e das bombas na bacia do rio Urubu (BHU). CP: Cooperativo-Proativo; CI: Cooperativo-Indeterminado; NC: Não-Cooperativo.	68
Tabela 6.3	Dias de ativação das regras do Plano do Biênio segundo o nível da estação de referência (26798500) para o rio Urubu.	72
Tabela 6.4	Distribuição dos agentes por perfil de acordo com o grupo de demanda para os diferentes cenários de simulação para avaliação do efeito de vizinhança.	81
Tabela 6.5	Proporções entre as vazões simuladas diárias dos cenários de integração durante os períodos de estação seca (n = 36900).	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Diagrama conceitual da socio-hidrologia. Fonte: Adaptado de Mao <i>et al.</i> (2017).	10
Figura 3.2	Esquema básico de um sistema multiagente (SMA).	12
Figura 3.3	Esquema básico da arquitetura de um agente e seu ambiente. Fonte: Russell e Norvig (2010), modificado.	14
Figura 3.4	Severa redução do volume de água observada no rio Formoso (à esquerda) e no rio Urubu (à direita) em agosto de 2016. Fonte: Governo do Tocantins (2016).	17
Figura 3.5	Mapa de localização (a) dos principais rios e barramentos a fio d'água na BHF e (b) das bombas de captação para fins de irrigação na BHF. Fonte: IAC (2018), modificado.	19
Figura 3.6	Sistema GAN para monitoramento de nível de água referente à estação Foz rio Urubu (código 26798500), verificada no dia 08/12/2022. Fonte: GAN (2022).	23
Figura 3.7	Sistema GAN para monitoramento de consumo de água referente à bomba Urubu-014, verificada no dia 08/12/2022. Fonte: GAN (2022).	24
Figura 5.1	Fluxograma das etapas metodológicas adotadas na pesquisa.	34
Figura 5.2	Sistema de irrigação na bacia do rio Formoso (BHF): bombas, canais e áreas de irrigação. Projeção UTM Sirgas 2000.	35
Figura 5.3	Fluxograma de representação do padrão de retirada dos agentes irrigantes na bacia do rio Formoso com enfoque na sub-bacia do rio Urubu.	36
Figura 5.4	Oferta (Precipitação diária, em mm, e Nível d'água diário, em cm) observada na estação 26798500 e Volume de água diário consumido por bomba (m ³) na sub-bacia do rio Urubu entre janeiro/2017 e julho/2022. Fonte dos dados: GAN (2022) (dados consistidos).	40
Figura 5.5	Gráfico de dispersão dos valores de retirada individuais das bombas pertencentes aos usuários de perfil CP, CI e NC, respectivamente. Fonte dos dados: GAN (2022) (dados consistidos).	41
Figura 5.6	Exemplo de anomalias observadas em dados de bomba com grande quantidade de dados zerados ao longo do período de seca entre 2018-2022 em bomba de usuário de perfil CP, CI e NC, respectivamente. Fonte dos dados: GAN (2022) (dados consistidos).	42

Figura 5.7	Descrição do algoritmo utilizado para definição da retirada diária de água a partir do padrão de retirada por perfil.	43
Figura 5.8	Esquema conceitual e equações do Método de Umidade do Solo. Fonte: Adaptado de WEAP (2022).	49
Figura 5.9	Representação esquemática da sub-bacia do rio Urubu no sistema WEAP. Fonte: Silva (2022)	49
Figura 5.10	Esquema do modelo socio-hidrológico envolvendo a integração da modelagem hidrológica (Sistema WEAP) e modelo baseado em agentes (Plataforma GAMA).	53
Figura 5.11	Fluxograma de geração de resultados para integração ao modelo hidrológico WEAP - agentes BDI.	53
Figura 5.12	(a) Localização da Bacia Hidrográfica do rio Formoso nos Estados de Tocantins e Goiás, e (b) sub-bacias que a compõem. Projeção UTM Sirgas 2000.	54
Figura 5.13	Municípios tocantinenses na BHF. Projeção UTM Sirgas 2000.	56
Figura 5.14	Distribuição das culturas cultivadas ao longo dos meses na sub-bacia do rio Urubu. Fonte: Volken (2022).	57
Figura 5.15	Municípios tocantinenses na BHU. Projeção UTM Sirgas 2000.	60
Figura 5.16	Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Urubu (BHU), com identificação das bombas e grupos de demanda segundo classificação de Volken <i>et al.</i> (2022). Projeção UTM.	61
Figura 5.17	Diagrama unifilar com a categorização dos grupos de demanda das bombas de irrigação da bacia do rio Urubu de acordo com sua localização (D1, D2 e D3). Adaptado de Volken <i>et al.</i> (2022).	61
Figura 6.1	Esquema de representação dos símbolos usados nos diagramas de TROPOS.	63
Figura 6.2	Diagrama da etapa de requisitos iniciais da metodologia TROPOS para o MBA proposto.	64
Figura 6.3	Diagrama da etapa de requisitos finais da metodologia TROPOS para o MBA proposto.	64
Figura 6.4	Diagrama da etapa de projeto arquitetural da metodologia TROPOS para o MBA proposto.	65
Figura 6.5	Distribuição das bombas de acordo com os perfis dos irrigantes na bacia do rio Formoso. CP: Cooperativo-Proativo; CI: Cooperativo-Indeterminado; NC: Não-Cooperativo.	67
Figura 6.6	Distribuição das bombas de acordo com os perfis dos irrigantes na bacia do rio Urubu.	69

Figura 6.7	Retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) para a sub-bacia do rio Urubu durante o período de seca, cenário S0 (base). Linhas em cinza representam a retirada simulada obtida a partir da execução de 1000 repetições do cenário base. Linhas com marcadores coloridos representam a retirada total das bombas a partir dos dados observados no sistema GAN no período de seca dos anos de 2018 a 2022.	70
Figura 6.8	Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários S0 a S3. . . .	71
Figura 6.9	Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários S0, S4, S4-mín e S4-máx.	72
Figura 6.10	Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários BDI com disponibilidade hídrica mínima (S4-mín, S7, S10 e S11).	73
Figura 6.11	Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários de outorga coletiva em que há adesão total dos irrigantes ao perfil Cooperativo-Proativo (CP) (S1, S5, S6 e S7).	74
Figura 6.12	Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Proativo (CP) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica média (cenário S5). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.	75
Figura 6.13	Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil CP com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica máxima (cenário S6). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.	76
Figura 6.14	Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Proativo (CP) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica mínima (cenário S7). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.	77
Figura 6.15	Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários de outorga coletiva em que há adesão total dos irrigantes ao perfil Cooperativo-Indeterminado (CI) (S3, S8, S9, S10).	77

Figura 6.16 Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Indeterminado (CI) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica média (cenário S8). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA. . . .	78
Figura 6.17 Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Indeterminado (CI) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica máxima (cenário S9). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA. . . .	79
Figura 6.18 Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Indeterminado (CI) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica mínima (cenário S10). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA. . . .	80
Figura 6.19 Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários de efeito de vizinhança sob disponibilidade hídrica média (S12-S15). Nesses cenários, ocorrem as seguintes dominâncias de perfis: Em S12, NC > CP em todos os três grupos de demanda; em S13, CP > NC em todos os três grupos de demanda; em S14, CP > NC em todos apenas em D1; em S15, CP > NC apenas em D2.	81
Figura 6.20 Séries de dados de entrada de demanda diária ($\times 10^6 \text{ m}^3$) ao sistema WEAP para cada cenário (S7, S11, S12 e S13) por grupo de demanda (D1, D2, D3). A área hachurada representa os períodos de cultivo durante a estação seca a cada ano.	83
Figura 6.21 Resultado de vazão simulada diária na foz do rio Urubu (m^3/s) a partir da simulação de 100 repetições dos cenário de integração (S7, S11, S12 e S13).	84
Figura 6.22 Resultado da proporção entre as vazões (m^3/s) na foz do rio Urubu diárias simuladas do cenário não cooperativo de outorga coletiva (S11) em comparação ao cenário cooperativo de outorga coletiva (S7).	86
Figura 6.23 Resultado da proporção entre as vazões (m^3/s) na foz do rio Urubu diárias simuladas do cenário não cooperativo de outorga coletiva intermediária (S12) em comparação ao cenário cooperativo de outorga coletiva intermediária (S13).	86

Figura 6.24 Esquema do modelo socio-hidrológico envolvendo a integração externa da modelagem hidrológica e modelo baseado em agentes de forma completamente acoplada (bidirecional).	89
Figura 6.25 Esquema do modelo socio-hidrológico envolvendo a integração da modelagem hidrológica internamente à plataforma GAMA.	89

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES

Adasa: Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal.

AEG: Áreas Estratégicas de Gestão.

ANA: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico.

BDI: *Beliefs-Desires-Intentions*.

BHF: Bacia Hidrográfica do rio Formoso.

BHU: Bacia Hidrográfica do rio Urubu.

CBH-RF: Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Formoso.

CERH-TO: Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins.

CI: Cooperativo-Indeterminado.

COGERH: Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará.

CP: Cooperativo-Proativo.

DIRF: Distrito de Irrigação Rio Formoso .

G1, G2, G3: Grupos de bombas 1, 2 e 3.

GAMA: *GIS Agent-based Modeling Architecture*.

GAML: *GAma Modeling Language*.

GAN: Gestão de Alto Nível.

GT: Grupo de Trabalho.

h: hora.

hab: habitantes.

IAC: Instituto de Atenção às Cidades.

IAD: Inteligência Artificial Distribuída.

IDE: Ambiente de Desenvolvimento Integrado.

interv: intervalo de retirada.

IRD: Instituto de Pesquisa para o Desenvolvimento.

lim_inf: limite inferior do intervalo de retirada (m³).

lim_sup: limite superior do intervalo de retirada.

PERH: Política Estadual de Recursos Hídricos (m³).

lp: linha de probabilidade.

m: metros.

MBA: Modelo Baseado em Agentes.

MCV: Modelo Chuva-Vazão.

MG/BA: Minas Gerais/Bahia.

MH: Modelo Hidrológico.

MPTO: Ministério Público Estadual do Tocantins.

Naturatins: Instituto Natureza do Tocantins.

NC: Não-Cooperativo.

NSE: eficiência de Nash-Sutcliffe.

ODD: Overview, Design concepts, Details.

OECD: Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico

PBHF: Plano de Bacia Hidrográfica do rio Formoso.

PB/RN: Paraíba/Rio Grande do Norte.

PERH-TO: Política Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins.

PIERH-TO: Plano Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins.

PNRH: Política Nacional de Recursos Hídricos.

Qmr: vazão mínima de referência.

Q₉₀: Vazão com 90% de permanência do tempo.

R1, R2, R3: Repouso (em horas) dos grupos de bombas 1, 2 e 3.

Rd: Retirada diária (m³).

SAD: Sistemas de Apoio à Decisão.

SEI: *Stockholm Environment Institute*

SEMARH: *Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos.*

SIG: Sistema de Informações Geográficas.

SMA: Sistema Multi-Agente.

SWAT: *Soil and Water Assessment Tool.*

TO: Tocantins.

TPB: *Theory of Planned Behavior.*

UFT: Universidade Federal do Tocantins.

UMMISCO: Unidade de Modelagem Matemática e Informática de Sistemas Complexos.

UTM: Universal Transversa de Mercator.

WEAP: *Water Evaluation and Planning System.*

1 INTRODUÇÃO

Os princípios e diretrizes introduzidos pela Política Nacional de Recursos Hídricos incluem uma perspectiva sobre a água como um bem público, limitado e dotado de valor econômico, cuja gestão deve seguir uma abordagem descentralizada e participativa, visando a assegurar os usos múltiplos. Para isto, é importante a adequação tanto da cessão dos direitos de uso de recursos hídricos, viabilizada por meio do instrumento de outorga, assim como deve ser garantida a efetividade de tais direitos, por meio de ações de fiscalização.

Nesse contexto, a alocação negociada emerge como uma estratégia regulatória alternativa ao clássico binômio de comando e controle, e que alinha-se aos princípios de descentralização e participação da gestão de recursos hídricos. Além disso, essa é uma estratégia que já tem sido conduzida em algumas bacias hidrográficas brasileiras, tal como em reservatórios nos estados do Ceará, no rio Verde Grande (MG/BA), no rio Piranhas-Açu (PB/RN) e no rio Pipiripau (DF).

A tendência de aumento da frequência e intensidade de eventos climatológicos e hidrológicos extremos em decorrência da intensificação das mudanças climáticas, assim como a elevação da demanda hídrica para determinados usos pode levar a uma disponibilidade hídrica abaixo do esperado para o regime hidrológico de uma região. Nesse caso, a incerteza sobre o fornecimento de água pode gerar ou intensificar conflitos entre usuários de um mesmo setor, assim como potencializar a competitividade entre diferentes usos.

A Bacia Hidrográfica do rio Formoso, situada no estado de Tocantins, é caracterizada por uma intensa atividade de agricultura irrigada e com forte perspectiva de expansão. Em 2016, uma severa redução do volume de água em trechos de dois importantes rios da bacia, os rios Urubu e Formoso, acarretou uma condição crítica de disponibilidade hídrica, requerendo medidas emergenciais e judiciais para a atenuação da escassez observada. Com isso, a solução Gestão de Alto Nível (GAN) é uma iniciativa de especialistas do Instituto de Atenção às Cidades, vinculado à Universidade Federal do Tocantins, que culminou na proposição de diversas medidas de enfrentamento à crise hídrica observada, as quais estão contidas no chamado Plano do Biênio 2018-2019.

A necessidade de intervenções judiciais no caso do rio Formoso é indicativo da falha do

sistema de gestão de recursos hídricos na região. Assim, em contraponto à medidas centralizadas de tomada de decisão, sugerem-se soluções baseadas em processos de negociação entre as partes envolvidas e que considerem tomadas de decisão coletivas, de modo a assegurar a sustentabilidade não apenas da produtividade agrícola, mas também o atendimento a outras utilidades, tais como a manutenção de vazões mínimas, atividades de pesca, uso por comunidades tradicionais, dentre outros usos.

A utilização de modelagem é uma ferramenta útil na gestão de problemas referentes à alocação de água, como os observados na bacia do rio Formoso, sobretudo com uso dos chamados Sistemas de Apoio à Decisão (SAD). Porém, considerando-se a interface de sistemas hídricos com os contextos políticos, sociais e econômicos, observa-se que, em geral, modelos tradicionais de SAD podem ser limitados quanto à captura da heterogeneidade dos sistemas, negligenciando características importantes que emergem de problemas com influência de decisões humanas.

Assim, tem sido observado um crescimento do interesse científico na investigação da influência da dimensão humana no processo de tomada de decisão relacionado a recursos hídricos e respectiva incorporação de aspectos sociológicos na modelagem de sistemas hídricos. A socio-hidrologia é uma área de pesquisa multidisciplinar que alinha-se a esses princípios.

Nesse contexto, o presente trabalho, inserido no Projeto “Rede de Pesquisa para Gestão de Alto Nível dos Recursos Hídricos na Bacia do Rio Formoso - TO”, propõe-se à utilização de modelagem baseada em agentes integrada à modelagem hidrológica como metodologia para gestão de conflitos no sistema socio-hidrológico do rio Formoso, visando a auxiliar o entendimento da interação entre os processos hidrológicos e a processos coletivos de tomada de decisão referentes à retirada de água.

O presente documento é composto por 7 capítulos, sendo essa seção correspondente ao primeiro deles, com a introdução do problema. No capítulo 2 são apresentados os objetivos geral e específicos. No 3º e 4º capítulos são relatadas, respectivamente, a fundamentação teórica e a revisão bibliográfica relacionada aos temas desse trabalho. A metodologia é apresentada no capítulo 5, ao passo que os resultados obtidos e as discussões geradas estão apresentados no 6º capítulo. As conclusões e recomendações estão contidas no capítulo 7, ao passo que os Apêndices contém o protocolo ODD do modelo baseado em agentes desenvolvido.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O projeto possuiu como objetivo geral utilizar a abordagem socio-hidrológica para avaliar o efeito da implementação de outorga coletiva mediante alocação negociada na disponibilidade hídrica como instrumento de gestão de conflitos de uso de água para irrigação na bacia do rio Formoso, possuindo como estudo de caso a bacia do rio Urubu.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos definidos para se atingir o objetivo geral foram:

- Caracterizar a demanda hídrica dos usuários irrigantes e identificar diferentes perfis comportamentais durante o período de seca utilizando a base de dados do sistema GAN;
- Modelar o comportamento dos agentes irrigantes no que se refere ao atendimento às regras de uso de água estabelecidas pelo Plano do Biênio 2018-2019;
- Avaliar a influência da percepção de disponibilidade hídrica e de diferentes perfis comportamentais nos padrões de volume consumido de água para irrigação;
- Avaliar a influência do comportamento coletivo dos agentes Irrigantes na disponibilidade hídrica do rio Urubu.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O presente capítulo irá ilustrar inicialmente as bases teóricas relacionadas à regulação e fiscalização do uso de recursos hídricos. Na sequência, serão apresentados os fundamentos referentes à outorga de direito de uso de recursos hídricos e sua relação com conflitos por uso de água. Em seguida, será apresentada a modelagem socio-hidrológica como abordagem de resolução de problemas relacionados aos recursos hídricos. Por fim, a última seção irá ilustrar a problemática de crise hídrica na bacia hidrográfica do rio Formoso e na sub-bacia do rio Urubu.

3.1 REGULAÇÃO E FISCALIZAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A reorganização do sistema de gestão de recursos hídricos no Brasil a partir de uma legislação integrada e descentralizada possui como um dos seus principais pilares a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei Federal nº 9.433/1997 (Jacobi, 2010; OCDE, 2015).

Collischonn (2014) discute que, sendo a água um bem de acesso comum, a falta de regulação deste recurso pode gerar uma alocação exacerbada, levando à “tragédia dos comuns” demonstrada por Hardin (1968). Assim, aquele autor argumenta ser fundamental a regulação do uso de água por parte de um ente sem interesses intrínsecos, isto é, o Estado.

Desse modo, a PNRH introduziu uma série de instrumentos, dentre os quais a outorga de direitos de uso de recursos hídricos, a qual pode ser descrita como uma autorização cedida a uma pessoa física ou jurídica para que possa utilizar a água de um manancial para alguma atividade (Collischonn, 2014).

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2011), ações de fiscalização podem ser implementadas visando a assegurar que o direito de uso fornecido pela outorga seja efetivado. Assim, a fiscalização pode ser estendida como uma prática de gerenciamento de recursos hídricos associada ao instrumento outorga.

Nesse sentido, o instrumento de outorga e a fiscalização dos usos podem, em conjunto, ser entendidos como um exemplo do mecanismo clássico de comando e controle, respectiva-

mente (Filho e Porto, 2008; Collischonn, 2014; ANA, 2019). Em geral, ambas atividades são exercidas pela mesma instituição gestora, respeitando-se o critério de dominialidade: competência da ANA para os corpos hídricos de domínio da União e competência dos respectivos órgãos gestores nos cursos d'água de domínio dos estados ou do Distrito Federal.

3.2 OUTORGA E CONFLITOS POR USO DE ÁGUA

A Resolução nº 707/2004 da ANA (ANA, 2004) apresenta a definição de conflito pelo uso da água como uma “situação em que são restringidos os usos da água pelo fato de a disponibilidade de recursos hídricos ser inferior às demandas hídricas, gerando competição entre usuários” (ANA, 2004, p.2). Nesse sentido, situações de escassez de água, as quais podem ser causadas por fatores tanto naturais quanto antrópicos, requerem ações urgentes para solucionar ou minimizar os impactos gerados, cujos efeitos podem afetar negativamente aspectos econômicos, sociais e ambientais (ANA, 2019).

Nesses casos, as intervenções mais imediatas são ações de regulação de uso que afetam diretamente os usuários, como a emissão de outorgas de direito de uso de água, a definição de regras de restrição de uso e a fiscalização do uso, assim como ações complementares de alocação de água e marcos regulatórios, em que são estabelecidos critérios de uso de água em algum sistema hídrico em particular (ANA, 2019).

Nesse contexto, pode-se dizer que existe consonância entre alguns autores quanto à inibição de conflitos por uso de água proporcionada pelo instrumento de outorga.

De acordo com Silva e Monteiro (2004), a implantação da outorga pode induzir à ordem no uso de água visto que, uma vez garantidos os respectivos direitos de uso dos usuários, estes possuem certa tranquilidade para realizar seus investimentos em um ambiente mais organizado. Já Collischonn (2014) afirma que o processo de emissão de outorgas no Brasil pode impedir o risco de conflitos de forma preventiva e conservadora, dado que em decorrência da baixa capacidade fiscalizadora dos órgãos gestores, assume-se um risco relativamente baixo de não atendimento hídrico (ou garantia relativamente alta de atendimento hídrico) aos usuários.

Segundo a ANA (2021), a irrigação é o uso consuntivo mais representativo da maior parte das bacias hidrográficas brasileiras que apresentam vulnerabilidade quanto à disponibilidade hídrica. Além disso, a tendência de aumento da frequência e intensidade de eventos extre-

mos, assim como a elevação da demanda hídrica para determinados usos pode levar a uma disponibilidade hídrica abaixo do esperado para o regime hidrológico de uma região. Nesse caso, a incerteza sobre o fornecimento de água pode gerar ou intensificar conflitos entre os próprios usuários irrigantes, assim como potencializar a competitividade entre este e os outros usos (ANA, 2021).

3.2.1 Alocação negociada e outorga coletiva

A PNRH inaugurou um sistema na gestão e regulação de recursos hídricos baseado no trinômio descentralização, participação e integração (Spolidorio, 2017). Nesse sentido, o processo de tomada de decisão pode ser favorecido pela incorporação de negociação à alocação de água na medida em que se compartilham as responsabilidades entre os usuários e o poder público outorgante (ANA, 2011).

Para Spolidorio (2017), a regulação de águas baseada no mecanismo clássico de comando e controle no contexto brasileiro, quando praticado de forma pura e isolada, pode não ser a melhor estratégia a ser adotada por parte dos órgãos gestores, sobretudo em razão de sua baixa capacidade fiscalizadora e outorgante devido aos seus reduzidos recursos humanos, materiais e orçamentários. A esta crítica, Porto *et al.* (2019) acrescentam também a falta de clareza e objetividade quanto aos critérios que determinam como o órgão outorgante estabelece quais são os usuários e usos prioritários em certas bacias hidrográficas.

Nesse contexto, a alocação negociada emerge como uma estratégia regulatória alternativa ao binômio comando e controle, e à lógica estritamente econômica de alocação de recursos puramente baseada em oferta e demanda (Porto *et al.*, 2019).

Conceitualmente, Spolidorio (2017, p. 186) entende a alocação negociada como:

"o conjunto de processos e instrumentos utilizados para compartilhamento dos recursos hídricos com os diversos segmentos de usuários, de forma a se aproveitar, ao máximo, as oportunidades de desenvolvimento econômico, proteção ambiental e uso racional do recurso".

De acordo com o Atlas Irrigação da ANA (2021), os processos de alocação negociada em corpos hídricos de domínio da União pautam-se em termos de compromissos firmados entre a autoridade outorgante e os usuários mediante estabelecimento de Marco Regulatório por meio do Termo de Alocação de Água. Assim, formaliza-se o processo por meio da emissão de uma resolução implementada conjuntamente entre a ANA e os Estados envolvidos, ampliando-se a segurança jurídica das regras definidas para o sistema hídrico em questão.

A alocação negociada de água tem sido conduzida por alguns órgãos gestores em bacias hidrográficas brasileiras, sobretudo em regiões de escassez hídrica e conflito pelo uso de água (Filho e Porto, 2003; ANA, 2021).

No estado do Ceará, a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH) tem coordenado a alocação de água em reservatórios na região visando implementar um modelo de gestão dos recursos hídricos de caráter integrado, descentralizado e participativo. Os conselhos de usuários e comitês de bacias negociam e definem os volumes de água a serem consumidos anualmente, bem como as vazões de manutenção a jusante. Conseqüentemente, os usuários definem também os riscos de atendimento (Lopes e Freitas, 2007). Algumas vantagens destacadas por Filho e Porto (2003) sobre tal modelo de macro alocação incluem a forte participação pública e o estabelecimento de consenso na sociedade.

Já a alocação negociada de água no Bico da Pedra, um reservatório crítico localizado na Bacia do rio Verde Grande, situado entre Minas Gerais e Bahia, ocorre pela participação dos usuários e do poder público viabilizada através de reuniões ao fim do período de chuva, em que são definidas para o próximo período de estiagem as regras de operação do reservatório e de volumes de água alocados para cada usuário (Lopes e Freitas, 2007).

Outro caso é o rio Piranhas-Açu, localizado entre a Paraíba e o Rio Grande do Norte, em que o plano de regularização propôs uma estratégia de alocação negociada incluindo, dentre outros elementos, uma definição negociada de vazões alocadas por trecho de rio, por açude e para cada setor usuário (Lopes e Freitas, 2007).

No Distrito Federal, a Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa) conduz grupos de acompanhamento de reservatórios nas Bacias dos Rios Pípiripau, Extrema, Jardim e Alto Descoberto. Nesses grupos participam representantes dos variados órgãos públicos, da universidade e dos comitês de bacias. A curva de referência para o ano seguinte é decidida pelo grupo em reuniões realizadas no final do ano anterior ou início do ano referente à curva de referência que está sendo discutida. Quando necessário, ocorrem outras reuniões ao longo do ano. No rio Pípiripau, um rio de domínio da União, a alocação negociada foi conduzida pela ANA, a Agência Reguladora local (Adasa) e o Comitê de Bacia local.

Uma vantagem da estratégia negociada de alocação é a possibilidade de formação de ambientes autorregulados e auto-organizáveis por parte dos usuários incluindo a auto-gestão por associações de irrigantes (Spolidorio, 2017; ANA, 2021).

Outro mecanismo de regulação alinhado à auto-gestão é a chamada outorga coletiva, também conhecida como outorga em lote, a qual caracteriza-se pela emissão de uma única resolução na qual são estabelecidas as utilizações dos recursos hídricos a diversos usuários (ANA, 2014). É também, segundo a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico – OECD (2015), uma alternativa que pressupõe a transferência da responsabilidade de gerência aos usuários locais através de uma organização coletiva legalmente formalizada, como uma associação de usuários (ANA, 2011).

De acordo com a OECD (2015), a implementação de outorga coletiva pode ser vantajosa na medida em que estimula um senso de conformidade entre os usuários mediante o entendimento por parte deles do processo de alocação como um jogo de soma zero, isto é, a alocação de mais recursos a um usuário resulta na diminuição do direito de uso de outro usuário.

Ademais, a outorga coletiva pode induzir maior flexibilidade aos usuários quanto à decisão do uso de água, tanto sobre a implementação de medidas próprias de ajustes das alocações anuais, quanto no que se refere à adoção de diferentes perfis de risco para cada usuário. Ainda, deve-se considerar a possibilidade de ser necessário conceder incentivos aos usuários para que tomem a responsabilidade de gestão (OECD, 2015).

Nesse contexto, uma prática comum se dá na implementação de alocação negociada por meio de uma outorga coletiva, mediante o comprometimento dos usuários com uma vazão máxima a ser utilizada, sujeita à um prazo comum de vigência e com possibilidade de renegociação dos percentuais definidos para cada usuário (ANA, 2014).

Segundo Spolidorio (2017), esta associação entre a alocação negociada e a modalidade coletiva de outorga pode fortalecer a capacidade reguladora do Estado em razão do apoio dos usuários de água assim como pela criação do ambiente de autorregulação que se estabelece entre eles. Além disso, tal combinação pode se constituir como uma opção mais simplificada de outorga, com menor tempo e custo envolvido no monitoramento devido ao menor número de pontos de controle (OECD, 2015).

Por outro lado, os processos de alocação negociada e outorga coletiva, justamente por serem pautados em conceitos de participação social e tomada de decisão descentralizada, são sensíveis em relação aos contextos políticos, sociais e econômicos nos quais a população em questão está inserida, sobretudo quanto às assimetrias sociais que podem levar a dificuldades e controvérsias relativas à representatividade de determinados grupos. Além disso, é fundamental que haja interesse e acompanhamento constante do Poder Público durante a

implementação de tais estratégias de modo a garantir o cumprimento dos usuários quanto às regras decididas coletivamente .

3.3 MODELAGEM SOCIO-HIDROLÓGICA DE SISTEMAS AMBIENTAIS

A alocação de recursos hídricos é uma prática que vem sendo realizada desde tempos remotos com base em critérios sociais, sobretudo visando a manutenção das comunidades através da garantia de disponibilidade de água para consumo humano, saneamento e produção de alimentos. Conseqüentemente, mudanças na sociedade têm resultado em novos desafios para os problemas relacionados à água e sua alocação (Dinar *et al.*, 1997). Além disso, a interface de sistemas hídricos com os contextos políticos, sociais e econômicos adiciona complexidade ao equacionamento de questões de alocação, sobretudo em bacias hidrográficas que possuem conflitos de uso por água (Carraro *et al.*, 2006).

Nesse sentido, a modelagem como ferramenta aplicada aos sistemas hídricos permite conduzir investigações em escalas de espaço e tempo as quais não seriam viáveis utilizando-se outros métodos, como experimentos e observações, e portanto, é uma ferramenta importante em investigações que envolvem sistemas hídricos e sociais (Blair e Buytaert, 2016). Além disso, a modelagem permite para o contexto de recursos hídricos uma forma útil de previsão do comportamento ou do desempenho de políticas de gestão propostas, além de auxiliar na compreensão e conseqüentemente, no gerenciamento de tais sistemas (Loucks e Beek, 2017).

De modo a suprir a necessidade de um método simples e rápido para interpretação dos resultados de modelos, tem sido observado o desenvolvimento de Sistemas de Apoio à Decisão (SAD). SADs são ferramentas computacionais que possuem uma interface interativa que permite a entrada de dados e controle de operações de algum modelo específico e cujos dados de saída são indicadores de fácil interpretação ao usuário, como mapas e gráficos (Braga *et al.*, 1998; Collischonn, 2014).

Em geral, modelos tradicionais de SAD incluem ações antrópicas como condições de contorno fixas e possuem enfoque apenas na compreensão de processos naturais. Além disso, modelos que utilizam uma abordagem centralizada, como técnicas de otimização por programação linear com ou sem restrição, podem ser limitados quanto à captura da heterogeneidade dos sistemas podendo levar à não consideração de características importantes que emergem de problemas com influência de decisões humanas (Giuliani *et al.*, 2015; Khan *et al.*, 2017).

Assim, tem sido observado um crescimento do interesse científico na influência da dimensão humana no processo de tomada de decisão relacionado a recursos hídricos e respectiva incorporação de aspectos sociológicos na modelagem de sistemas hídricos.

A socio-hidrologia, proposta por Sivapalan *et al.* (2012), é uma área de pesquisa multidisciplinar recente, alinhada a esses princípios e cujo esquema conceitual pode ser observado na Figura 3.1.

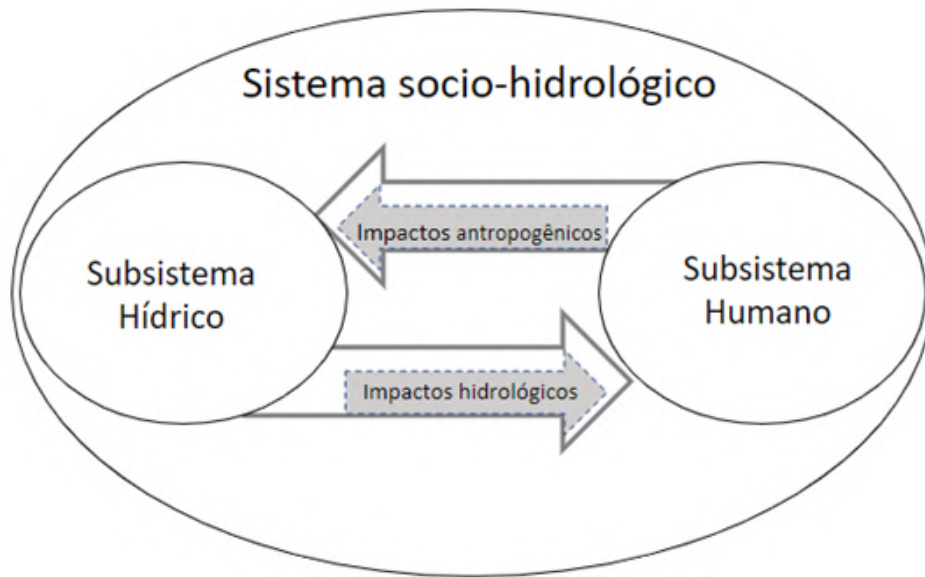


Figura 3.1: Diagrama conceitual da socio-hidrologia. Fonte: Adaptado de Mao *et al.* (2017).

A socio-hidrologia fundamenta-se na inclusão dos seres humanos como partes intrínsecas do ciclo hidrológico, considerando as interações bidirecionais entre a sociedade e os sistemas hídricos em suas diversas formas, seja através do consumo de água para produção de comida, energia ou abastecimento, pela poluição de corpos receptores, ou mesmo através de ações políticas, mercadológicas e tecnológicas (Sivapalan *et al.*, 2012).

Além disso, a abordagem socio-hidrológica pauta-se na investigação sobre a evolução dos sistemas acoplados água-sociedade, bem como na busca por padrões no comportamento social ou no desenvolvimento da sociedade que podem emergir a partir de tal coevolução (Sivapalan *et al.*, 2012; Pande e Sivapalan, 2016).

Como apresentado na Figura 3.1, para o desenvolvimento de modelos considerando um sistema socio-hidrológico devem ser modelados tanto o subsistema social quanto o subsistema hidrológico, de modo que a coevolução de ambos os sistemas possa ser incluída pela conexão das alterações dinâmicas de cada um deles (Pouladi *et al.*, 2019). Detalhes sobre cada

uma dessas componentes estão contidos nas seções 3.3.1 e 3.3.2.

3.3.1 Subsistema hídrico: Modelagem Hidrológica e Modelos Chuva-Vazão

Atualmente, modelos hidrológicos, também conhecidos como Modelos Chuva-Vazão (MCV), são ferramentas utilizadas com frequência em investigações hidrológicas com aplicações na engenharia e em ciências ambientais (Wagener *et al.*, 2004). O principal objetivo de um modelo hidrológico de chuva-vazão (MCV) consiste na descrição quantitativa dos componentes do ciclo hidrológico em uma bacia hidrográfica (Beskow *et al.*, 2016).

Desse modo, considerando-se a bacia hidrográfica como um sistema, um MCV simula o fenômeno de escoamento através da quantificação da variável vazão, dado um evento climático (Caldeira, 2016).

Segundo Beven (2012), o uso de MCVs pode servir como um meio de superar a limitação de técnicas de monitoramento, assim como o alcance limitado de medições no espaço e no tempo. Além disso, MCVs podem ser usados na extensão de séries de vazão nas escalas espacial e temporal, bem como na extrapolação dos dados disponíveis, em particular em bacias hidrográficas não monitoradas ou em prospecções de cenários futuros, para avaliação dos impactos potenciais de mudanças hidrológicas no sistema modelado (Wagener *et al.*, 2004; Beven, 2012).

Assim, a modelagem hidrológica pode aprimorar os processos de tomada de decisão relacionados a problemas de cunho hidrológico, como o planejamento de recursos hídricos, avaliação de estratégias de gestão e de respostas da bacia em relação a variações climáticas ou de mudanças no uso do solo, proteção contra inundações, mitigação de contaminações, licenciamento de retiradas, entre outros (Wagener *et al.*, 2004; Beven, 2012; Caldeira *et al.*, 2019).

3.3.2 Subsistema humano: Sistemas Multiagentes (SMA) e Modelos Baseados em Agentes (MBA)

Uma metodologia que vem sendo utilizada com frequência na representação de princípios da socio-hidrologia em bacias hidrográficas são os chamados Modelos Baseados em Agentes (MBA) (Akhbari e Grigg, 2013; Khan *et al.*, 2017; Huber *et al.*, 2019).

Através da abordagem de MBA, o estado de um sistema pode ser representado não apenas através da descrição de variáveis, mas também por meio da modelagem de seus componentes

individuais, os agentes. Nestes modelos, agentes podem representar entidades autônomas e que compartilham um ambiente em comum, seguindo regras comportamentais específicas e atuando de acordo com interesses próprios (Railsback e Grimm, 2017).

O conceito de MBAs relaciona-se fortemente com os chamados Sistemas Multiagentes (SMA), área da ciência da computação alinhada à robótica e à Inteligência Artificial Distribuída (IAD).

Assim, SMAs são sistemas compostos por múltiplos agentes capazes de agir de forma autônoma e de interagir entre si (Wooldridge, 2009). A Figura 3.2 apresenta um esquema básico de um SMA.

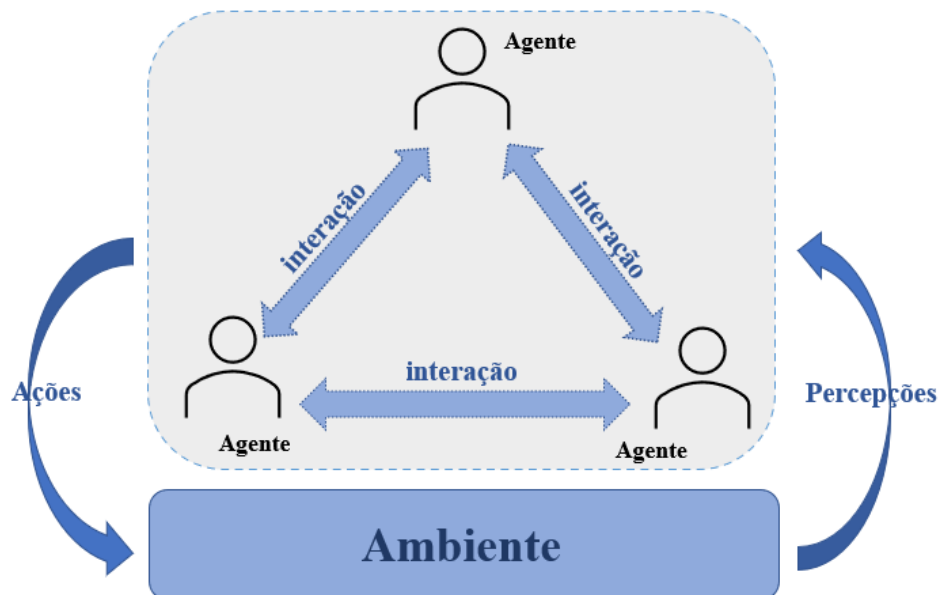


Figura 3.2: Esquema básico de um sistema multiagente (SMA).

Segundo Macal (2016), com frequência, SMAs e MBAs são tratados como sinônimos pois não existe uma distinção clara entre ambos, e essencialmente, pode-se dizer que ambas as abordagens de SMA e MBA compartilham do mesmo objetivo de compreender o vínculo entre micro-comportamentos e macro-comportamentos.

Outros autores argumentam que existe certo nível de hierarquização entre as áreas. Le Bars *et al.* (2002) escreve que em MBAs as simulações são baseadas em SMAs. Por outro lado, Railsback e Grimm (2017) afirmam que SMAs são uma sub-área derivada da modelagem baseada em agentes que se originaram da ciência da computação e em pesquisas relacionadas à inteligência e vida artificial.

Apesar disso, a motivação de MBAs em descrever o sistema e compreender a problemática através da representação do comportamento dos agentes, quando comparado ao objetivo de se desenvolver a melhor solução para um dado problema, típico de aplicações de SMA, pode ser um ponto de diferenciação entre as áreas (Macal, 2016).

Segundo Kravari e Bassiliades (2015), diversos processos naturais e artificiais podem ser representados por SMAs, o que justifica sua aplicação em diversas áreas de pesquisa, desde jogos de computador e informática até aplicações em economia e ciências sociais.

Desse modo, representações utilizando SMAs podem facilitar a participação no processo de modelagem dos atores envolvidos, assim como podem favorecer aplicações nas quais aspectos sociológicos devem ser considerados, uma vez que a simbolização de seres humanos é facilitada tanto em termos da autonomia e inteligência intrínseca do conceito de agentes, quanto em função de sua capacidade de interagir e trocar informações entre si de forma descentralizada (Berger, 2001; Kravari e Bassiliades, 2015).

Assim, simulações computacionais através de um MBA com agentes representando humanos podem favorecer a representação natural do mundo real alinhada a uma abordagem *bottom-up*, isto é, descentralizado e "de baixo para cima", dado que comportamentos individuais (nível menor e mais desagregado) podem gerar comportamentos complexos observados no sistema como um todo (nível mais alto e mais agregado) (Khan *et al.*, 2017).

De acordo com Blair e Buytaert (2016), MBAs podem ser úteis na aplicação de modelagem socio-hidrológica em dois contextos principais: (i) Na investigação de comportamentos emergentes em um sistema, ou (ii) na determinação de efeitos em macro-escala que surgem a partir das interações entre os indivíduos heterogêneos e o ambiente em que estão inseridos.

3.3.3 Arquiteturas de raciocínio de agentes em SMAs

A Figura 3.3 apresenta um esquema básico da arquitetura de um agente e seu ambiente, de acordo com Russel e Norvig (2010). A informação recebida através dos sensores é refletida sobre o ambiente em forma de ações através do raciocínio do agente, o qual define-se por uma arquitetura computacional.

O raciocínio de um agente pode ser descrito por diversas arquiteturas, sendo que a escolha de uma delas pode variar de acordo com a complexidade do processo de tomada de decisão da entidade a qual se quer representar através de um modelo baseado em agentes.

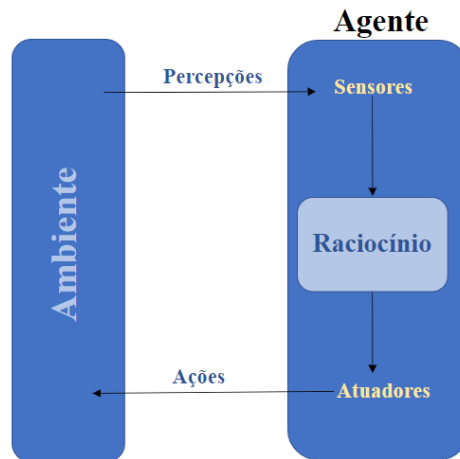


Figura 3.3: Esquema básico da arquitetura de um agente e seu ambiente. Fonte: Russell e Norvig (2010), modificado.

De acordo com Russell e Norvig (2010), a arquitetura mais básica de um agente corresponde ao raciocínio de reflexo simples. Agentes de tal tipo decidem sobre suas ações considerando apenas a percepção atual do ambiente, não levando em conta nenhum tipo de memória ou histórico de percepções passadas. Geralmente, são utilizadas regras de condição-ação que permitem conectar a percepção do agente à sua ação.

Já agentes com uma arquitetura de reflexo baseado em modelo utilizam um modelo interno para atualizar o seu estado de mundo atual, para, em seguida, tomarem a decisão da mesma forma que os agentes de reflexo simples (Russell e Norvig, 2010).

Por outro lado, para o caso de processos de decisão que exigem maior grau de complexidade, exigem-se, conseqüentemente, arquiteturas mais complexas. A arquitetura Beliefs-Desires-Intentions (BDI) é um exemplo delas, e baseia-se no trabalho filosófico proposto por Bratman (1987).

Bratman (1987) propõe uma representação do raciocínio prático humano através da definição de três componentes básicos:

- Crenças (*Beliefs* - B): conhecimento do agente quanto ao ambiente e ao seu estado interno atual;
- Desejos (*Desires* - D): objetivos não conflitantes que o agente almeja atingir;
- Intenções (*Intentions* - I): conjunto de planos ou sequência de ações que o agente pretende seguir a fim de realizar os seus desejos.

Adam e Gaudou (2016) argumentam que arquiteturas BDI podem ser vantajosas uma vez que são suficientemente descritivas para representar processos cognitivos que influenciam o comportamento, ao mesmo tempo em que são intuitivas o bastante para serem facilmente compreendidos por modeladores e cientistas não especialistas na área da computação.

3.4 CRISE HÍDRICA E CONFLITOS POR USO DE ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO FORMOSO (BHF)

3.4.1 Bases legais

No Estado do Tocantins, a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH-TO), instituída pela Lei nº 1.307/2002 (Tocantins, 2002), estabelece as diretrizes para gestão dos recursos hídricos no nível estadual.

Dentre os instrumentos da PERH-TO, podem-se destacar a outorga de direito de uso dos recursos hídricos, o Plano Estadual de Recursos Hídricos e os Planos de Bacia Hidrográfica.

A outorga de direito de uso dos recursos hídricos nos cursos d'água de domínio do Tocantins é regulamentada pelo Decreto nº 2.432/2005 (Tocantins, 2005), o qual define o Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins) como entidade outorgante.

O Naturatins, como órgão gestor de recursos hídricos do Tocantins, emite outorgas de acordo com a disponibilidade hídrica e com as prioridades de uso definidas no PERH-TO e nos Planos de Bacia Hidrográfica. Em caso de inexistência do Plano de Bacia Hidrográfica da bacia em questão, cabe ao Naturatins definir os critérios e condições de disponibilidade hídrica, sendo possível para isso solicitar manifestação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins (CERH-TO) (ANA, 2014).

A Portaria Naturatins 334, de 11 de julho de 2012 (Naturatins, 2012) estabelece os critérios relacionados ao monitoramento dos volumes captados nos corpos d'água de domínio do estado de Tocantins para fins de emissão da outorga de uso. Dentre as diretrizes definidas, atribui-se ao usuário a responsabilidade de monitoramento, incluindo a instalação, operação e manutenção do sistema de medição e os custos envolvidos para tal, bem como a transmissão dos dados monitorados à Naturatins.

O Plano Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins (PIERH-TO), por sua vez, propõe-se a definir metas e objetivos que visem à atenuação de conflitos relacionados à água, bem como

à prevenção de eventos críticos, à conservação e ao aproveitamento racional das disponibilidades hídricas. O PIERH-TO destaca os impactos na demanda hídrica em decorrência da produção agrícola, com destaque ao extremo sudoeste do Estado, concentrando-se nas proximidades da nascente do rio Araguaia, nos municípios de Formoso do Araguaia e de Lagoa da Confusão (Tocantins, 2011).

De modo a aperfeiçoar a atuação das entidades gestoras de recursos hídricos no estado, o PIERH-TO (Tocantins, 2011) define a regionalização de Tocantins em 17 Áreas Estratégicas de Gestão (AEG), subdivididas de acordo com 8 critérios que justificam sua delimitação: agricultura, pecuária, indústria, concentração populacional, geração de energia, unidades de conservação, área indígena e sem usos impactantes. Nesse contexto, a Bacia Hidrográfica do rio Formoso (BHF) é definida pelo PIERH-TO como a Área Estratégica de Gestão 01 (AEG 01) devido à expressividade das atividades de agricultura na região.

O Plano de Bacia Hidrográfica do rio Formoso (PBH-RF), por sua vez, orienta a aplicação dos instrumentos de gestão na referida bacia (Tocantins, 2007) ao passo que o Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Formoso (CBH-RF) instituído em 2011 pelo Decreto nº 4.252/2011 (Tocantins, 2011), atua como órgão colegiado de natureza consultiva e deliberativa.

Cordeiro (2018) argumenta que atualmente o grande desafio do CBH-RF resume-se à resolução dos problemas relacionados ao uso de água pelos agricultores, sobretudo devido ao descumprimento das decisões tomadas no âmbito do colegiado.

3.4.2 Conflitos por uso de água na BHF

Historicamente, a bacia hidrográfica do rio Formoso possui disponibilidade hídrica para empreendimentos de grande porte (IAC, 2018). Desde a década de 1980, é abrigado na região o segundo maior projeto público de irrigação do país em área, o Projeto Rio Formoso, localizado no Distrito de Irrigação do rio Formoso (DIRF), com área em produção correspondente a 20.000 ha, e cujo responsável é o estado de Tocantins (ANA, 2021).

Assim, a atividade econômica mais expressiva da BHF corresponde ao setor agropecuário, com destaque ao cultivo de arroz, soja para semente, feijão, milho e melancia. Consequentemente, o uso de água para irrigação, em especial pelos sistemas subsuperficial e por inundação, constitui-se como a principal demanda hídrica na BHF, representando até 98,74% dos volumes captados (Tocantins, 2007).

Em 2007 o Plano de Bacia Hidrográfica do rio Formoso (Tocantins, 2007) já apontava para

alguns cenários futuros o comprometimento da disponibilidade hídrica em diversos pontos de controle, sobretudo nas sub-bacias dos rios Xavante e Urubu, em que há predominância do cultivo de arroz irrigado, e apresentava propostas de medidas de redução dos conflitos pelo uso da água, porém muitas delas não foram cumpridas de forma adequada (Araújo, 2017).

Os meses de maior necessidade hídrica pela cultura de soja (desenvolvimento e floração) correspondem aos período entre os meses de maio e agosto, coincidente com a época de menor índice pluviométrico da região. Assim, é baixa a disponibilidade hídrica para atendimento à demanda da cultura de soja semente na região (Silva, 2015).

Com isto, durante o período de estiagem entre os meses de junho e julho de 2016, uma severa redução do volume de água dos rios Formoso e Urubu, localizados nos municípios de Lagoa da Confusão/TO e Cristalândia/TO na BHF, levou a uma condição crítica de disponibilidade hídrica, comprometendo o recurso hídrico para irrigação e também outros usos na região, o que caracteriza uma situação de conflito. O registro fotográfico da situação em agosto de 2016 está apresentado na Figura 3.4.

Tal situação requereu intervenções judiciais, incluindo a suspensão temporária da retirada de água (IAC, 2018).



Figura 3.4: Severa redução do volume de água observada no rio Formoso (à esquerda) e no rio Urubu (à direita) em agosto de 2016. Fonte: Governo do Tocantins (2016).

3.4.3 Solução GAN – Gestão de Alto Nível

Diante das problemáticas de crise hídrica enfrentadas em 2016, soluções técnicas foram solicitadas pelo Ministério Público Estadual do Tocantins (MPTO) à Universidade Federal do Tocantins (UFT). A proposta foi apresentada em dezembro de 2016 pelo Instituto de Atenção às Cidades (IAC), vinculado à UFT, e é conhecida como Gestão de Alto Nível (GAN).

A solução GAN foi idealizada visando à implantação de um sistema de monitoramento capaz de garantir a segurança hídrica para agricultura da região em consonância com o meio ambiente, abrangendo o estudo e a definição de regras de operação das bombas dos irrigantes (IAC, 2018). A proposta abrangeu 4 fases:

- Fase A - Diagnóstico da disponibilidade hídrica: inicialmente, foram realizados a identificação e o diagnóstico das estações pluviométricas e de monitoramento do nível d'água, seguido de análise e tratamento de dados das séries históricas para cálculo das vazões mínimas de referência (Q_{mr}). Por fim, com a área de drenagem das microbacias foi feita a espacialização da série de Q_{mr} ao longo da hidrografia da BHF.
- Fase B - Diagnóstico da demanda hídrica: Foi realizada análise de consistência a partir de levantamento em campo sobre as captações em cursos d'água para fins de irrigação em comparação com a base de dados de outorgas emitidas pelo Naturatins. Com tais resultados, e juntamente com os resultados da Fase A, computou-se o balanço hídrico.
- Fase C - Monitoramento e automação: esta fase englobou a instalação dos medidores de vazão nas bombas, das micro-usinas solares e dos transmissores e antenas dos equipamentos de telemetria. Além disso, desenvolveu-se uma aplicação para armazenamento e disponibilização em tempo real das séries de chuva, nível d'água, vazão disponível e vazão captada pelas bombas.
- Fase D - Revisão das outorgas e regras de operação: uma vez constatadas inconsistências na aplicação da outorga, foi solicitado pelo MPTO a criação de um Grupo de Trabalho (GT) de Revisão de Outorgas, cujas estratégias de solução foram descritas no Plano do Biênio 2018-2019.

3.4.4 Plano do Biênio 2018-2019

Em maio de 2018 foi apresentado o Plano do Biênio 2018-2019 (IAC, 2018), em que foram relatadas quatro estratégias (espacial, temporal, hidrológica e tecnológica) com objetivo de promover uma melhor organização operacional das captações, possibilitando que os produtores pudessem se planejar e que os gestores pudessem operar preventivamente.

3.4.4.1 Estratégia espacial

O IAC/UFT identificou 7 barramentos principais do tipo fio d'água nos leitos dos rios Formoso e Urubu, como pode ser visto na Figura 3.5(a). Esses barramentos, além de descarga

de fundo, possuem vertedores de carga variável os quais podem gerar impactos potenciais na disponibilidade hídrica a jusante.

Assim, foi constatado que as 98 bombas de captação superficial para fins de irrigação existentes na bacia estão concentradas em determinadas regiões dos quatro principais rios (Formoso, Urubu, Dueré e Xavante). Foram identificados alguns trechos críticos, principalmente no DIRF (Distrito de Irrigação Rio Formoso), bem como na região de confluência entre o rio Formoso e o rio Urubu e próximo à foz do rio Urubu, conforme está apresentado na Figura 3.5(b).

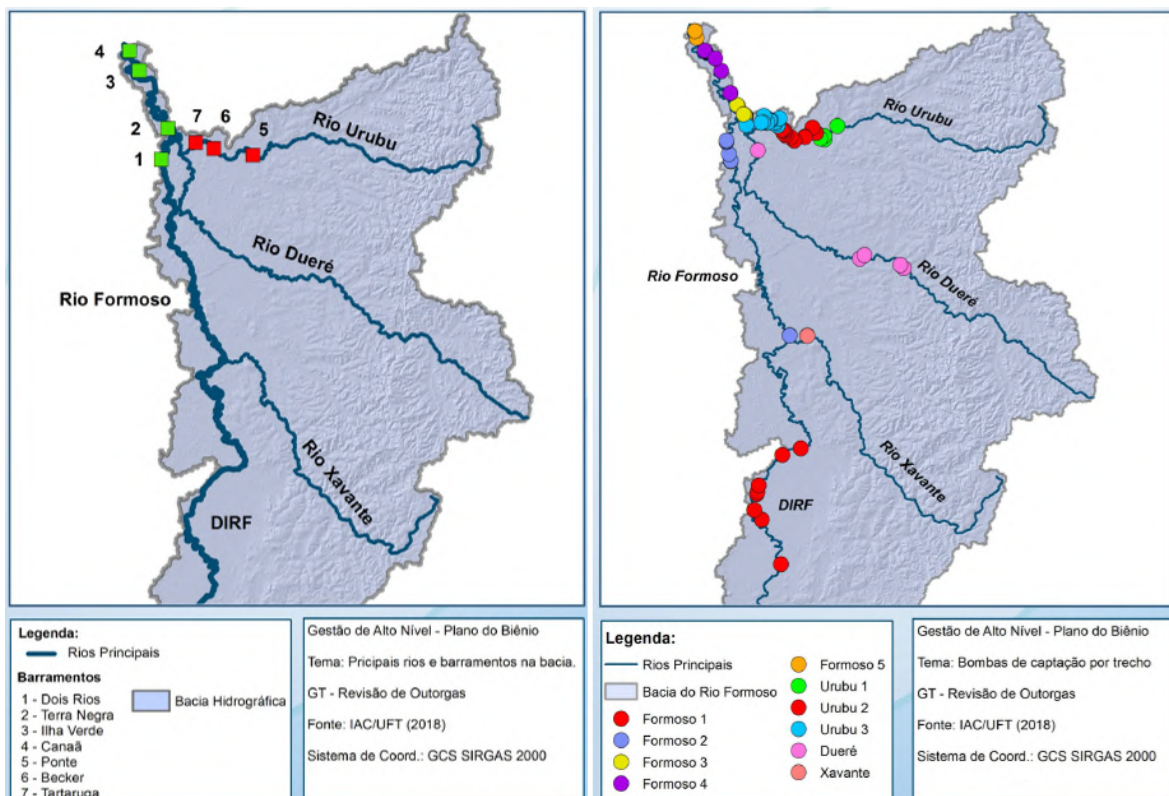


Figura 3.5: Mapa de localização (a) dos principais rios e barramentos a fio d'água na BHF e (b) das bombas de captação para fins de irrigação na BHF. Fonte: IAC (2018), modificado.

Assim, mediante a intersecção entre as áreas de barramento e as áreas com alta concentração de bombas, foram estabelecidos 10 trechos críticos. As informações detalhadas quanto ao número de bombas e a vazão total em cada trecho estão apresentados na Tabela 3.1.

3.4.4.2 Estratégia temporal

A partir dos diagnósticos de disponibilidade (Fase A) e demanda hídrica (Fase B), a equipe do IAC identificou que nos meses mais secos, entre maio e novembro, havia uma abrupta redução das vazões disponíveis nos rios, e este período correspondia a elevadas vazões de

Tabela 3.1: Descrição, número de bombas e vazão total de captação (m³/s) dos dez trechos críticos identificados ao longo da BHF. Fonte: IAC (2018), modificado.

Trecho	Descrição	Nº de bombas	Vazão de captação (m ³ /s)
Formoso 1	Região do DIRF	14	24,0
Formoso 2	Formoso do Xavante até o Urubu	13	23,9
Formoso 3	Formoso do Urubu à Terra Negra	10	16,0
Formoso 4	Formoso da Terra Negra à Ilha Verde	13	20,2
Formoso 5	Formoso da Ilha Verde até a foz	3	6,0
Urubu 1	Urubu até a Ponte	5	6,2
Urubu 2	Urubu da Ponte à Becker	15	24,0
Urubu 3	Urubu da Becker até o Formoso	17	24,9
Dueré	Rio Dueré completo	6	8,9
Xavante	Rio Xavante completo	2	4,0

captação observadas, o que condiz com o cenário de crise hídrica observado na bacia. Para gerenciar esse problema, à época, a Naturatins obteve bons resultados adotando um sistema de rodízio das captações em 2016 e 2017, definindo uma jornada de captação com duração de 24h e 56h entre julho e agosto para captação nos rios Formoso e Urubu, respectivamente.

Assim, foi proposta a divisão das 98 bombas de captação em três grupos. A composição de cada grupo foi feita a partir do princípio de equivalência tanto do número de bombas quanto das vazões captadas em comparação aos outros grupos. Assim, cada conjunto produziria efeitos equivalentes sobre a disponibilidade hídrica dos outros grupos, ao mesmo tempo em que o estabelecimento de jornadas de operação proporcionais entre os três agrupamentos poderia ser realizado com mais segurança.

A distribuição do número de bombas e da vazão total entre os Grupos 1, 2 e 3 está apresentada na Tabela 3.2.

Assim, foram selecionados pelo IAC/UFT dois cenários de ciclo de rodízio, os Cenários A e B.

No Cenário A, apresentado na Tabela 3.3, a operação ocorre ao longo de 40 horas consecutivas para cada um dos grupos, seguido de suspensão das captações durante um repouso de 8h. Desse modo, cada um dos três grupos operaria 2 vezes por semana, totalizando a cada semana 64 horas de captação e repouso de 104 horas entre jornadas.

Já no Cenário B (Tabela 3.4), cada agrupamento opera uma vez por semana por 48 horas seguidas, sem suspensão de bombeamento entre as jornadas dos grupos e com apenas um

Tabela 3.2: Distribuição do número de bombas e vazões totais de captação (m^3/s) entre os três grupos de bombas. Fonte: IAC (2018), modificado.

Trecho	Nº de bombas			Vazão de captação (m^3/s)		
	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
Formoso 1	4	6	4	6,2	10,0	7,8
Formoso 2	4	5	4	8,0	8,4	7,5
Formoso 3	3	3	4	5,0	5,0	6,0
Formoso 4	6	3	4	7,8	6,0	6,4
Formoso 5	0	1	2	0,0	4,0	2,0
Urubu 1	2	1	1	3,0	12,0	2,0
Urubu 2	5	6	4	7,4	9,4	7,2
Urubu 3	6	6	5	9,2	8,3	7,4
Dueré	3	0	3	4,5	0,0	4,4
Xavante	0	2	0	0,0	4,0	0,0
Total	33	33	31	51,1	56,3	50,7

único repouso de 24 horas ao fim da semana. Assim, cada grupo possui a cada semana um tempo de espera de 120 h entre operações.

Tabela 3.3: Ciclo de rodízio do Cenário A, com duração (em horas) da jornada de captação (G1, G2, G3) e de repouso (R1, R2, R3) para cada grupo. Fonte: IAC (2018), modificado.

	G1	R1	G2	R2	G3	R3	G1 (retorno)
Duração (h)	40	8	40	8	40	8	40
Dia	1	2	3	4	5	6	7
Dia da semana	Domingo	Segunda	Terça	Quarta	Quinta	Sexta	Sábado

Tabela 3.4: Ciclo de rodízio do Cenário B, com duração (em horas) do repouso e da jornada de captação (G1, G2, G3) para cada grupo. Fonte: IAC (2018), modificado.

	G1	G2	G3	Repouso
Duração (h)	48	48	48	24
Dia	1-2	3-4	5-6	7
Dias da semana	Domingo-Segunda	Terça-Quarta	Quinta-Sexta	Sábado

3.4.4.3 Estratégia hidrológica

Segundo o IAC/UFT, os órgãos gestores não dispunham de informações precisas sobre a disponibilidade hídrica na BHF. Esta limitação decorre do fato de que as estações de monitoramento dos cursos d'água haviam sido instaladas recentemente e não haviam séries de dados de vazão consistentes, apenas de nível ou profundidade de água, transmitidas e disponibilizadas a cada 15 minutos no sistema GAN.

Nesse contexto, o IAC/UFT propôs para cada um dos dez trechos críticos a definição de Níveis Mínimos de Referência, correspondentes às leituras de nível d'água em cinco estações de referência telemétricas (códigos 26799000, 26798500, 26792000, 26796000, 26730000). Tais estações foram escolhidas e associadas a cada trecho considerando a sua localização à jusante do trecho de bombeamento, pois assim refletiriam o efeito das captações superficiais na disponibilidade hídrica.

A definição de operação das bombas baseou-se em regras semafóricas:

- Nível normal (verde): captação conforme a outorga
- Nível de atenção (amarelo): captação conforme o rodízio
- Nível crítico (vermelho): suspensão da captação

Já os Níveis Mínimos de Referência foram selecionados com base em séries históricas de cota mais frequentes identificadas no início (1º de julho) e fim (1º de agosto) do período mais crítico, acompanhado de ajuste ou confirmação dos valores por parte dos técnicos da Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Tocantins (SEMARH) e do Naturatins.

Estão apresentados na Tabela 3.5 as estações de referência e os valores de nível adotados para indicar o início e término do rodízio em cada um dos dez trechos.

Tabela 3.5: Estações de referência, datas de início e fim, cotas mínimas para início do rodízio (sinal amarelo) e para suspensão das captações (sinal vermelho). Fonte: IAC (2018), modificado.

Trecho	Estação	Data início nível de atenção	Cota início nível de atenção (m)	Data de fim do nível de atenção	Cota de fim do nível de atenção (Início nível crítico) (m)
Formoso 1	26730000	01/julho	2,20	31/julho	1,63
Formoso 2	26799000	01/julho	1,24	31/julho	0,87
Formoso 3	26799000	01/julho	1,24	31/julho	0,87
Formoso 4	26799000	01/julho	1,24	31/julho	0,87
Formoso 5	26799000	01/julho	1,24	31/julho	0,87
Urubu 1	26798500	01/julho	3,98	31/julho	2,20
Urubu 2	26798500	01/julho	3,98	31/julho	2,20
Urubu 3	26798500	01/julho	3,98	31/julho	2,20
Dueré	26792000	01/julho	2,00	31/julho	1,40
Xavante	26796000	01/julho	2,30	31/julho	1,60

Assim, o IAC/UFT definiu que o rodízio das captações deve iniciar quando as estações alcançarem o nível de atenção ou em 1 de julho, o que ocorrer primeiro. Da mesma forma,

deve ser acionado o sinal vermelho quando as estações atingirem o nível crítico ou em 1 de agosto, o que ocorrer antes. Neste último caso, todas as captações a montante da estação devem ser suspensas até o reestabelecimento do nível de atenção.

3.4.4.4 Estratégia tecnológica

A solução Gestão de Alto Nível (GAN) na BHF proposta pelo IAC/UFT envolveu a instalação de infraestrutura para medição de vazão e de consumo de água em todas as 98 bombas de captação superficial para fins de irrigação na bacia. Em paralelo, foi desenvolvido pelo IAC/UFT a aplicação GAN (<https://gan.iacuft.org.br/noticias/sub-bacia/formoso>), um sistema aberto e online que pode ser acessado por qualquer usuário.

Conforme mencionado na seção 3.4.4.3 anterior, a aplicação GAN é um aplicativo de monitoramento remoto de recursos hídricos na BHF responsável por receber, armazenar e disponibilizar a cada 15 minutos dados de disponibilidade hídrica (nível d'água e vazão nas estações fluviométricas) e de demanda hídrica (vazão e consumo das bombas para irrigação). As Figuras 3.6 e 3.7 apresentam a interface do aplicativo GAN para monitoramento de nível de água (estação Rio Urubu Fazenda Fortaleza) e de consumo (bomba URUBU-040), respectivamente.

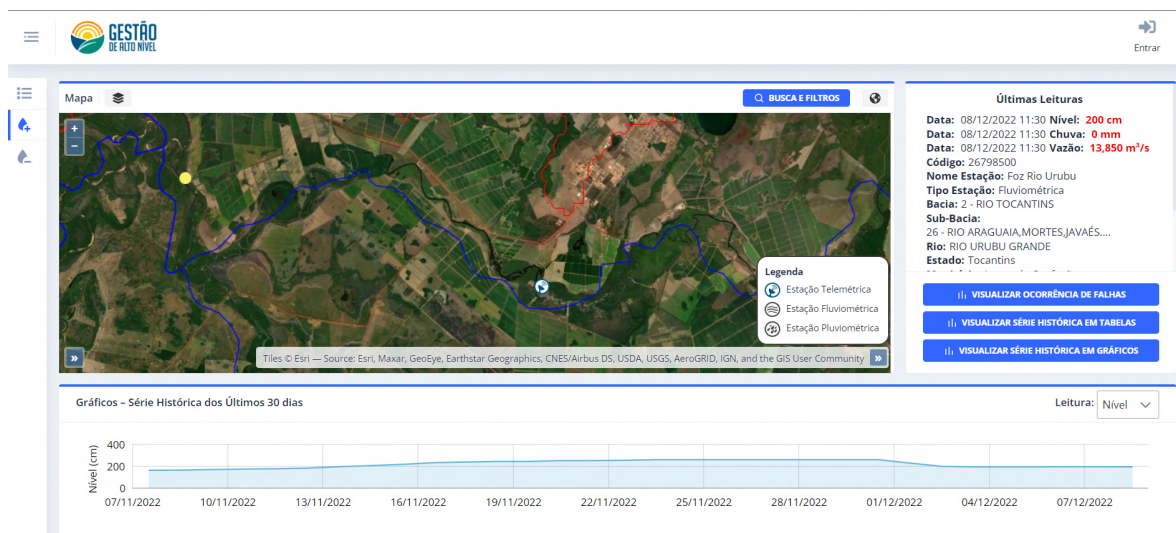


Figura 3.6: Sistema GAN para monitoramento de nível de água referente à estação Foz rio Urubu (código 26798500), verificada no dia 08/12/2022. Fonte: GAN (2022).

Nesse sentido, a estratégia tecnológica envolve o acompanhamento contínuo por parte dos gestores dos níveis d'água nas estações de referências dos dez trechos críticos identificados, bem como das vazões captadas das bombas, visando à fiscalização de seu funcionamento

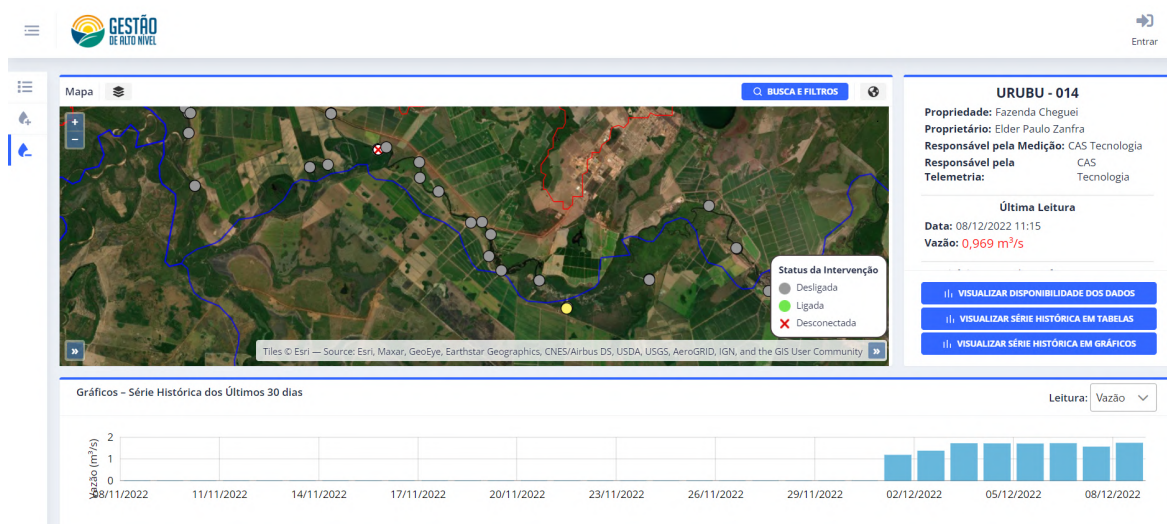


Figura 3.7: Sistema GAN para monitoramento de consumo de água referente à bomba Urubu-014, verificada no dia 08/12/2022. Fonte: GAN (2022).

em conformidade com as regras de operação apresentadas através das outras 3 estratégias apresentadas anteriormente.

À época da produção da presente dissertação, haviam sido realizadas 12 Audiências Públicas no âmbito da Gestão de Alto Nível dos recursos hídricos da bacia do rio Formoso. A última dessas reuniões (12^a) ocorreu com a finalidade de fortalecer a regularização e o desenvolvimento sustentável da região, bem como reforçar a necessidade de diálogo interinstitucional para o solucionamento das dificuldades que ainda causam insegurança ambiental e jurídica dos investimentos no estado. Nesse contexto, reforça-se a necessidade de desenvolvimento de soluções que visem a decisões que sejam tomadas de forma descentralizada e no âmbito coletivo.

Pode-se considerar que a própria aplicação GAN, por ser de acesso livre e intuitivo, traz diversos benefícios ao processo de resolução do conflito na região, ao permitir e facilitar a participação das diversas partes envolvidas nas decisões ligadas ao problema hídrico e judicial.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão apresentadas e discutidas abordagens relacionadas à temática de modelagem baseada em agentes no contexto de modelagem socio-hidrológica. Na primeira seção, serão ilustradas as plataformas multiagentes mais utilizadas nesse domínio, com destaque à plataforma GAMA, e em seguida serão apresentados alguns trabalhos que utilizaram Modelos Baseados em Agentes aplicados a recursos hídricos. Por fim, será abordada revisão sobre o acoplamento entre sistemas humanos e hídricos, e serão apresentados alguns trabalhos que utilizaram a modelagem hidrológica integrada à modelagem baseada em agentes.

4.1 PLATAFORMAS COMPUTACIONAIS DE SMAs APLICADOS A SISTEMAS AMBIENTAIS

Segundo Taillandier *et al.* (2018), a grande repercussão do uso de abordagem baseada em agentes em diversos domínios se deve, em parte, pelo desenvolvimento de plataformas de implementação e simulação de MBAs cada vez mais poderosas, as quais permitem que mesmo usuários que não sejam especialistas em ciência da computação possam desenvolver seus próprios modelos.

No contexto de sistemas ambientais, pode-se destacar o uso de plataformas gratuitas e de código aberto, como JADE, NetLogo, CORMAS e GAMA. Um resumo relacionado a esses ambientes está apresentado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Principais plataformas de modelagem e simulação de Sistemas Multiagentes aplicados a contextos ambientais. Fonte: Kravari e Bassiliades, 2015; Taillandier *et al.*, 2018.

Plataforma	Referência	Linguagem de programação
CORMAS	Le Page <i>et al.</i> (2000)	Smalltalk
JADE	Bellifemine <i>et al.</i> (2003)	Java
NetLogo	Tissue e Wilensky (2004)	Logo
GAMA	Taillandier <i>et al.</i> (2018)	GAML

CORMAS (Le Page *et al.*, 2000) é uma plataforma que foi desenvolvida visando a representação das interações entre os tomadores de decisão relacionados ao uso de recursos naturais renováveis, fornecendo recursos diversos para modelagem e simulação participativa, como

modelagem gráfica (Kravari e Bassiliades, 2015; Taillandier *et al.*, 2018). Apesar disso, a plataforma apresenta limitações em termos de representação espacial, não permitindo o gerenciamento direto de dados geográficos (Taillandier *et al.*, 2018).

A plataforma JADE (Bellifemine *et al.*, 2003) é uma plataforma genérica cujo escopo inclui todas as possibilidades de aplicações de sistemas multiagentes através de recursos diversos de implementação. No entanto, a plataforma não dispõe de recursos para gerenciamento de componentes espaciais em seus modelos (Taillandier *et al.*, 2018).

NetLogo (Tisue e Wilensky, 2004) é uma plataforma multiagente popular que contribuiu fortemente para o desenvolvimento de aplicações de sistemas multiagentes voltados às ciências sociais. Todavia, apresenta algumas limitações na construção de modelos mais descritivos, como a impossibilidade de definição de múltiplas telas do ambiente, dificuldades de integração básica de alguns tipos de dados, como SIG, além de problemas de performance computacional (Taillandier *et al.*, 2018).

Visando superar as limitações observadas em ambientes como JADE, Cormas e NetLogo, foi desenvolvida, mais recentemente, a plataforma GAMA (Taillandier *et al.*, 2018), a qual possui aplicação ampla em diversos domínios, incluindo a área de recursos hídricos (Thérond *et al.*, 2014; Farias *et al.*, 2020; Mariano e Alves, 2020).

A implementação de modelos através das plataformas JADE e CORMAS é feita em Java e Smalltalk, respectivamente, as quais são linguagens genéricas de alto nível. O uso de plataformas com esses tipos de linguagem possui a vantagem de os usuários poderem consultar bibliotecas externas que são desenvolvidas além das plataformas. Por outro lado, o uso de tais plataformas é geralmente mais adequado a cientistas da computação, uma vez que podem ser requeridos conhecimentos específicos de programação.

Em contrapartida, as plataformas NetLogo e GAMA são implementadas em Logo e GAML, respectivamente, o que possibilita uma maior acessibilidade a usuários que não sejam da área de ciência da computação. Assim, tais plataformas possuem um alcance maior de utilização, uma vez que requerem apenas conhecimentos básicos de programação (Taillandier *et al.*, 2018).

4.1.1 Plataforma GAMA

A plataforma GAMA (*GIS Agent-based Modeling Architecture*) é um Ambiente de Desenvolvimento Integrado (IDE, em inglês) de modelagem disponível de forma gratuita e que

vem sendo desenvolvida desde 2007 como um projeto de código aberto por diversas equipes da Unidade de Modelagem Matemática e Informática de Sistemas Complexos (UMMISCO), uma unidade de pesquisa internacional vinculada ao Instituto de Pesquisa para o Desenvolvimento (IRD) e à Universidade de Sorbonne, localizados na França.

A Plataforma GAMA (<https://gama-platform.github.io/>) foi desenvolvida principalmente visando superar limitações observadas em outras plataformas, permitindo a integração de dados, inclusive dados de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), bem como melhorando a eficiência de cálculos e a visualização de simulações (Taillandier *et al.*, 2018).

Além disso, GAMA favorece o processo de modelagem através da fácil alternância entre as perspectivas de modelagem (escrita do modelo em forma de código) e de simulação (execução do modelo), e funciona como uma ferramenta adequada para modelagem participativa, principalmente através da modelagem gráfica dos problemas representados (Taillandier *et al.*, 2018; 2019).

Em relação à perspectiva de modelagem, a plataforma GAMA utiliza uma linguagem própria de alto nível e orientada a agentes, denominada GAML (*GAMA Modeling Language*), o que significa que, a rigor, todo componente “ativo” (entidades do modelo, simulações e experimentos) pode ser representado como um agente (Taillandier *et al.*, 2018).

Atualmente, as aplicações utilizando GAMA são diversas, incluindo projetos relacionados a sistemas de suporte a decisão, sistemas urbanos, mobilidade urbana, epidemiologia, adaptação a mudanças climáticas e gestão de desastres (Taillandier *et al.*, 2018).

4.2 MBAs APLICADOS A RECURSOS HÍDRICOS

Modelos Baseados em Agentes vêm se tornando uma ferramenta cada vez mais comum no domínio de recursos hídricos, com exemplos importantes de aplicação em bacias agrícolas (Kaiser *et al.*, 2020). A representação de agentes em tais aplicações varia desde indivíduos humanos (Berglund, 2015) até entidades coletivas, como unidades administrativas (Khan *et al.*, 2017) e associações de usuários de água (Cai e Xiong, 2017).

Em geral, o principal papel desempenhado por agentes agricultores em MBAs é o consumo de água para propósitos de irrigação. Agentes individuais geralmente possuem atributos que especificam sua localização geográfica e o tamanho de sua propriedade, podendo ser incluídos também aspectos demográficos e socioeconômicos. Além disso, a comunicação entre

os agentes pode ser considerada definindo-se como os agentes se conectam e compartilham informações entre si (Kaiser *et al.*, 2020).

Agentes reguladores usualmente criam ou reforçam políticas no âmbito local, estadual ou federal, a depender da escala de aplicação, e neste caso a capacidade comunicativa com outros agentes é um atributo essencial. Em geral, o raciocínio desse tipo de agente pode incluir bases de dados de conhecimento sobre outorgas de uso de água, regras de alocação anteriores e registro histórico de condições hidrológicas (Kaiser *et al.*, 2020). Além disso, agentes reguladores podem perceber as condições do ambiente modelado tanto de forma direta quanto indireta, esta última a partir de informações recebidas por intermédio de outros agentes (Akhbari e Grigg, 2015).

Akhbari e Grigg (2013) desenvolveram um MBA para o gerenciamento de conflitos pelo uso de água entre setores de usuários com interesses competitivos na região do delta Sacramento - San Joaquin, nos Estados Unidos. Nesse modelo, a tomada de decisão realizava-se pelo agente representativo do Estado, o qual buscava incorporar os interesses entre os agentes agricultores e o agente do setor ambiental. Os agentes agricultores visavam a maximizar a derivação de água, ao passo que os agentes ambientais buscavam maximizar a vazão do rio e minimizar a sua salinidade. O comportamento cooperativo entre agentes também foi explorado pelos autores a partir da incorporação de elementos como educação, pressão social, assim como incentivos e subsídios estatais.

Uma estrutura de modelagem baseada em agentes apresentada por Khan *et al.* (2017) representava os agentes como unidades administrativas em duas bacias hidrográficas transfronteiriças: a bacia do rio Mekong, no sudeste asiático, e a bacia do rio Niger, no oeste africano. O modelo foi implementado utilizando a linguagem R. Os três usos de água principais considerados foram produção agrícola, geração hidrelétrica e gestão ambiental. O modelo incorporava no processo de tomada de decisão dos agentes a influência tanto da cooperação entre os agentes quanto da prioridade dada por eles a cada um dos três usos de água.

Cai e Xiong (2017) apresentaram um MBA para estudar a formação de cooperação entre irrigantes, calibrando o modelo utilizando dados de vilarejos com associações de usuários de água bem-sucedidas na região central da China. Os autores representaram a inclinação à cooperação de cada agricultor como sendo uma variável em função do custo de cooperação estar contido ou não no orçamento pré-estabelecido do irrigante, além de ser influenciado por suas características pessoais e efeitos de vizinhança. Os autores concluíram que o apoio governamental possui um papel fundamental em comparação aos efeitos dos participantes

iniciais no alcance e na velocidade de difusão de cooperação.

No âmbito nacional, existem alguns exemplos de aplicação em bacias hidrográficas brasileiras. Van Oel *et al.* (2010) desenvolveram um MBA aplicado à bacia do rio Jaguaribe, no estado do Ceará, utilizando a plataforma CORMAS. Foram considerados grupos heterogêneos de irrigantes de acordo com a sua localização relativa no sistema. Os resultados denotaram a existência de correlações entre o uso de água a disponibilidade hídrica que variam entre positiva e negativa, a depender da estação do ano e da oferta de água.

Farias *et al.* (2020) simularam a bacia hidrográfica de Mirim-São Gonçalo, localizada no Rio Grande do Sul, implementada através da plataforma GAMA. O modelo considera entidades ambientais inanimadas como agentes, isto é, regiões e rios com a capacidade de fluxo de água entre eles. Cenários em que houve compartilhamento de recursos entre as regiões resultaram em condições semelhantes ou melhores às do cenário base, ao passo que a maioria das regiões sofreu perdas em sua produção nos cenários sem partilha de água, o que ressalta a importância de tomada de decisão participativa.

Oliveira *et al.* (2021) desenvolveram um MBA com uso da plataforma GAMA para simulação do uso de água para irrigação na produção agrícola de três sub-bacias do rio Samambaia, no estado de Goiás, incluindo agentes humanos (irrigantes) e inanimados (pivôs, lavouras, fonte de água e colheita). O modelo foi aplicado entre 2016 e 2019 utilizando dados reais de venda e produção, além de simular a escolha do cultivo a partir do lucro a ser obtido com a venda da produção. Os autores constataram que a redução da disponibilidade hídrica tende a diminuir a produção de culturas que possuem alto retorno financeiro.

O uso do modelo de raciocínio de agentes Beliefs-Desires-Intentions (em tradução livre, “Crenças-Desejos-Intenções”) (BDI) para aplicações relacionadas a recursos hídricos pode ser vantajoso uma vez que a complexidade do processo de tomada de decisão semelhante à decisão humana pode ser representada em uma estrutura mais tratável computacionalmente (Kock, 2008). A representação de agentes deliberativos e proativos utilizando essa arquitetura foi explorada por Kock (2008), o qual investigou a influência da incorporação de instituições de gestão de recursos hídricos adicionais às existentes na diminuição de conflitos pelo uso de água em sistemas socio-hidrológicos.

Esta arquitetura também foi utilizada no MBA desenvolvido por Liang *et al.* (2016) para avaliação do comportamento de agricultores em decisões de uso do solo com incorporação de módulos de capacidades e habilidades, assim como mecanismos de aprendizagem.

Tabela 4.2: Síntese de referências de Modelos Baseados em Agentes (MBAs) aplicados a recursos hídricos.

Tema	Referência	Detalhes de implementação	Agentes	Local de estudo
Aspectos cooperativos	Akhbari e Grigg (2013)	Modelo conceitual	Estado, agricultores, setor ambiental	Delta Sacramento –San Joaquín, Estados Unidos
	Khan <i>et al.</i> (2017)	Linguagem R	Unidades administrativas	Bacias transfronteiriças rios Mekong (sudeste asiático) e Niger (oeste africano)
	Cai e Xiong (2017)	NetLogo	Agricultores	Região central da China
Aplicações em bacias hidrográficas brasileiras	Van Oel <i>et al.</i> (2010)	CORMAS	Agricultores	Bacia do rio Jaguaribe, Ceará
	Farias <i>et al.</i> (2020)	GAMA	Rios e regiões hidrográficas	Bacia de Mirim-São Gonçalo, Rio Grande do Sul
	Oliveira <i>et al.</i> (2021)	GAMA	Agricultores	Bacia do rio Samambaia, Goiás
Raciocínio BDI	Kock (2008)	AnyLogic	Agricultores, gestores	Albacete, Espanha e rio Cobra, Estados Unidos
	Liang <i>et al.</i> (2016)	-	Agricultores	Condado de Mizhi, oeste da China

A Tabela 4.2 sumariza os trabalhos referenciados de MBAs aplicados a recursos hídricos.

4.3 MODELAGEM DE SISTEMAS SÓCIO-HIDROLÓGICOS COM USO DE MODELAGEM BASEADA EM AGENTES ACOPLADA À MODELAGEM HIDROLÓGICA

Em sistemas socio-hidrológicos, a modelagem explícita de processos naturais, através de modelos hidrológicos, e do comportamento humano, por meio de MBAs, e em particular, a integração entre ambos os modelos, pode ser vantajosa na elucidação das interações recíprocas e da coevolução entre os sistemas natural e humano (Khan *et al.*, 2017).

Em relação à integração em si, Troy *et al.* (2015), em sua revisão sobre socio-hidrologia, citam três estruturas de acoplamento: influência uni-direcional, acoplamento bidirecional, e conectividade dinâmica (tradução livre).

Estudos que consideram um acoplamento unidirecional são comumente aqueles em que a ação humana é computada como uma perturbação ao regime hidrológico, como por exemplo através de mudanças no uso e cobertura do solo. Esse tipo de acoplamento provavelmente resulta de uma limitação advinda da diferença entre a escala temporal mais imediata da intervenção humana nos ciclos hidrológicos e as escalas temporais mais longas sobre as quais tais intervenções são observadas. Pode haver também dificuldade de compreensão entre as interações e efeitos de ações humanas ao longo de diferentes escalas espaciais, como por exemplo a relação entre o comércio internacional e decisões locais de irrigantes (Troy *et al.*, 2015).

Compreendendo-se melhor a gama de processos envolvidos ao longo das escalas, pode-se evoluir para acoplamentos bidirecionais. Essa estrutura é mais evidente em estudos que identificam o histórico de co-evolução entre sistemas humanos e hídricos, cuja conclusão comum é que a relação entre ambos os sistemas tende a se estreitar com o tempo, dado que a demanda de água têm se intensificado em relação à oferta hídrica (Troy *et al.*, 2015).

O acoplamento bidirecional pode ser direto, por exemplo, para o caso de irrigantes de subsistência em um sistema hídrico que possui limitação de água, com troca contínua de informações entre os sistemas. Por outro lado, existem também relações indiretas, quando contextos hídricos influenciam fatores econômicos, políticos, culturais, institucionais, dentre outros, que por sua vez, de forma mais lenta, afetam o sistema humano (Troy *et al.*, 2015).

No caso de respostas a eventos extremos, como em casos de inundação ou seca severa, é comum que seja observada uma relação estritamente acoplada entre os sistemas humano e hídrico, ao passo que em condições mais amenas a disponibilidade hídrica pode ter uma influência mais limitada na sociedade. Esse fenômeno, denominado conectividade dinâmica, justifica que a existência dos *feedbacks* entre ambos os sistemas pode se alterar com o tempo (Troy *et al.*, 2015 *apud* Kumar, 2011).

Modelos completamente acoplados são mais comumente observados para análise de aquíferos subterrâneos, em que os dados de saída são geralmente variáveis estoque (Khan *et al.*, 2017). Por outro lado, a integração de MBAs com modelos hidrológicos superficiais requer a modificação do código de programação do modelo da bacia para geração de variáveis de estado como dados de saída (Mishra, 2013).

Mishra (2013) desenvolveu um modelo acoplado entre um MBA e o modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para modelagem quantitativa e qualitativa em uma bacia agrícola dos Estados Unidos, com avaliação dos efeitos de variações do preço de culturas em cargas de nitrato e produção de sedimentos no exutório da bacia analisada.

O projeto MAELIA desenvolve um MBA implementado na plataforma GAMA para representação das interações entre os processos socio-econômicos e ecológicos e a atividade humana. O fluxo de água representado no modelo baseia-se no SWAT (Thérond *et al.*, 2014). São diversas as aplicações envolvendo tomada de decisão por agentes irrigantes, análise de sensibilidade, dinâmicas de barragem, dentre outras.

Khan *et al.* (2017) constataram através de uma revisão de literatura que a maior parte dos

modelos acoplados, em especial aplicados a água superficial, não é capaz de assimilar totalmente o impacto de ações humanas na hidrologia, e assim, desenvolveram uma integração entre um MBA e o modelo hidrológico SWAT para avaliar os impactos da priorização dos usos de água e de práticas de cooperação e não cooperação entre agentes na vazão mensal a jusante e na variação da vazão liberada de reservatórios em duas bacias hidrográficas transfronteiriças localizadas na África e na Ásia.

Já Pouladi *et al.* (2019) utilizaram a abordagem socio-hidrológica acoplando um modelo hidrológico baseado em simples balanço hídrico, e um MBA para computar os efeitos de fatores psicológicos, econômicos e ambientais no processo de tomada de decisão dos agentes. Os agentes agricultores foram modelados a partir da Teoria do Comportamento Planejado (*Theory of Planned Behavior* – TPB). Os resultados foram avaliados em função da escolha da cultura e de estratégias de conservação de água.

Anbari *et al.* (2021) desenvolveram um estudo de caso na bacia hidrográfica do lago Urmia, no Irã, de um modelo socio-ecológico para avaliação de políticas sustentáveis de uso de águas subterrâneas para fins agrícolas em situação de incerteza sistêmica relacionada a 20 parâmetros do modelo. Também foram avaliados os resultados em função do perfil de risco dos agentes agricultores. Os autores utilizaram modelos de redes neurais artificiais para simular a variação de elevação do nível d'água do lençol freático.

Amirkhani *et al.* (2022) desenvolveram um modelo socio-hidrológico baseado em registros históricos para compreender a dinâmica de interações entre a economia e a sensibilidade da comunidade local em uma bacia de um lago localizado no Irã utilizando o modelo WEAP para simular o sistema hidrológico, entre os anos de 1999 e 2013. Sob uma perspectiva histórica, os resultados mostraram que a atenção às condições ambientais, como o nível dos lagos, intensificou-se logo após os períodos de seca extrema. O autores também interpretaram através do modelo que o aumento da sensibilidade da comunidade levou ao diálogo relacionado às políticas públicas e suas consecutivas modificações.

A Tabela 4.3 sintetiza os trabalhos referenciados de modelos socio-hidrológicos baseados em modelos hidrológicos acoplados a MBAs e outras abordagens.

Tabela 4.3: Síntese de referências de modelos socio-hidrológicos baseados em modelos hidrológicos acoplados a Modelos Baseados em Agentes (MBAs) e outras abordagens.

Referência	Representação comportamental	Modelo hidrológico	Avaliação	Tipos de agentes
Mishra (2013)	MBA	SWAT	Efeitos da variação dos preços de culturas	Produtores agrícolas
Thérond <i>et al.</i> (2014)	MBA	SWAT	Tomada de decisão, análise de sensibilidade, dinâmicas de barragem	Produtores agrícolas
Khan <i>et al.</i> (2017)	MBA	SWAT	Priorização de usos de água, cooperação/não-cooperação entre agentes	Distritos de irrigação
Pouladi <i>et al.</i> (2019)	MBA	Balanço hidrológico	Fatores psicológicos, econômicos e ambientais (Teoria do Comportamento Planejado)	Produtores agrícolas
Anbari <i>et al.</i> (2021)	MBA	Redes neurais	Perfil de risco comportamental, incerteza sistêmica, políticas de uso de água subterrânea	Produtores agrícolas
Amirkhani <i>et al.</i> (2022)	Sensibilidade comunitária	WEAP	Socio-hidrologia histórica	Comunidade local

5 METODOLOGIA

O presente capítulo irá apresentar, inicialmente, as etapas do processo metodológico utilizado para essa pesquisa. Em seguida, serão ilustradas e caracterizadas a área de estudo, bem como a sub-bacia utilizada no estudo de caso.

O repositório online do projeto com os códigos utilizados está contido na página do GitHub da autora:

<https://github.com/deborahsousa/Coupled-ABM-Hydrol-Formoso>.

O fluxograma das etapas metodológicas adotadas na pesquisa está apresentado na Figura 5.1.

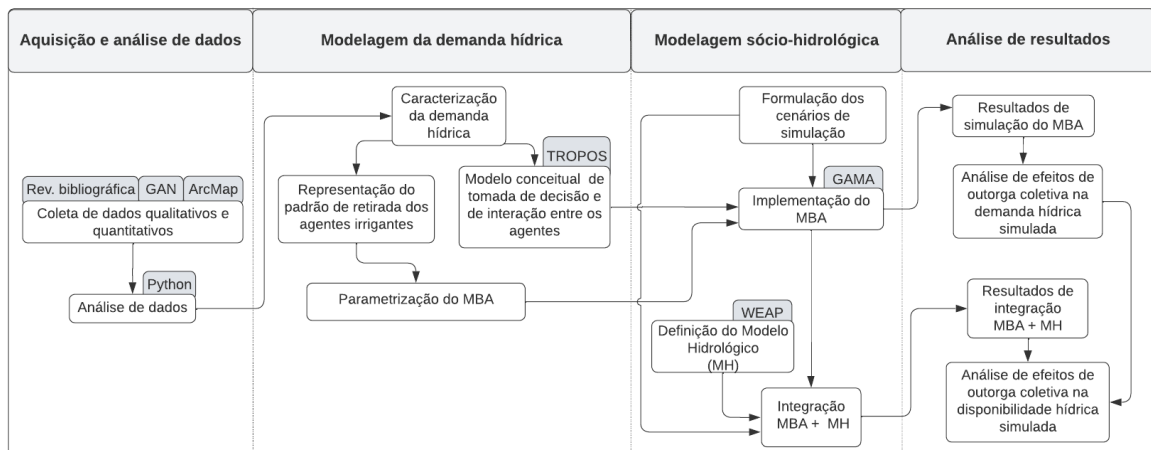


Figura 5.1: Fluxograma das etapas metodológicas adotadas na pesquisa.

5.1 AQUISIÇÃO E ANÁLISE DE DADOS

Iniciou-se o estudo pela coleta de dados qualitativos e quantitativos referentes à bacia do rio Formoso, cuja feição contendo a hidrografia e o sistema de irrigação (áreas, canais e bombas de irrigação) está apresentada na Figura 5.2.

A base de dados disponível no sistema GAN (GAN, 2022) foi essencial para aquisição dos dados de demanda e oferta hídrica na região, isto é, o volume consumido diário por bomba dos agricultores (m^3), e valores de nível nas estações fluviométricas dos rios (cm) e precipitação diária observada nas estações pluviométricas (mm).

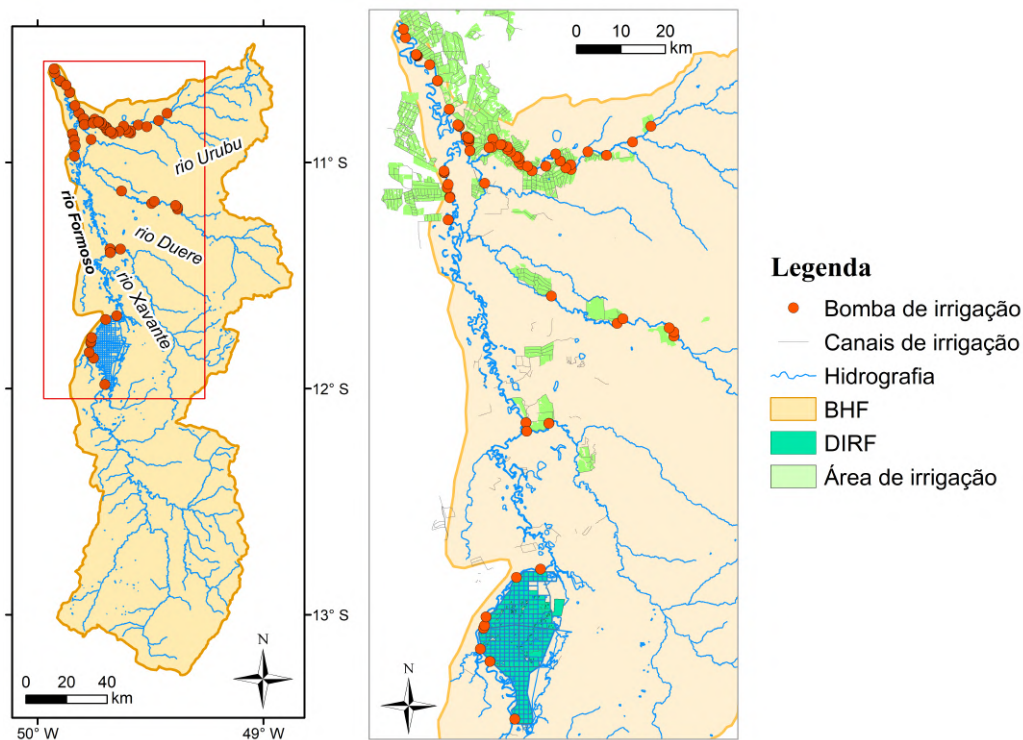


Figura 5.2: Sistema de irrigação na bacia do rio Formoso (BHF): bombas, canais e áreas de irrigação. Projeção UTM Sirgas 2000.

Além disso, foi realizado levantamento bibliográfico dos trabalhos realizados na área de estudo relacionados à análise da questão hídrica, como documentos acadêmicos (monografias, dissertações e teses) nos repositórios de universidades, bem como de artigos científicos na base de dados do periódico CAPES. Foram investigadas, também, outras fontes, como audiências públicas relacionadas à crise na BHF e relatórios da equipe técnica do projeto GAN.

Através dessas fontes, foram compiladas informações essenciais à concepção inicial do MBA, dentre elas: identificação dos sistemas de irrigação e das culturas no calendário agrícola regional, regime pluviométrico e hidrológico da região, peculiaridades comportamentais dos usuários e órgãos reguladores, dentre outros.

A escolha da sub-bacia para a realização da etapa inicial da pesquisa (bacia hidrográfica do rio Urubu) baseou-se diversidade de comportamentos identificados nos agentes irrigantes em tal bacia, como será explicado posteriormente na seção de resultados. Ademais, também outros critérios foram importantes, como a disponibilidade de dados e a possibilidade de dar continuidade a trabalhos anteriores realizados na mesma bacia.

Para análise dos dados, foi utilizada a ferramenta PyCharm (versão 2020.2.3) com utilização da linguagem Python (versão 3.8). Já a criação dos mapas de localização foi feita por meio

da ferramenta ArcMap (versão 10.8.1).

5.2 MODELAGEM DA DEMANDA HÍDRICA

Utilizou-se a abordagem de modelagem baseada em agentes para representação do comportamento social e a interação entre dois principais atores na bacia, isto é, irrigantes e uma entidade reguladora de recursos hídricos.

A concepção inicial do Modelo Baseado em Agentes foi delineada através da metodologia TROPOS, um procedimento advindo da área de engenharia de software orientada a agentes, e desenvolvida por Bresciani *et al.* (2004). Através dessa metodologia, são definidos os atores principais da concepção, bem como são destacadas as dependências (de recursos, de execução de tarefas e de objetivos) entre eles. Para o presente trabalho, foram descritas três etapas de TROPOS: requisitos iniciais, requisitos finais e projeto arquitetural, cujos diagramas foram elaborados utilizando-se a ferramenta online piStar (versão 2.1.0).

5.2.1 Parametrização do MBA: Representação do padrão de retirada

Os dados de retirada de água para fins de irrigação, constantes no sistema online GAN, representam uma importante fonte de informação quanto ao comportamento dos irrigantes sobre a demanda de água. Assim, várias análises foram realizadas a partir desses dados a fim de capturar informações quanto ao padrão de retirada de água de irrigantes na bacia. A motivação dessa análise consiste na necessidade de definição e inclusão da retirada diária de volume de água em um modelo hidrológico que integre o comportamento dos usuários de água representado por meio de um modelo baseado em agentes que considera os irrigantes como agentes usuários.

O fluxograma das etapas metodológicas adotadas representação do padrão de retirada dos agentes irrigantes está apresentado na Figura 5.3.

A Tabela 5.1 sumariza as escalas espaciais, temporais e os tipos de gráficos utilizados em cada análise. Os detalhes sobre cada uma das etapas estão apresentadas nas seções 5.2.1.1 a 5.2.1.3.

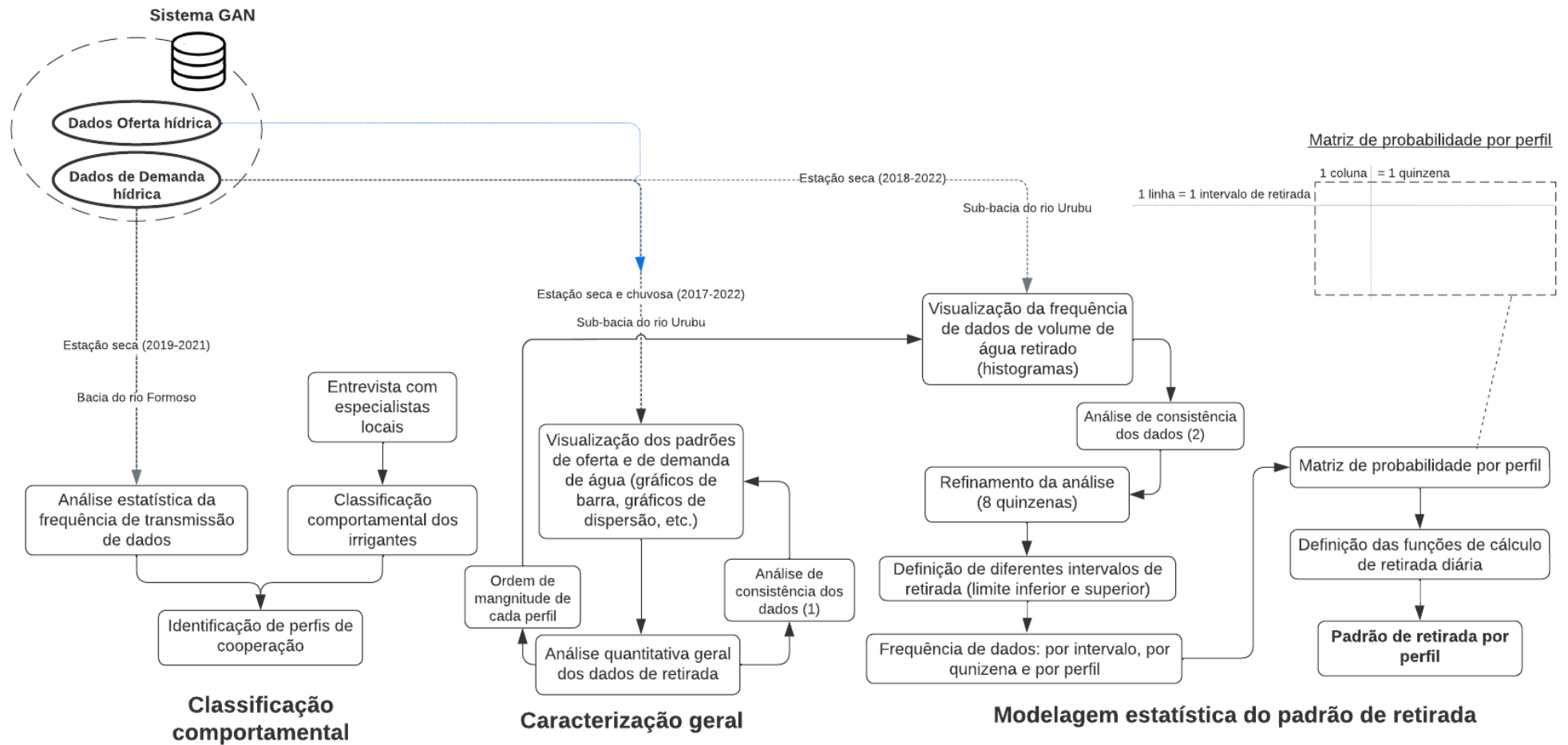


Figura 5.3: Fluxograma de representação do padrão de retirada dos agentes irrigantes na bacia do rio Formoso com enfoque na sub-bacia do rio Urubu.

Tabela 5.1: Resumo dos tipos de análises e escalas (temporais e espaciais) utilizadas.^a Bacia hidrográfica do rio Formoso. ^b Bacia hidrográfica do rio Urubu

Análise	Escala temporal	Escala espacial	Tipo de análise
Classificação comportamental	Período de seca (01/maio-01/agosto) 2019-2021	Bombas na BHF ^a cadastradas no GAN (105)	Estatística e qualitativa
Análise quantitativa para caracterização geral	Período total (01/janeiro/2017 a 31/julho/2022)	Bombas na BHU ^b cadastradas no GAN (37)	Visual
Modelagem estatística do padrão de retirada por perfil de irrigante	Período de seca (01/maio-01/agosto) 2018-2022	Bombas na BHU cadastradas no GAN (37)	Estatística e visual

5.2.1.1 Classificação comportamental

A primeira análise partiu da necessidade de refinamento de uma avaliação qualitativa provinda da classificação dos irrigantes a partir de entrevistas a especialistas, a qual será denominada “C1”. As entrevistas a especialistas foram baseadas na descrição qualitativa do comportamento dos irrigantes quanto à colaboração ao projeto GAN ("Colaborativo" e "Não colaborativo"). Foram entrevistados pesquisadores da UFT que desenvolvem pesquisas na bacia e técnicos agrícola que dão apoio à operação dos equipamentos de monitoramento do GAN na bacia.

Para o refinamento de C1, foi utilizada a premissa de que a frequência de transmissão dos dados de consumo seria um indicativo da personalidade cooperativa desses irrigantes, sendo ambos diretamente proporcionais. Com essa consideração, partiu-se para uma avaliação quantitativa dos dados, em que se calculou a média percentual de falhas de transmissão ao longo dos meses de irrigação da soja no período de seca (maio a agosto) em 3 anos (2019-2021). Adotou-se a hipótese de que as bombas estariam em pleno funcionamento para operar e transmitir durante esse período.

Foi considerado um percentual limite de até 25% de falha nos dados para agentes cooperativos, correspondente a um período de aproximadamente 7 dias a cada mês, partindo-se do princípio de que uma semana poderia ser razoável para a resolução de eventuais acidentes ou infortúnios que ocorrem nos equipamentos, gerando a segunda classificação (C2).

Na sequência, buscou-se identificar correspondências e inconsistências entre as classificações C1 e C2 que identificassem agentes que eram identificados como cooperativos em C1 e

não o eram em C2, o que foi considerado como sendo uma Cooperação "indecisa"ou "indefinida".

Assim, os resultados dessa análise levaram à definição de três perfis comportamentais quanto ao uso de água (classificação C3):

- Irrigantes Cooperativos-Proativos (**CP**) são aqueles que concordam com o projeto GAN e ao mesmo tempo também cooperaram com a transmissão frequente de dados no sistema GAN (falha de até 25%).
- Para produtores que colaboram com o projeto GAN mas que não colaboraram com a transmissão dos dados (falha acima de 25%), o seu comportamento foi classificado como Cooperativo-Indeterminado (**CI**).
- Por fim, se os Produtores não cooperam com o projeto e nem com a transmissão de dados, então foram classificados como Não-Cooperativos (**NC**).

Para a quarta possibilidade (C1 sendo "Não Colaborativo"porém cooperativos segundo C2), prevaleceu-se a classificação C1 correspondente ("Colaborativo"sendo CP, e "Não colaborativo"sendo NC). Esse ajuste foi aplicado à classificação C3 de duas bombas.

Assumindo-se que um irrigante possui o mesmo comportamento para todas as bombas que possui, então para o caso de um conjunto de bombas de um mesmo agente com mais de uma identificação C3 para suas bombas, foi adotada a seguinte abordagem de ajuste:

- bombas consistentes entre C1 e C2 com predominância de uma classificação: foi adotada a classificação C3 predominante.
- bombas consistentes entre C1 e C2 sem predominância de uma classificação: foi adotado para o conjunto a classificação C3 mais restritiva (menos cooperativa).

Nessa abordagem, 3 bombas tiveram sua classificação C3 ajustada.

5.2.1.2 Caracterização geral

A segunda análise resumiu-se na avaliação quantitativa dos dados de retirada para fins de caracterização da retirada de água de forma geral e de forma categórica. Essa análise foi

posterior à escolha da bacia do rio Urubu como a bacia de estudo, portanto a análise se resumiu aos dados dessa bacia apenas.

O objetivo foi fundamentar uma discussão sobre os perfis cooperativos da 1ª análise, ou seja, identificar diferenças que pudessem validar a categorização dos perfis cooperativos e, em seguida, parametrizá-los em termos de padrões e ordens de grandezas.

Algumas premissas foram utilizadas, gerando uma série consistida que será utilizada em todas as análises posteriores:

- As bombas foram numeradas de montante para jusante, de acordo com a longitude de sua geolocalização;
- Valores *outliers* de volume foram desconsiderados ($> 2,8 \times 10^5 \text{m}^3$) tendo como base a maior concentração visual de dados nessa faixa;
- Valores não transmitidos (“None”) foram desconsiderados.

Para uma visão geral, foi plotada inicialmente a oferta de água na forma de chuva e nível (estação 26798500 - referência do trecho crítico rio Urubu) e a demanda (volume consumido) em passo de tempo diário entre janeiro/2017 e julho/2022 por bomba (Figura 5.4).

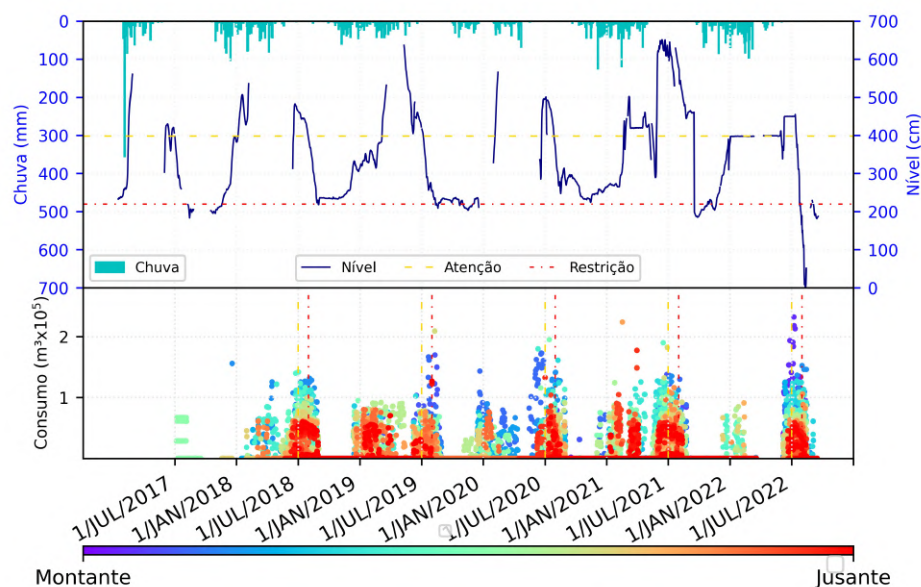


Figura 5.4: Oferta (Precipitação diária, em mm, e Nível d'água diário, em cm) observada na estação 26798500 e Volume de água diário consumido por bomba (m^3) na sub-bacia do rio Urubu entre janeiro/2017 e julho/2022. Fonte dos dados: GAN (2022) (dados consistidos).

Quanto às regras do biênio, observa-se que ainda há consumo após a regra de data (01/agosto) em todos os anos. Por outro lado, parece haver mais respeito à regra do nível. Em 2019,

houve um curto período abaixo do nível de restrição com alguns consumos, e em 2021 houve uma queda abrupta do nível.

De forma geral, bombas que estão mais a montante (espectro azul) consomem mais ($0,0$ a $1,5 \times 10^5 \text{ m}^3$) do que as que estão a jusante (espectro vermelho: $0,0$ a $0,5 \times 10^5 \text{ m}^3$). Temporalmente, há maior concentração na época de seca ao longo de cada ano, mas também há registros durante o período chuvoso.

Como pode ser observado na Figura 5.5, visualmente, os irrigantes do tipo NC tendem a se estender nas faixas de retirada, atingindo valores de volume mais altos ($0,0$ a $1,5 \times 10^5 \text{ m}^3$). Por outro lado, os irrigantes do tipo CP tendem a se concentrar em valores mais baixos ($0,0$ a $0,7 \times 10^5 \text{ m}^3$). Já os do tipo CI são um intermediário entre esses dois extremos ($0,0$ a $1,2 \times 10^5 \text{ m}^3$).

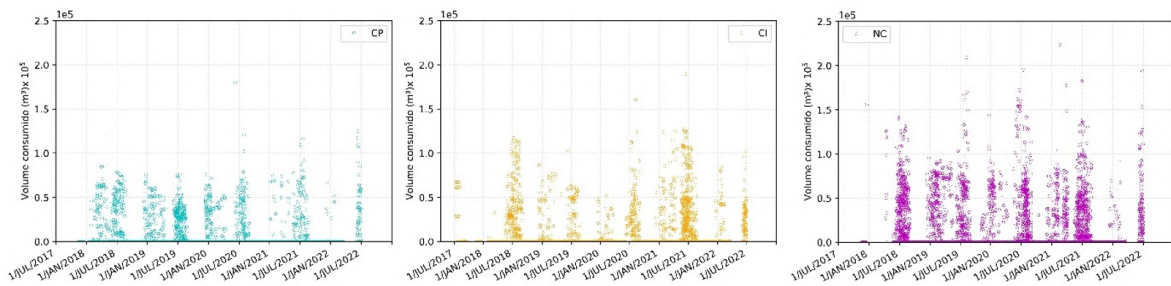


Figura 5.5: Gráfico de dispersão dos valores de retirada individuais das bombas pertencentes aos usuários de perfil CP, CI e NC, respectivamente. Fonte dos dados: GAN (2022) (dados consistidos).

5.2.1.3 Modelagem estatística do padrão de retirada

A observância dos dados em conjunto para uma mesma categoria pode mascarar alguns comportamentos. Observando-se o dado individual por bomba, pode-se notar a variação quantitativa de dados transmitidos, como pode ser observado no exemplo mostrado na Figura 5.6.

Assim, dada a quantidade de dados zerados, partiu-se para o tratamento da série através da exclusão dos dados de bombas com mais de 70% de ausência de dados no período de seca entre 2018-2022 (9 bombas), visando a evitar as interferências inapropriadas (viés) dos histogramas gerados na etapa seguinte.

De modo a detalhar ainda mais o comportamento de retirada dos usuários e possibilitar a reprodução do comportamento da retirada correspondente aos estágios de plantação, reduziu-

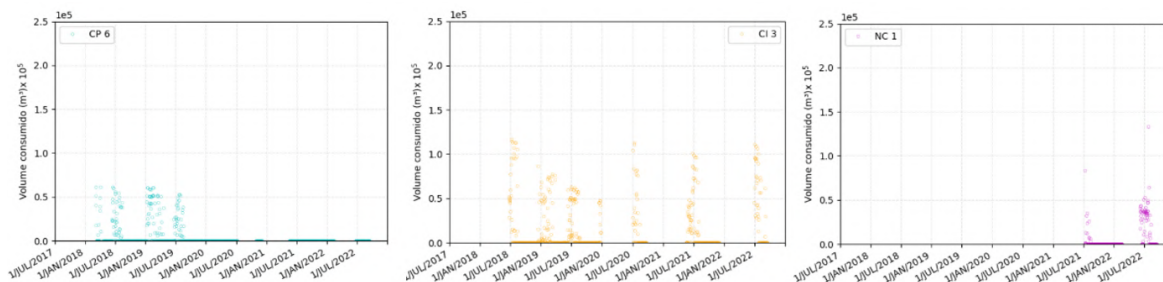


Figura 5.6: Exemplo de anomalias observadas em dados de bomba com grande quantidade de dados zerados ao longo do período de seca entre 2018-2022 em bomba de usuário de perfil CP, CI e NC, respectivamente. Fonte dos dados: GAN (2022) (dados consistidos).

se a resolução temporal, de toda a estação seca (123 dias) para quinzenal, como segue na Tabela 5.2.

Tabela 5.2: Descrição das datas inicial e final das 8 quinzenas utilizadas no estudo. ^a Quinzena 8 possui 3 dias a mais na análise (total de 18 dias).

Quinzena	Data inicial	Data final
1	01-maio	15-maio
2	16-maio	30-maio
3	31-maio	14-junho
4	15-junho	29-junho
5	30-junho	14-julho
6	15-julho	29-julho
7	30-julho	13-agosto
8 ^a	14-agosto	31-agosto

Para cada quinzena e para cada perfil, foram reunidos os dados de retirada diária das bombas correspondentes, seguido da análise da ocorrência dos dados dentro dos intervalos especificados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3: Descrição dos 22 intervalos de volume de retirada em m³ para construção da Matriz de probabilidade de retirada por perfil de usuário (limite inferior-limite superior).

nº	Intervalo	nº	Intervalo	nº	Intervalo	nº	Intervalo
1	0	7	30000-41000	13	91000-101000	19	151000-161000
2	1-100	8	41000-51000	14	101000-111000	20	161000-171000
3	100-1000	9	51000-61000	15	111000-121000	21	171000-181000
4	1000-11000	10	61000-71000	16	121000-131000	22	181000-191000
5	11000-21000	11	71000-81000	17	131000-141000		
6	21000-31000	12	81000-91000	18	141000-151000		

A partir disso, gerou-se uma matriz de probabilidade (Tabela 5.4) para cada perfil, cujas linhas correspondem aos intervalos de retirada, e colunas representam a quinzena em questão. Para cada perfil de usuário, a matriz indica qual a probabilidade daquele usuário apresentar a demanda de água no valor e na quinzena especificada. Assim, cada entrada da matriz corresponde a uma probabilidade de certo intervalo de valores de retirada explicitados na Tabela

5.3.

Seguindo as análises anteriores, apresenta-se a seguinte proposta de padrão de retirada de cada perfil, representada em forma de pseudocódigo na Figura 5.7. Inicialmente (Passo 1), para cada quinzena é definida uma lista de probabilidades (lp), na qual realiza-se uma seleção aleatória (segundo uma distribuição não-uniforme cujo peso é a própria probabilidade contida em lp) de um dos intervalos de retirada ($interv$) (Passo 2). Em seguida, a partir do intervalo selecionado ($interv$), define-se o alcance dele, correspondente a um limite inferior (lim_inf) e um superior (lim_sup), isto é, o número à esquerda e à direita do hífen, respectivamente, apresentado na Tabela 5.3. Por fim, segue uma seleção aleatória (uniforme) de um valor dentro do intervalo selecionado (Passo 4) para a definição da retirada diária (Rd).

Algoritmo 1: Cálculo da retirada diária de água a partir do padrão de retirada por perfil	
Entrada	: Contador quinzenal (cq), matriz de probabilidade (mp), coluna de intervalos de retirada ($interv$)
Saída	: Retirada de água diária (m^3), Rd
Passo 1	: Lista de probabilidade (lp) \leftarrow coluna cq em mp
Passo 2	: Índice da linha correspondente ao intervalo de retirada (ind) \leftarrow escolha aleatória em lp
Passo 3	: Limite inferior escolhido (lim_inf) \leftarrow localizado na primeira coluna, linha ind de $interv$ Limite superior escolhido (lim_sup) \leftarrow localizado na segunda coluna, linha ind de $interv$
Passo 4	: Rd \leftarrow escolha aleatória no intervalo definido por lim_inf e lim_sup

Figura 5.7: Descrição do algoritmo utilizado para definição da retirada diária de água a partir do padrão de retirada por perfil.

5.3 MODELAGEM SÓCIO-HIDROLÓGICA

5.3.1 Formulação dos cenários de simulação

Ao todo, foram definidos 18 cenários de simulação para implementação do MBA (Tabela 5.5), alguns dos quais foram posteriormente selecionados para serem usados na integração entre o MBA e o Modelo Hidrológico.

De modo geral, foram estudados três grupos de cenários para diferentes objetivos, como mostra a última coluna da Tabela 5.5.

Tabela 5.4: Matriz de probabilidade referente a cada um dos perfis de cooperatividade para cada quinzena ao longo do período de seca para a sub-bacia do rio Urubu.

Intervalo	Quinzena 1			Quinzena 2			Quinzena 3			Quinzena 4			Quinzena 5			Quinzena 6			Quinzena 7			Quinzena 8		
	CP	CI	NC	CP	CI	NC	CP	CI	NC	CP	CI	NC	CP	CI	NC	CP	CI	NC	CP	CI	NC	CP	CI	NC
1	95.7	97.6	93.6	88.3	76.4	89.1	54.3	47.5	63.3	27.8	29.4	53.7	23.2	34.8	36.6	32.1	44.5	40.3	43.6	63.8	55.9	79.7	89.6	78.8
2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.7	0.2	0.0	0.6	0.7	0.7	0.0	0.2	0.0	0.6	0.8	0.0	0.6	0.8	0.7	0.0	0.2
3	1.4	0.0	1.4	0.0	2.3	0.0	2.1	1.0	1.8	0.9	0.6	1.3	2.9	0.7	1.2	5.0	1.2	1.2	5.7	0.8	2.1	3.3	0.0	1.1
4	0.0	0.6	0.0	2.6	4.6	3.9	5.3	4.6	6.5	7.0	7.7	5.8	9.4	7.1	9.5	9.3	8.4	9.9	14.3	7.9	10.5	4.6	2.7	6.7
5	1.4	1.8	0.7	5.2	3.6	1.8	10.6	12.8	4.7	7.0	15.3	5.6	4.4	9.7	6.5	3.6	11.5	5.0	5.7	4.5	5.5	2.0	1.9	2.5
6	0.0	0.0	0.7	1.3	2.3	1.5	7.5	9.2	5.0	13.9	12.7	4.7	10.9	11.2	6.8	14.3	6.1	5.8	7.1	2.8	3.6	2.6	0.8	1.6
7	1.4	0.0	0.0	0.0	3.2	1.2	12.8	6.9	4.3	25.2	10.3	5.0	10.9	12.1	7.4	7.1	5.1	6.0	2.9	5.3	3.2	0.7	2.0	2.0
8	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	1.2	4.3	6.6	3.2	7.0	9.4	6.1	10.9	8.8	6.2	4.3	6.8	6.0	5.7	3.4	3.9	0.7	1.6	1.7
9	0.0	0.0	1.1	1.3	0.5	0.3	2.1	2.3	2.7	7.0	4.4	4.3	13.8	2.6	8.4	11.4	3.5	7.4	8.6	3.8	6.1	3.9	0.3	2.2
10	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.6	0.0	1.0	0.9	2.6	1.8	1.9	7.3	2.2	6.5	9.3	4.7	7.7	3.6	2.1	3.8	2.0	0.2	1.4
11	0.0	0.0	1.8	1.3	0.5	0.0	0.0	0.7	1.4	0.9	0.9	3.7	5.1	2.9	4.2	3.6	1.2	4.4	2.9	1.3	1.4	0.0	0.5	0.4
12	0.0	0.0	0.7	0.0	0.5	0.0	0.0	0.7	1.1	0.9	1.8	1.5	0.7	1.3	2.1	0.0	2.2	1.5	0.0	0.6	0.6	0.0	0.2	0.5
13	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.4	0.0	2.1	0.7	0.0	2.2	1.4	0.0	1.4	0.5	0.0	1.3	0.7	0.0	0.3	0.3
14	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.3	0.0	3.6	0.9	0.0	1.2	0.9	0.0	2.6	0.8	0.0	2.2	0.9	0.0	0.8	0.1	0.0	0.2	0.1
15	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.5	0.0	1.2	0.4	0.0	1.5	0.0	0.0	0.4	1.1	0.0	0.6	0.2	0.0	0.0	0.3
16	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.9	0.0	0.6	1.3	0.0	0.2	0.6	0.0	0.4	0.7	0.0	0.4	0.9	0.0	0.0	0.1
17	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
18	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.2
19	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0
20	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
21	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
22	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tabela 5.5: Descrição dos cenários de simulação para aplicação do MBA na Plataforma GAMA. ^aPermutação da designação dos agentes de perfis CP e NC em relação à configuração original.

Cenário	Condição de disponibilidade hídrica			Raciocínio dos agentes		Efeito de vizinhança	Condição dos perfis	Objetivo(s)
	Média	Úmida	Seca	Reflexivo	BDI			
S0				✓			Configuração base	Avaliar o efeito do perfil no padrão de retirada de água considerando a outorga coletiva em cada perfil sem introdução de regras de uso
S1				✓			100 % CP	
S2				✓			100 % NC	
S3				✓			100 % CI	
S4	✓					✓	Configuração base	(i) Avaliar a influência de uma arquitetura mais complexa na representação da outorga coletiva em cada perfil mediante regras de uso, e
S4-máx		✓				✓		
S4-mín			✓			✓		
S5	✓					✓	100 % CP	
S6		✓				✓		
S7			✓			✓		
S8	✓					✓	100 % CI	(ii) Analisar comparativamente o efeito da disponibilidade hídrica na decisão coletiva de retirada de água
S9		✓				✓		
S10			✓			✓		
S11			✓			✓		
S12	✓					✓	Configuração base	
S13	✓					✓	Configuração permutada ^a	
S14	✓					✓	Configuração permutada em D1, apenas	
S15	✓					✓	Configuração permutada em D2, apenas	

A introdução de novas medidas regulatórias, como a emissão de novas regras, aplicação de penalidades e/ou incentivos pode influenciar o comportamento dos usuários (Akhbari e Grigg, 2013), e conseqüentemente, alterar a distribuição atual dos perfis observada na bacia de estudo. Assim, a introdução de cenários com diferentes configurações de perfis pode auxiliar na avaliação do efeito de diferentes comportamentos sociais na retirada total de água.

Desse modo, o primeiro grupo de cenários (S0-S3) foi executado para viabilizar a avaliação da influência do perfil cooperativo no padrão de retirada de água considerando a adesão total a cada perfil, porém sem introdução de regras de uso.

O segundo grupo (S4-S11) foi elaborado para possibilitar a avaliação da outorga coletiva, porém mediante a um raciocínio de agentes mais complexo (BDI), em que a variação diária de data e nível d'água são crenças que influenciam a decisão de retirada de água do agente, e portanto, é possível reproduzir o efeito da obediência às regras do Plano do Biênio.

Além disso, julgou-se importante avaliar como seria uma situação de outorga em processo de implementação como uma etapa intermediária entre a configuração base e a adesão total a um mesmo perfil, em que ainda existem usuários com comportamento divergente aos seus vizinhos. Assim, foi executado um terceiro grupo de cenários (S12-S15) que consideram o efeito de vizinhança dentro de cada grupo de demanda (D1, D2, e D3). Nesses, permite-

se a mudança de perfil dos irrigantes de perfil CI para os perfis NC ou CP a depender da predominância (> 50%) do perfil em seu respectivo grupo de demanda.

Para cada grupo de cenários, foram executadas simulações considerando a configuração base (S0, S4, S4-min, S4-max, S12), a qual segue a distribuição espacial observada na bacia do rio Urubu segundo os perfis CP, NC e CI.

Os resultados de demanda de tais cenários, quando utilizados como dado de entrada em um modelo hidrológico, podem auxiliar na avaliação do efeito de estratégias de alocação negociada mediante diferentes estratégias de outorga coletiva na disponibilidade hídrica local.

5.3.2 Implementação do MBA

A implementação do MBA foi realizada na plataforma GAMA (versão 1.8.2). Os cenários em que os agentes possuem raciocínio BDI foram simulados utilizando a extensão BDI correspondente, definida no momento da definição da espécie como um controle denominado *simple_bdi*.

De modo a evidenciar a estocasticidade intrínseca do comportamento dos agentes, foram executadas 1000 repetições para cada um dos cenários de simulação apresentados na seção 5.3.1.

A estrutura de modelagem da plataforma GAMA baseia-se na criação de espécies (*species*). Assim, o MBA de estudo foi desenvolvido considerando-se quatro espécies:

- Espécie *Global*: corresponde ao ambiente modelado, incluindo dados georreferenciados (feições de rios, bombas, áreas de irrigação, sistema de canais de irrigação), tabelas, inicializações, definição de cenários, e funções gerais de caráter global ao modelo;
- Espécie *Farmer*: Representam os agentes humanos irrigantes *Farmer*. Possuem como atributos: grupo de demanda, perfil de cooperatividade, matriz de probabilidade, lista de bombas possuídas, número de bombas possuídas, retirada total diária por irrigante (m³). Para o caso de agentes BDI, possui base de crenças, desejos e intenções. Para os cenários de efeito de vizinhança, possuem a proporção de agentes de perfil NC e CP em seu grupo de demanda.
- Espécie *Pump*: Se relacionam a *Farmer* pertencendo a um agente *farmer*. Possuem como atributos: grupo de demanda, perfil de cooperatividade, matriz de probabilidade, lista de probabilidade, retirada diária de água (m³).

- Espécie *Regulator*: representa a entidade reguladora de recursos hídricos no modelo. Para cenários BDI, possui como atributos: data de fiscalização e lista de agentes irrigantes desobedientes.

Algumas espécies auxiliares foram definidas para os experimentos com interface gráfica: *Hidro*, *Land* e *Channel*, representando as feições de rios, áreas de irrigação e dos canais de irrigação, respectivamente.

O Agente Regulador (*Regulator*) foi modelado possuindo apenas a capacidade de “Regular”, isto é, emitindo as regras do plano do biênio de acordo com as datas e os níveis observados na estação de referência. Já o Agente do tipo Irrigante (*Farmer*) foi definido seguindo a capacidade de “Irigar”.

Em suma, para os cenários BDI (S4 em diante), a decisão de retirada de água diária realizada por cada agente Farmer é influenciada por quatro Crenças (*Beliefs*): perfil de cooperatividade, regras do plano do biênio (data e nível), data e nível de água atual, e presença do efeito de vizinhança. Os níveis adotados para a estação de referência foram baseados na série histórica de 01 de Maio até 31 de Agosto para estação 26798500, ao longo de 7 anos (2016-2022). Para cada dia, foram tomados os valores mínimos, máximos e médios, gerando assim séries correspondentes de níveis mínimos, máximos e médios (média aritmética simples) para a estação seca.

A obediência às regras do Plano do Biênio foi baseada na existência de uma crença indicando ou não a vigência das referidas regras (“*Trigger attention rule*”, “*Trigger restriction rule*”).

Os critérios de incorporação dessa crença variam de acordo com o perfil. Os agentes de perfil CP foram considerados como completamente obedientes às regras, ou seja, caso o critério de data ou de nível seja verdadeiro, o que ocorrer primeiro, o agente incorpora em sua base de crenças que a regra (vermelha ou amarela) está vigente, e portanto devem obedecê-la. Já os agentes CI, em razão de possuírem um perfil considerado dual e indefinido, incorporam tal crença apenas quando ambos os critérios (data e nível) forem verdadeiros. Por fim, os agentes NC não incorporam essa crença, e, portanto, não a obedecem.

A regra amarela, originalmente descrita como a ativação de um sistema de rodízio das bombas no Plano do Biênio (IAC, 2018), foi simplificada para esse trabalho como a emissão de um comando de redução de 50% no padrão natural de retirada das bombas correspondente

ao seu perfil. Já a regra vermelha foi mantida como sendo a interrupção total de retirada de água até o fim da estação seca.

A descrição do modelo seguindo o protocolo ODD (*Overview, Design concepts, Details*) está contida nos Apêndices. Esse protocolo, apresentado por Grimm *et al.* 2006, e atualizado por Grimm *et al.* (2020), visa a viabilizar a reprodução de modelos baseados em agentes e em indivíduos a partir de uma descrição escrita.

5.3.3 Definição do Modelo Hidrológico

A escolha do sistema WEAP (*Water Evaluation and Planning System*) para modelagem hidrológica foi definida com base na aplicação anterior à mesma bacia em outros estudos (Silva, 2020; Volken *et al.*, 2022).

O Sistema WEAP foi desenvolvido pelo Instituto Ambiental de Estocolmo (*Stockholm Environment Institute - SEI*) e opera segundo o balanço de massa aplicado em cada nó, o qual pode representar elementos físicos na bacia hidrográfica que armazenam, demandam ou disponibilizam água ao sistema, como bombas, áreas agrícolas ou urbanas, reservatórios, dentre outros (WEAP, 2022).

O modelo hidrológico selecionado, denominado método de escoamento de chuva (umidade do solo), ou *Rainfall Runoff (Soil Moisture Method)*, baseia-se na representação unidimensional da bacia hidrográfica como dois compartimentos (superior e inferior) e com uso de funções empíricas que descrevem as componentes hidrológicas de evapotranspiração, escoamento superficial, fluxo lateral e percolação profunda (WEAP, 2022). A Figura 5.8 apresenta um diagrama conceitual e as equações principais usadas nesse método no âmbito do sistema WEAP.

Foi utilizada uma versão do sistema WEAP (versão 2022.0) já calibrada para a sub-bacia do rio Urubu. A calibração e manipulação do modelo no sistema WEAP foi realizada paralelamente a este trabalho pelo aluno Eduardo Paulino da Silva, do Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília, como parte de seu trabalho de mestrado.

A representação esquemática da bacia está ilustrada na Figura 5.9. Como a área de drenagem da estação Foz Rio Urubu abrange as sub-bacias Urubu, Dueré e Ribeirão Lago Verde, suas modelagens no sistema WEAP foram necessárias.

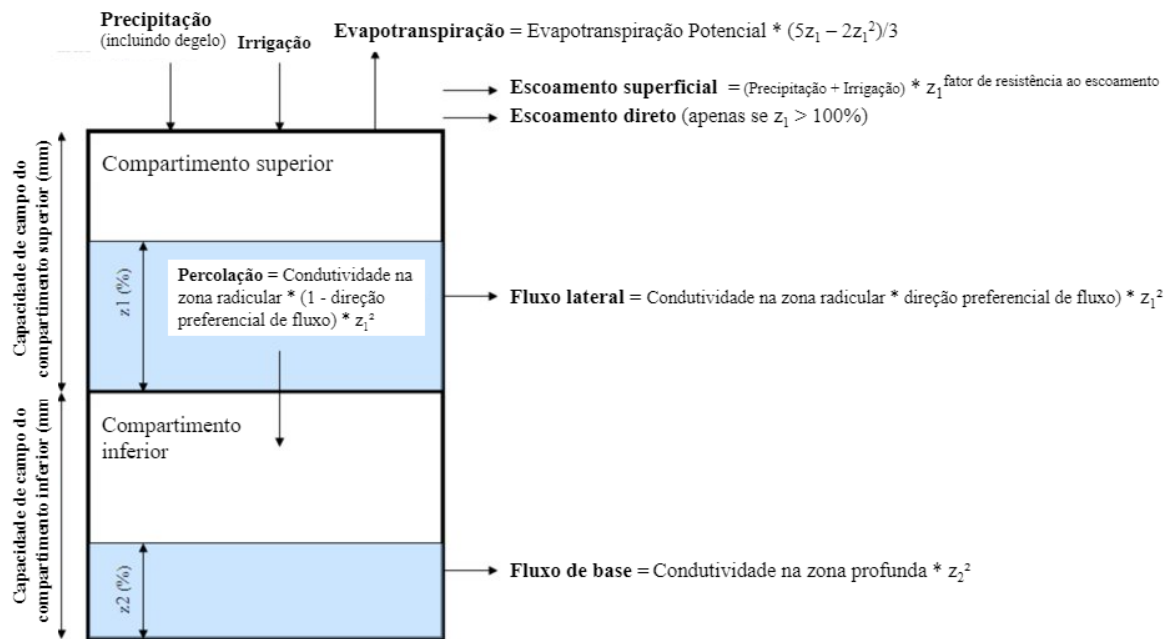


Figura 5.8: Esquema conceitual e equações do Método de Umidade do Solo. Fonte: Adaptado de WEAP (2022).



Figura 5.9: Representação esquemática da sub-bacia do rio Urubu no sistema WEAP. Fonte: Silva (2022)

Nessa representação, foram definidos 11 nós:

- 3 nós vermelhos: representam os grupos de demanda D1, D2 e D3, cada um identificando um conjunto de bombas de captação, assim como adotado por Volken *et al.* (2022).

- 3 nós verdes: representam as Bacias hidrográficas dos rios Urubu e Dueré e do ribeirão Lago Verde.
- 5 nós azuis: identificam as estações de monitoramento fluviométrico ao longo dos três corpos d'água: Fazenda São Bento (26795100), Fazenda Fortaleza (26795700), Foz Rio Urubu (26798500), Foz rio Dueré (26792000) e Ponte rio Dueré (26790000).

Os detalhes dos dados de entrada utilizados, incluindo as variáveis e as fontes utilizadas estão apresentados na Tabela 5.6. O passo de tempo utilizado foi diário, coincidente com o passo utilizado no modelo baseado em agentes. A simulação hidrológica correspondente compreendeu o período entre 01/07/2018 e 30/06/2021.

Tabela 5.6: Dados de entrada e suas respectivas unidades e fontes para o modelo hidrológico utilizado no sistema WEAP. Fonte: Silva (2022).

Variável	Unidade	Fonte
Área de drenagem	ha	PBHF
Uso e cobertura do solo	-	MapBiomass
Coefficiente de cultivo (Kc)	-	INMET
Precipitação	mm/dia	GAN e HIDROWEB
Temperatura	°C	INMET
Umidade	%	INMET
Velocidade do vento	m/s	INMET
Fração de nebulosidade	-	INMET
Albedo	-	NASA POWER
Vazão Foz Rio Urubu	m ³ /s	GAN e HIDROWEB

A calibração do modelo foi realizada de forma manual, utilizando como parâmetros as variáveis relacionadas ao solo. A calibração foi feita visando a ajustar os parâmetros de forma a aproximar a 1 os valores das métricas eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e R^2 entre a vazão observada para a Estação Foz rio Urubu e a vazão modelada no trecho imediatamente posterior a essa estação. O reajuste dos parâmetros foi realizado a cada carregamento malsucedido. Os resultados dos parâmetros após o processo de calibração pode ser visto na Tabela 5.7, com um valor de NSE de 0.78 e $R^2 = 0.78$. Mais detalhes sobre o processo de calibração e validação podem ser consultados em Silva (2022).

Tabela 5.7: Parâmetros calibrados e suas respectivas unidades para o modelo hidrológico utilizado no sistema WEAP, NSE = 0.78 e $R^2 = 0.78$. Fonte: Silva (2022). ^aForam utilizados valores mensais fixos para esse parâmetro.

Variável	Unidade	Valor final de calibração
Capacidade de campo (compartimento superior)	mm	3000
Capacidade de campo (compartimento inferior)	mm	7000
Fator de resistência ao escoamento	Agropecuária	-
	Agricultura irrigada	-
	Área não vegetada	-
	Corpos d'água	-
	Floresta	-
	Formação natural não florestal	-
Condutividade da zona radicular	mm/dia	40
Condutividade na zona profunda	mm/dia	3
Direção preferencial de fluxo	-	0-0,891 ^a
z_1 inicial	%	0,1
z_2 inicial	%	0

5.3.4 Integração entre o Modelo Baseado em Agentes e o Modelo Hidrológico

A incorporação do Modelo Hidrológico (MH) ao modelo MBA foi realizada através de uma abordagem unidirecional, com introdução dos dados de saída do MBA (demanda diária por bomba, em m^3), organizados por grupo de demanda, como dados de entrada do MH (demanda diária por grupo de demanda, em m^3).

A Figura 5.10 apresenta um esquema simplificado da proposta de modelo socio-hidrológico baseada na integração entre a modelagem hidrológica (WEAP) e comportamental (GAMA). Nessa estrutura, o modelo socio-hidrológico parte da geração de dados de retirada diária por bomba simulada pelo MBA, seguida por um tratamento de dados (organização para leitura no formato do modelo WEAP) e posterior leitura dos dados de consumo diários por grupo de demanda para simulação no sistema WEAP, resultando em uma representação da disponibilidade hídrica diária simulada mediante os cenários executados no MBA.

A Figura 5.11 apresenta o fluxograma da geração dos arquivos de entrada para o modelo WEAP a partir de agentes irrigantes dotados de raciocínio BDI para tomada de decisão quanto à retirada de água.

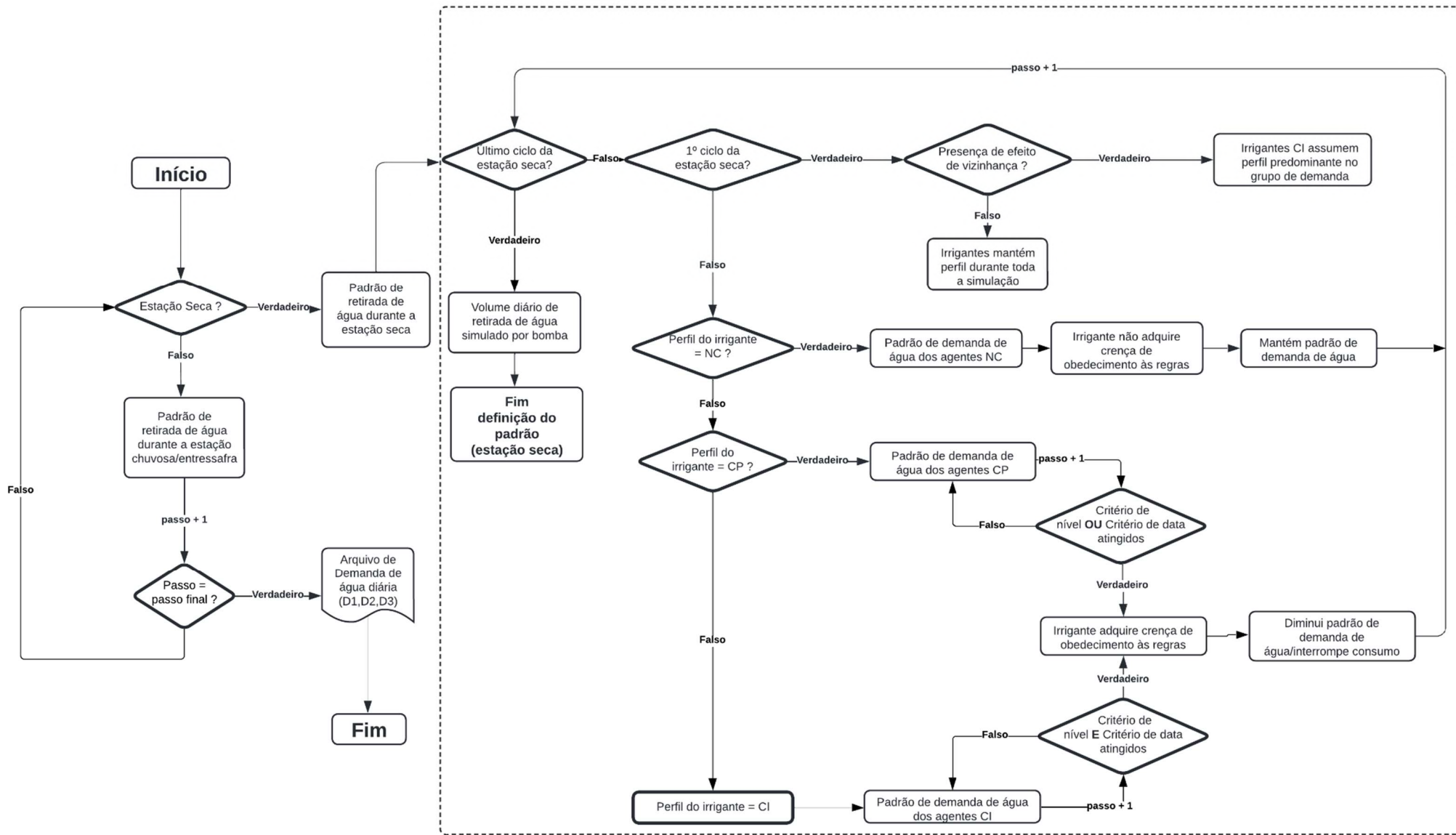


Figura 5.11: Fluxograma de geração de resultados para integração ao modelo hidrológico WEAP - agentes BDI.

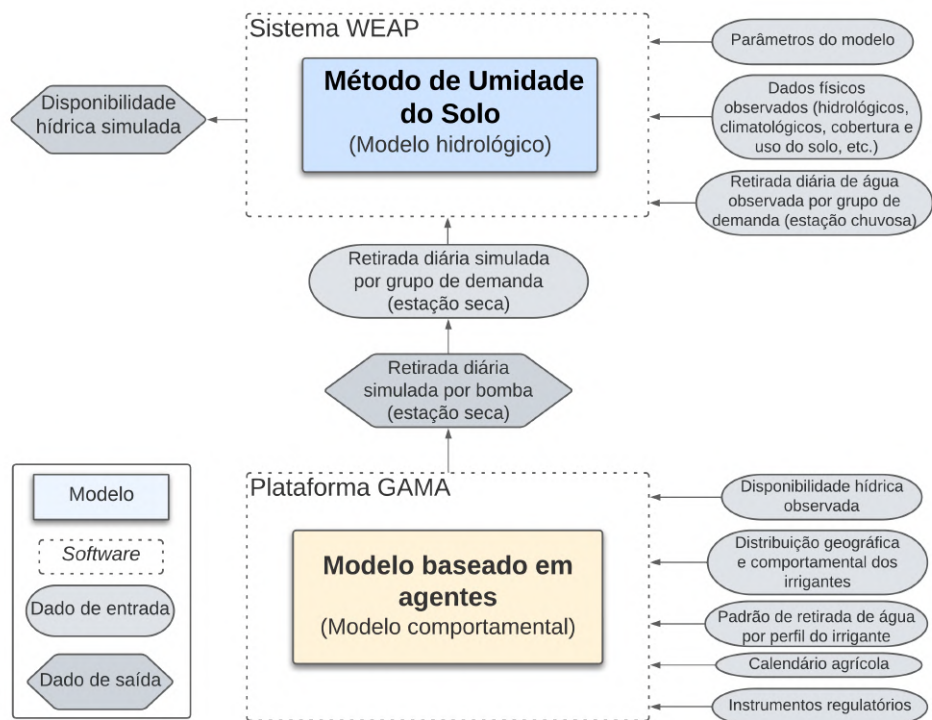


Figura 5.10: Esquema do modelo socio-hidrológico envolvendo a integração da modelagem hidrológica (Sistema WEAP) e modelo baseado em agentes (Plataforma GAMA).

Ressalta-se que o objetivo dos cenários executados para a integração é demonstrar a potencialidade do modelo, e não esgotar as possibilidades de integração. Sendo assim, foram selecionados um total de 4 cenários para verificação da influência dos cenários simulados no MBA na disponibilidade hídrica do rio Urubu: dois cenários extremos de outorga coletiva implementada e em implementação, considerando a totalidade (S7 e S11) e predominância (S12 e S13) de irrigantes nos perfis cooperativos e não-cooperativos, respectivamente.

Para efeito de acoplamento entre o MBA e o modelo hidrológico, utilizou-se a seguinte estratégia:

- Após a geração dos resultados de demanda diária por bomba para cada cenário do MBA, os dados foram organizados em totalizações por grupo de demanda (somados) e no formato da planilha de dados de entrada de demanda de forma automática através de uma rotina em Python. Como mostrado na Figura 5.11, somente os dados diários correspondentes à época de seca (01/maio a 31/agosto) foram preenchidos com os resultados do MBA, sendo os dias restantes do ano (01/setembro a 30/abril) preenchidos

a partir de dados observados obtidos no GAN.

- Em seguida, através da ferramenta de *scenarios* (cenários) da ferramenta WEAP, foram executadas 100 repetições de cada um dos 4 cenários pré-selecionados do Modelo Baseado em agentes. Assim, foram utilizados 400 (100 x 4) arquivos de dado de entrada de demanda, resultando em 400 (100 x 4) arquivos de vazão no rio como dado de saída. A automatização para leitura de dados de entrada de demanda, criação de cenários no WEAP e geração de planilhas de resultados foi elaborado utilizando a ferramenta *scripting* no sistema WEAP.

Destaca-se a utilização de um número menor de repetições para a etapa de integração tendo em vista o maior tempo de execução observado no ambiente do sistema WEAP.

5.4 ÁREA DE ESTUDO

De acordo com o Plano de Bacia Hidrográfica do rio Formoso (Tocantins, 2007), a Bacia Hidrográfica do rio Formoso (BHF) está inserida na Região Hidrográfica do Araguaia-Tocantins e possui uma área de abrangência de cerca de 21330 km², estando inserida, em sua maior parte (97%), no sudoeste do Estado do Tocantins e uma pequena parte (3%) no Estado de Goiás (Figura 5.12(a)). Para fins de planejamento da gestão dos seus recursos hídricos, a BHF é considerada como de total domínio do Estado do Tocantins (Tocantins, 2007).

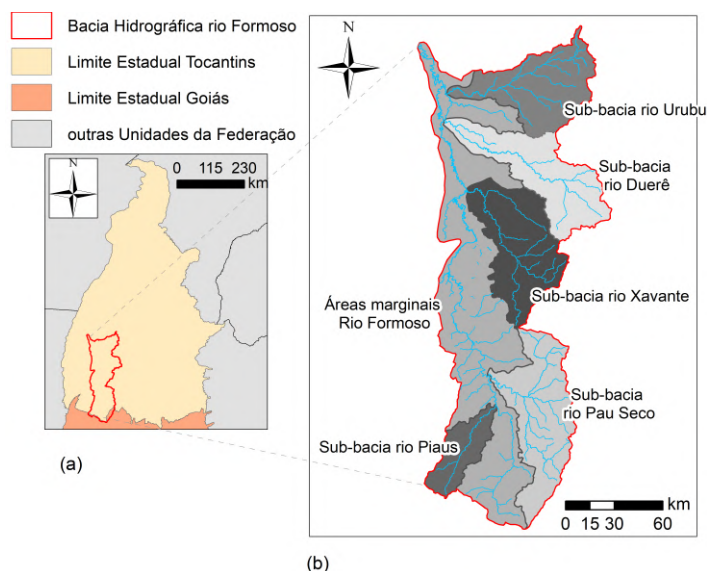


Figura 5.12: (a) Localização da Bacia Hidrográfica do rio Formoso nos Estados de Tocantins e Goiás, e (b) sub-bacias que a compõem. Projeção UTM Sirgas 2000.

A Tabela 5.8 apresenta as características morfométricas da BHF.

Tabela 5.8: Características morfométricas da Bacia Hidrográfica do rio Formoso. Fonte: Filho *et al.* (2013).

Características morfométricas	Valores	Unidade
Área de drenagem	20.508,79	km ²
Perímetro total	999,96	km
Comprimento do curso d'água principal	382,59	km
Comprimento total dos cursos d'água	11.220,77	km
Comprimento do eixo da bacia	308,22	km
Densidade de drenagem	0,54	-
Fator de forma	0,21	-
Coefficiente de compacidade	1,95	-
Índice de circularidade	0,25	-
Ordem do curso d'água principal no exutório	6 ^a	ordem

A BHF engloba parte dos territórios de 18 municípios tocantinenses, sendo que os limites municipais de 3 deles (Fátima, Oliveira de Fátima e Pium) representam áreas inexpressivas dentro da bacia, de aproximadamente 1,02% (Araújo, 2017), como pode ser visto na Figura 5.13 (Tocantins, 2007).

Assim, o PBHF considera, para fins de gestão, 15 municípios tocantinenses: Aliança do Tocantins, Formoso do Araguaia, Alvorada, Gurupi, Araguaçu, Lagoa da Confusão, Cariri do Tocantins, Nova Rosalândia, Cristalândia, Crixás do Tocantins, Dueré, Sandolândia, Santa Rita do Tocantins, Figueirópolis e Talismã.

A população residente na área delimitada pela BHF corresponde a 5.575 habitantes. As densidades populacionais dos 15 municípios variam de 0,65 hab/km², em Santa Rita do Tocantins, a 41,80 hab/km², no Gurupi (Araújo, 2017).

Em termos de saneamento básico, segundo dados do IBGE de 2010 (IBGE, 2022), os percentuais de esgotamento sanitário adequado nos municípios localizados na BHF variam desde 1,5% em Noca Rosalândia, até 58,2% em Figueirópolis.

Em relação ao solo da região, as classes que predominam são os solos concrecionários (40,8%), Latossolo vermelho-amarelo (33,0%), plintossolo (15,0%), hidromórfico gleizado (7,0%), podzólico vermelho-amarelo (3,5%), areias quartzosas (0,5%) e litólicos (0,1%) (Tocantins, 2007). Outros tipos de solo representam 0,01% e podem ser considerados não significativos.

Quanto à declividade do terreno, a BHF apresenta predominantemente declives de até 10%,



Figura 5.13: Municípios tocantinenses na BHF. Projeção UTM Sirgas 2000.

com preponderância da faixa de 0% a 5%.

Assim, as condições de relevo e pedológicas da BHF, correspondentes a uma planície de várzeas, baixa declividade, e com solos rasos e hidromórficos, isto é, próximos do lençol freático, configurando uma disponibilidade hídrica permanente (Vergara, 2021).

A distribuição sazonal da precipitação na bacia é caracterizada por um período seco, de maio a setembro, e um período chuvoso, de outubro do ano anterior até abril (Alves *et al.*, 2016).

A BHF apresenta 1586,2 mm de precipitação média anual e 1136,18 mm de evapotranspiração média anual, com 15,61 l.s⁻¹/km² de vazão média de longo período (Tocantins, 2011). Além disso, a bacia apresenta significativa variabilidade espacial e temporal da precipitação média mensal, com variação entre 120 e 320 mm no período chuvoso e de 1 a 55 mm no período de seca (Alves *et al.*, 2016).

A BHF é abastecida por outras 6 sub-bacias hidrográficas: áreas marginais do rio Formoso, rio Dueré, rio Pau Seco, rio Piaus, rio Urubu e rio Xavante, como pode ser visto na Figura 5.12(b). Dentre essas, as sub-bacias marginais do Formoso e rios Urubu, Dueré e Xavante podem ser destacadas em decorrência da alta concentração de bombas para fins de irrigação (IAC, 2018).

5.4.1 Características da atividade agrícola na BHF

A importância econômica da agricultura no estado do Tocantins tem se destacado, com destaque para a produção de arroz, soja e milho. Na Bacia Hidrográfica do rio Formoso, o cerrado é o bioma predominante (Tocantins, 2007). Assim, os municípios da BHF apresentam meio geográfico e disponibilidade hídrica favoráveis a atividades do setor agropecuário, o qual constitui a base da economia na bacia, com destaque à agricultura irrigada para cultivo de grãos (Tocantins, 2007, Alves *et al.*, 2015). Pode-se destacar o município de Lagoa da Confusão, o qual representa 54,4% e 48,8% da produção total de arroz e melancia do Tocantins, respectivamente (Tocantins, 2019).

Na bacia hidrográfica do rio Formoso utiliza-se um sistema por canais de irrigação nos lotes de plantio, com retirada de água do leito do rio através de bombeamento. Os sistemas de bombeamento são estruturas apoiadas nas margens dos rios, a maioria delas sem obras de contenção aos processos erosivos e com a retirada de vegetação para locação dos equipamentos (Vergara, 2021). Evidencia-se a presença de grandes propriedades na região, muitas delas as quais captam água a partir de mais de uma bomba de irrigação.

Na região do DIRF, correspondente ao segundo maior projeto público de irrigação do país em área (ANA, 2021), a captação de água é realizada no próprio rio durante o período chuvoso, e durante a estação seca a demanda é suprida por três barragens (Taboca, Calumbi I e Calumbi II). A água captada é transferida ao sistema de canais, por onde distribui-se o recurso para todo o distrito (Tocantins, 2016; Vergara, 2021).

A condição de disponibilidade hídrica permanente em decorrência dos solos e da declividade local juntamente com a forte sazonalidade da região favorecem o estabelecimento de um planejamento agrícola para utilização de dois cultivos na mesma área ao longo de um ciclo anual: o cultivo das safras de arroz e de soja nas estações úmida e seca, respectivamente. (Tocantins, 2007; Vergara, 2021).

A Figura 5.14 apresenta a distribuição das culturas cultivadas ao longo dos meses na sub-bacia do rio Urubu, segundo avaliado por Volken (2022).

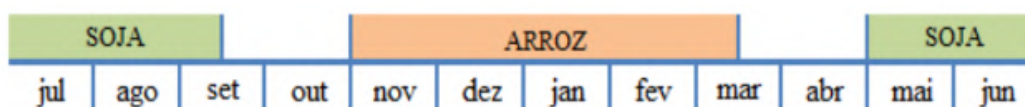


Figura 5.14: Distribuição das culturas cultivadas ao longo dos meses na sub-bacia do rio Urubu. Fonte: Volken (2022).

Assim, a época chuvosa determina o período de safra quando o arroz é cultivado. Em razão das características hidrófilas dos plintossolos, que ocupam as cotas mais baixas do terreno em relevo plano, utiliza-se o método de irrigação por inundação, caracterizado por um elevado consumo de água. (Tocantins, 2007; Vergara *et al.*, 2013).

Por outro lado, durante a entressafra, que ocorre no período de estiagem, busca-se minimizar os efeitos dos impactos de irrigação durante a safra, optando-se pelo cultivo de outras culturas como melancia, soja e feijão pelo método de irrigação subsuperficial, associado a um menor volume de água consumido (Vergara *et al.*, 2013). Neste método, mantém-se a água nos canais e drenos das lavouras, e eleva-se o nível do lençol freático, permitindo-se assim a ascensão da umidade por capilaridade (Tocantins, 2007).

De acordo com a iniciativa Gestão de Alto Nível (GAN, 2022), em 2022 existiam 52 propriedades agrícolas que operavam um total de 105 bombas hidráulicas estacionárias ativas para fins de irrigação. Essas bombas captam água dos rios principais (Formoso, Urubu, Duerê ou Xavante). A distribuição geográfica das bombas é apresentada na Tabela 5.9. Algumas das propriedades captam água de mais de um rio.

Tabela 5.9: Distribuição geográfica das bombas na bacia do rio Formoso. Fonte: GAN (2022).

Rio	Nº de bombas de irrigação	Nº de propriedades
Duerê	7	6
Formoso	59	24
Urubu	37	24
Xavante	2	1

5.4.1.1 Cultivo de soja na BHF: peculiaridades e impactos

Segundo Vergara (2021), o plantio de soja na região da BHF possui foco na produção para empresas de desenvolvimento e comercialização de sementes geneticamente melhoradas para uso em pesquisa de campo, destinando-se a safras dos anos seguintes.

Por definição da Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Tocantins (ADAPEC), deve-se ausentar a plantação de soja por um certo período como parte do regulamento de vazio sanitário, adotado para controlar a ferrugem asiática da soja. No estado do Tocantins, o período de recesso vai de 1º de julho a 30 de setembro, como estabelecido no art. 5º da Instrução Normativa 005, de 26/04/2022 (ADAPEC/Tocantins, 2022). Todavia, dado que na BHF a produção é voltada para a produção de sementes de soja, o cultivo da soja é permitido

durante o recesso sanitário como exceção a essa regra, como estabelecido no art. 7º da mesma norma:

"Art. 7º A semeadura na condição de excepcionalidade ao vazão sanitário, em planície tropical, sob sistema de subirrigação, será determinada por janela de plantio, iniciando-se em 20 de abril e finalizando em 31 de maio de cada ano como data limite".

Desse modo, em razão do valor agregado na comercialização de sementes, a produção de soja durante o período de exceção ao vazão sanitário tem-se tornado atrativo para os produtores e empresas de pesquisa (Silva, 2015).

No entanto, para além da evidente importância do cultivo da soja na economia local e nacional, devem também ser destacados os diversos impactos socioambientais ligados à sua produção.

A própria instalação do sistema de irrigação, caracterizado por canais com retirada de água por bombeamento, pode afetar o ambiente pela retirada de vegetação para disposição do maquinário e equipamentos. Além disso, grande parte dos sistemas não possuem obras de contenção aos processos erosivos às margens dos corpos de captação (Vergara, 2021).

Do ponto de vista da qualidade da água, o uso de defensivos agrícolas e de fertilizantes nas lavouras pode acarretar na degradação da qualidade dos corpos d'água, seja pelo carreamento direto dessas substâncias, seja pela contaminação de lençóis freáticos (Vergara, 2021). Consequentemente, compromete-se também o uso da água para outras finalidades por comunidades tradicionais indígenas e ribeirinhas. Além disso, a compactação dos solos pela deposição de equipamentos agrícolas pode alterar a dinâmica de processos de infiltração de água no solo.

Já no âmbito da quantidade de água, a irrigação das culturas da soja semente como um uso consuntivo acarretou o conflito de uso dos recursos hídricos na bacia, como explicado na seção 3.4.2. Segundo Vergara (2021), a falta de manutenção adequada ao sistema de irrigação pode prejudicar a eficiência de captação, diminuindo a vazão captada em função da perda de área no canal, e, portanto, aumentando o consumo de água.

5.4.2 Estudo de caso: Sub-bacia do rio Urubu

O rio Urubu localiza-se na parte norte da BHF, englobando de forma significativa parte da área de 4 municípios tocantinos: Cristalândia, Lagoa da Confusão, Nova Rosalândia e Santa Rita do Tocantins, como pode ser visto na Figura 5.15.

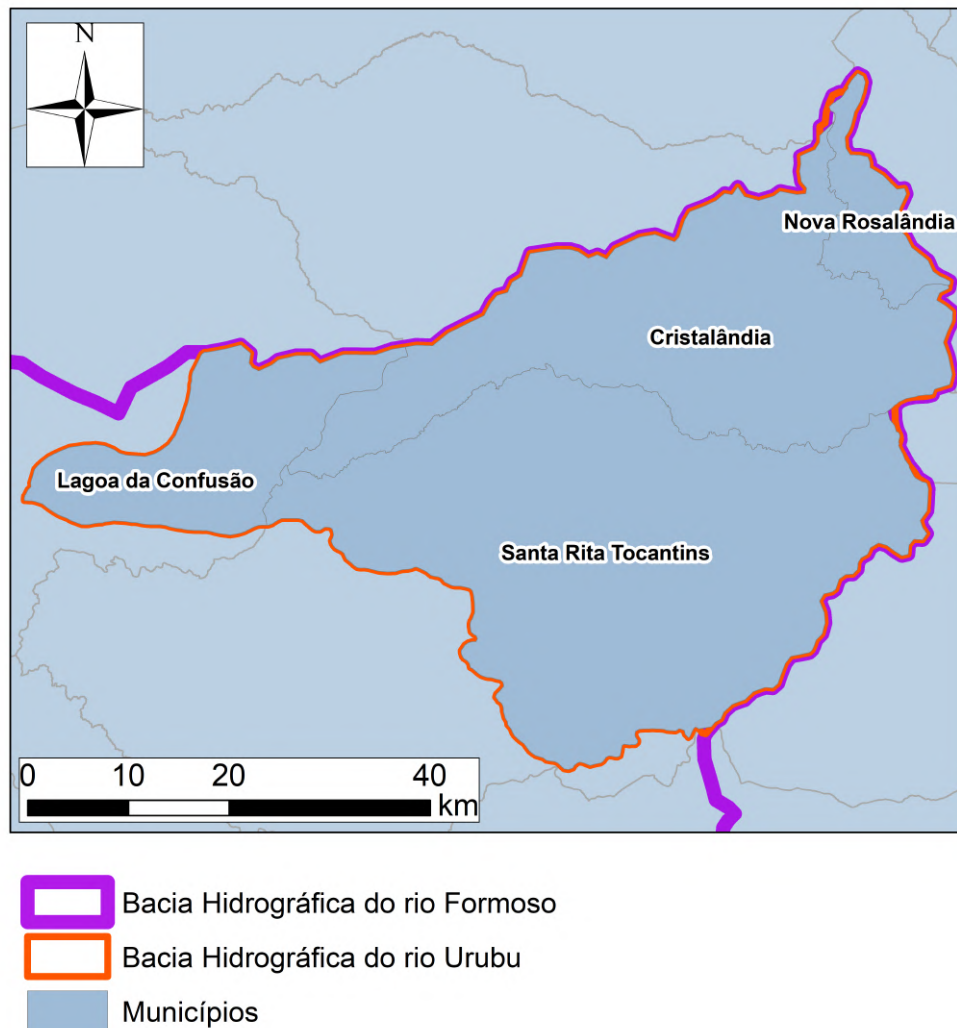


Figura 5.15: Municípios tocantinos na BHU. Projeção UTM Sirgas 2000.

O município de Lagoa da Confusão conta com um grande potencial hídrico para irrigação, estabelecido às margens do rio Urubu. Segundo o Perfil de agronegócio tocantinense (Tocantins, 2016), o Polo de irrigação de Lagoa da Confusão é considerado o maior produtor de arroz irrigado do Tocantins, e consiste em áreas privadas que utilizam a irrigação para o cultivo de arroz, milho e soja.

A área de drenagem da Bacia do Rio Urubu (BHU) abrange uma área de 2630 km², o que corresponde a apenas 12% da Bacia do rio Formoso. No entanto, as bombas localizadas neste rio representam 35% do total de bombas da BHF, o que evidencia a intensa concentração de demanda hídrica neste local, conforme pode ser observado na Figura 5.16.

Com base no trabalho de Volken *et al.* (2022), as bombas de irrigação foram agrupadas em três grupos de demanda diferentes de acordo com sua localização na bacia: (i) D1, antes da

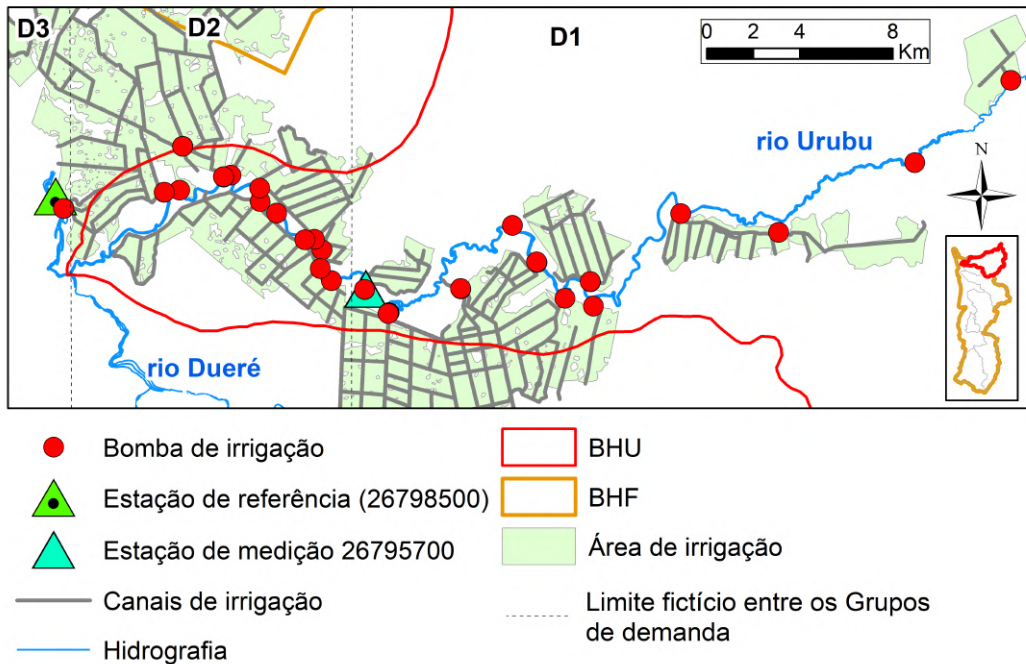


Figura 5.16: Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Urubu (BHU), com identificação das bombas e grupos de demanda segundo classificação de Volken *et al.* (2022). Projeção UTM.

estação de medição número 26795700; (ii) D2, após o posto de medição 26795700 e antes da confluência do rio Duerê; (iii) D3, após a confluência do Duerê e antes do posto de medição 26798500. O diagrama unifilar que representa a categorização dos grupos de demanda pode ser observado na Figura 5.17.

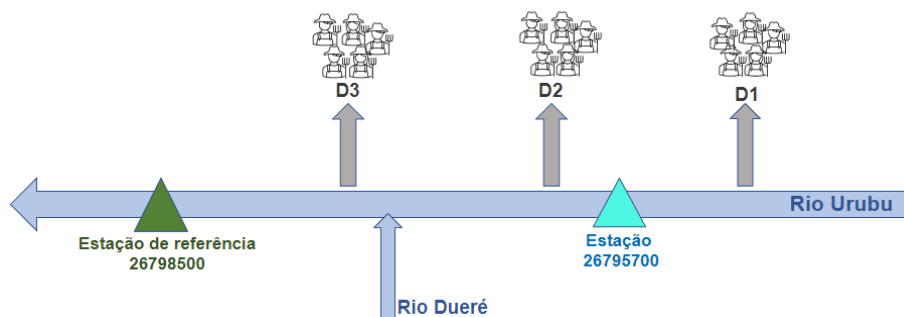


Figura 5.17: Diagrama unifilar com a categorização dos grupos de demanda das bombas de irrigação da bacia do rio Urubu de acordo com sua localização (D1, D2 e D3). Adaptado de Volken *et al.* (2022).

As regras do Plano Biênio definidas para o Rio Urubu são apresentadas na Tabela 5.10. Foram emitidas duas regras de uso da água: (i) O estágio amarelo é estabelecido quando os níveis de água descem abaixo do nível de atenção, ou no dia 1º de julho, o que ocorrer primeiro, iniciando um rodízio na rede de irrigação; (ii) O estágio vermelho é definido quando

os níveis caem abaixo do limite crítico, ou no dia 1º de agosto, o que ocorrer primeiro, induzindo a interrupção das captações de água. No modelo, a regra do estágio amarelo foi simplificada, e implementada como uma redução de 50% do padrão de retirada de água original.

Tabela 5.10: Regras do Plano do Biênio para o rio Urubu. Fonte: IAC (2018). ^a Rodízio na rede de irrigação; ^b interrupção da captação

Rio	Estação fluviométrica	Estágio amarelo ^a	Estágio vermelho ^b
rio Urubu	26798500	398 cm (01/julho)	220 cm (01/agosto)

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo serão apresentados os resultados gerados no estudo, bem como as discussões originadas a partir deles.

6.1 CONCEPÇÃO DO MODELO BASEADO EM AGENTES (MBA): MODELAGEM TROPOS

A Figura 6.1 apresenta um esquema das representações dos símbolos usados nos diagramas de TROPOS.

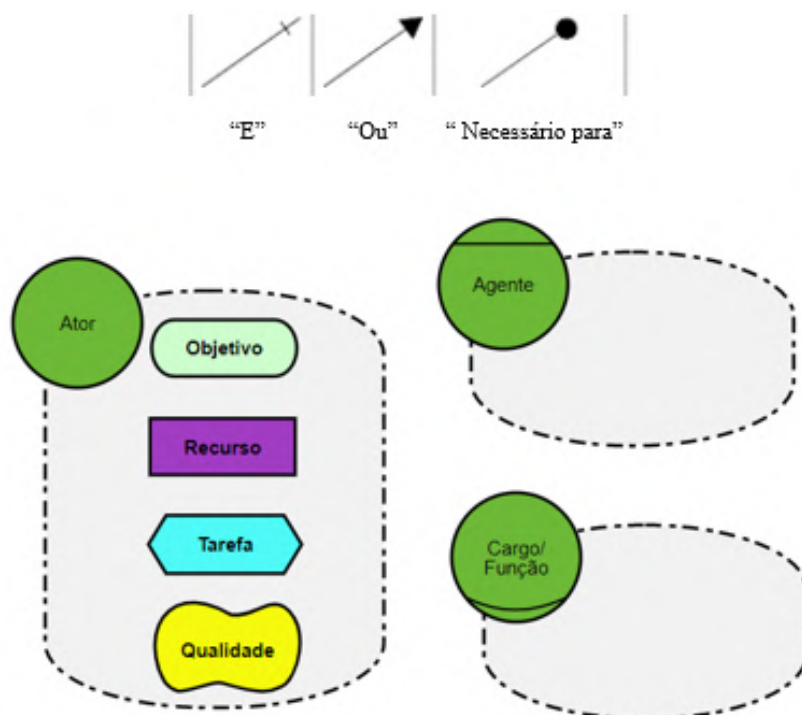


Figura 6.1: Esquema de representação dos símbolos usados nos diagramas de TROPOS.

As Figuras 6.2 a 6.4 ilustram os resultados da modelagem dos agentes seguindo a metodologia TROPOS.

A Figura 6.2 corresponde ao diagrama dos requisitos iniciais, onde são apresentadas os atores principais do problema, bem como os seus objetivos, recursos e tarefas fundamentais e as relações de dependência entre tais atores.

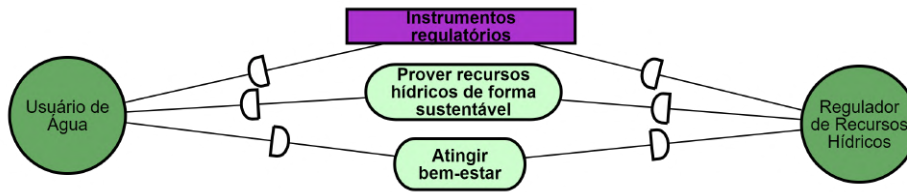


Figura 6.2: Diagrama da etapa de requisitos iniciais da metodologia TROPOS para o MBA proposto.

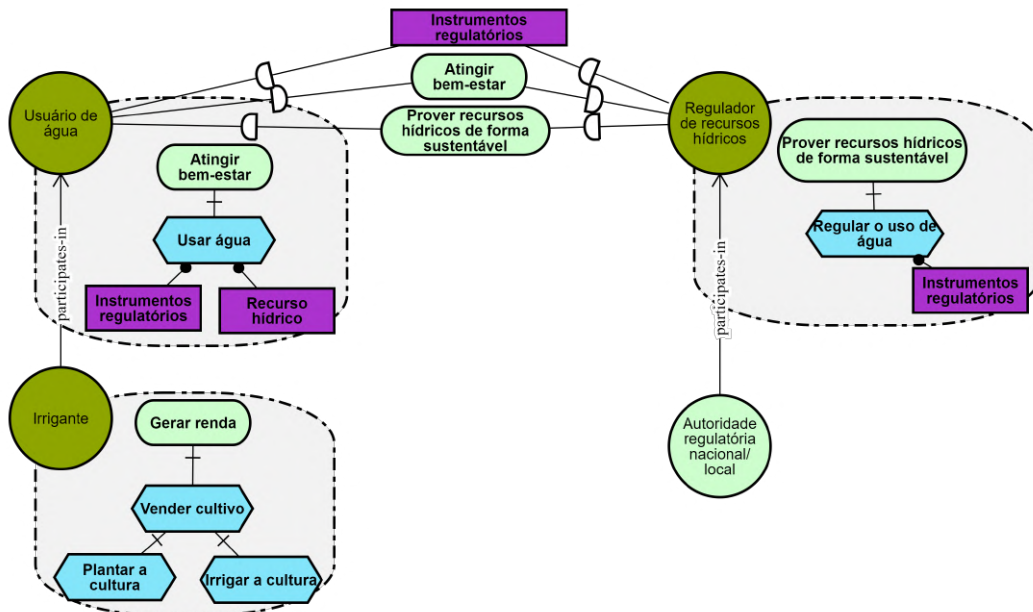


Figura 6.3: Diagrama da etapa de requisitos finais da metodologia TROPOS para o MBA proposto.

Nesse sentido, o modelo comportamental apresentado nesse trabalho baseou-se na inter-relação fundamental entre Usuários de Água e Reguladores de Água.

Os usuários de água têm como objetivo principal atingir um estado de bem-estar por meio do uso da água, um conceito abstrato que pode assumir diferentes significados a depender do tipo de usuário. Por exemplo, os usuários da indústria podem alcançar seu bem-estar maximizando seu lucro, enquanto os usuários cidadãos o fazem tendo suas necessidades sanitárias e domésticas básicas atendidas.

Por outro lado, entende-se que os reguladores da água têm como principal objetivo fornecer recursos hídricos sustentáveis aos usuários de água mediante a utilização de instrumentos regulatórios de uso da água.

Já os requisitos finais, apresentados na Figura 6.3, descrevem com mais especificidade os agentes do caso de estudo. No caso da BHF, os agentes irrigantes são uma espécie de usuá-

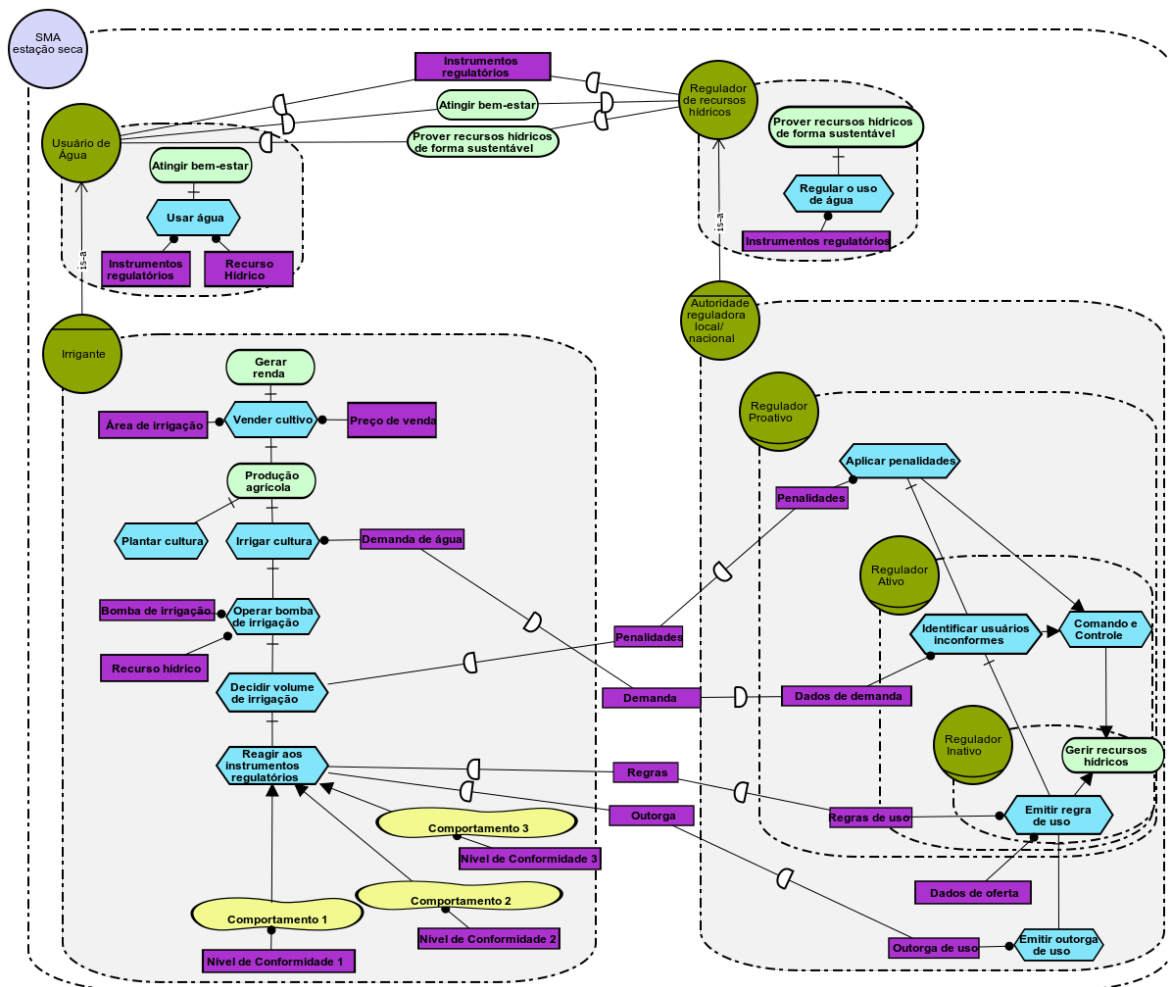


Figura 6.4: Diagrama da etapa de projeto arquitetural da metodologia TROPOS para o MBA proposto.

rios da água. Portanto, herdamos como objetivo o alcance do seu próprio bem-estar, que no presente modelo é representado pelo cumprimento do objetivo de geração de renda por meio da produção agrícola, que envolve o plantio e irrigação da cultura. Já o regulador pode ser instanciado, para o caso de estudo, em uma autoridade regulatória em âmbito nacional ou local.

Por fim, o projeto arquitetural, ilustrado na Figura 6.4, apresenta com detalhes todo o sistema multi-agentes, incluindo a relação entre os recursos, objetivos e tarefas dos agentes, abstração essa fundamental para a etapa de implementação. A concepção de modelo apresentada envolve um sistema multi-agente durante a estação seca, de modo que a irrigação é estritamente necessária para a produção agrícola.

O regulador local da água define as suas estratégias de gestão com base em um conjunto de instrumentos de regulação, como outorgas de uso e regras de uso, emitidos em função da

disponibilidade hídrica na região.

O comportamento heterogêneo é considerado para os agentes irrigantes, os quais atuam de acordo com perfis comportamentais definidos a priori, representado aqui por perfis cooperativos (NC, CI e CP). Tais perfis relacionam-se a um nível de cumprimento às regras de uso de água emitidas pelo agente regulador local.

Após reagirem ao instrumento regulatório (aqui representado por regras de uso), os irrigantes decidem o volume de irrigação, o qual poderá ser influenciado por penalidades, caso estas sejam emitidas por um agente regulador de perfil Proativo.

Irrigantes que agem inconformes às regras podem ser identificados por agentes reguladores com perfil Ativo (ou Proativo) através da percepção dos dados de demanda, os quais são gerados após a operação da bomba para irrigação da cultura.

Ressalta-se que a abstração apresentada refere-se a uma versão mais completa identificada no estudo de caso, cujo propósito foi viabilizar uma melhor compreensão do sistema como um todo. Todavia, a etapa de implementação do MBA refere-se a uma versão simplificada, considerando-se o agente Regulador inativo, em que a entidade apenas emite as regras de uso, sem fiscalizar seu cumprimento.

6.2 CLASSIFICAÇÃO DOS IRRIGANTES SEGUNDO O PERFIL DE COOPERAÇÃO

A Tabela 6.1 apresenta os resultados referentes à Bacia do rio Formoso segundo a distribuição identificada para os três perfis de cooperação (CP, NC e CI), resultado esse mostrado de forma geográfica na Figura 6.5.

Tabela 6.1: Classificação e distribuição do comportamento dos agentes irrigantes e das bombas na bacia do rio Formoso (BHF).

Perfil cooperativo	Colabora com o Projeto GAN	Transmite dados >75%	% agentes irrigantes (n = 52)	% bombas (n = 105)
CP	Sim	Sim	17,3% (9)	24% (25)
CI	Sim	Não	40,4% (21)	44% (46)
NC	Não	Não	42,3% (22)	32% (34)

Nota-se pela Tabela 6.1 que a maior parte dos irrigantes corresponde aos perfis com baixa transmissão de dados durante o período de seca 2019-2021 (82,7 %), isto é, NC e CI. Em termos de bombas, a maior parte delas concentra-se no perfil Cooperativo-Indeterminado. A

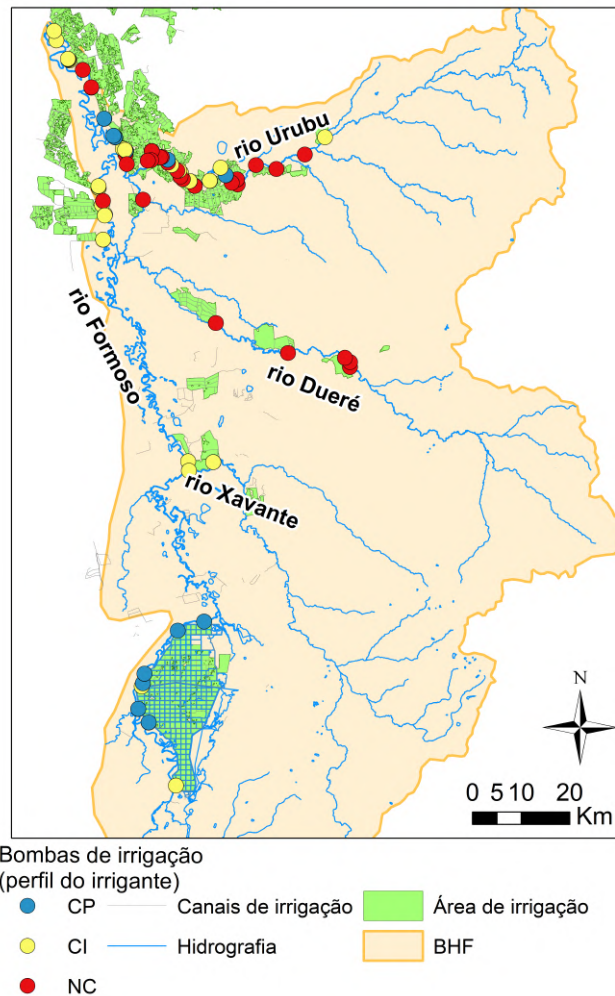


Figura 6.5: Distribuição das bombas de acordo com os perfis dos irrigantes na bacia do rio Formoso. CP: Cooperativo-Proativo; CI: Cooperativo-Indeterminado; NC: Não-Cooperativo.

menor incidência tanto em número de bombas quanto em número de irrigantes corresponde ao perfil Cooperativo-Proativo.

Em termos espaciais (Figura 6.5), notam-se três regiões praticamente homogêneas quanto ao comportamento cooperativo: predominam-se agentes CP, CI e NC na região do DIRF, no rio Xavante e no rio Dueré, respectivamente. Juntas, as três regiões concentram 22 das 105 bombas na BHF.

Por outro lado, as bombas cujos irrigantes são mais heterogêneos concentram-se na região do rio Urubu e na confluência com a foz do rio Formoso, área onde há maior concentração de bombas (83).

A maior parte dos agentes CP concentra-se na região do DIRF, onde está localizado o Projeto

rio Formoso, considerado o maior projeto de agricultura irrigada em terras contínuas da América Latina. Segundo Vergara (2021), o conflito pelo uso da água na agricultura se sobressai na região entre os grandes e médios produtores de grãos.

Durante o período de estiagem, ocorre sobrecarga no fornecimento de água para as áreas a jusante de Lagoa da Confusão em decorrência da operação de três reservatórios de água para irrigação destinadas ao Projeto rio Formoso (DIRF) (Vergara, 2021). Assim, evidencia-se a importância da cooperação dos irrigantes localizados em regiões mais a montante da bacia.

Em outras partes da bacia, como o médio Urubu e próximo a foz do rio Formoso, existem irrigantes também classificados como CP, porém, esses encontram-se circundados por irrigantes de perfis menos cooperativos.

De modo mais detalhado, o comportamento cooperativo dos 24 agentes agricultores cujas bombas (37) estão localizadas na bacia do rio Urubu foi caracterizado conforme está apresentado na Tabela 6.2. A Figura 6.6 apresenta a distribuição das bombas em termos dos perfis, assim como ilustra os limites do grupo de demanda.

Tabela 6.2: Classificação e distribuição do comportamento dos agentes irrigantes e das bombas na bacia do rio Urubu (BHU). CP: Cooperativo-Proativo; CI: Cooperativo-Indeterminado; NC: Não-Cooperativo.

Perfil cooperativo	% agentes irrigantes (n = 24)	% bombas (n = 37)
CP	17% (4)	16% (6)
CI	29% (7)	30% (11)
NC	54% (13)	54% (20)

A maior parte dos agentes irrigantes atua segundo o perfil Não Cooperativo (54%) , seguido por Cooperativo-Indeterminado (29%) e Cooperativo-Proativo (17%). Assim, a bacia do rio Urubu é modelada como representativa do sistema sócio-hidrológico da BHF, uma vez que os agricultores nela contêm todos os três perfis de comportamento.

No âmbito espacial, nota-se pela Figura 6.6 que há predominância de comportamento não-cooperativo nos três grupos de demanda.

6.3 CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO DO MODELO BASEADO EM AGENTES (MBA)

Serão apresentados os resultados referentes aos cenários simulados no Modelo Baseado em Agentes parametrizado para a sub-bacia do rio Urubu. Foram executadas 1.000 repetições

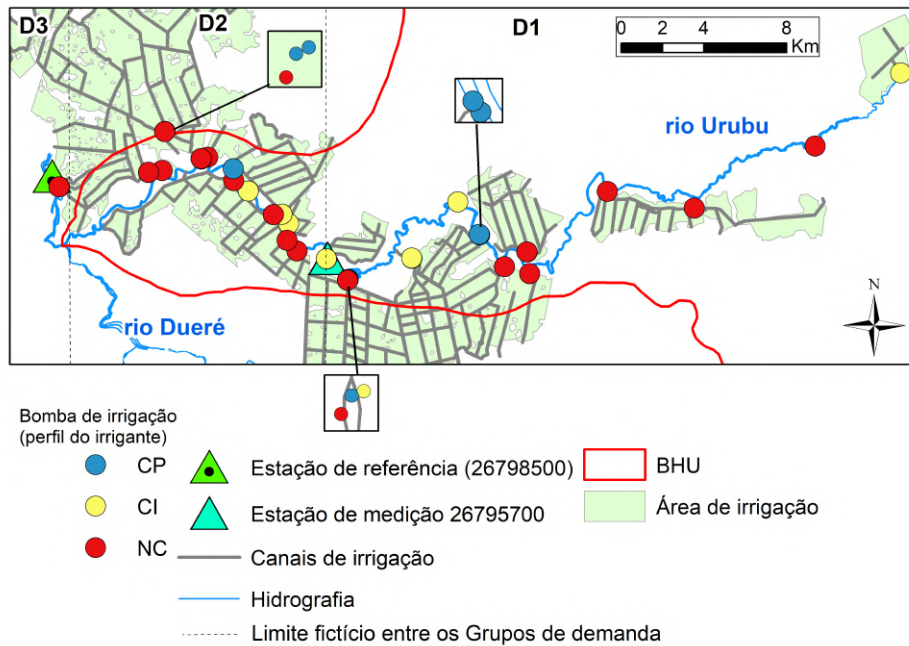


Figura 6.6: Distribuição das bombas de acordo com os perfis dos irrigantes na bacia do rio Urubu.

de uma mesma simulação para cada um dos 18 cenários apresentados na seção 5.3.1, com período de simulação correspondente a uma estação de seca (1º de maio a 31 de agosto).

6.3.1 Cenários S0-S3: Agentes com raciocínio reflexivo

O raciocínio reflexivo foi implementado conforme descrito na seção 5.2.1, seguindo o padrão de retirada de cada perfil, sem introdução de regras e baseado apenas na repetição do padrão advindo dos dados observados.

A Figura 6.7 apresenta os resultados de volume de retirada de água total diário referentes a 1000 repetições de simulações do cenário base (S0).

Observa-se que foi possível replicar razoavelmente o formato da curva, que representa a retirada total observada ao longo do período de seca. Além disso, boa parte das simulações (em média, 41%) supera os valores observados máximos, fornecendo uma estimativa mais conservadora, e que pode ser favorável, uma vez que existe uma quantidade considerável de dados não monitorados, e que, portanto, não foram contabilizados na retirada total observada apresentada na Figura 6.7. A maior granularidade de simulação considerando quinzenas possibilitou uma representação mais detalhada do padrão de retirada.

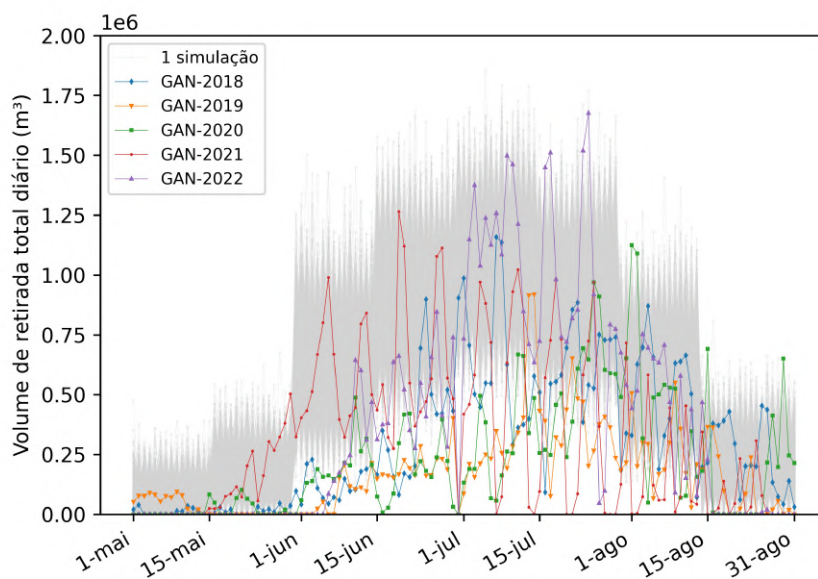


Figura 6.7: Retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) para a sub-bacia do rio Urubu durante o período de seca, cenário S0 (base). Linhas em cinza representam a retirada simulada obtida a partir da execução de 1000 repetições do cenário base. Linhas com marcadores coloridos representam a retirada total das bombas a partir dos dados observados no sistema GAN no período de seca dos anos de 2018 a 2022.

A fim de permitir a visualização da variabilidade e dispersão dos dados simulados, foram gerados gráficos do tipo *boxplot* para os dados diários das 8 quinzenas simuladas para cada um dos cenários (S0, S1, S2, S3), como pode ser visto na Figura 6.8.

Observa-se que há uma menor variabilidade para o cenário em que todos pertencem ao perfil CP (cenário S1), condizente com a matriz de probabilidade definida para esse perfil, em que os valores de retirada se concentram em ordens de grandeza menores.

Por outro lado, há maior variabilidade para os cenários com 100% dos irrigantes pertencentes ao perfil NC e CI, assim como o cenário S0, em que há uma maior quantidade de bombas pertencentes aos irrigantes de perfil NC e CI em comparação ao perfil CP.

O pico de retirada dos irrigantes corresponde à 5ª quinzena. Por outro lado, a primeira quinzena necessariamente converge com a menor retirada de água ao longo de todo o período de seca para os cenários de 100% CP e CI, ao passo que para o cenário 100% NC esta ocorre na 2ª quinzena.

Nota-se que na 2ª quinzena o perfil CI (S3) notadamente gera o maior consumo de água

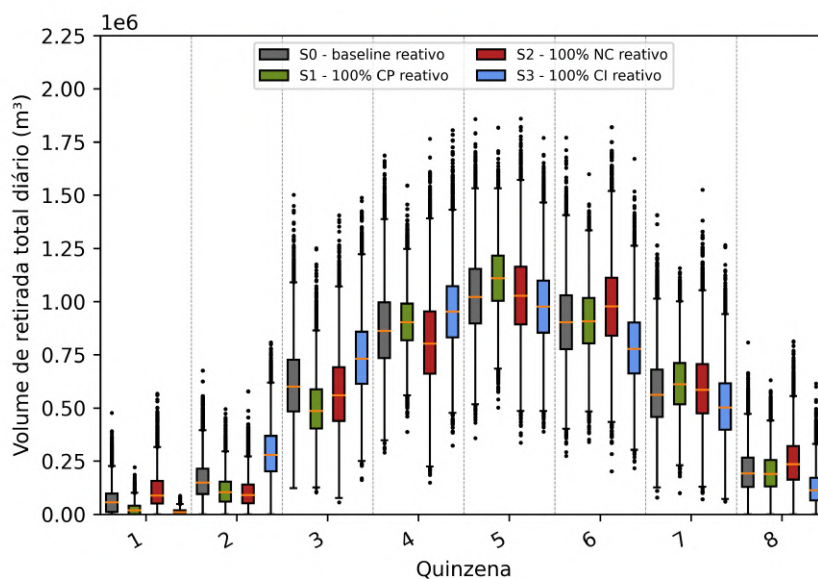


Figura 6.8: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários S0 a S3.

quando comparado a todos os outros 3 cenários. Isto ressalta a noção de que o perfil CI (cooperativo-Indeterminado) não necessariamente representa um padrão de retirada menor em comparação ao NC (Não-Cooperativo), tendo em vista que durante a própria definição dos perfis, ambos os perfis NC e CI condizem com um padrão elevado de não transmissão do dado de retirada no período de seca ($> 25\%$), sendo que o que diferencia os dois é apenas a classificação de cooperatividade em relação ao projeto, provinda das entrevistas com especialistas. Contudo, isso não corresponde a uma cooperatividade prática, que conforme explicado na metodologia, foi considerada como sendo a transmissão frequente dos dados.

6.3.2 Cenários S4-S11: Agentes com comportamento BDI baseado nas regras do plano do biênio

A avaliação de cenários que permitem a inclusão de fatores de influência e suas variações ao longo do tempo em cenários futuros, inclusive a possibilidade de mudança de comportamento, exige uma abordagem mais complexa da modelagem do processo de tomada de decisão dos agentes além de uma arquitetura baseada apenas em raciocínio reflexivo. Para isso, utilizou-se uma modelagem baseada na arquitetura BDI, fundamentada na definição de Crenças, Desejos e Intenções.

A Tabela 6.3 apresenta os dias de ativação das regras amarela e vermelha do Plano do Biênio segundo o critério de nível, em comparação com o critério de data.

Tabela 6.3: Dias de ativação das regras do Plano do Biênio segundo o nível da estação de referência (26798500) para o rio Urubu.

Nível observado	Cenário de Disp. hídrica	Regra Amarela: 01/07 (quinzena 5)		Regra Vermelha: 01/08 (quinzena 7)	
		Dia de ativação: Nível	Quinzena (dia da quinzena)	Dia de ativação: Nível	Quinzena (dia da quinzena)
Médio	Base	04/07 (+3 dias)	5 (5)	04/08 (+3 dias)	7 (6)
Mínimo	Seco	14/06 (-16 dias)	4 (5)	25/07 (-6 dias)	6 (11)
Máximo	Úmido	20/07 (+19 dias)	6 (6)	12/08 (+11 dias)	7 (14)

Os resultados comparativos referentes aos cenários de configuração base (S0, S4, S4-mín, S4-máx) estão apresentados na Figura 6.9.

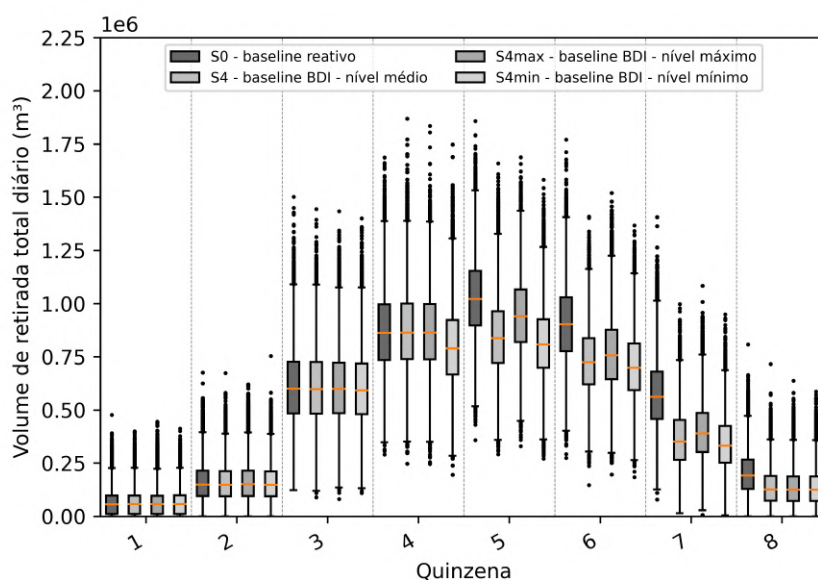


Figura 6.9: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários S0, S4, S4-mín e S4-máx.

Nota-se pela Figura 6.9 que em termos de mediana e quartis, os cenários passam a divergir entre si apenas a partir da quinzena 4, como pode ser observado pelos resultados do cenário S4-mín. Para tal cenário, a quinzena 4 corresponde à ativação da crença de obediência à regra amarela para os agentes de perfil CP, levando à redução de volume consumido observada em comparação com os cenários S0, S4 e S4-máx.

Em seguida, na quinzena 5, a crença de obediência à regra amarela ativa-se também para os agentes CI nos cenários S4 e S4-mín, visto que ambos os critérios de data e nível se tornam verdadeiros (de data para S4-mín, e ambos para S4). Já o cenário S4-máx permanece

maior que S4-mín e S4 tendo em vista que os agentes CI não incorporaram ainda a crença de obediência à regra amarela. Portanto, observa-se redução do volume de retirada total para todos os cenários BDI (S4, S4-mín, S4-máx) em comparação com o cenário natural (S0).

Na 6ª quinzena os critérios de data e nível da regra amarela são verdadeiros para CI para a condição úmida (S4-máx). Já os usuários CP iniciam a obediência à regra vermelha, interrompendo o consumo de água na condição de disponibilidade hídrica mínima (S4-mín).

Na quinzena 7 a crença de obediência à regra vermelha ativa-se aos agentes CP para os outros cenários BDI restantes (S4 e S4-máx), ao passo que ela passa a ser obedecida pelos agentes CI para as três condições de disponibilidade hídrica, em dias diferentes.

Finalmente, dado que os irrigantes de perfil CP e CI já interromperam seu consumo na quinzena anterior (7), o consumo observado para os cenários BDI na quinzena 8 corresponde inteiramente à retirada dos usuários de perfil NC.

A seguir, são apresentados os resultados dos cenários de outorga coletiva. A Figura 6.10 apresenta a comparação entre os cenários de adesão total aos 3 perfis e ao cenário de configuração base mediante condições de disponibilidade hídrica mínima.

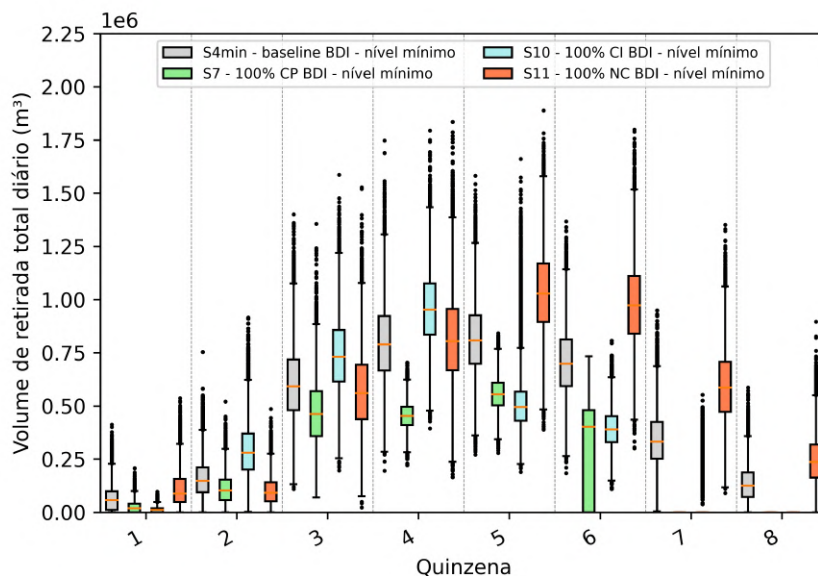


Figura 6.10: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários BDI com disponibilidade hídrica mínima (S4-mín, S7, S10 e S11).

A heterogeneidade de reação à condição de seca se evidencia na Figura 6.10, em que se observam padrões de consumo ao longo do tempo bastante díspares entre si.

Nota-se que um cenário de adesão total ao perfil NC resulta em retiradas altas ao longo de toda a estação seca. Apesar de em algumas quinzenas a retirada ser superada por cenários de adesão ao perfil CI (quinzenas 2, 3, 4), ainda assim nota-se que há retiradas de altos volumes mesmo durante os períodos mais críticos (quinzena 5 em diante, quando ativam-se as regras do plano do biênio).

A seguir serão explorados com mais detalhe os cenários de adesão total aos perfis CP e CI.

A Figura 6.11 apresenta os resultados comparativos dos cenários de adesão total dos irrigantes ao perfil CP para os três cenários de disponibilidade hídrica (S1, S5, S6, S7).

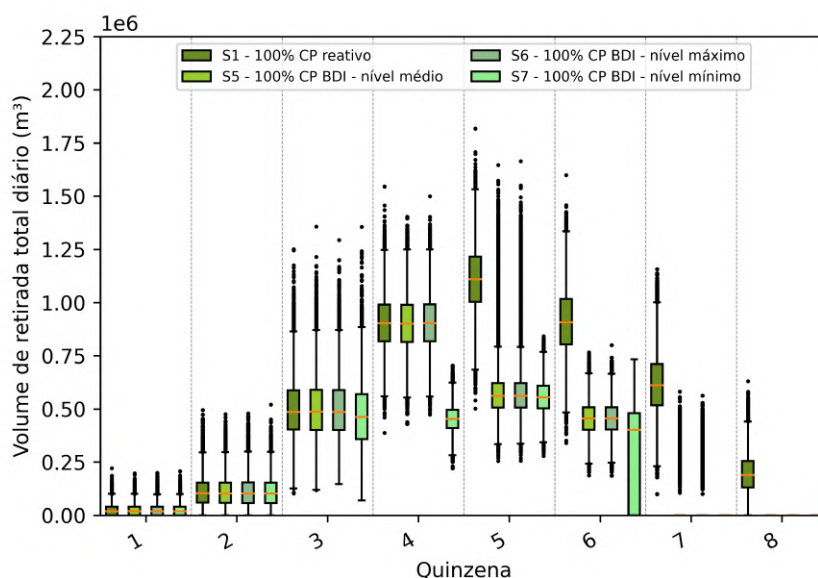


Figura 6.11: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários de outorga coletiva em que há adesão total dos irrigantes ao perfil Cooperativo-Proativo (CP) (S1, S5, S6 e S7).

Tendo em vista que as regras do plano do biênio são verificadas diariamente, e considerando a granularidade diária de verificação das regras implementadas para os agentes de arquitetura BDI, foram plotados *boxplots* diários para S5, S6 e S7, juntamente com a série de níveis mínimo, máximo e médio diários, de modo a viabilizar uma análise mais detalhada (Figuras 6.12 a 6.14).

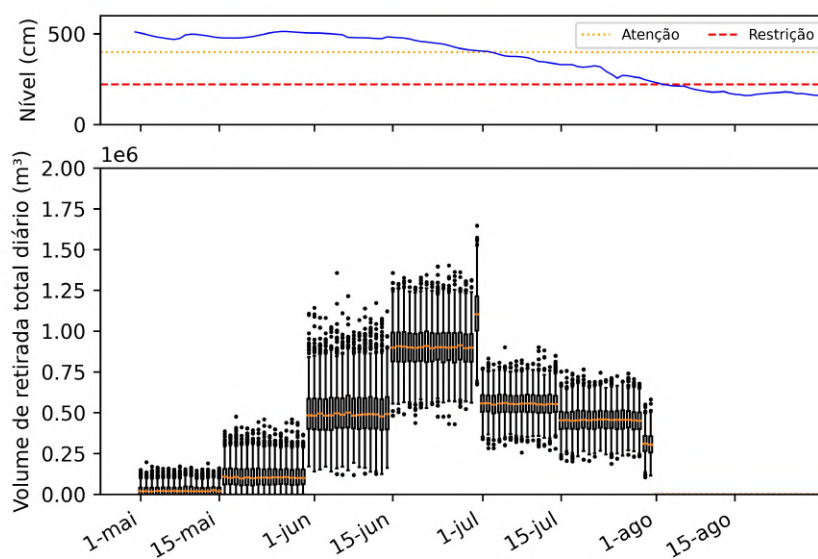


Figura 6.12: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Proativo (CP) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica média (cenário S5). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.

Em termos gerais, observa-se pela Figura 6.11 que, assim como a análise entre os cenários de configuração base 6.9, os cenários passam a se diferenciar mais evidentemente a partir da quinzena 4, quando para o cenário de condição hídrica seca (S7), a crença de obediência à regra amarela ativa-se para os agentes de perfil CP, ocorrendo antes do dia 1º de Julho (quinzena 5). Além disso, observa-se que o pico de retirada para uma situação de adesão total ao perfil CP ocorre na 3ª quinzena da estação seca para o cenário de menor disponibilidade hídrica (S7) e na 4ª quinzena para os cenários de disponibilidade média e máxima (S5 e S6, respectivamente).

Os cenários de nível médio (S5) e máximo (S6) são praticamente semelhantes, tendo em vista que tanto a regra de redução quanto a de interrupção são obedecidas no mesmo dia para os dois cenários (a partir do dia 01/07 e 01/08, respectivamente), já que o critério de obediência dos agentes CP corresponde à primeira proposição verdadeira entre o nível mínimo e data mínima. Os picos de consumo observados no primeiro dia da 5ª quinzena (30/06), observada nos cenários S5 e S6, estão associados ao período natural de maior consumo para os agentes CP (vide cenário S1 na Figura 6.8), que em seguida reduz-se (01/07 em diante) devido à ativação da crença de obediência à regra amarela.

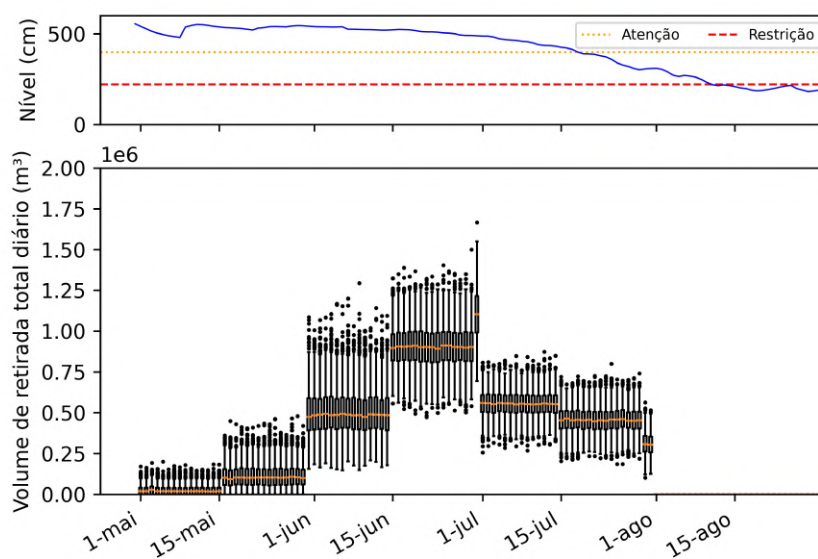


Figura 6.13: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil CP com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica máxima (cenário S6). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.

Já o cenário de nível mínimo (S7) apresenta um comportamento ainda mais restritivo, com obediência à regra amarela na 4ª quinzena, a partir do dia 14/06 (16 dias antes do dia 01/07), e consumo cessando em 25 de Julho, ainda na 6ª quinzena.

Nesse sentido, os agentes de perfil CP podem ser considerados mais sensíveis à percepção de seca do que a condições de maior disponibilidade hídrica, dado que reduzem a retirada mediante condições de maior restrição hídrica, mas em condições de maior disponibilidade, continuam atendendo a regra em 01/07 ou 01/08, independentemente se o critério de nível for atingido durante ou após essa data.

De forma similar à apresentação de resultados de adesão total à CP, foram também representados *boxplots* quinzenais (Figura 6.15) e diários ((Figuras 6.16 a 6.18) para a outorga coletiva seguindo o perfil CI (S3, e S8, S9, S10).

Em termos gerais, observa-se pela Figura 6.15 que existe maior disparidade entre os cenários em comparação aos cenários de CP (Figura 6.11), e essa ocorre a partir da 5ª quinzena. Isso decorre devido à diferença de datas de ativação da crença de obediência às regras amarela e vermelha, as quais ocorrem em datas diferentes para cada um dos cenários de CI (BDI).

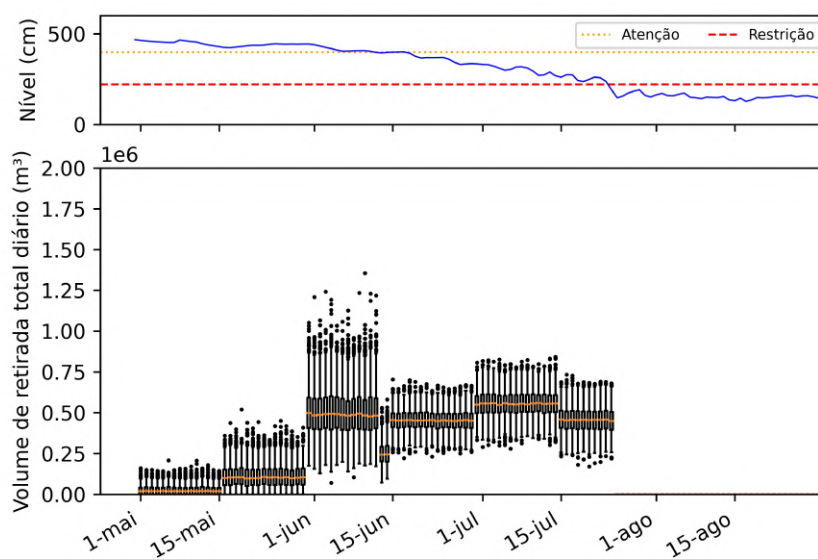


Figura 6.14: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Proativo (CP) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica mínima (cenário S7). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.

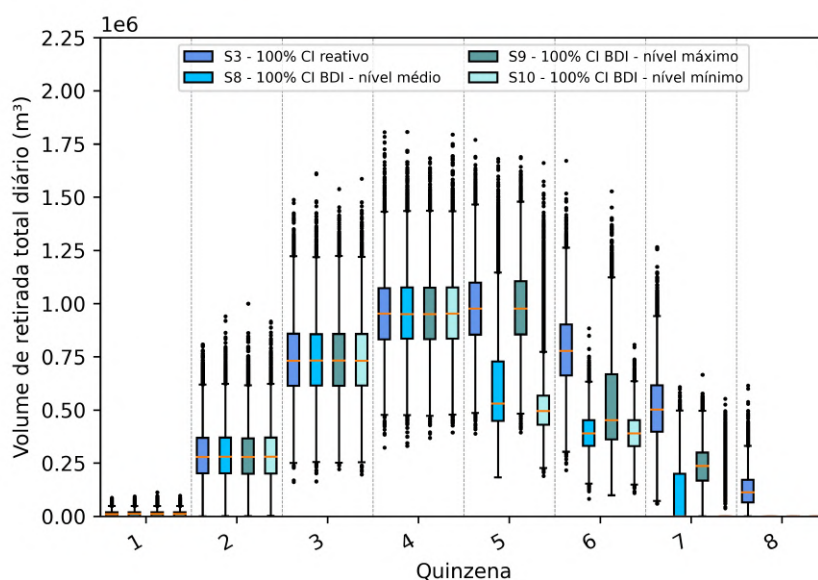


Figura 6.15: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários de outorga coletiva em que há adesão total dos irrigantes ao perfil Cooperativo-Indeterminado (CI) (S3, S8, S9, S10).

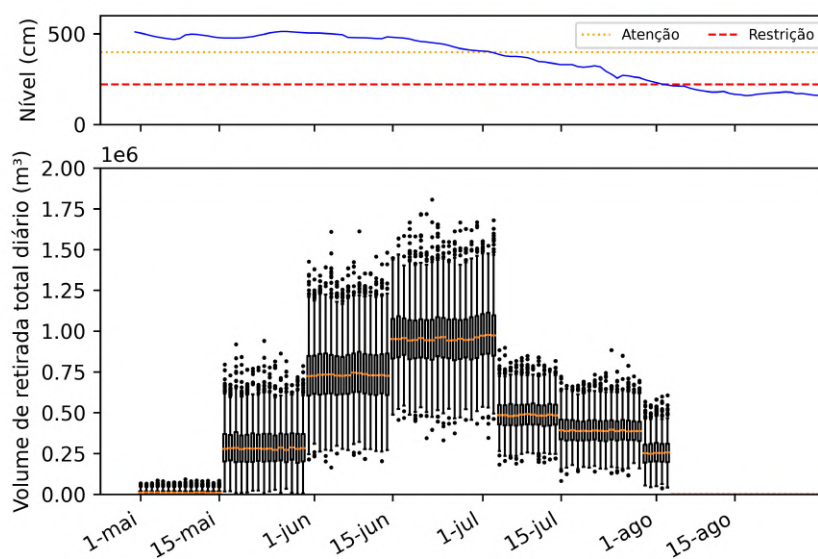


Figura 6.16: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Indeterminado (CI) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica média (cenário S8). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.

Além disso, observa-se que o pico de retirada ocorre na 4ª quinzena para todas as 3 condições hídricas simuladas. Esses picos estão associados ao período natural de maior consumo identificado para os agentes CI, correspondente à 4ª quinzena (vide cenário S3 na Figura 6.8), que ocorre durante toda a quinzena em tais cenários.

O cenário de maior disponibilidade hídrica (S9) apresenta uma extensão maior do número de dias de alto consumo, em faixas de $0,5$ a $1,5 \times 10^6 \text{ m}^3$, ocorrendo praticamente durante um mês (15/junho a 15/julho) até que a regra de redução seja obedecida.

Já o cenário de menor disponibilidade hídrica (S10) apresenta o mesmo pico durante um período menor que corresponde à quinzena 4 somente, a partir da qual a regra amarela passa a ser obedecida, dado que ambos os critérios de data e nível são atingidos em 01/07. A mesma justificativa pode ser dada quanto à obediência à regra vermelha, dado que o critério de nível já havia sido atendido, restando somente a data para que a regra fosse obedecida.

Assim, pode-se considerar que cenários de outorga coletiva com adesão ao perfil CI levam a um comportamento coletivo em que há mais sensibilidade à percepção de menor disponibilidade hídrica, pois os agentes tendem a reduzir o seu consumo mediante condições mais

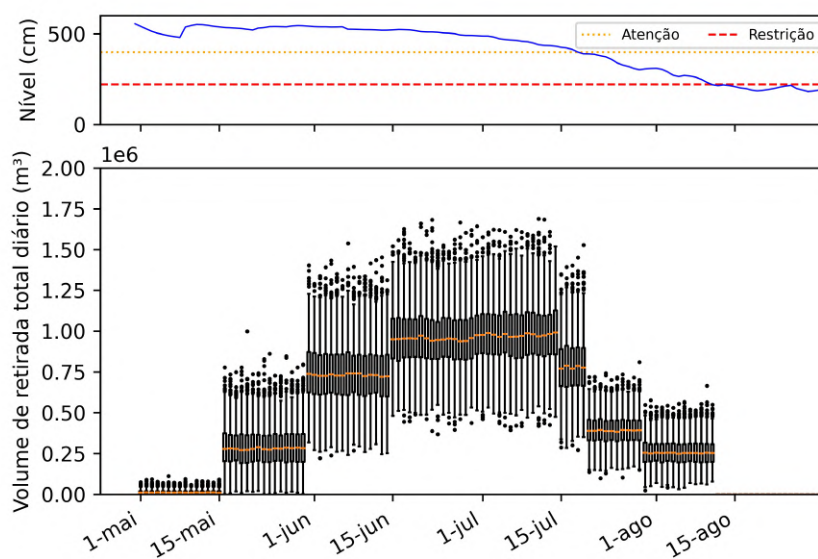


Figura 6.17: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Indeterminado (CI) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica máxima (cenário S9). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.

secas, dado que os critérios de nível ocorrem antes dos de data, e, portanto, o agente obedece à regra assim que a data é atingida. Por outro lado, condições de maior disponibilidade hídrica levam a um período maior em que o agente não obedece à regra regulatória, aumentando assim a pressão exercida sobre o recurso hídrico devido à maior retirada de água.

6.3.3 Cenário S12 e S13: Agentes com comportamento BDI baseado nas regras do plano do biênio com influência da vizinhança nos grupos de demanda

De modo a avaliar uma etapa intermediária à outorga coletiva, foi considerado o efeito de vizinhança, ou pressão social, entre os agentes em cenários cuja configuração apresenta divergência de perfis. A implementação desse fator foi baseada na descrição de Akhbari e Grigg (2013), em que os autores descrevem que quando a maioria dos vizinhos de um agente pertencem a uma certa categoria, este possui maior probabilidade de mudar seu comportamento inicial para que ele se equipare com o de seus vizinhos.

Assim, o efeito de vizinhança foi introduzido através da avaliação da predominância de agen-

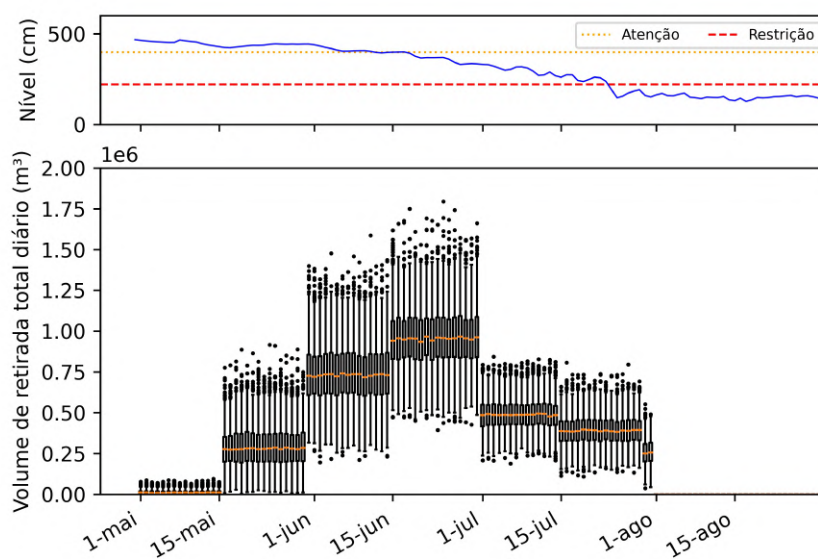


Figura 6.18: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições do cenário em que 100% dos irrigantes pertencem ao perfil Cooperativo-Indeterminado (CI) com arquitetura BDI em disponibilidade hídrica mínima (cenário S10). No gráfico superior, série de Nível (cm) utilizada como dado de entrada no MBA.

tes *Farmer* com perfil NC ou CP em cada grupo de demanda (D1, D2, D3) a qual foi considerada como influenciando o comportamento dos agentes CI, apenas. A influência foi definida como sendo a incorporação do próprio perfil predominante, e, por consequência, a matriz de probabilidade e os planos de ação do BDI correspondentes.

Dado que a configuração base apresenta sempre maioria de agentes no perfil NC em todos os três grupos de demanda (D1, D2 e D3), foram criados cenários em que se intercambiava os agentes NC e CP nos grupos de demanda, gerando novas configurações.

A Tabela 6.4 apresenta a distribuição base dos perfis de acordo com o grupo de demanda para as configurações base e trocadas.

Tabela 6.4: Distribuição dos agentes por perfil de acordo com o grupo de demanda para os diferentes cenários de simulação para avaliação do efeito de vizinhança.

Grupo de demanda	Agentes por perfil											
	Base (S12)			Permutados (S13)			Permutados em D1 (S14)			Permutados em D2 (S15)		
	CP	CI	NC	CP	CI	NC	CP	CI	NC	CP	CI	NC
D1	2	5	6	6	5	2	6	5	2	2	5	6
D2	2	2	6	6	2	2	2	2	6	6	2	2
D3			1	1					1			1
Total	4	7	13	13	7	4	8	7	9	8	7	9
Total após influência	4		20	20		4	13		11	10		14

A Figura 6.19 apresenta os resultados dos cenários de efeito de vizinhança, que foram executados seguindo a disponibilidade hídrica média.

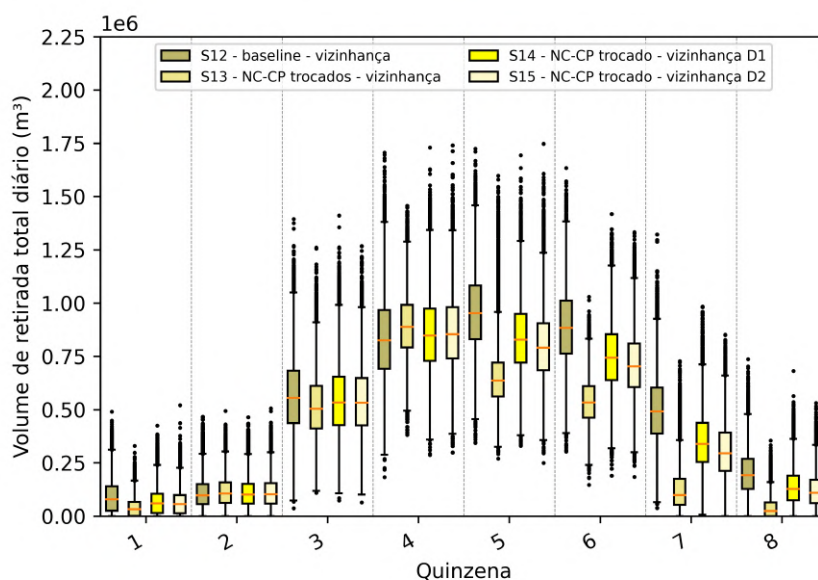


Figura 6.19: Resultado de retirada total das bombas ($\times 10^6 \text{ m}^3$) durante o período de seca a partir da simulação de 1000 repetições dos cenários de efeito de vizinhança sob disponibilidade hídrica média (S12-S15). Nesses cenários, ocorrem as seguintes dominâncias de perfis: Em S12, NC > CP em todos os três grupos de demanda; em S13, CP > NC em todos os três grupos de demanda; em S14, CP > NC em todos apenas em D1; em S15, CP > NC apenas em D2.

Observa-se que o cenário S12 se assemelha bastante ao cenário base S4, uma vez que, sendo NC a maior parte dos perfis nos grupos de demanda, então as demandas dos agentes de perfil CI assumem o perfil de NC. Assim, tende-se a retiradas de valores maiores quando comparado com os outros cenários de vizinhança.

Por outro lado, intercambiando-se CP e NC, além de resultar em uma maior quantidade de agentes de perfil CP, a influência de CP ao longo dos grupos de demanda se torna predominante, contribuindo para valores de retirada que variam em ordens de grandeza menores.

Os cenários em que se trocam os agentes NC e CP entre si em apenas um grupo de demanda (S14 e S15) são bastante semelhantes entre si. Esse fato pode ser devido ao número total de agentes em cada perfil (NC e CP) ser próximo, ocorrendo uma espécie de equilíbrio entre as influências que acontecem nos dois grupos de demanda.

Por outro lado, a influência positiva quanto a valores menores de retirada de água se torna mais evidenciada quando há mais agentes CP em todos três os grupos de demanda (S13), e, sobretudo, a partir da 5ª quinzena, quando as demandas são sempre menores comparadas aos outros cenários.

Esses resultados salientam a importância de iniciativas que fortaleçam a colaboração entre os usuários em todos os grupos de demanda.

6.4 INTEGRAÇÃO ENTRE O MODELO BASEADO EM AGENTES E O MODELO HIDROLÓGICO (MBA + WEAP)

A integração entre o MBA e o Modelo Hidrológico foi executada para quatro cenários: dois cenários extremos de outorga coletiva, com total aderência ao perfil CP (S7) e NC (S11), e dois cenários que simulam o efeito de vizinhança em toda a bacia, considerando as configurações base (S12) e permutada (S13). Conforme explicitado na Tabela 5.5, os cenários de outorga coletiva foram realizados considerando a condição de disponibilidade hídrica mínima, ao passo que os cenários de efeito de vizinhança foram executados com a condição média de disponibilidade.

A seção subsequente 6.4.1 apresenta os resultados e análises geradas para os cenários de integração. Por fim, apresenta-se na seção 6.4.2 uma proposta de integração bidirecional entre os modelos.

O decreto nº 2.432/2005 da Naturatins (Tocantins, 2005) em seus artigos 6º e 7º define o limite para a apropriação da água, estabelecendo que o somatório das vazões a serem outorgadas não devem exceder 75% da vazão de referência do manancial, representada pela Q_{90} (com permanência de 90% no tempo). Assim, a parcela restante de 25% da Q_{90} pode ser adotada como um referencial mínimo de vazão remanescente para usos insignificantes e para

demandas ecológicas. Entretanto, o Naturatins utiliza um valor de fixo para cada ano, sem considerar a sazonalidade de períodos de maior ou menor disponibilidade hídrica (Araújo, 2017).

Assim, foi adotado o valor de vazão de referência durante o período de seca, correspondente a 1,245 m³/s para a Q₉₀, com base no valor utilizado por Volken *et al.* (2022).

6.4.1 Cenários de integração: S7, S11, S12 e S13

A Figura 6.20 apresenta as séries de dados de entrada ao sistema WEAP para cada cenário (S7, S11, S12 e S13) por grupo de demanda (D1, D2, D3). A simulação hidrológica compreendeu o período entre 01/07/2018 e 30/06/2021.

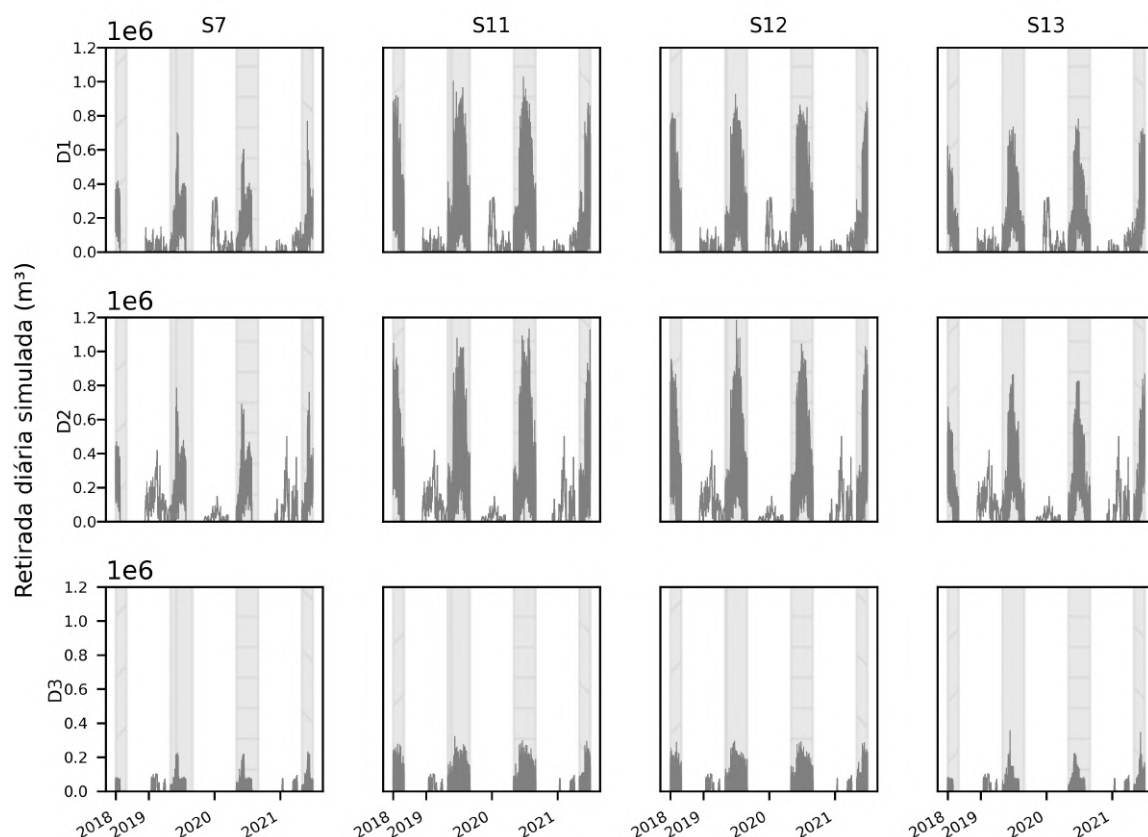


Figura 6.20: Séries de dados de entrada de demanda diária ($\times 10^6 \text{m}^3$) ao sistema WEAP para cada cenário (S7, S11, S12 e S13) por grupo de demanda (D1, D2, D3). A área hachurada representa os períodos de cultivo durante a estação seca a cada ano.

A Figura 6.21 apresenta os resultados de vazão simulada diária para cada cenário. A escala do eixo vertical foi alterada para uma escala logarítmica na base 10 (mono-log), de modo a

viabilizar uma melhor visualização das diferenças entre os cenários.

Os resultados apresentados na Figura 6.21 demonstram que a variabilidade entre os cenários ocorre apenas durante os períodos de cultivo na seca a cada ano (área hachurada) em decorrência do modelo comportamental (MBA) simular a demanda apenas durante esse período. Desse modo, a demanda ao longo do período de chuva não se altera entre os cenários de integração.

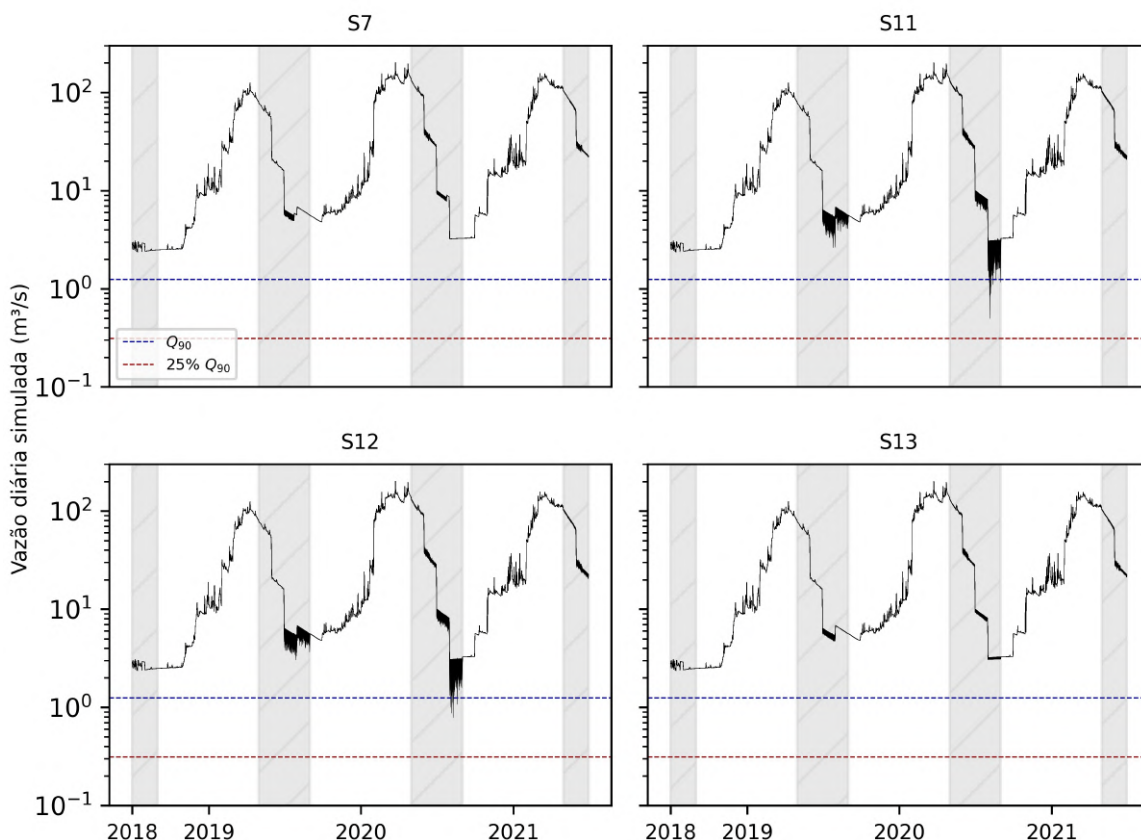


Figura 6.21: Resultado de vazão simulada diária na foz do rio Urubu (m^3/s) a partir da simulação de 100 repetições dos cenário de integração (S7, S11, S12 e S13).

Observa-se que há maior variabilidade para os cenários que consideram maior incidência de irrigantes com comportamento Não-Cooperativo (S11 e S12), sobretudo para os dois anos com períodos completos de seca analisados (2019 e 2021). Nesses períodos, para as 100 simulações executadas, os valores de vazão oscilam entre valores mais baixos do que aqueles obtidos para os cenários de maior cooperatividade entre os agentes (S7 e S13), atingindo valores muito próximos ou até mesmo menores do que a vazão mínima de referência estabelecida (Q_{90}).

Os resultados de vazão observados na Figura 6.21 são comparáveis com a ordem de grandeza

das vazões simuladas por Volken *et al.* (2022), em que os autores introduziram o aspecto cooperativo dos usuários a partir de reduções percentuais da demanda em relação a um valor referencial considerando diferentes proporções de adesão. Os autores concluem que considerando adesão total a um acordo de redução, seria necessária diminuir em 35% os padrões de demanda, ao passo que em um cenário de 70% de adesão, seria necessário um percentual ainda maior, de 45%.

De modo a detalhar a análise comparativa entre os cenários em termos relativos, foi computada a relação de proporcionalidade entre os resultados diários de cada repetição em sequência de conjuntos de cenários não-cooperativo e cooperativo, nesta ordem; isto é, entre S11 e S7, e entre S12 e S13. Nesse sentido, os resultados numéricos podem ser interpretados da seguinte forma:

- Proporção < 1: Vazão simulada pelo cenário não-cooperativo menor do que pelo cenário cooperativo.
- Proporção > 1: Vazão simulada pelo cenário não-cooperativo maior do que pelo cenário cooperativo.
- Proporção = 1: Vazão simulada pelo cenário não-cooperativo igual à do cenário cooperativo.

Os resultados para essas análises estão apresentados nas Figuras 6.22 a 6.23 e resumidos na Tabela 6.5.

Nota-se que no primeiro período de seca analisado (2018) os cenários não apresentam variação nos resultados de vazão. Isto pode ter ocorrido em função do tempo de resposta de geração de escoamento superficial, o qual origina-se pelos escoamento direto e de base, não ser imediato. Já nos períodos seguintes (2019 em diante), dada a passagem temporal e das estações chuvosas, possibilitam-se processos hidrológicos mais longos (subterrâneos) e que dependem de entradas de água como precipitação. Assim, é possível observar a variação entre as vazões simuladas de acordo com as repetições de cada cenário.

Os resultados mostrados na Figura 6.22 demonstram que durante o período de seca ($n = 36900$) predomina-se (50%) a proporção de vazões simuladas menores para os cenários não-cooperativos em comparação com os cenários cooperativos, em uma faixa de redução de até 85%.

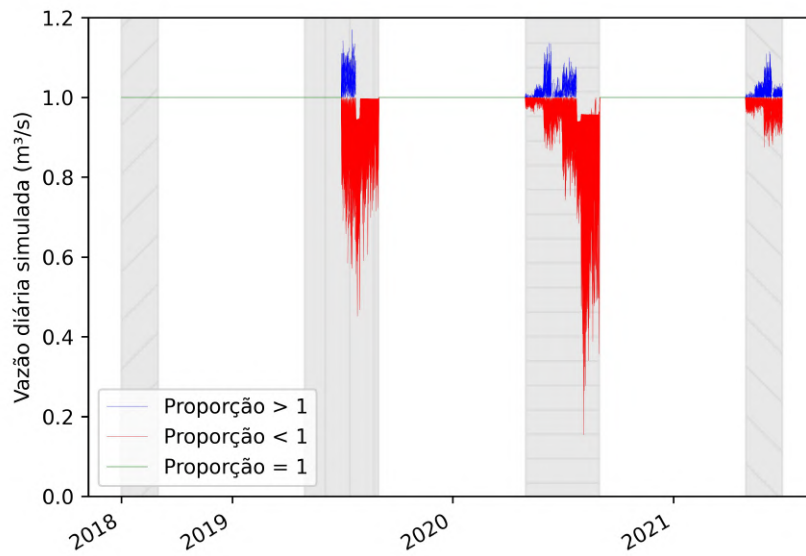


Figura 6.22: Resultado da proporção entre as vazões (m^3/s) na foz do rio Urubu diárias simuladas do cenário não cooperativo de outorga coletiva (S11) em comparação ao cenário cooperativo de outorga coletiva (S7).

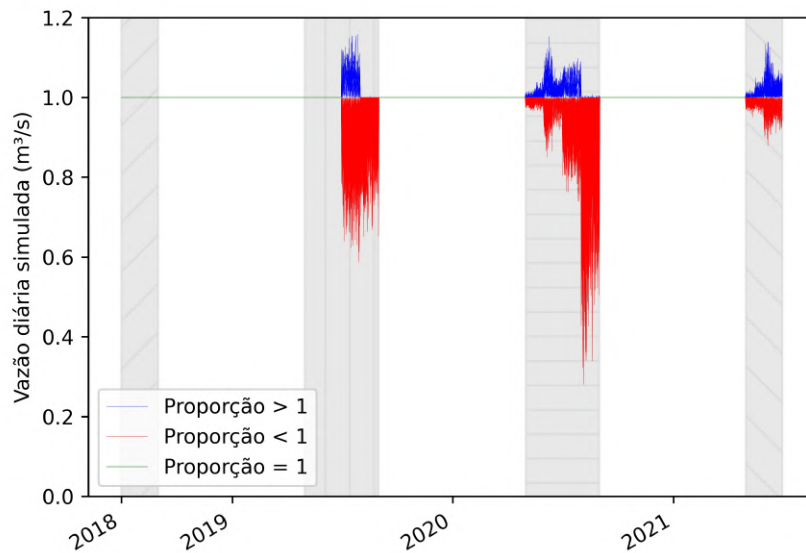


Figura 6.23: Resultado da proporção entre as vazões (m^3/s) na foz do rio Urubu diárias simuladas do cenário não cooperativo de outorga coletiva intermediária (S12) em comparação ao cenário cooperativo de outorga coletiva intermediária (S13).

Tabela 6.5: Proporções entre as vazões simuladas diárias dos cenários de integração durante os períodos de estação seca (n = 36900).

Proporção entre vazões simuladas	<1	= 1	>1
S11/S7	50%	33%	17%
S12/S13	43%	34%	23%

De forma similar, para a comparação entre os cenários de integração S12 e S13 (Figura 6.23), isto é, entre os extremos cooperativo e não-cooperativo de outorga coletiva, as vazões do cenário não cooperativo foram inferiores à do cooperativo na maior parte das simulações (43%), com reduções de até 75%.

Destaca-se que a razão menor entre vazões simuladas de cenários não-cooperativos e cooperativos ocorre sobretudo durante o último quarto da estação seca, como pode ser visto nas porções mais à direita das áreas hachuradas dos anos de 2019 e 2020 nas Figuras 6.22 e 6.23. Isto pode ter ocorrido em função da ausência de irrigação exercida pelos agentes irrigantes em sua totalidade e em sua maioria, respectivamente, para os cenários S7 e S13. Nesse caso, as vazões disponíveis simuladas são sempre maiores quando comparadas às dos cenários em que os irrigantes que não obedecem à regra de interrupção, como é o caso da totalidade e da maioria deles, respectivamente, em S11 e S12.

Por outro lado, os resultados de vazões iguais ou mesmo maiores de cenários não-cooperativos (S11 e S12) comparados com os mais cooperativos (S7 e S13) podem ter relação com o fato de terem sido colhidas amostras em que a demanda está em uma faixa coincidente ou em que se sobressai um cenário em relação a outro, como pode ser visto na Figura 6.20.

De fato, os padrões de demanda gerados para cada perfil de agente são valores gerados a partir de uma abordagem estocástica em que, dada uma série de repetições de um mesmo cenário, provavelmente não haverá sempre uma dominância completa dos valores de retirada de alguns perfis em relação a outros. A exceção, contudo, ocorre no fim do período de cultivo da estação seca, em Julho e Agosto, quando as regras de redução e interrupção de retirada são acionadas, e os agentes cooperativos obedecem-nas. Nesses período, os cenários cooperativos sempre resultarão em vazões maiores em comparação aos cenários não-cooperativos, como pode ser observado ao fim de cada estação seca na Figura 6.20.

Em relação à aproximação das vazões simuladas à Q_{90} , destaca-se que em alguns cenários não-cooperativos (S11 e S13) foram detectadas ocorrências abaixo de tal vazão de referência. Diante disso, deve-se destacar a possibilidade de que trechos do rio Urubu anteriores atinjam valores aquém da vazão de referência. Sobretudo o ponto imediatamente após o nó

de demanda D2 pode ser um ponto vulnerável em relação à disponibilidade hídrica, dada a ausência de contribuição da vazão afluyente do rio Dueré, assim como apontado por Volken *et al.* (2022).

Nesse sentido, a obediência das regras de uso estabelecidas é essencial para a garantia de vazões disponíveis mais seguras na totalidade do curso d'água, como pode ser observado no cenário S7, em que os usuários comprometem-se coletivamente a se comportar de forma colaborativa. Mesmo em situações intermediárias de outorga coletiva em que 54% dos usuários na bacia comportam-se de forma cooperativa (Tabela 6.4) (S13), foram obtidos em sua maioria vazões simuladas proporcionalmente mais altas.

Assim, evidencia-se que nos cenários em que se preza a tomada de decisão individual, isto é, em que somente uma parcela dos usuários compromete-se a um acordo, podem ser desfavoráveis tanto do ponto de vista hidrológico, com redução da vazão disponível, quanto social, dado o comprometimento da equidade entre os usuários. Em contraponto a isso, cenários de decisão coletiva em que os usuários aderissem a um perfil cooperativo podem levar a uma distribuição mais justa dos custos e benefícios de cooperação entre os usuários.

Logo, compreende-se que a manutenção de vazões está estritamente relacionada à ampliação da incidência de comportamentos mais cooperativos entre os irrigantes no que se refere ao cumprimento das regras de uso estabelecidas pelo Plano do Biênio. Tal ampliação pode ser explorada através da mudança de perfil do agente regulador, com introdução de medidas educativas, incentivos monetários e introdução de novos instrumentos regulatórios, incluindo a fiscalização de usuários inconformes e aplicação de penalidades.

Ademais, a colaboração dos irrigantes no que se refere à transmissão de dados é também fundamental para a parametrização de modelos (comportamentais e hidrológicos) mais representativos.

6.4.2 Proposta de modelo completamente acoplado (bidirecional)

As Figuras 6.4.2 e 6.25 apresentam duas propostas de adaptação da estrutura de integração apresentada no presente trabalho considerando uma abordagem bidirecional entre os sistemas hídrico (Modelagem Hidrológico) e humano (Modelagem Comportamental).

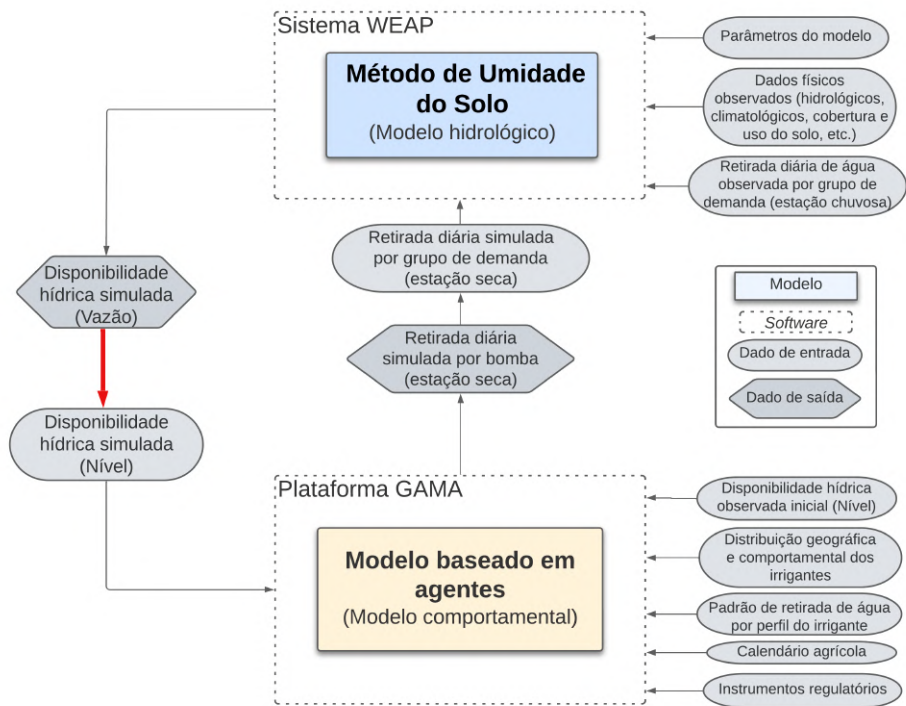


Figura 6.24: Esquema do modelo socio-hidrológico envolvendo a integração externa da modelagem hidrológica e modelo baseado em agentes de forma completamente acoplada (bidirecional).

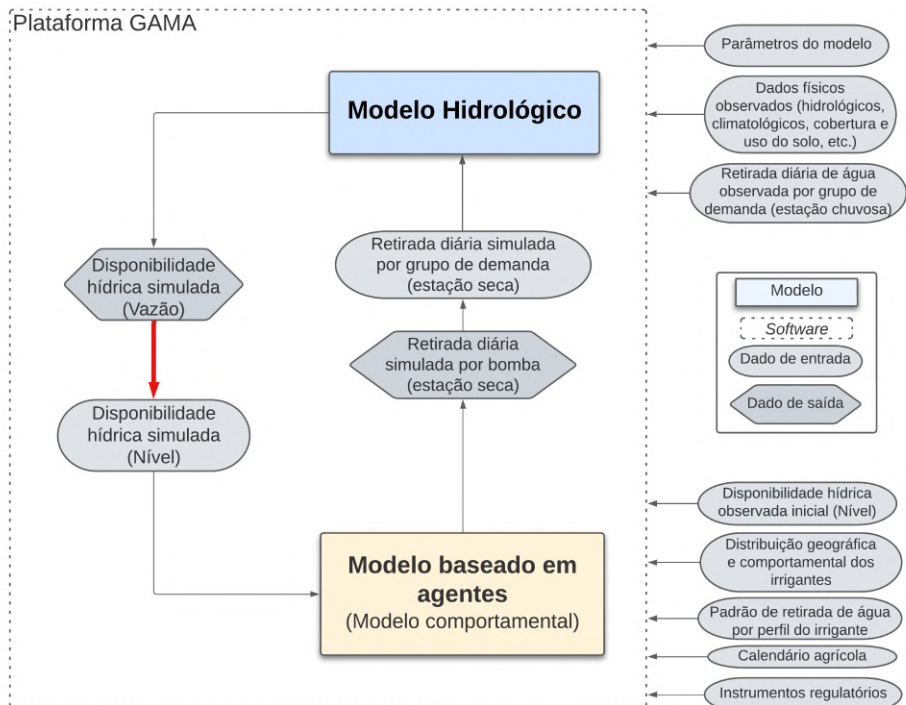


Figura 6.25: Esquema do modelo socio-hidrológico envolvendo a integração da modelagem hidrológica internamente à plataforma GAMA.

Para ambos os casos apresentados nas Figuras 6.4.2 e 6.25, a integração completa consistiria

na conexão entre o dado de saída do Modelo Hidrológico e o dado de entrada ao Modelo Comportamental, apresentada pela seta destacada em vermelho. Tal conexão poderia ser realizada por meio de um artifício hidrológico que relacionasse a vazão disponível no rio ao nível observado na estação de referência, de modo que os agentes pudessem observar a variação do nível e, por conseguinte, tivessem condições de avaliar a ativação (ou não) das regras do plano do biênio a cada dia, atualizando assim a sua base de crenças.

A integração completa de forma interna ao GAMA (6.25) poderia ser realizada através da utilização de um modelo hidrológico programado diretamente nas linhas de código da plataforma. Nesse caso, modelos mais simples, com poucos parâmetros e de fácil calibração poderiam ser utilizados.

Todavia, destaca-se que o acoplamento completo está além do escopo do presente trabalho, o qual concentrou-se na concepção e implementação de um modelo comportamental e no exercício de avaliação da variação de disponibilidade hídrica a partir da integração dos resultados de tal modelo a um modelo hidrológico externo.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com o desenvolvimento da pesquisa foi possível caracterizar a demanda hídrica através da análise dos dados coletados no sistema GAN. Realizou-se a classificação do comportamento cooperativo dos agentes modelados por meio de uma metodologia baseada em dados qualitativos e quantitativos. Tais perfis de cooperação foram validados a partir da identificação de padrões de consumo compatíveis com os mesmos. A partir dessa análise, constatou-se que a maior parte dos irrigantes comporta-se de acordo com um perfil não-cooperativo quanto à transmissão de dados ao sistema GAN.

A caracterização da demanda hídrica foi fundamental para a parametrização do comportamento dos atores envolvidos, representado por um Modelo Baseado em Agentes (MBA). O MBA desenvolvido incorpora a imprevisibilidade e incerteza comportamental dos agentes humanos através de uma abordagem probabilística dos valores de retirada atrelados a cada perfil comportamental, utilizando-se 1000 repetições na execução de cada cenário.

A integração do MBA a um modelo hidrológico calibrado na plataforma WEAP possibilitou a análise do impacto de estratégias coletivas de alocação de água na disponibilidade hídrica. Nessa análise, mecanismos de outorga coletiva foram representados através da aderência total a perfis de cooperação. Nesse contexto, cenários com maior incidência de agentes não-cooperativos quanto à obediência das regras de uso resultam em vazões que mais se aproximam à vazão de referência (Q_{90}), o que pode ser indicativo de comprometimento da segurança hídrica da região, sobretudo em trechos anteriores ao simulado. Em contraponto, os cenários que envolvem decisões coletivas cooperativas indicam maior disponibilidade hídrica simulada.

Assim, a modelagem comportamental dos agentes ressaltou a importância da cooperatividade prática dos usuários mediante o cumprimento de forma coletiva das regras de uso (atenção e restrição) para manutenção de vazões disponíveis em uma margem de segurança acima das vazões ambientais consideradas.

Nesse sentido, o modelo resultante pode ser usado como uma ferramenta por formuladores de políticas e os próprios usuários de água para avaliar o efeito da cooperação na demanda e

disponibilidade de água resultante na bacia.

Além disso, o presente trabalho resultou em uma proposta de modelagem socio-hidrológica reprodutível a outras realidades, com metodologia que pode ser replicada a outras bacias, e suas respectivas regras de uso (implementadas ou não), assim como é possível a utilização de outros modelos hidrológicos para a integração.

Como recomendações para trabalhos futuros, citam-se:

- Ampliação da abordagem de modelagem utilizada para toda a bacia do rio Formoso.
- Implementação de oficinas com os atores envolvidos para refinamento da parametrização do modelo comportamental.
- Abordagem investigativa de cenários que avaliem os níveis mínimos de cooperação entre usuários para a manutenção de vazões ambientais em pontos críticos do corpo hídrico.
- Implementação de novos perfis do agente Regulador, incluindo novos instrumentos regulatórios, a saber, fiscalização e penalização.
- Investigação sócio-hidrológica histórica para avaliação das dinâmicas entre os sistemas hídrico e humano relacionados a períodos passados de crise hídrica na bacia do rio Formoso.
- Implementação da integração completa (bi-direcional) entre a modelagem baseada em agentes e hidrológica.
- Utilização de abordagens prospectivas que considerem situações extremas de vazão, precipitação e temperatura, e suas implicações nas tomadas de decisão dos agentes envolvidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adam, C., Gaudou, B. (2016). BDI agents in social simulations: A survey. In *Knowledge Engineering Review* (Vol. 31, Número 3, p. 207–238). Cambridge University Press. doi: 10.1017/S0269888916000096

ADAPEC/Tocantins (2022). Instrução Normativa ADAPEC nº 5 de 26/04/2022. Dispõe sobre o Programa Estadual de Controle da Ferrugem Asiática da Soja e institui as medidas e ações de profilaxia e controle da praga "Ferrugem Asiática da soja".

Akhbari, M., e Grigg, N. S. (2013). A Framework for an Agent-Based Model to Manage Water Resources Conflicts. *Water Resources Management*, 27(11), 4039–4052. doi: 10.1007/s11269-013-0394-0

Akhbari, M., e Grigg, N. S. (2015). Managing water resources conflicts: Modelling behavior in a decision tool. *Water Resources Management*, 29(14), 5201–5216. doi: 10.1007/s11269-015-1113-9

Alves, K. C. C. de L. F., Ribeiro Viola, M., De Souza, P. A., Giongo, M., e De Mello, C. R. (2015). Avaliação temporal dos conflitos de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Formoso, Tocantins. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 35(83), 271. doi: 10.4336/2015.pfb.35.83.820

Alves, K. C. C. de L. F., Viola, M. R., Mello, C. R. de, Giongo, M., e Santos, A. F. dos. (2016). Monthly and annual precipitation and maximum daily precipitation distribution at the Formoso river basin, Tocantins. *Ambiência*, 12(1). doi: 10.5935/ambiencia.2016.01.03

Amirkhani, M., Zarei, H., Radmanesh, F., & Pande, S. (2022). An operational sociohydrological model to understand the feedbacks between community sensitivity and environmental flows for an endorheic lake basin, lake Bakhtegan, Iran. *Journal of Hydrology*, 605(September 2020), 127375. doi: 10.1016/j.jhydrol.2021.127375

ANA (2004). Resolução nº 707, de 21 de dezembro de 2004.

ANA (2011). Caderno de Capacitação em Recursos Hídricos - Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos. Brasília. p.1-52.

- ANA (2014). Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos. Agência Nacional de Águas – ANA, Brasília
- ANA. (2019). Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos / Agência Nacional de Águas.- Brasília 76p.
- ANA (2021). Atlas Irrigação: Uso da água na agricultura irrigada (2^o ed).
- Anbari, M. J., Zarghami, M., e Nadiri, A. A. (2021). An uncertain agent-based model for socio-ecological simulation of groundwater use in irrigation: A case study of Lake Urmia Basin, Iran. *Agricultural Water Management*, 249. doi: 10.1016/j.agwat.2021.106796
- Araújo, L. C. S. (2017). Balanço Hídrico entre a disponibilidade hídrica e a demanda outorgada na bacia hidrográfica do rio Formoso. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) -Universidade Federal do Tocantins, Palmas
- Bellifemine, F. ; Caire, G. ; Poggi, A. ; Rimassa, G. (2003). JADE: A white Paper. EXP in search of innovation, 3(3), 6–19.
- Berger, T. (2001). Agent-based spatial models applied to agriculture: A simulation tool for technology diffusion, resource use changes and policy analysis. *Agricultural Economics*, 25(2–3), 245–260. doi: 10.1016/S0169-5150(01)00082-2
- Berglund, E. Z. (2015). Using agent-based modeling for water resources planning and management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(11), 1–17. doi: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000544
- Beskow, S.; Timm, L. C.; Tavares, V. E. Q.; Caldeira, T. L.; Aquino, L. S. (2016). Potential of the LASH model for water resources management in data-scarce basins: a case study of the Fragata River basin, southern Brazil. *Hydrological Sciences Journal*, v.61, n.14,p.2567–2578.
- Beven, K. (2012). Rainfall-Runoff Modelling. In *Rainfall-Runoff Modelling*. doi: 10.1002/9781119951001
- Blair, P., & Buytaert, W. (2016). Socio-hydrological modelling: A review asking “why, what and how?” *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(1), 443–478. doi: 10.5194/hess-20-443-2016

- Braga, B.; Barbosa, P. S. F. e Nakayama, P. T. Sistemas de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 3(3), 73-95.
- Brasil. (1997). Política Nacional de Recursos Hídricos (p. 1–13).
- Bratman, M. E. (1987). *Intention, Plans, and Practical Reason*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Bresciani, Paolo; Perini, Anna; Giorgini, Paolo; Giunchiglia, F. (2004). Tropos: An Agent-Oriented Software Development Methodology. *Autonomous Agents and Multi-Agent Systems*, 8(3), 203–236. doi: 10.1023/B:AGNT.0000018806.20944.ef ·
- Cai, J., e Xiong, H. (2017). An agent - based simulation of cooperation in the use of irrigation systems. *Complex Adaptive Systems Modeling*. doi: 10.1186/s40294-017-0047-x
- Caldeira, T. L., Mello, C. R., Beskow, S., Timm, L. C., & Viola, M. R. (2019). LASH hydrological model: An analysis focused on spatial discretization. *Catena*, 173(October 2018), 183–193. doi: 10.1016/j.catena.2018.10.009
- Carraro, C., Marchiori, C., e Sgobbi, A. (2006). Applications of Negotiation Theory to Water Issues. *SSRN Electronic Journal*. doi: 10.2139/ssrn.722362
- Collischonn, B. (2014). Sistema de apoio à decisão para outorga de direito de uso de recursos hídricos. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 177p.
- Cordeiro, M. G. S. (2018). Proposta modelo de capacitação para os produtores rurais na bacia hidrográfica do rio Formoso no estado Tocantins por meio da educação para gestão dos recursos hídricos. Trabalho de Conclusão de Curso. Pós-Graduação e inovação – PRPI/EAD do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE.
- Dinar, A., Rosegrant, M. W., e Meinzen-Dick, R. (1997). *Water Allocation Mechanisms: Principles and Examples*. The World Bank. doi: 10.1596/1813-9450-1779
- Farias, G., Leitzke, B., Born, M., Aguiar, M., e Adamatti, D. (2020). Water Resources Analysis: An Approach based on Agent-Based Modeling. *Revista de Informática Teórica e Aplicada*, 27(2), 81–95. doi: 10.22456/2175-2745.94319
- Filho, F.; Porto, R. L. L. (2003) Aprimoramento do Processo de Alocação Água de Curto Prazo no Ceará através da utilização da informação climática.

- Filho, F.; Porto, R. L. L. (2008). Alocação Administrativa de Água: Modelagem Matemática do Comportamento do Usuário Caroneiro e da Agência Auto-Interessada em Jogos Estratégicos. *RBRH* (Vol. 13, Número 2).
- Filho, G. M.; Maciel, G. F.; Dias, R. R.; Filho, L. N. L.; Rezende, C. S. A.; Figueroa, F. E. V.; Oliveira, L. M. (2013). Avaliação de Características Morfométricas da Bacia Hidrográfica do Rio Formoso - TO. *Revista de Ciências Ambientais*, Canoas, v. 7, julho. ISSN 1.
- GAN (2022). Sistema GAN – Gestão de Alto Nível. Disponível em: <https://gan.iacuft.org.br/monitoramento-mapa/disponibilidade-hidrica>. Acesso em 31 de Agosto de 2022.
- Giuliani, M., Castelletti, A., Amigoni, F., e Cai, X. (2015). Multiagent systems and distributed constraint reasoning for regulatory mechanism design in water management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(4), 1–12. doi: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000463
- Governo do Tocantins (2016). Disponível em: <http://g1.globo.com/to/tocantins/noticia/2016/08/mp-pede-suspensao-da-retirada-de-agua-dos-rios-formoso-e-urubu.html> Acesso em 14 de julho de 2021.
- Hardin. G. (1968).
The tragedy of the commons. *Science*, New Series, vol. 162, nº 3859, 1243-1248.
- HIDROWEB <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/>
- Huber, L., Bahro, N., Leitinger, G., Tappeiner, U., e Strasser, U. (2019). Agent-based modelling of a coupled water demand and supply system at the catchment scale. *Sustainability (Switzerland)*, 11(21). doi: 10.3390/su11216178
- IAC (2018). Gestão de Alto Nível: Plano do Biênio (2018-2019). Universidade Federal do Tocantins. Palmas. 24p
- IBGE (2022) Cidades e Estados do Brasil. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/> Acesso em 04 de março de 2023.
- INMET Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/> Acesso em 04 de março de 2023.
- Jacobi, P. R. (2010). Aprendizagem social, desenvolvimento de plataformas de múltiplos

atores e governança da água no Brasil. *INTERthesis*, 1, 69–95.

- Kaiser, K. E., Flores, A. N., e Hillis, V. (2020). Identifying emergent agent types and effective practices for portability , scalability , and intercomparison in water resource agent-based models. *Environmental Modelling and Software*, 127(July 2019), 104671. doi: 10.1016/j.envsoft.2020.104671
- Khan, H. F., Yang, Y. C. E., Xie, H., e Ringler, C. (2017). A coupled modeling framework for sustainable watershed management in transboundary river basins. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6275–6288.
- Kock, B. (2008). Agent-Based Models of Socio-Hydrological Systems for Exploring the Institutional Dynamics of Water Resources Conflict. *Environmental Engineering* (p. 192).
- Kravari, K. ; Bassiliades, N. (2015) A survey of agente platforms. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*. 18 (1) 11.
- Kumar, P.: Typology of hydrologic predictability, *Water Resour. Res.*, 47, W00H05, doi:10.1029/2010WR009769, 2011.
- Le Bars, M., Attonaty, J. M., e Pinson, S. (2002). *An Agent-based simulation for water sharing between different users*. January, 211. doi: 10.1145/544785.544792
- Le Page, C., Bousquet, F., Bakam, I., Bah, A., Baron, C. (2000). Cormas: A multiagent simulation toolkit to model natural and social dynamics at multiple scales. In: *Proceedings of Workshop "The ecology of scales"*, Wageningen (The Netherlands).
- Liang, X., Chen, H., Wang, Y., & Song, S. (2016). Design and application of a CA-BDI model to determine farmers' land-use behavior. *SpringerPlus*, 5(1). doi: 10.1186/s40064-016-3245-7
- Loucks, D. P.; Beek, E. (2017). Water resource systems planning and analysis. In *Advances in Water Resources* (Vol. 4, Número 3). doi: 10.1016/0309-1708(81)90046-4
- Macal, C. M. (2016). Everything you need to know about agent-based modelling and simulation. *Journal of Simulation*, 10(2), 144–156. doi: 10.1057/jos.2016.7
- Mao, F., Clark, J., Karpouzoglou, T., Dewulf, A., Buytaert, W., & Hannah, D. (2017). HESS opinions: A conceptual framework for assessing socio-hydrological resilience under

change. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(7), 3655– 3670

MapBiomas (2021) https://storage.googleapis.com/mapbiomas-public/brasil/collection-6/lclu/coverage/brasil_coverage_2021.tif

Mariano, D.; Alves, C.M. (2020). “The application of role-playing games and agent-based modelling to the collaborative water management in peri-urban communities”. *RBRH*. 25. DOI: 10.1590/2318-0331.252020190100.

Mishra, S. K. (2013). Modeling water quantity and quality in an agricultural watershed in the midwestern US using SWAT [University of Iowa]. doi: 10.17077/etd.4y7ioshx

NASA POWER <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>

Naturatins (2012) PORTARIA/NATURATINS n° 334, de 11 de julho de 2012.

OECD. (2015). Water resources governance in Brazil. doi: 10.1787/44b88a4f-en

Oel, P. R. Van, Krol, M. S., Hoekstra, A. Y., & Taddei, R. R. (2010). Feedback mechanisms between water availability and water use in a semi-arid river basin: A spatially explicit multi-agent simulation approach. *Environmental Modelling and Software*, 25(4), 433–443. doi: 10.1016/j.envsoft.2009.10.018

Oliveira, G., Porto, P., Alves, C., Ralha, C (2021). An Agent-Based Model for Simulating Irrigated Agriculture in the Samambaia Basin in Goiás. *Revista de Informática Teórica e Aplicada* (28) 107-123. doi: 10.22456/2175-2745.107041.

Pande, S., e Sivapalan, M. (2017). Progress in socio-hydrology: a meta-analysis of challenges and opportunities. *WIREs Water*, 4(4). doi: 10.1002/wat2.1193

Porto, A. J. M., Pavão, B. B; M. , e Nogueira, R. (2019). Regulação da água no Brasil: estratégias atuais, desafios e uma nova possibilidade regulatória. *Revista de Direito Econômico e Socioambiental*, 10(2), 297. doi: 10.7213/rev.dir.econ.soc.v10i2.23968

Pouladi, P., Afshar, A., Afshar, M. H., Molajou, A., e Farahmand, H. (2019). Agent-based socio-hydrological modeling for restoration of Urmia Lake: Application of theory of planned behavior. *Journal of Hydrology*, 576, 736–748. doi: 10.1016/j.jhydrol.2019.06.080

Railsback, Steven F.; Grimm, V. (2017). An Agent-Based and Individual-Based Modelling: A practical introduction. In *Journal of Chemical Information and Modeling* (Vol. 53,

Número 9). doi: 10.1017/CBO9781107415324.004

- Russell, S. J.; Norvig, P. (2010). *Artificial Intelligence: A Modern Approach*. 3. ed. Pearson, 2010.
- Silva, A. J. R. (2015). Sensoriamento remoto como subsídio para a gestão agrícola: estudo de caso do projeto de irrigação rio Formoso, Formoso do Araguaia - TO. Dissertação de Mestrado Profissional. Instituto Federal Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (IFG).
- Silva, E. P. (2020). Aplicação do modelo WEAP na bacia do rio Urubu - TO para avaliação da demanda e disponibilidade hídrica. Universidade de Brasília. Projeto Final do curso de Engenharia Ambiental. Universidade de Brasília.
- Silva, E. P. (2022). Relatório de aquisição e preparação dos dados de entrada para calibração e validação da bacia do rio Urubu no sistema WEAP.
- Silva, L. M. C.; Monteiro, R. A. (2004). Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos: uma das possíveis abordagens. *Gestão de Águas Doces*/Carlos José Saldanha Machado (Organizador). Capítulo V, p. 135-178. Rio de Janeiro: Interciência. 2004.
- Sivapalan, M., Savenije, H. H. G., e Blöschl, G. (2012). Socio-hydrology: A new science of people and water. *Hydrological Processes*, 26(8), 1270–1276. doi: 10.1002/hyp.8426
- Spolidorio, P. C. M. (2017). A Alocação Negociada de Água como Estratégia de Regulação Responsiva. *Revista de Direito Setorial e Regulatório*, 1(1), 183–198. doi:
- Spolidorio, P. C. M. (2017). A Alocação Negociada de Água como Estratégia de Regulação Responsiva. *Journal of Law and Regulation*, [S. l.], v. 3, n. 1, p. 183–198. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/rdsr/article/view/19202>. Acesso em: 10 jan. 2023.
- Taillandier, P., Gaudou, B., Grignard, A., Huynh, Q. N., Marilleau, N., Caillou, P., Philippon, D., e Drogoul, A. (2018). Building, composing and experimenting complex spatial models with the GAMA platform. *GeoInformatica*, 23(2), 299–322. doi: 10.1007/s10707-018-00339-6
- Taillandier, P., Grignard, A., Marilleau, N., Philippon, D., Huynh, Q. N., Gaudou, B., & Drogoul, A. (2019). Participatory modeling and simulation with the GAMA platform. *Jasss*, 22(2). doi: 10.18564/jasss.3964

- Therond, O., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Gaudou, B., Balestrat, M., Hong, Y., Louail, T., Nguyen, V. B., Panzoli, D., Sanchez-Perez, J. M., Sauvage, S., Taillandier, P., Vavasseur, M., e Mazzega, P. (2014). Integrated modelling of social-ecological systems: The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems. *Proceedings - 7th International Congress on Environmental Modelling and Software: Bold Visions for Environmental Modeling, iEMSs 2014, 4*, 1833–1840.
- Wagener, T., Weather, H. S, Gupta, H.V. (2004). Rainfall-runoff modelling in gauged and ungauged catchments. Londres: Imperial College Press.
- Tissue, S.; Wilensky, U. (2004). NetLogo: Design and implementation of a multi-agent modeling environment. In *Proceedings of the Agent 2004 Conference on Social Dynamics: Interaction, Reflexivity and Emergence*, Chicago, Illinois
- Tocantins (2002). Lei nº 1307, de 22 de março de 2002. Política Estadual de Recursos Hídricos. Palmas, TO, 22 mar. 2002. p. 1-18.
- Tocantins (2005) Decreto nº 2432, de 6 de junho de 2005. Regulamenta a outorga do direito de uso de recursos hídricos de que dispõe os artigos 8º, 9º e 10 da Lei 1.307, de 22 de março de 2002.
- Tocantins (2007). Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Formoso – PBH Rio Formoso, no Estado do Tocantins.
- Tocantins (2011). Secretaria do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins. Palmas, 2011. 206 p
- Tocantins. (2012). Deliberação CBH-RF nº 01. Lagoa da Confusão (TO).
- Tocantins (2019). Indicadores socioeconômicos do Tocantins. Secretaria da Fazenda e Planejamento (SEPLAN).
- Tocantins. (2016). Perfil Do Agronegócio Tocantinense. Recuperado de <https://central3.to.gov.br/arquivo/354694/>
- Troy, T. J., Konar, M., Srinivasan, V., & Thompson, S. (2015). Moving sociohydrology forward: A synthesis across studies. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(8), 3667–3679. doi: 10.5194/hess-19-3667-2015

- Vergara, F. E.; Reis, F. C.; Magalhães Filho, L. N. L.; Rezende, C. S. A. (2013). Proposta de vazão de referência Q90 para o rio Formoso na bacia do Araguaia. *Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal*, v. 10, n. 1 , p. 084-102, jan. / fev. 2013.
- Vergara, R. M. de O. (2021). Uso da terra, aptidão hídrica e expansão da atividade agrícola no sudoeste do Tocantins: identificação de cenários e fragilidades. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Tocantins.
- Volken, N. J. (2022). Modelagem hidrológica para análise de balanço hídrico e avaliação de cenários de gestão de demanda agrícola na bacia hidrográfica do Rio Urubu – TO. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-245/2022, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 173p.
- Volken, N. J.; Minoti, R. T.; Alves, C. M. A.; Vergara, F. E. (2022). Analyzing the impact of agricultural water-demand management on water availability in the Urubu River basin – Tocantins, Brazil. *Revista Ambiente e Água*, 17(4), 1–23. doi: doi:10.4136/ambi-agua.2847
- Wagener, T., Weather, H. S, Gupta, H. V. (2004). Rainfall-runoff modelling in gauged and ungauged catchments. Londres: Imperial College Press, 2004.
- WEAP (2022) User Guide. Disponível em: <https://www.weap21.org/WebHelp/index.html>
Acesso em 09/01/2023.
- Wooldridge, M. J. (2009). An introduction to multiagent systems (2^o ed). John Wiley e Sons.

APÊNDICES

Apêndice A - PROTOCOLO ODD

1. Visão geral (Overview)

1.1. Propósito (Purpose)

O modelo baseado em agentes possui como propósito investigar o efeito de estratégias coletivas de tomada de decisão mediante diferentes cenários de disponibilidade hídrica nos padrões de volume consumido de água para irrigação em agentes que respondem de forma heterogênea aos instrumentos regulatórios implementados na bacia.

O presente modelo teve como motivação a aplicação de uma metodologia de gestão de conflitos por uso de água na bacia hidrográfica do rio Formoso (BHF), localizada no estado do Tocantins. Assim, a representação do raciocínio dos agentes irrigantes ilustrados no presente modelo possui foco em uma modelagem comportamental.

O MBA proposto é parte de um *framework* baseado em uma abordagem sócio-hidrológica em que se integram os resultados gerados do MBA a um modelo hidrológico para avaliação do efeito de diferentes cenários avaliados na disponibilidade hídrica.

Os padrões utilizados para avaliar o propósito do modelo foram definidos como a variabilidade observada nos valores de consumo de água total de acordo com os diferentes cenários implementados.

1.2. Entidades, variáveis de estado e escalas

Foram executados cenários de agentes reflexivos e agentes BDI, com um arquivo para cada grupo de cenários. O arquivo do modelo de agentes BDI foi derivado do primeiro, com adição de algumas alterações e adições.

A estrutura de modelagem da plataforma GAMA baseia-se na criação de espécies. Assim, o MBA de estudo foi desenvolvido considerando-se quatro agentes:

Espécie Global

Corresponde ao ambiente modelado, incluindo dados georreferenciados (feições de rios, bombas, áreas de irrigação, sistema de canais de irrigação), tabelas de identificação de agentes, definição de cenários, e funções gerais de caráter global ao modelo.

Algumas variáveis dinâmicas intrínsecas à simulação são definidas:

- Ciclo de simulação (*cycle*): variável dinâmica do tipo inteiro. Representa o contador de ciclos de simulação.
- Número da simulação (*n_sim*): variável dinâmica do tipo inteiro. Representa o contador da simulação total, com todos os ciclos.
- Data atual (*current_date*): variável dinâmica do tipo data. Representa a data atual.

Duas variáveis dinâmicas do tipo booleana correspondem a critérios de data da regra de uso de água:

- Critério de data 1 (*aux_date_07*): verifica se a data atual (*current_date*) é igual ou maior à data da regra de atenção/amarela (*attention_date*). Caso seja, a variável é verdadeira; senão, é falsa.

- Critério de data 2 (*aux_date_08*): verifica se a data atual (*current_date*) é igual ou maior à data da regra de restrição/vermelha (*restriction_date*). Caso seja, a variável é verdadeira; senão, é falsa.

As variáveis *attention_date* e *restriction_date* são estáticas do tipo data e correspondem aos dias 01 de julho e 01 de Agosto, respectivamente.

Similarmente, uma variável dinâmica do tipo float correspondente ao nível de água atual (*current_level*) é definida. Utiliza-se uma matriz de três colunas, com elementos do tipo float, sendo cada coluna correspondente a uma disponibilidade hídrica (seca, média e úmida), e cada linha representando um passo de tempo do modelo (*level_series*). Assim, o cenário de disponibilidade hídrica varia de acordo com a coluna selecionada, uma variável estática do tipo inteira (*col_level*).

Tal variável de nível é utilizada para avaliar duas variáveis dinâmicas do tipo booleana que correspondem a critérios de data da regra de uso de água:

- Critério de nível 1 (*aux_level_yellow*): verifica se o nível atual (*current_level*) é igual ou maior ao nível da regra de atenção/amarela (*yellow_level*). Caso seja, a variável é verdadeira; senão, é falsa.
- Critério de nível 2 (*aux_level_red*): verifica se o nível atual (*current_level*) é igual ou maior ao nível da regra de restrição/vermelha (*red_level*). Caso seja, a variável é verdadeira; senão, é falsa

As variáveis *yellow_level* e *red_level* são estáticas do tipo float.

Todas as variáveis relacionadas às regras de uso foram baseadas em diretivas definidas pelo Plano do Biênio 2018-2019 (IAC, 2018).

Algumas variáveis estáticas são definidas para o cálculo da retirada de água, realizado pela espécie Pump:

- Limites de retirada (*limits_withdrawal*): variável do tipo matriz contendo elementos do tipo inteiro. As colunas 1 e 2 da matriz contém para cada linha um número inteiro, em ordem crescente.

Algumas variáveis são definidas com finalidade de caracterizar temporalmente o modelo:

- Contador quinzenal (*twoweeks_count*): variável dinâmica do tipo inteiro, que varia de 0 a 7 (8 quinzenas no total).
- Número de dias da simulação (*nb_days*): variável estática do tipo inteiro, corresponde ao número de dias da estação seca.
- Data inicial (*starting_date*): variável estática do tipo data, correspondente ao primeiro dia da estação seca.

Nos cenários BDI com efeito de vizinhança, são definidas na espécie Global uma lista de agentes Farmer para cada grupo de demanda (definido na espécie Pump e Farmer como *demand_g*):

- Lista de agentes Farmer em D1 (*mygroup1*): variável estática do tipo lista de agentes da espécie Farmer cujo atributo *demand_g* é igual a D1.
- Lista de agentes Farmer em D2 (*mygroup2*): variável estática do tipo lista de agentes da espécie Farmer cujo atributo *demand_g* é igual a D2.

- Lista de agentes Farmer em D3 (*mygroup3*): variável estática do tipo lista de agentes da espécie Farmer cujo atributo *demand_g* é igual a D3.

Por fim, define-se uma variável dinâmica do tipo lista com elementos do tipo float, que coleta o valor de retirada de água a cada passo de tempo para cada agente do tipo Pump (*all_pumps_daily_withdrawal*).

Pump

Agentes do tipo Pump correspondem às bombas de irrigação no ambiente modelado. Cada bomba é operada e possuída por um agente Farmer, o qual pode operar e possuir uma ou mais bombas (agente Pump).

Agentes Pump possuem como atributos:

- Identificação do agente (*p_id*): variável estática do tipo inteiro que identifica a bomba.
- Identificação do agente Farmer (*f_id*): variável estática do tipo inteiro para identificar o dono da bomba.
- Grupo de demanda (*demand_g*): variável estática do tipo string que representa o grupo de demanda ao qual a bomba pertence (D1, D2 ou D3). Definido com base em Volken *et al.* (2022).
- Perfil de cooperatividade (*f_profile*): variável estática do tipo string que representa o perfil comportamental do agente Farmer a quem pertence a bomba. Pode assumir os seguintes valores: NC (Não-Cooperativo), CP (Cooperativo-Proativo) ou CI (Cooperativo-Indeterminado).
- Matriz de probabilidade (*prob_matrix*): variável estática adimensional do tipo matriz de variáveis float que varia de acordo com o perfil do agente. Cada índice da matriz representa uma probabilidade de que a retirada diária do agente assuma um valor no intervalo.
- Lista de probabilidade (*p_list*): Lista de probabilidade extraída da matriz de probabilidade correspondente à quinzena corrente.
- Índice de intervalo (*interval_index*): variável dinâmica do tipo inteiro em que é escolhido o índice de *limits_withdrawal* a partir dos pesos em *p_list*.
- Limites inferior e superior do intervalo selecionado (*a* e *b*): variável dinâmica do tipo inteiro correspondentes ao valor da primeira e segunda coluna da variável global de *limits_withdrawal* na linha *interval_index* correspondente.
- Retirada diária de água (*daily_withdrawal*): variável dinâmica do tipo float, em unidade de metros cúbicos. Definida a partir da matriz de probabilidade do perfil, do limite de retirada e do contador quinzenal correspondente.

Farmer

Representam os agentes humanos irrigantes. São definidos diferentes tipos de agentes Farmer no modelo, representados por três perfis de cooperatividade.

Agentes da espécie Farmer possuem como atributos:

- Identificação do agente (*f_id*): variável estática do tipo inteiro que identifica o irrigante.

- Grupo de demanda (*demand_group*): variável estática do tipo string que representa o grupo de demanda ao qual o irrigante pertence (D1, D2 ou D3). Definido com base em Volken *et al.* (2022).
- lista de bombas possuídas (*owned_pumps*): variável estática do tipo lista de agentes da espécie Pump.
- Número de bombas possuídas (*nb_pumps*): variável estática do tipo inteiro. Representa o número de bombas possuídas.
- Perfil de cooperatividade (*profile*): variável estática do tipo string. Pode assumir os seguintes valores: NC (Não-Cooperativo), CP (Cooperativo-Proativo) ou CI (Cooperativo-Indeterminado).
- Retirada total diária por irrigante (*f_daily_withdrawal*): variável dinâmica do tipo float, em unidade de metros cúbicos. Definida como a soma da retirada diária de todas as bombas possuídas pelo agente Farmer.

Para o caso de agentes Farmer com raciocínio BDI, são introduzidas ainda bases de crenças, desejos e intenções, as quais são definidas por variáveis dinâmicas do tipo predicado. São elas:

- Ativação da regra de atenção (*trigger_attention_rule*): Indica que a regra de atenção deve ser obedecida ("*Attention rule must be obeyed*");
- Ativação da regra de restrição (*trigger_restriction_rule*): Indica que a regra de restrição deve ser obedecida ("*Restriction rule must be obeyed*");
- Obediência à regra de restrição (*obey_restriction_rule*): Indica que o agente está obedecendo a regra de restrição ("*I am obeying the restriction rule*");

Para os cenários de efeito de vizinhança, inclui-se uma lista de agentes Farmer correspondentes ao grupo de demanda (*my_group*), de onde calcula-se uma variável estática do tipo float, definida como a proporção de agentes de perfil NC e CP (*n_NC* e *n_CP*, respectivamente) ao longo de seu grupo de demanda. Tais variáveis podem ativar os predicados definidos na arquitetura BDI referente à predominância de um certo perfil no grupo de demanda:

- Indicativo de maioria de agentes do tipo NC no grupo de demanda (*most_NC*): ("*Most are NC in my group*");
- Indicativo de maioria de agentes do tipo CP no grupo de demanda (*most_CP*): ("*Most are CP in my group*");

Regulator

Representa a entidade reguladora de recursos hídricos no modelo.

Para cenários BDI, possui duas datas de fiscalização como variáveis estáticas do tipo data, correspondentes às datas da regra de atenção e de restrição.

Como bases de crenças, desejos e intenções, as variáveis dinâmicas do tipo predicado são:

- Crença de ativação da regra de atenção (*attention_rule*): Indica que a regra de atenção deve ser obedecida ("*Attention rule must be obeyed*");
- Crença de ativação da regra de restrição (*restriction_rule*): Indica que a regra de restrição deve ser obedecida ("*Restriction rule must be obeyed*");

Além dos agentes detalhados acima, algumas espécies auxiliares foram definidas para a representação da interface gráfica: Hidro, Land e Channel, representando as feições georreferenciadas de rios, áreas de irrigação e canais de irrigação, respectivamente.

Quanto às escalas, foram utilizadas as seguintes definições:

- Temporal: um passo de tempo representa um dia. Uma simulação corresponde a uma estação seca (123 dias). Cada simulação foi executada com 1000 repetições.
- Espacial: bidimensional, em escala de bacia hidrográfica, representada pela bacia de estudo (bacia hidrográfica do rio Urubu).

1.3. Visão geral do processo e agendamento (Process overview and scheduling)

Para os cenários de agentes reflexivos, os processos são executados na seguinte ordem:

1. O experimento de simulações do tipo batelada (*batch*) é executado.
2. Na espécie Global, define-se o estado inicial da simulação:
 - a. São criadas as espécies Pump, Farmer e Regulator:
 - b. Define-se o cenário de simulação.
 - c. Calculam-se as variáveis *n_CP* e *n_NC*.
 - d. Executam-se os submodelos de atualização das variáveis de estado: *current_date*, *twoweeks_count*, *aux_date_07*, *aux_date_08*.
3. As variáveis de estado dos agentes são atualizadas:
 - a. Os agentes Pump atualizam suas variáveis *p_list*, *interval_index*, a, b, e *daily_withdrawal* através de um submodelo de atualização da retirada diária (*update_withdrawal*).
 - b. Os agentes Farmer atualizam sua variável de estado *f_daily_withdrawal*.
4. Salvam-se as variáveis globais: *cycle*, *n_sim*, *current_date* e *all_pumps_daily_withdrawal* como dado de saída em um arquivo .csv em uma pasta de resultados.

Para os cenários de agentes BDI, adiciona-se o parâmetro de controle do raciocínio dos agentes Pump, Farmer e Regulator (*control: simple_bdi*). Além disso, são adicionadas algumas ações:

- Em 1., a coluna do arquivo de entrada de nível d'água (*col_level*), a qual reflete a disponibilidade hídrica, é definida de acordo com o cenário de simulação;
- Em 2., executa-se também a atualização da variável *current_level*, *aux_level_yellow*, e *aux_level_red*.
- O agente Regulator atualiza as suas variáveis de estado de crença (*attention_rule* e *restriction_rule*)
- Em 3., são atualizadas as variáveis dos agentes:
 - Farmer: *trigger_attention_rule*, *trigger_restriction_rule*, *obey_restriction_rule*, *most_NC*, *most_CP*.
 - Pump: O submodelo *update_withdrawal* do agente é alterada por uma verificação da existência da crença de *trigger_attention_rule* ou *trigger_restriction_rule* para executar a regra de diminuição ou interrupção de retirada, de acordo com o perfil.
 - Regulator: *restriction_rule*, *attention_rule*.

Para os cenários de agentes BDI com efeito de vizinhança, adiciona-se uma função que verifica a existência da crença de predominância de CP (*most_CP*) ou NC (*most_NC*), que por sua vez atualiza o perfil dos agentes CI e das bombas CI.

2. Conceitos de design (Design Concepts)

2.1. Princípios básicos (Basic principles)

Os perfis cooperativos dos irrigantes (NC, CP e CI) foram identificados a partir de análise de frequência de transmissão dos dados de retirada, os quais foram confrontados com uma classificação provinda de entrevista com especialistas que mantém contato com os irrigantes na Bacia de estudo (BHF).

Os padrões de retirada de cada um dos três perfis foram gerados a partir de uma modelagem estatística dos dados de retirada que constam no sistema GAN.

Para os cenários com agentes de raciocínio reflexivo, estes foram implementados seguindo o padrão de retirada de um dos três perfis, sem introdução de regras de uso da água e baseado apenas na repetição do padrão advindo dos dados observados.

Para o cenário com agentes de raciocínio BDI, os agentes CP (cooperativo-proativo) foram definidos como sendo completamente obedientes às regras de uso de água. Agentes NC (não-cooperativo) foram identificados como sendo completamente desobedientes quanto às regulações. Já agentes CI (cooperativo-indeterminado) foram assumidos como sendo um meio-termo entre os comportamentos extremos (CP e NC).

Assim, para os cenários de agentes BDI com efeito de vizinhança, considera-se que somente os agentes de perfil CI poderiam estar inclinados a sofrer mudança em seu perfil. Assim, os agentes CI têm seu perfil e a matriz de probabilidade correspondente alterados, de modo que passam a assumir o perfil predominante identificado (NC ou CP) no seu grupo de demanda.

A regra de uso de restrição (*restriction_rule*) é definida como a interrupção total de retirada de água pelo agente. Já a regra de uso de atenção (*attention_rule*) é definida como uma redução de 50% do padrão de retirada do agente.

2.2. Emergência (Emergence)

Os resultados de retirada diária são elementos que emergem, em suma, do comportamento do agente Farmer, que por sua vez influencia-se pelo seu perfil e pelo estado do ambiente.

2.3. Adaptação (Adaptation)

O comportamento adaptativo dos agentes Farmer evidencia-se nos cenários BDI e de vizinhança, em que a base de crenças do agente influencia-se pelo estado do ambiente (cenário de disponibilidade hídrica representada pela coluna da matriz de nível d'água), pelo perfil cooperativo do agente e pelo perfil predominante em seu grupo de demanda. Nesse sentido, os agentes CP e NC são, respectivamente, completamente cooperativos e não cooperativos com as regras de uso, ao passo que os agentes CI necessitam que todos os critérios de ativação da regra sejam verdadeiros para assim cumprí-las.

Essa influência se dá no submodelo do agente Pump pela existência ou não das variáveis *trigger_restriction_rule* e *trigger_attention_rule*. Já o agente Farmer possui influência no submodelo *reflex_neigh*, em que se verifica a existência da crença *most_CP* ou *most_NC*.

2.4. Detecção (Sensing)

As seguintes variáveis da espécie Farmer são adotadas como sendo perfeitamente detectadas pela espécie Pump correspondente ao dono da bomba (*pump_owner*): *profile*, e a base de conhecimento BDI (*trigger_attention_rule*, *trigger_restriction_rule*, *obey_restriction_rule*).

Quanto ao agente Farmer, a variável *daily_withdrawal* é perfeitamente detectada para as suas bombas possuídas (*owned_pumps*).

2.5. Interação (Interaction)

Para os cenários de efeito de vizinhança, implementa-se uma interação indireta, mediada por um submodelo existente na espécie Global.

2.6. Estocasticidade (Stochasticity)

De modo a evidenciar a estocasticidade intrínseca do comportamento dos agentes Farmer, utiliza-se para a definição da variável *interval_index* (espécie Pump) uma função que escolhe de forma aleatória o índice do elemento cujo peso de probabilidade corresponde ao valor do mesmo índice em *p_list*.

Assim, foram executadas 1000 repetições para cada um dos cenários de simulação, visando a retratar a variabilidade de possibilidades representada pela matriz de probabilidade.

2.7. Observação (Observation)

Os dados de saída do modelo são analisados em função da variável global *all_pumps_daily_withdrawal*, gerando um arquivo .csv para cada cenário executado. Assim, cada arquivo possui o número de linhas correspondente a *nb_days* * número de simulações, o número de colunas correspondente à quantidade de agentes do tipo Pump.

A partir desse arquivo, em um programa externo, os dados são tratados para geração de gráficos do tipo boxplot. Os dados resultantes do passo 4 da seção de Visão Geral do Processo são ordenados em função de cada simulação (0 a 999) e de cada ciclo (0 a 122), havendo então 1000 repetições de uma simulação de 123 ciclos, em que cada coluna representa o. Para cada ciclo de simulação, somam-se os resultados diários das 37 bombas.

Para os cenários reflexivo, plotam-se boxplots quinzenais do somatório diária de retirada de todas as bombas, dado que a cada dia da quinzena corresponde um mesmo padrão de retirada. Já para os resultados dos cenários BDI podem também ser plotados boxplots diários, em função da variabilidade de comportamento.

Não foram introduzidos nesse modelo os conceitos de objetivo, aprendizado e previsão.

3. Detalhes (Details)

3.1. Inicialização (Initialization)

A inicialização de agentes e valores iniciais de variáveis é realizada na espécie Global.

Os agentes do tipo Pump são definidos a partir de um arquivo do tipo shapefile das bombas que existem na bacia de estudo. Esse mesmo shapefile possui uma tabela de atributos com a

identificação do irrigante que possui a bomba (*f_id*), grupo de demanda (*demand_g*) e perfil de cooperatividade (*profile*). O presente modelo cria 37 agentes Pump.

A espécie Farmer é criada a partir da listagem sem repetição dos elementos de *f_id*. O presente modelo cria 24 agentes Farmer.

A partir de uma matriz introduzida como dado de entrada, relaciona-se cada bomba (*p_id*) a um agente Farmer (*f_id*), onde são definidos os perfis, grupos de demanda e área de irrigação dos agentes Farmer. Além disso, definem-se a variável *owned_pumps* para a espécie Farmer, e a variável *pump_owner* para os agentes Pump.

A partir do perfil de cada agente Pump (*profile*), é definida a sua matriz de probabilidade (*prob_matrix*) correspondente.

A espécie Regulator é criada sem dados de entrada pré-definidos.

Como estado inicial para as variáveis da espécie Global, são definidas com base no Plano do Biênio 2018-2019 (IAC, 2018):

- *starting_date*: 01 de Maio de 2020, correspondente ao primeiro dia da estação seca.
- *current_date*: *starting_date*
- *current_level*: 500 (em cm)
- *nb_days*: 123 (em dias)
- *yellow_level*: 398 (em cm)
- *red_level*: 220 (em cm)

Como parâmetros para execução dos experimentos em batelada, são usados:

- Número de repetições: 1000.
- Critério de parada: quando o ciclo de simulação atinge *nb_days* + 1.
- A semente de geração de números aleatórios é mantida.

De modo geral, foram estudados três grupos de cenários: agentes com raciocínio reflexivo, agentes com raciocínio BDI, e agentes com raciocínio BDI com efeito de vizinhança. Levou-se em conta que a introdução de medidas regulatórias pode influenciar o comportamento dos usuários e por consequência, modificar a distribuição dos perfis observada na bacia de estudo (Akhbari e Grigg, 2013).

De acordo com cada cenário, foram testadas configurações de outorga individual e coletiva, esta última sendo considerada a partir da adesão total dos agentes Farmer a um perfil em comum (100% CP, CI ou NC).

Além disso, nos cenários BDI foram introduzidas as variáveis relacionadas a disponibilidade hídrica, variando-se a coluna (*col_level*) do arquivo de níveis d'água de acordo com o cenário de disponibilidade.

3.2. Dados de entrada (Input Data)

As variáveis usadas como dado de entrada, assim como a fonte e unidade estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Variáveis utilizadas como dado de entrada, unidades e fonte.

Variável	Unidade	Fonte
<i>shapefile_pumps</i>	-	GAN (2022) e metodologia da dissertação
<i>farmers_data</i>	-	GAN (2022) e metodologia da dissertação
<i>limits_withdrawal</i>	m ³	Metodologia da dissertação
<i>prob_CI</i>	adimensional	Metodologia da dissertação
<i>prob_NC</i>	adimensional	Metodologia da dissertação
<i>prob_CP</i>	adimensional	Metodologia da dissertação
<i>level_series</i>	cm	Estação 26798500, GAN (2022)

As fontes identificadas como metodologia da dissertação estão apresentadas na seção “Parametrização do MBA: Representação do padrão de retirada dos irrigantes”.

3.3. Submodelos (Submodel)

Os submodelos utilizados na espécie Global relacionam-se à atualização de algumas variáveis a cada ciclo (1 dia):

- *current_date*: adiciona um dia.
- *current_level*: percorre uma linha da matriz de entrada *level_series* a cada ciclo (1 dia).
- *aux_date_07* e *aux_date_08*: atualizadas em função da atualização de *current_date*.
- *aux_level_yellow* e *aux_level_red*: atualizadas em função da atualização de *current_level*.
- *twoweeks_count*: atualizada a cada 15 ciclos, adicionando uma unidade.

Também se realiza na espécie Global o submodelo de atribuição da vizinhança, que define o grupo dos agentes Farmer (*my_group*) e das variáveis *n_CP* e *n_NC*. A atribuição ‘PEDIR A’ significa que o agente atual (Global) está acessando um atributo de outro tipo de agente (nesse caso, todos os agentes do tipo Farmer).

Submodelo de atribuição da vizinhança

PEDIR A Farmer:

SE *demand_g* = D1, ENTÃO:

$my_group = mygroup1$

SENÃO, SE *demand_g* = D2, ENTÃO:

$my_group = mygroup2$

SENÃO, SE *demand_g* = D3, ENTÃO:

$my_group = mygroup3$

$n_CP = \text{COMPRIMENTO DA LISTA } (my_group \text{ ONDE } profile \text{ DE CADA ELEMENTO DA LISTA} = CP) / \text{COMPRIMENTO DA LISTA } my_group$

$n_nc = \text{COMPRIMENTO DA LISTA } (my_group \text{ ONDE } profile \text{ DE CADA ELEMENTO DA LISTA} = NC) / \text{COMPRIMENTO DA LISTA } my_group$

Os agentes Farmer possuem submodelos de atribuição das crenças (*assign_beliefs*). O submodelo *assign_beliefs* é implementando da seguinte forma:

Submodelo *assign_beliefs*

SE *profile* = CP, ENTÃO:

SE *aux_date_08* OU *aux_level_red*, ENTÃO :

ADICIONA CRENÇA *trigger_restriction_rule*

SENÃO, SE *aux_date_07* OU *aux_level_yellow*, ENTÃO :

ADICIONA CRENÇA *trigger_attention_rule*

SENÃO, SE *perfil* = CI, ENTÃO:

SE *aux_date_08* E *aux_level_red*, ENTÃO :

ADICIONA CRENÇA *trigger_restriction_rule*

SENÃO, SE *aux_date_07* E *aux_level_yellow*, ENTÃO:

ADICIONA CRENÇA *trigger_attention_rule*

Também nos agentes Farmer, para implementação do efeito de vizinhança são utilizados dois submodelos (*my_neighbours* e *neigh_effect*).

Submodelo *my_neighbours*

SE $n_{NC} > n_{CP}$, ENTÃO:

ADICIONA CRENÇA *most_NC*

SENÃO, SE $n_{CP} > n_{NC}$, ENTÃO:

ADICIONA CRENÇA *most_CP*

Submodelo *neigh_effect*

SE *profile* = CI, ENTÃO:

SE POSSUI CRENÇA *most_NC*, ENTÃO:

profile = NC

PEDIR A *owned_pumps*:

prob_matrix = *prob_NC*

f_profile = NC

SENÃO, SE POSSUI CRENÇA *most_CP*, ENTÃO:

profile = CP

PEDIR A *owned_pumps*:

prob_matrix = *prob_CP*

$$f_profile = CP$$

Já os agentes Pump possuem um submodelo de atualização da variável de retirada diária de água (*update_withdrawal*):

Submodelo *update_withdrawal* (1)

p_list = COLUNA EM *prob_matrix* CORRESPONDENTE A *twoweeks_count*
interval_index = ESCOLHA ALEATÓRIA EM *p_list*
a = ELEMENTO NA LINHA *interval_index* COLUNA 1 DE *limits_withdrawal*
b = ELEMENTO NA LINHA *interval_index* COLUNA 2 DE *limits_withdrawal*
RETORNAR NÚMERO ALEATÓRIO NO INTERVALO (a,b)

No caso de cenários BDI, o submodelo de *update_withdrawal* é modificado para:

Submodelo *update_withdrawal* (2)

p_list = COLUNA EM *prob_matrix* CORRESPONDENTE A *twoweeks_count*
interval_index = ESCOLHA ALEATÓRIA EM *p_list*
a = ELEMENTO NA LINHA *interval_index* COLUNA 1 DE *limits_withdrawal*
b = ELEMENTO NA LINHA *interval_index* COLUNA 2 DE *limits_withdrawal*
daily_withdrawal = NÚMERO ALEATÓRIO NO INTERVALO (a,b)

PEDIR A *pump_owner*:

SE POSSUI CRENÇA *trigger_restriction_rule*, ENTÃO:

RETORNAR 0.0

SENÃO, SE POSSUI CRENÇA *trigger_attention_rule*, ENTÃO:

RETORNAR $0.5 * daily_withdrawal$

SENÃO,

RETORNAR *daily_withdrawal*