



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

MODELO DE OTIMIZAÇÃO QUALI-QUANTITATIVO PARA SISTEMAS  
DE RECURSOS HÍDRICOS: APLICAÇÃO NO SISTEMA ENGENHEIRO  
ÁVIDOS E SÃO GONÇALO - PB

Campina Grande – PB

Agosto de 2022

THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

MODELO DE OTIMIZAÇÃO QUALI-QUANTITATIVO PARA SISTEMAS  
DE RECURSOS HÍDRICOS: APLICAÇÃO NO SISTEMA ENGENHEIRO  
ÁVIDOS E SÃO GONÇALO - PB

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do Título de Doutor.

Área de concentração: Recursos Hídricos  
Orientadores: Prof<sup>o</sup>. PhD. Wilson Fadlo Curi  
Prof<sup>o</sup>. Dr. Valterlin da Silva Santos

Campina Grande – PB

Agosto de 2022

N441m

Nepomuceno, Thiago Cabral.

Modelo de otimização quali-quantitativo para sistemas de recursos hídricos: aplicação no sistema Engenheiro Ávidos e São Gonçalo-PB / Thiago Cabral Nepomuceno. – Campina Grande, 2022.

188 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2022.

"Orientação: Prof. Dr. Wilson Fadlo Curi, Prof. Dr. Valterlin da Silva Santos".

Referências.

1. Recursos Hídricos – Planejamento. 2. Saneamento Ambiental. 3. Sustentabilidade. 4. Nitrogênio. 5. Fósforo. I. Curi, Wilson Fadlo. II. Santos, Valterlin da Silva. III. Título.

CDU 556.18(043)

THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

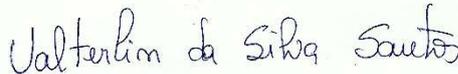
MODELO DE OTIMIZAÇÃO QUALI-QUANTITATIVO PARA SISTEMAS  
DE RECURSOS HÍDRICOS: APLICAÇÃO NO SISTEMA ENGENHEIRO  
ÁVIDOS E SÃO GONÇALO - PB

Tese aprovada em: 18/08/2022

Banca examinadora:



Prof.º PhD. Wilson Fadlo Curi  
(Universidade Federal de Campina Grande)



Prof.º Dr. Valterlin da Silva Santos  
(Universidade Federal de Campina Grande)



Prof.ª Dr.ª Andréa Carla Lima Rodrigues  
(Universidade Federal de Campina Grande)



Prof.º Dr. Camilo Allyson Simões de Farias  
(Universidade Federal de Campina Grande)



Prof.ª Dr.ª Dayse Luna Barbosa  
(Universidade Federal de Campina Grande)



Prof.º Dr. Fernando Fernandes Vieira  
(Universidade Estadual da Paraíba)

Campina Grande – PB  
Agosto de 2022

## DEDICATÓRIA

Ao meu pai, Celio Nepomuceno Filho (*in  
memorian*), DEDICO.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, autor da minha vida, por ter me capacitado diariamente para que eu pudesse concluir este trabalho, a Ele toda a glória.

Aos meus pais, Celio Nepomuceno Filho (*in memoriam*) e Lidicleide Cabral Nepomuceno, por tudo o que fizeram por mim durante toda a minha vida.

Agradeço à minha esposa, Tarciana Ramos Diniz Nepomuceno, e à minha filha, Helena Ramos Nepomuceno, por todo o amor e carinho compartilhados todos os dias, tornando esta caminhada mais leve.

Sou grato à minha irmã, Celizama, meu cunhado, Well, e minha sobrinha, Lis, por sempre estarem ao meu lado, me apoiando em todos os momentos.

Agradeço aos meus orientadores, pela paciência e conhecimentos disponibilizados durante todos estes anos.

A todos os professores e amigos do PPGECA, pelos ensinamentos e fraterna convivência neste período.

Agradeço à Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba - FAPESQ, pelo apoio financeiro durante os anos de elaboração do trabalho.

Enfim, a todos os que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho.

## RESUMO

Os recursos hídricos são fundamentais para a vida, o que torna necessário a realização de esforços para garantir o uso eficiente da água, principalmente em sistemas que possuem reduzida oferta hídrica, múltiplas demandas e efluentes lançados nos corpos hídricos. O presente estudo propõe desenvolver um modelo de otimização quali-quantitativo, a nível mensal, para aplicação em sistemas de recursos hídricos, permitindo a modelagem nos corpos hídricos de nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio. Com o produto final, foi possível efetuar a otimização multiobjetivo, quali-quantitativa, baseada em programação linear, para vários Cenários, favorecendo a tomada de decisão. Foi levada em consideração a modelagem, para rios e reservatórios, de formas orgânicas e inorgânicas do ciclo do nitrogênio e do fósforo, provenientes de efluentes domésticos e agrícolas, estes últimos quantificados a partir de balanços de massa no solo. O modelo foi estruturado em ambiente Matlab, com funções objetivo e restrições de caráter quantitativo e qualitativo, sendo as não linearidades superadas por meio de artifícios de linearização. Como estudo de caso, foi avaliado um sistema localizado no Alto Piranhas – PB, que compreende dois reservatórios ligados em série e os trechos de rio entre os mesmos. Foram analisados quatro Cenários, o primeiro considerando apenas os aspectos quantitativos dos recursos hídricos e os demais com a influências dos efluentes domésticos e agrícolas. Após os procedimentos de otimização, foi possível atender às demandas urbanas em todo o período de operação, nos quatro Cenários. Para a agricultura irrigada, principalmente o Perímetro Irrigado de São Gonçalo, a área alocada foi inferior à disponível, devido às demandas elevadas associadas a esta atividade. Quando os parâmetros de qualidade não foram priorizados na otimização, as concentrações foram elevadas em vários meses, com o fósforo total no reservatório São Gonçalo, por exemplo, apresentando valores até 12,30 vezes superiores aos limites máximos para este corpo hídrico. A partir da consideração desse objetivo, mesmo lançados esgotos brutos, foram mantidos os níveis de acordo com a resolução nº 357/2005 do Conama. À medida que as cargas agrícolas foram inseridas, ocorreram meses em que as concentrações dos nutrientes e do oxigênio dissolvido, para São Gonçalo e o nó entre os reservatórios, estiveram em desacordo com a legislação vigente, para este último, por exemplo, foram observados níveis de nitrogênio amoniacal cerca de 1,75 vezes superiores ao limite para a Classe adotada. Assim, ocorreram reduções na confiabilidade e na resiliência, com maior vulnerabilidade correspondente às concentrações de fósforo total no nó (38,40%), justificando resultados encontrados na literatura acerca do impacto dos fertilizantes nos corpos hídricos. O reuso dos efluentes domésticos pode ser uma alternativa para a área de estudo, favorecendo o suprimento hídrico e nutricional das culturas. Os índices de eficiência dos reservatórios indicaram grande relevância de Engenheiro Ávidos para o suprimento quali-quantitativo dos corpos hídricos a jusante, com 70,47% de sua afluência podendo ser utilizada, principalmente, para o auxílio a jusante. Por fim, o modelo de otimização mostrou-se satisfatório, possibilitando a operação do sistema de forma eficiente, de maneira que os aspectos quali-quantitativos dos recursos hídricos puderam ser integrados, o que torna a representação do sistema mais fidedigna.

**Palavras-Chave:** Planejamento; Nitrogênio; Fósforo; Sustentabilidade.

## ABSTRACT

Water resources are essential for life, which makes it necessary to make efforts to ensure the efficient use of water, especially in systems that have reduced water supply, multiple demands and effluents released into water bodies. The present study proposes to develop a qualitative-quantitative optimization model, at monthly level, for application in water resources systems, allowing the modeling of nitrogen, phosphorus, dissolved oxygen and biochemical oxygen demand in water bodies. With the final product, it was possible to carry out the multi-objective, qualitative-quantitative optimization, based on linear programming, for several Scenarios, favoring decision making. Modeling, for rivers and reservoirs, of organic and inorganic forms of the nitrogen and phosphorus cycle, from domestic and agricultural effluents, the latter quantified from soil mass balances, was taken into account. The model was structured in a Matlab environment, with objective functions and restrictions of a quantitative and qualitative nature, with non-linearities being overcome by means of linearization artifices. As a case study, a system located in Alto Piranhas - PB, which comprises two reservoirs connected in series and the river stretches between them, was evaluated. Four Scenarios were analyzed, the first considering only the quantitative aspects of water resources and the others with the influence of domestic and agricultural effluents. After the optimization procedures, it was possible to meet urban demands throughout the period of operation, in the four Scenarios. For irrigated agriculture, mainly the Irrigated Perimeter of São Gonçalo, the allocated area was lower than the available area, due to the high demands associated with this activity. When the quality parameters were not prioritized in the optimization, the concentrations were high in several months, with the total phosphorus in the São Gonçalo reservoir, for example, presenting values up to 12.30 times higher than the maximum limits for this water body. Based on this objective, even when raw sewage was discharged, the levels in accordance with Conama Resolution nº 357/2005 were maintained. As the agricultural loads were inserted, there were months in which the concentrations of nutrients and dissolved oxygen, for São Gonçalo and the node between the reservoirs, were in disagreement with the current legislation, for the latter, for example, levels were observed of ammonia nitrogen about 1.75 times higher than the limit for the adopted Class. Thus, there were reductions in reliability and resilience, with greater vulnerability corresponding to the concentrations of total phosphorus in the node (38.40%), justifying results found in the literature about the impact of fertilizers on water bodies. The reuse of domestic effluents can be an alternative for the study area, favoring the water and nutritional supply of crops. The efficiency indices of the reservoirs indicated great relevance of Engenheiro Ávidos for the qualitative-quantitative supply of water bodies downstream, with 70.47% of its inflow being able to be used, mainly, for the assistance downstream. Finally, the optimization model proved to be satisfactory, enabling the system to be operated efficiently, so that the qualitative-quantitative aspects of water resources could be integrated, which makes the representation of the system more reliable.

**Keywords:** Planning; Nitrogen; Phosphorus; Sustainability.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Função objetivo não-linear e linearizada pelo artifício de linearização por segmentos.....	21
Figura 2 – Ilustração do procedimento iterativo de uso da PL.....	23
Figura 3 - Esquemas de segmentação utilizados na modelagem de reservatórios.....	38
Figura 4 - Sistemas de reatores em Feedforward e Feedback com múltiplas contribuições.....	41
Figura 5 – Duração e volumes de déficit em períodos de falha.....	49
Figura 6 - Esquema geral do modelo quali-quantitativo.....	56
Figura 7 – Função objetivo linearizada correspondente ao volume destinado ao atendimento das demandas.....	57
Figura 8 – Função objetivo linearizada correspondente ao volume defluente dos reservatórios.....	59
Figura 9 – Função objetivo linearizada correspondente ao volume dos reservatórios.....	60
Figura 10 – Representação esquemática do reservatório e seus componentes no modelo de otimização.....	63
Figura 7 – Diagrama representando os componentes avaliados pelo modelo no processo de autodepuração ao longo do trecho do rio.....	64
Figura 8 - Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da $\mu$ -ézima concentração de DBO para um mês t.....	67
Figura 9 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da v-ézima concentração de OD para um mês t.....	69
Figura 10 - Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da p-ézima concentração de PT para um mês t.....	71
Figura 11 – Fluxograma geral do modelo de otimização quantitativa.....	68
Figura 12 – Diagrama representando os componentes avaliados pelo modelo no processo de autodepuração ao longo do trecho do rio.....	78
Figura 13 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da $\mu$ -ézima concentração de DBO para um mês t.....	81
Figura 14 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da v-ézima concentração de OD para um mês t.....	82

Figura 15 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da p-ézima concentração de PT para um mês t.....	84
Figura 16 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da q-ézima concentração de NAMON para um mês t.....	85
Figura 17 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da x-ézima concentração de NITRA para um mês t.....	87
Figura 18 – Fluxograma do modelo de otimização quali-quantitativo.....	89
Figura 19 – Bacia do Alto Piranhas – PB.....	90
Figura 20 – Layout quantitativo do sistema.....	91
Figura 21 – Layout qualitativo do sistema.....	91
Figura 22 – Composição das demandas setoriais relacionadas ao uso das águas dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B).....	96
Figura 23 – Abastecimento urbano do município de Cajazeiras (abastecimento urbano 1) e dos municípios de Sousa, Marizópolis e Nazarezinho (abastecimento urbano 2) – Cenário C1.....	118
Figura 24 – Áreas médias cultivadas para a irrigação difusa 1 (A), 2 (B) e o PISG (C) – Cenário C1.....	119
Figura 25 – Vazões destinadas ao atendimento das áreas de irrigação difusa 1 (A), 2 (B) e do PISG (C) para o Cenário C1.....	121
Figura 26 – Volume dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C1.....	122
Figura 27 – Volumes defluentes dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C1.....	123
Figura 28 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos no Cenário C1.....	125
Figura 29 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos e dos efluentes agrícolas no Cenário C1.....	125
Figura 30 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e nitrogênio total (D) nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos no Cenário C1.....	127
Figura 31 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e nitrogênio total (D) nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos e dos efluentes agrícolas no Cenário C1.....	127

Figura 32 – Concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos no Cenário C1..	129
Figura 33 – Concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos e dos efluentes agrícolas no Cenário C1.....	130
Figura 34 - Áreas médias cultivadas no PISG – Cenário C2.....	133
Figura 35 - Vazões destinadas ao atendimento do PISG para o Cenário C2.....	134
Figura 36 - Volume dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C2.....	135
Figura 37 - Volumes defluentes dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C2.....	136
Figura 38 - Concentrações de DBO (A) e OD (B) para os reservatórios e o nó no Cenário C2.....	137
Figura 39 - Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e total (D)para os reservatórios e o nó no Cenário C2.....	138
Figura 40 – Concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total para os reservatórios e o nó no Cenário C2.....	139
Figura 41 – Áreas médias cultivadas para a irrigação difusa 2 (A) e o PISG (B) – Cenário C3.....	142
Figura 42 – Vazões destinadas ao atendimento da área de irrigação difusa 2 (A) e o PISG (B) para o Cenário C3.....	144
Figura 43 – Volume dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C3.....	145
Figura 44 – Volumes defluentes dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C3.....	145
Figura 45 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) para os reservatórios e o nó no Cenário C3.....	147
Figura 46 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e total (D) para os reservatórios e o nó no Cenário C3.....	148
Figura 47 – Concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total para os reservatórios e o nó no Cenário C3.....	149
Figura 48 – Áreas médias cultivadas para a irrigação difusa 2 (A) e o PISG (B) – Cenário C4.....	152

Figura 49 – Vazões destinadas ao atendimento da área de irrigação difusa 2 (A) e do PISG (B) para o Cenário C4.....	153
Figura 50 – Volume dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C4.....	154
Figura 51 – Volumes defluentes dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C4.....	155
Figura 52 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) para os reservatórios e o nó no Cenário C4.....	156
Figura 53 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e total (D) para os reservatórios e o nó no Cenário C4.....	157
Figura 54 – Concentrações de fósforo orgânico (A), inorgânico (B) e total (C) para os reservatórios e o nó no Cenário C4.....	157

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Precipitação média mensal para os postos de São Gonçalo, Nazarezinho e Marizópolis (2011 a 2020) .....	99
Tabela 2 – Resumo dos parâmetros de calibração do modelo SMAP mensal.....	100
Tabela 3 – Vazões médias afluentes para os reservatórios, nós e áreas agrícolas (2011 a 2020).....	100
Tabela 4 – Evaporação média mensal do tanque Classe A e valores de Kt (2011 a 2020).....	101
Tabela 5 – Evapotranspiração de referência (2011 a 2020).....	102
Tabela 6 – Plano de cultivo e coeficientes de cultivo (Kc) .....	102
Tabela 7 - Dados do sistema de irrigação e produtividade das culturas.....	103
Tabela 8 – Custo de Produção, mão de obra requerida e preço médio de comercialização para as culturas.....	103
Tabela 9 – Quantidade de fertilizantes nitrogenados e fosfatados aplicados as culturas.....	104
Tabela 10 – Quantidade média de fertilizantes nitrogenados e fosfatados removidos pelas culturas.....	105
Tabela 11 – Volumes máximos e mínimos dos reservatórios.....	109
Tabela 12 – Dados dos descarregadores de fundo adotados para os reservatórios.....	110
Tabela 13 – Dados dos vertedouros dos reservatórios.....	110
Tabela 14 – Contribuições per capita de nitrogênio e fósforo no esgoto doméstico bruto.....	111
Tabela 15 – Dados de qualidade da água dos reservatórios e nó do sistema.....	113
Tabela 16 – Coeficientes cinéticos de reação para os rios e reservatórios a 20°C.....	114
Tabela 17 – Parâmetros e critérios adotados para os trechos de rios.....	115
Tabela 18 – Equações utilizadas para a determinação da profundidade e velocidade dos trechos dos rios.....	115
Tabela 19 – Ajuste de profundidade e velocidade em função da vazão.....	115
Tabela 20 – Área alocada, receita líquida, mão de obra e vazão para as áreas irrigadas – Cenário C1.....	120
Tabela 21 – Confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade para o Cenário C1.....	131
Tabela 22 – Índices de eficiência para os reservatórios no Cenário C1.....	132
Tabela 23 – Área alocada, receita líquida, mão de obra e vazão para as áreas irrigadas – Cenário C2.....	134
Tabela 24 – Confiabilidade, Resiliência e Vulnerabilidade para o Cenário C2.....	140
Tabela 25 – Índices de eficiência para os reservatórios no Cenário C2.....	141

Tabela 26 – Área alocada, receita líquida, mão de obra e vazão para as áreas irrigadas – Cenário C3.....	143
Tabela 27 – Confiabilidade, Resiliência e Vulnerabilidade para o Cenário C3.....	150
Tabela 28 – Índices de eficiência para os reservatórios no Cenário C3.....	151
Tabela 29 – Área alocada, receita líquida, mão de obra e vazão para as áreas irrigadas – Cenário C4.....	153
Tabela 30 – Confiabilidade, Resiliência e Vulnerabilidade para o Cenário C4.....	158
Tabela 31 – Índices de eficiência para os reservatórios no Cenário C4.....	159

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Revisões a respeito de modelos de qualidade de água.....	36
Quadro 2 – Limites superiores ou inferiores para algumas variáveis em ambientes aquáticos de água doce de Classes 1, 2, 3 ou 4 (Resolução CONAMA 357/2005) .....	53
Quadro 3 – Postos selecionados para o cálculo do volume mensal afluyente aos reservatórios.	100
Quadro 4 – Prioridade de atendimento dos objetivos nos Cenários estudados.....	117

## LISTA DE SIGLAS

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba.

ANA – Agência Nacional de Águas.

CDBO - Minimização do déficit entre a concentração do parâmetro DBO nos nós ou reservatórios do sistema estudado.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

CNAMON - Minimização do déficit entre a concentração do parâmetro NAMON nos nós ou reservatórios do sistema estudado.

CNITRA - Minimização do déficit entre a concentração do parâmetro NITRA nos nós ou reservatórios do sistema estudado.

COD - Minimização do déficit entre a concentração do parâmetro OD nos nós ou reservatórios do sistema estudado.

CPT - Minimização do déficit entre a concentração do parâmetro PT nos nós ou reservatórios do sistema estudado.

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DTD - Minimização do Déficit do Atendimento das Demandas nas Tomadas D'água dos Reservatórios e dos Nós do Sistema.

$E_{rel_{f_0}}$  – Erro Relativo Associado ao Valor da Função Objetivo.

ETA – Estação de Tratamento de Água.

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto.

FAO - Food Agriculture Organization.

IAP – Índice de Ativação Potencial.

IUD – Índice de Utilização de Disponibilidade.

IUP – Índice de Utilização Potencial.

MO - maximização da mão de obra proveniente da atividade agrícola nos perímetros irrigados.

N – Nitrogênio.

NA – Nitrogênio Acumulado nas Áreas Agrícolas.

NDA – Nitrogênio da Deposição Atmosférica.

ne - É a relação entre o volume evaporado (superfície do reservatório) e o volume afluente.

NFI – Nitrogênio da Fertilização Inorgânica.

NFO – Nitrogênio da Fertilização Orgânica.

NI – Nitrogênio da Água de Irrigação.

NO<sub>3</sub> - Nitrato.

NH<sub>3</sub> – Amônia.

NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - Nitrito.

np - É a relação entre a precipitação direta sobre a bacia hidráulica do reservatório

(superfície líquida do reservatório) e o volume anual total afluente.

NRC – Nitrogênio Removido Pelas Culturas.

NRES – Nitrogênio Removido Pelo Escoamento Superficial.

NRL – Nitrogênio Removido Pelas Lixiviação.

NRPG – Nitrogênio Removido Pelas Perdas Gasosas.

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahj.

nv - Relação entre o volume vertido (sangria do reservatório) e o volume Afluente.

nvr - Relação entre a variabilidade volumétrica do reservatório e o volume total afluente anual.

nu - Relação entre o volume de água utilizado (descarregadores, tomadas d'água) e o volume afluente.

OD – Oxigênio Dissolvido.

P – Fósforo.

PA – Fósforo Acumulado na Área Agrícola.

PDA – Fósforo da Deposição Atmosférica.

PFO – Fósforo da Fertilização Orgânica.

PFI – Fósforo da Fertilização Inorgânica.

PI – Fósforo da Água de Irrigação.

PISF – Projeto de Integração das Águas do Rio São Francisco.

PISG – Perímetro Irrigado de São Gonçalo.

PL – Programação Linear.

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos.

PRC – Fósforo Removido Pelas Culturas.

PRES – Fósforo Removido Pelo Escoamento Superficial.

RL - Maximização da receita líquida das atividades da agricultura irrigada.

SNGRH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

SSD – Sistema de Suporte a Decisão.

VE - Redução do Déficit Entre o Volume Defluente do Reservatório r no Mês t e a Demanda Localizada a Jusante do Mesmo.

VM - Minimização do Déficit Entre o Volume do Reservatório R no Mês t e o Volume Meta Pré-Estabelecido Para o Mesmo.

## SUMÁRIO

1.	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	10
1.1	<b>Objetivo Geral</b> .....	14
1.2	<b>Objetivos Específicos</b> .....	13
1.3	<b>Justificativa</b> .....	14
2.	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	16
2.1	<b>Planejamento de Sistemas de Recursos Hídricos</b> .....	16
2.2	<b>Otimização Aplicada a Recursos Hídricos</b> .....	17
2.2.1	<i>Programação Linear</i> .....	19
2.2.2	<i>Artifícios de Linearização</i> .....	20
2.2.3	<i>Otimização Multiobjetivo</i> .....	24
2.3	<b>Qualidade das Águas</b> .....	26
2.3.1	<i>Parâmetros de Qualidade da Água</i> .....	27
2.3.2	<i>Eutrofização</i> .....	33
2.3.3	<i>Autodepuração</i> .....	34
2.3.4	<i>Modelagem da Qualidade da Água</i> .....	35
2.4	<b>Nitrogênio em áreas agrícolas – importância, disponibilidade e balanço no solo</b> .....	43
2.5	<b>Fósforo em áreas agrícolas – importância, disponibilidade e balanço no solo</b> .	45
2.6	<b>Indicadores de desempenho</b> .....	48
2.7	<b>Índices de eficiência associados aos reservatórios</b> .....	50
3.	<b>ESTRUTURA DO MODELO DE OTIMIZAÇÃO</b> .....	54
3.1	<b>Otimização Quantitativa</b> .....	56
3.1.1	<i>Funções Objetivo do Modelo Quantitativo</i> .....	59
3.1.2	<i>Restrições do Modelo Quantitativo</i> .....	63

3.2	<b>Otimização Quali-Quantitativa</b> .....	68
3.2.1	<i>Modelagem de nitrogênio e fósforo nas áreas agrícolas</i> .....	69
3.2.2	<i>Modelagem nos Corpos Hídricos</i> .....	76
3.2.3	<i>Funções Objetivo do Modelo Quali-Quantitativo</i> .....	80
3.2.4	<i>Equações de Restrição do Modelo Quali-Quantitativo</i> .....	88
3.2.5	<i>Processo Iterativo de Otimização e Análise de Convergência da Otimização Quali-Quantitativa</i> .....	88
4.	<b>ESTUDO DE CASO</b> .....	90
4.1	<b>Caracterização da área de estudo – sistema Engenheiro Ávidos e São Gonçalo – PB</b> .....	90
4.1.1	<i>Localização e aspectos gerais</i> .....	92
4.1.2	<i>Climatologia</i> .....	92
4.1.3	<i>Hidrografia e reservatórios estratégicos do Alto Piranhas</i> .....	93
4.1.4	<i>Demandas</i> .....	94
4.1.5	<i>Qualidade das águas dos reservatórios</i> .....	96
4.2	<b>Dados de entrada do sistema estudado</b> .....	98
4.2.1	<i>Precipitação nas áreas de irrigação difusa e nos reservatórios</i> .....	98
4.2.2	<i>Vazão afluente aos reservatórios e escoamento nas áreas agrícolas</i> .....	99
4.2.3	<i>Evaporação nos reservatórios e evapotranspiração nas áreas de irrigação</i> .....	101
4.2.4	<i>Agricultura</i> .....	102
4.2.5	<i>Demandas hídricas</i> .....	106
4.2.6	<i>Reservatórios</i> .....	109
4.2.7	<i>Dados para a modelagem da qualidade da água</i> .....	110
4.3	<b>Cenários Estudados</b> .....	116
5.	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	118
5.1	<b>Cenário C1</b> .....	118
5.2	<b>Cenário C2</b> .....	133
5.3	<b>Cenário C3</b> .....	142

<b>5.4</b>	<b>Cenário C4 .....</b>	<b>151</b>
<b>6.</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>161</b>
<b>6.1</b>	<b>Considerações Finais .....</b>	<b>161</b>
<b>6.2</b>	<b>Recomendações .....</b>	<b>163</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>165</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um elemento vital para o equilíbrio e o desenvolvimento das atividades humanas. A falta de planejamento dessas atividades, aliada ao crescimento populacional, vem comprometendo, ao longo dos anos, as disponibilidades hídricas em termos de qualidade e quantidade (DEWULF *et al.*, 2021), aumentando, desta forma, os desafios dos profissionais que atuam na área dos recursos hídricos. Tal dificuldade é mais latente em regiões que possuem menor oferta hídrica, como é o caso do semiárido nordestino brasileiro (LIMA *et al.*, 2018).

Uma medida adotada em locais onde existe discrepância temporal entre disponibilidade e consumo de água é a construção e operação de reservatórios de acumulação, que armazenam água durante os períodos de cheias com o objetivo de garantir o suprimento hídrico nos meses de maiores déficits pluviométricos (MEDEIROS *et al.*, 2021).

Dada a importância dos reservatórios, tornam-se necessárias práticas adequadas de planejamento que favoreçam o estabelecimento de políticas ótimas para a operação desses corpos hídricos, integrando as necessidades dos múltiplos atores envolvidos com os aspectos técnicos relevantes (MACIAN-SORRIBES *et al.*, 2020).

Desta forma, para uma análise holística e mais fidedigna das nuances que envolvem os sistemas de recursos hídricos, é preciso avaliar seu caráter multiobjetivo, já que esse processo envolve interesses muitas vezes conflitantes e a estruturação de um problema com um único objetivo pode favorecer apenas um aspecto em detrimento de diversos outros que também podem ter uma influência significativa nos procedimentos de tomadas de decisão (SI *et al.*, 2019; LU *et al.*, 2020).

As buscas por tais soluções têm encontrado suporte em modelos matemáticos de otimização, que permitem melhorar o comportamento das variáveis de decisão, maximizando ou minimizando funções objetivo (NAGHDI *et al.*, 2021). Segundo Si *et al.*, (2019), no planejamento e/ou operação de reservatórios de abastecimento, os objetivos estão relacionados à maximização dos benefícios, redução dos custos e atendimento das demandas de água, sujeitos a diversas restrições.

Aboutalebi *et al.*, (2015) realçam que, para o estabelecimento de regras operacionais ótimas de reservatórios, os procedimentos matemáticos podem ser divididos em três categorias,

nomeadamente, programação matemática (com destaque para a programação linear), programação dinâmica e programação não linear.

A programação linear (PL) é uma das técnicas mais aplicadas na otimização de sistemas constituídos por reservatórios e rios (RAJU *et al.*, 2020), podendo convergir para ótimos globais (caso os mesmos existam), possuindo grande versatilidade e aplicação em problemas de larga escala (RODRIGUEZ-MIRANDA *et al.*, 2021), além do mais, as não linearidades encontradas podem ser contornadas a partir da aplicação de técnicas de linearização, como PL separável (CRAWLEY e DANDY, 1993) e PL sucessiva (MOUSAVI e RAMAMURTHY 2000; SANTOS *et al.*, 2011).

Trabalhos como os desenvolvidos por Santos *et al.*, (2011), Martinsen *et al.*, (2019) e Musa (2021) tratam do uso da PL na engenharia de recursos hídricos, buscado, por exemplo, a alocação ótima de água para o atendimento da agricultura irrigada, maximização das receitas líquidas dessa atividade e abastecimento humano. Outro aspecto em comum dos respectivos trabalhos é que todos levam em consideração, nas rotinas de cálculo, apenas o caráter quantitativo dos recursos hídricos, ou seja, nos procedimentos de otimização não foram modelados os parâmetros de qualidade de água, sendo que o monitoramento dos mesmos, juntamente com o caráter quantitativo, é algo fundamental para o efetivo planejamento e posteriores usos múltiplos dos recursos hídricos (FIJANI *et al.*, 2019).

Principalmente após a instituição de uma Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e a criação de um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH), ambos estabelecidos pela lei 9433/1997, a água passou a ser entendida por meio do binômio qualidade/quantidade. Embora não esteja elencado como um dos fundamentos da PNRH, no seu art. 1, o destaque de aspectos qualitativos da água em tal política é algo inextricável. No art. 2, entre os objetivos da política, tem-se: “Assegurar à atual e as futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” (I). Entre as diretrizes gerais de ação para implementação da PNRH está “a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade”.

O lançamento de esgotos domésticos brutos em corpos hídricos superficiais acarreta diversas consequências para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, inclusive para todos os indivíduos que dependem de tais recursos (SUN *et al.*, 2021), já que esses resíduos apresentam

em sua massa líquida componentes de caráter físico-químicos e microbiológicos que necessitam de devido tratamento antes de alguma destinação final.

Buscando inserir parâmetros de qualidade de água em rotinas de otimização, o modelo desenvolvido por Santos (2011) integrou dois parâmetros de qualidade de água, Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), sendo modelados em reservatórios e rios a partir do lançamento de cargas pontuais de efluentes domésticos. Já Bringer *et al.*, (2018) buscou subsidiar tomadas de decisão a respeito da seleção de estações de tratamento de esgotos (ETE's) para bacias hidrográficas, de acordo com os critérios de lançamento de efluentes dispostos na legislação vigente no Brasil, no Caso a de numero 430/2011 do CONAMA. Mais recentemente, Asadollahfardi *et al.*, (2021) dedicou-se a otimização de estações de monitoramento da qualidade da água no Irã.

Outro fator influente na qualidade das águas em determinadas localidades é a carga de nutrientes associada à agricultura. Em regiões com intensiva produção agrícola e prática de adição de fertilizantes fosfatados e nitrogenados, caso não exista um controle adequado da lixiviação e do escoamento superficial, gerados pelas precipitações, pode ocorrer o aporte de nitrogênio e fósforo para o leito dos rios e reservatórios próximos (WANG *et al.*, 2021; HANRAHAN *et al.*, 2021), resultando na deterioração da qualidade das águas.

Este contexto pode ser encontrado no semiárido brasileiro, como é o caso da região do Alto Piranhas, no estado da Paraíba, com déficits hídricos importantes e reservatórios destinados ao atendimento de demandas como o abastecimento urbano e agrícola. Além do mais, é comum a prática da agricultura irrigada no entorno dos corpos hídricos, elevando os riscos da condução de fertilizantes para a água, situação que torna-se mais complexa pelo baixo percentual de tratamento dos efluentes domésticos gerados nos municípios, o que, segundo o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piancó-Piranhas-Açú (ANA, 2018), compromete a qualidade dos reservatórios e rios. As respectivas circunstâncias justificam a escolha de um sistema de recursos hídricos presente no Alto Piranhas como área de estudo do presente trabalho.

Desta maneira, surge uma demanda de caráter metodológico, que envolve a necessidade de desenvolver modelos de otimização quali-quantitativos que também permitam avaliar nos corpos hídricos concentrações nitrogenadas e fosfatadas, modeladas a partir de contribuições associadas a esgotos domésticos e de áreas fertilizadas, sendo esta, portanto, a principal contribuição científica do respectivo estudo.

Sobre esta perspectiva, o presente trabalho propõe o desenvolvimento de um modelo de otimização multiobjetivo, baseado em programação linear, que permite a análise quali-quantitativa de sistemas de recursos hídricos, a nível mensal, considerando a modelagem nos corpos hídricos de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, fósforo total, além do oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio, associados a efluentes agrícolas e domésticos.

## **1.1 Objetivo Geral**

Desenvolver um modelo de otimização quali-quantitativo para aplicação em sistemas de recursos hídricos, considerando parâmetros de qualidade de água para o planejamento dos respectivos sistemas.

## **1.2 Objetivos Específicos**

- Aplicar o modelo desenvolvido no sistema Engenheiro Ávidos – São Gonçalo;
- Estudar o comportamento dos parâmetros de qualidade de água (DBO, OD, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrogênio Total, Fósforo Orgânico, Fósforo Inorgânico e Fósforo Total), provenientes de cargas pontuais e difusas, juntamente com a operação ótima de sistema de recursos hídricos;
- Avaliar o atendimento dos parâmetros de qualidade de água nos corpos hídricos, por meio do mantimento de concentrações em valores permitidos pela legislação vigente;
- Verificar o grau de atendimento das demandas do sistema, considerando aspectos quali-quantitativos da água, por meio dos indicadores confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade;
- Analisar o desempenho do uso dos recursos hídricos do sistema através de índices de eficiência dos reservatórios.

### 1.3 Justificativa

À medida que o grau de desenvolvimento das regiões eleva-se, também ocorre maior pressão sobre os recursos naturais, com destaque para os recursos hídricos, devido ao aumento das demandas e da geração de efluentes. Essa problemática torna-se mais delicada em regiões com déficits hídricos consideráveis, múltiplas demandas a serem atendidas, além da existência de efluentes lançados nos corpos hídricos.

No semiárido brasileiro, esta conjuntura pode ser observada, com o acréscimo do fato de alguns municípios possuírem um baixo índice de tratamento dos esgotos domésticos, sendo os mesmos muitas vezes lançados no meio ambiente de maneira inadequada, elevando a carga orgânica no meio aquático e reduzindo as concentrações de oxigênio na água, com impactos deletérios para a biota aquática e, conseqüentemente, comprometendo os múltiplos usos aos quais estes recursos são destinados. Além do mais, os efluentes domésticos brutos possuem concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que estão diretamente relacionados com a eutrofização das águas.

Em relação às concentrações de nitrogênio e fósforo nas águas, as mesmas podem ser aumentadas de forma substancial devido à presença de atividades agrícolas no entorno dos corpos hídricos, por meio dos escoamentos superficiais que conduzem o excesso dos fertilizantes presentes no solo. Assim, pode ocorrer a elevação da produtividade nas águas e severo desequilíbrio no meio, sendo este um dos grandes problemas nos corpos hídricos inseridos no semiárido nordestino.

Para melhor planejar e gerir estes sistemas, as técnicas de otimização têm demonstrado resultados satisfatórios, de maneira que as variáveis de decisão podem ser melhoradas, a partir do estabelecimento de funções objetivo e restrições, embora lacunas ainda devam ser preenchidas, principalmente a respeito da consideração nas rotinas de otimização da modelagem de parâmetros de qualidade de água que têm influência considerável no processo decisório, como é o caso de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo.

Desta forma, torna-se fundamental o desenvolvimento e aplicação de modelos de otimização que também permitam quantificar a dinâmica comportamental de nitrogênio e fósforo em rios e reservatórios a partir do incremento proveniente de cargas agrícolas e esgotos domésticos.

É nesta conjuntura que é enquadrado o presente trabalho, buscando contribuir para o desenvolvimento metodológico de modelos de otimização, possibilitando levar em consideração nas rotinas de cálculo aspectos quantitativos dos recursos hídricos, como o atendimento de demandas, critérios técnicos e operacionais de reservatórios, fatores econômicos relacionados, por exemplo, a atividades agrícolas, além da dinâmica comportamental de parâmetros de qualidade de água, em suas formas orgânicas e inorgânicas, modelados por meio de contribuições de efluentes domésticos e agrícolas, que são fundamentais para o equilíbrio dos sistemas hídricos e, conseqüentemente, para as atividades humanas.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Planejamento de Sistemas de Recursos Hídricos

À medida que o nível de desenvolvimento das regiões eleva-se, os vários sistemas, tratados outrora de maneira mais simplista, passam a necessitar de um grau cada vez maior de detalhamento, o que demanda análises mais minuciosas de todos os componentes envolvidos (NEPOMUCENO, 2018). Tais dificuldades muitas vezes são encontradas nos estudos a respeito dos recursos hídricos, que podem requerer um planejamento integrado, incluindo aspectos quali-quantitativos, técnico-operacionais e legais para o atendimento aos múltiplos objetivos (LV *et al.*, 2021).

Na engenharia de recursos hídricos, a estruturação de um sistema deve ser capaz de inserir nos processos decisórios os vários fatores relevantes para o mesmo, como aspectos sociais, econômicos e ambientais (LI *et al.*, 2020). Sobre essa perspectiva, estudos nessa área têm buscado soluções para os problemas a partir de rotinas matemáticas que permitem quantificar o atendimento aos mais variados objetivos, tais como: alocação de terras para agricultura, otimização da operação de reservatórios de abastecimento, aspectos qualitativos dos recursos hídricos, entre outros (NAGHDI *et al.*, 2021; FARHAT *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2020).

As análises dos estudos supracitados induzem a concretização de um adequado planejamento dos recursos hídricos, resultando, desta forma, na tomada de decisões mais efetivas a respeito de possíveis cenários existentes, estes últimos podem envolver determinadas demandas hídricas e diferentes possibilidades de suprimento.

MILAŠINOVIĆ *et al.*, (2021) enfatiza o potencial de utilização de modelos matemáticos como ferramentas de suporte a decisão (SSD), sendo tais modelos aplicados com êxito em diversos campos da atividade humana em que o problema da decisão é muito complexo, como é o caso do planejamento e gerenciamento de sistemas de recursos hídricos.

Além dos aspectos quantitativos dos recursos hídricos, Mustafa *et al.*, (2021) afirmam que existe uma necessidade de melhorar as estratégias de monitoramento de qualidade da água, uma vez que os métodos tradicionais, baseados em laboratório, muitas vezes são lentos para desenvolver respostas operacionais. Segundo Matovelle *et al.* (2021), a modelagem matemática, como ferramenta complementar a gestão dos recursos hídricos, é um instrumento

amplamente aceito para o diagnóstico de problemas de qualidade da água e posterior desenvolvimento de estratégias de resolução, com ótima aplicabilidade e resultados rápidos e precisos.

No processo decisório, as técnicas de simulação e otimização têm sido importantes ferramentas metodológicas para a busca do entendimento da dinâmica dos sistemas de recursos hídricos. Segundo Telles *et al.*, (2017), a simulação exige a criação de um modelo conceitual, onde é desenvolvido um esquema que permite a representação da realidade a partir de condições iniciais e de contorno, equações de estado, fluídos, propriedades e variáveis termodinâmicas, sendo este conjunto estruturado por informações que devem ser devidamente tratadas.

Quando o objetivo está associado à melhoria das variáveis de decisão que formam o problema, as técnicas de otimização têm se mostrado fundamentais para o efetivo planejamento de sistemas de recursos hídricos, com destaque para localidades onde existe escassez desse bem (HERMAN, *et al.*, 2020), como no semiárido brasileiro, onde o déficit entre oferta e demanda deve ser reduzido e a operação dos corpos hídricos deve ser praticada com o mais alto grau de eficiência (SILVA *et al.*, 2021).

## **2.2 Otimização Aplicada a Recursos Hídricos**

A programação linear é uma das técnicas mais aplicadas na otimização de sistemas constituídos por reservatórios e rios podendo convergir para ótimos globais (caso os mesmos existam), além de possuir grande versatilidade e aplicação em problemas de larga escala (COHEN *et al.*, 2021; SUWAL *et al.*, 2020). A programação dinâmica é um procedimento para a solução de problemas que podem ser analisados em vários estágios, no entanto, o tempo computacional cresce exponencialmente com o número de variáveis de estado (HERMAN *et al.*, 2020). Já na programação não-linear, o processo de otimização pode ser lento, requerendo maior tempo de processamento, quando comparado com outros métodos, uma vez que a matemática envolvida nos modelos não lineares é muito mais complicada do que nos casos de programação linear (SHEN *et al.*, 2020).

Os problemas de otimização consistem basicamente em funções objetivo, que especificam as metas do planejador em termos matemáticos; variáveis de decisão, que podem estar associadas a determinadas alternativas (por exemplo, localização e tamanho de barragens); e restrições, estas, por sua vez, envolvem limitações naturais ou impostas aos sistemas

(BROWN *et al.*, 2015). Esses procedimentos, adaptados aos mais variados sistemas de recursos hídricos, permitem suprir de maneira otimizada aspectos como: alocação ótima de terras para agricultura, operação otimizada de redes hidráulicas, otimização da operação de reservatórios de abastecimento e aspectos qualitativos dos recursos hídricos (NAGHDI *et al.*, 2021; FARHAT *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2020).

Na agricultura irrigada, muitas vezes existe a necessidade de distribuir recursos limitados, como água e terra, para que o cultivo de várias culturas possa ser praticado de maneira sustentável e rentável. Sobre essa perspectiva, a aplicação de técnicas de otimização se constitui numa ferramenta para a busca de melhores alternativas (LI *et al.*, 2020). Buscando otimizar a distribuição de água em terras agrícolas com limitação de recursos, Lalehzar e Kerachian (2021) desenvolveram uma estrutura para o planejamento ótimo agrícola sob incerteza, possibilitando, por exemplo, maximizar a receita líquida de maneira que os usos da água sejam mais eficientes.

Na operação de reservatórios destinados ao abastecimento de múltiplas demandas, modelos de otimização, como o desenvolvido por Raju *et al.*, (2020), permitem a análise de complexos sistemas formados por reservatórios, com as soluções ótimas obtidas em curtos períodos de tempo. Também buscando maior eficiência e contornar problemas relacionados a ótimos locais e limitações atribuídas a algoritmos evolutivos, Yaseen *et al.*, (2019) estruturaram um algoritmo de otimização híbrido que pode ser facilmente ajustado para várias barragens e reservatórios ao redor do mundo.

Para analisar problemas de recursos hídricos, a literatura especializada dispõe de várias contribuições acerca de técnicas de otimização aptas para buscar melhores soluções baseadas no caráter quantitativo dos recursos hídricos (KAZEMI *et al.*, 2022; FENG, 2021; TIAN *et al.*, 2021), porém, modelos matemáticos que consideram os parâmetros de qualidade de água de maneira indissociável com a quantidade ainda necessitam ser melhor trabalhados.

Firmino (2007) desenvolveu o modelo o META-F: Modelo de Enquadramento Tático das Águas Fluviais para alocação ótima da qualidade e da quantidade da água em nível mensal, onde a função objetivo relaciona-se ao atendimento às demandas hídricas e o enquadramento de águas fluviais; por sua vez, as restrições representam as limitações físicas e operacionais dos componentes hidráulicos do sistema de recursos hídricos.

Também buscando a otimização quali-quantitativa, Santos (2011) desenvolveu um modelo que, além de permitir alocação de terras aptas ao plantio, abastecimento agrícola e urbano, incorpora dois parâmetros de qualidade de água que são fundamentais para a manutenção do equilíbrio de corpos hídricos, são eles: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD).

Analisando melhores alternativas para ETEs, Bringer *et al.*, (2018) destacam a necessidade de incorporar os mesmos procedimentos matemáticos à modelagem da qualidade da água e rotinas de otimização, possibilitando, desta forma, a incorporação na tomada de decisão de variáveis técnicas, tecnológicas e econômicas.

Mais recentemente, Asadollahfardi *et al.*, (2021) e Behmel *et al.*, (2020) destacaram a relevância de um efetivo sistema de monitoramento da qualidade das águas, sendo desenvolvidos procedimentos para que tal processo seja praticado, auxiliando, por exemplo, na conformidade com aspectos legais, ambientais, urbanos e de desenvolvimento.

### **2.2.1 Programação Linear**

A PL é um caso particular da programação matemática em que as variáveis de decisão são contínuas e apresentam comportamento linear, tanto nas funções objetivo como nas restrições de igualdade e desigualdade (ABDEL-BASSET *et al.*, 2019).

A partir de sua formulação matemática em termos formais (por G. B. Dantzig, em 1947), a PL é a técnica de otimização que mais se desenvolveu e a que vem apresentando um maior número de aplicações, que podem ser facilmente encontrados em problemas de planejamento de atividades na agricultura, na indústria petrolífera, no setor financeiro, nos transportes, no setor hidroelétrico, entre outras áreas (KAUR e GUPTA, 2021; AMANI e ALIZADEH, 2021; LIMA *et al.*, 2021; NORDIN *et al.*, 2021; LI e LU, 2021).

Uma das primeiras aplicações da PL na operação determinística de reservatórios foi feita no início da década de 1960, sendo usada para um problema simplificado de um reservatório sem armazenamento extra-anual (Dorfman, 1962, apud Simonovic, 1992). Na mesma época, o “Harvard Water Resources Group” também desenvolveu estudos pioneiros no âmbito da utilização da PL em problemas de recursos hídricos, neste caso, foram realizadas pesquisas acerca da prática do gerenciamento de águas subterrâneas (SIMONOVIC, 1992).

Barbosa (2002) e Lima e Lanna (2005) já destacavam vantagens da aplicação da PL:

- Possibilidade da solução obtida ser um ótimo global;
- Facilidade de adaptação a um grande número de problemas;
- Comparada a outras técnicas de otimização, a PL proporciona maior facilidade de entendimento;
- Capacidade de tratar problemas de grande porte, o que é recorrente em recursos hídricos;
- Disponibilidade de pacotes computacionais, a nível comercial, disponíveis para utilização.

Aplicações mais recentes da PL para a busca de melhores práticas operacionais em sistemas de recursos hídricos encontram-se nos trabalhos desenvolvidos por: Nepomuceno (2018); Zhang *et al.*, (2019); Raju *et al.*, (2020); Danapour *et al.*, (2021).

### **2.2.2 Artíficos de Linearização**

O principal óbice para a aplicação da PL em recursos hídricos é a ocorrência frequente de não-linearidades, que podem estar presentes tanto nas funções objetivo como nas restrições dos problemas. De acordo com PIROUZI *et al.*, (2020), existem formas de superar as dificuldades mencionadas anteriormente, sendo ainda possível a resolução dos problemas via técnicas de PL. Os chamados “Artíficos de Linearização” são maneiras eficientes de se trabalhar com as não-linearidades que possam surgir. Técnicas como linearização por segmentos (YANG *et al.*, 2019), PL separável (KRONQVIST *et al.*, 2018), PL sucessiva ou sequencial (SAHINIDIS, 2019) e o método das Aproximações Lineares (ARUOBA *et al.*, 2021) possuem significativa aplicação na PL.

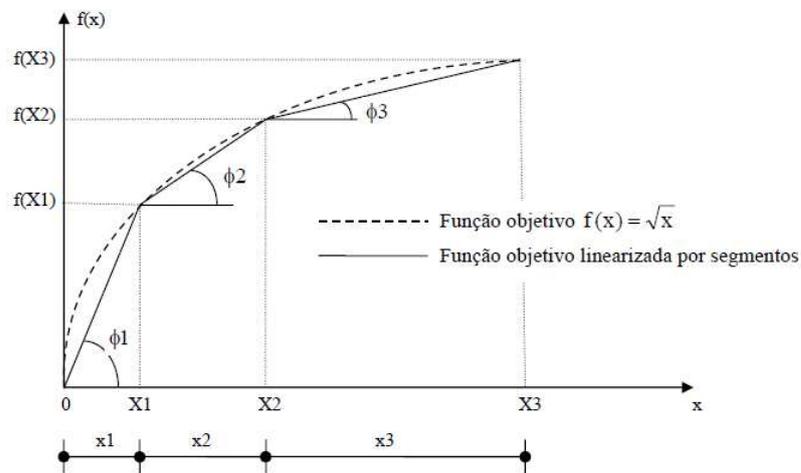
Os respectivos métodos foram utilizados no presente estudo, para a linearização das funções objetivos e restrições, de maneira que a solução otimizada possa ser buscada de forma sucessiva, até a convergência dos métodos.

✓ Linearização por Segmentos ou Formulação Linear por Partes:

Uma maneira de superar essa dificuldade é a linearização de funções não lineares por partes. Este artifício é utilizado para problemas de maximização, quando se tem funções não-lineares côncavas, ou minimização, quando se trabalha com funções não-lineares convexas.

A essência do método consiste em aproximar uma dada função ou restrição não-linear por uma função linear por partes, sendo comum em métodos numéricos. Por meio da Figura 1 é possível visualizar a linearização de uma função objetivo não-linear.

Figura 1 – Função objetivo não-linear e linearizada pelo artifício de linearização por segmentos.



Fonte: Santos *et al.*, (2011).

Após a linearização, a função objetivo será dada por meio das Equações 1 e 2:

$$F(x) = \phi_1 \cdot x_1 + \phi_2 \cdot x_2 + \phi_3 \cdot x_3 \quad (1)$$

$$x = x_1 + x_2 + x_3 \quad (2)$$

Sendo  $\phi_1$ ,  $\phi_2$  e  $\phi_3$  as declividades da reta em cada segmento;  $x_1$ ,  $x_2$  e  $x_3$  os segmentos da variável de decisão;  $X_1$ ,  $X_2$  e  $X_3$  são os pontos de quebra, responsáveis pela delimitação dos segmentos, conforme descrito nas Equações 3, 4 e 5:

$$0 \leq x_1 \leq X_1 \quad (3)$$

$$0 \leq x_2 \leq X_2 - X_1 \quad (4)$$

$$0 \leq x_3 \leq X_3 - X_2 \quad (5)$$

Uma premissa para o êxito desse método é que deve existir uma ordem para o caminho percorrido por meio dos trechos segmentados. O primeiro trecho deverá ser percorrido, para então serem atribuídos valores para o segundo, portanto, esta sequência deverá ser cumprida até o último trecho.

Conforme recomendado por Yang *et al.*, (2019), deve existir um balanço entre uma maior representação da função a ser linearizada e o número de pontos de discretização da função, uma vez que o esforço computacional de um problema de PL cresce com o cubo do número de restrições.

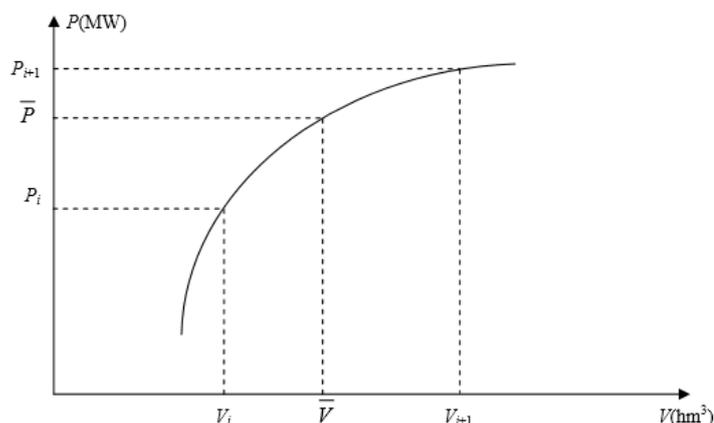
✓ Programação Linear Sequencial ou Sucessiva:

O método da Programação Linear Sequencial (ou sucessiva), segundo Taleb *et al.*, (2020), é um artifício iterativo baseado em PL que possibilita contornar os problemas das não linearidades.

Após a determinação de um ponto inicial, ou solução parcial, a função objetivo e as restrições são linearizadas em torno desse ponto e o problema pode ser resolvido por PL propriamente dita. A solução encontrada pela PL será o novo “ponto inicial” onde a função objetivo e as restrições serão novamente linearizadas até a convergência estabelecida ser alcançada.

Um exemplo ilustrativo de uma possível aplicação da Programação Linear Sequencial (ou sucessiva) é apresentado por Barbosa (2002), que traz uma relação tipicamente não-linear que ocorre nos problemas de operação de usinas hidroelétricas, onde a potência máxima  $P$  é função não linear do volume armazenada (Figura 2).

Figura 2 – Ilustração do procedimento iterativo de uso da PL.



Fonte: Barbosa (2002).

Após a aplicação do modelo, ocorre a substituição da função  $f(V)$ , nas proximidades de  $V_i$ , por uma reta, que pode ser uma tangente ou secante à curva neste ponto. O novo ponto  $V_{i+1}$  será determinado com base nesta reta. Posteriormente, calcula-se a tangente ou secante de  $f(V)$  em  $V_{i+1}$  e a otimização é realizada novamente. Esse processo é repetido sucessivamente até que os resultados de uma aplicação da PL sejam muito próximos dos resultados anteriormente obtidos, o que indica a convergência do processo iterativo.

Os primeiros relatos da aplicação dessa técnica são encontrados nos estudos de Griffith e Stewart (1961). Grygier e Stedinger (1985) e Hiew (1987) já destacavam o potencial desse artifício de linearização, devido a sua facilidade de aplicação e a possibilidade de alcançar o ótimo global, sendo altamente adaptável e eficiente quando submetido a problemas de otimização de recursos hídricos com grandes dimensões.

Os trabalhos desenvolvidos por Kovács (2019), Taleb *et al.*, (2020) e Löhr *et al.*, (2019) apresentam aplicações mais recentes dessa técnica.

#### ✓ Método das Aproximações Lineares:

O método das Aproximações Lineares foi desenvolvido por Griffith e Stewart (1961) e consiste em um artifício para a substituição do problema não linear original por subsequentes problemas lineares aproximados, resolvidos repetidamente por meio da PL. O método é baseado na expansão de funções em séries de Taylor, onde sucessivos sistemas lineares são solucionados por PL, conforme a Equação 6:

$$\sum_{w=1}^{nj} \frac{\partial h_w(X^{u-1})}{\partial X_w} (X^u - X^{u-1}) = -h_w(X^{u-1}) \quad (6)$$

Em que  $X$  é um vetor com  $n_j$  variáveis de decisão e  $h_w(X)$  a  $w$ -ésima restrição de igualdade.

Em posse dos valores iniciais ( $X^0$ ), determinados com base nos resultados da otimização quantitativa, a otimização deve ser realizada até que o critério de convergência seja satisfeito. Para evitar que na iteração  $i+1$  surjam soluções fora da região factível, a variação entre as sucessivas soluções lineares deve ser restringida, conforme presente na Equação 7.

$$[X_j^u - X^{u-1}_j] \leq \varepsilon_j \quad (7)$$

Sendo  $\varepsilon_j$  o limite de cálculo estabelecido para que a solução permaneça na região viável.

Nos trabalhos desenvolvidos por Firmino (2007) e Santos (2011) encontram-se aplicações das Aproximações Lineares, para que as equações associadas ao comportamento de parâmetros de qualidade de água, de caráter não linear, pudessem ser inseridas em rotinas matemáticas lineares. Nas pesquisas desenvolvidas por Alvares *et al.*, (2018) e Li *et al.*, (2019) também é possível encontrar exemplos da aplicação do método das Aproximações Lineares.

### 2.2.3 Otimização Multiobjetivo

Raramente uma decisão deve ser tomada levando em consideração apenas um objetivo. Os modelos de otimização devem ser capazes de otimizar sistemas considerando aspectos econômicos, sociais, políticos, ambientais, técnico-operacionais, entre outros. Segundo Naghdi *et al.*, (2021), em geral, tais objetivos podem ser conflitantes entre si, como a minimização de custos e a maximização das condições de segurança, caracterizando, desta forma, problemas multiobjetivo.

A análise multiobjetivo apresenta conceitos para o tratamento e quantificação dos processos de tomada de decisão com múltiplos objetivos que inclusive podem ser opostos entre si (PAZOUKI *et al.*, 2021). Desta forma, nessas formulações, em geral, não existe um ótimo global, mas sim um conjunto de soluções que satisfazem, de maneiras diferentes, os distintos objetivos envolvidos na análise.

Em consonância com as assertivas anteriores, na engenharia de recursos hídricos diversos problemas também têm o caráter multiobjetivo, desta forma, a estruturação de um sistema com um único objetivo pode beneficiar apenas um aspecto em detrimento de diversos outros que possam ter influência significativa na tomada de decisão, resultando, desta forma, em prováveis conflitos (YU *et al.*, 2021). Sobre essa perspectiva, estudos na área de recursos hídricos têm estruturado problemas de otimização a partir de rotinas matemáticas que permitem quantificar o atendimento aos mais variados interesses, tais como: alocação de terras para agricultura, operação otimizada de redes hidráulicas, otimização da operação de reservatórios de abastecimento e aspectos qualitativos dos recursos hídricos (GOORANI e SHABANLOU, 2021; NAGHDI *et al.*, 2021; FARHAT *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2020). Entre os métodos para a resolução de problemas multiobjetivo, destacam-se: o método das ponderações, o método das restrições e os algoritmos genéticos multiobjetivos.

Em sistemas de reservatórios de abastecimento, o método multiobjetivo das ponderações é um dos mais utilizados (WU *et al.*, 2021). A partir da definição adequada dos pesos a serem considerados para cada objetivo, é possível a obtenção de resultados satisfatórios, de maneira que o procedimento de otimização não seja comprometido (SHAMLOO *et al.*, 2021).

Análises de sistemas de recursos hídricos que contemplam múltiplas necessidades de atendimento, delineadas a partir do método das ponderações, no processo decisório, estão representadas nos trabalhos de Santos *et al.*, (2011), Peng e Deng (2020), Sitzenfreni *et al.*, (2020) e Shamloo *et al.*, 2021. Tais estudos utilizaram os resultados obtidos com a otimização multiobjetivo como dados de entrada para outros estudos, ou tiveram como principal ferramenta metodológica os respectivos modelos de otimização.

No método das ponderações, os objetivos, dados por  $f_1(x)$ ,  $f_2(x)$ , ...,  $f_n(x)$ , são ponderados através de pesos ( $w_i$ ), ou fatores de ponderação do objetivo  $i$ , para fornecer um novo problema.

Os fatores de ponderação são variados de forma paramétrica até que se obtenha o conjunto de soluções não dominadas ( $x^*$ ). A melhor solução de compromisso terá um conjunto  $w_1, w_2, \dots, w_n$  que indicará a importância relativa de cada objetivo.

Em relação ao método das restrições, o mesmo é equivalente ao das ponderações, apresentando bons resultados e não necessitando de uma unidade comum nos diferentes objetivos. No entanto, no método das restrições só podem ser considerados três objetivos, já

que um número superior torna ineficiente o algoritmo de resolução, fato este que favorece a escolha e aplicação do método das ponderações (SHABANI *et al.*, 2020).

Aplicações da otimização multiobjetivo também podem ser encontradas nos trabalhos de NAGHDI *et al.*, (2021), MAJEDI *et al.*, (2021) e GOORANI e SHABANLOU (2021), levando em consideração os aspectos quali-quantitativos, águas subterrâneas e superficiais e alocação ótima das águas.

### 2.3 Qualidade das Águas

A importância da água envolve aspectos muito mais profundos do que sua formulação molecular (H<sub>2</sub>O). Segundo Kiliç (2020), os recursos hídricos de reservatórios superficiais e subterrâneos, rios e lagos são de fundamental importância para os ecossistemas, fornecendo, por exemplo, meios para o transporte e diluição de elementos para o meio aquático. Além do mais, tal recurso natural está diretamente associado ao desenvolvimento das regiões, devido ao suprimento hídrico de múltiplas demandas, como o abastecimento agrícola, industrial e doméstico (JIA *et al.*, 2021).

A qualidade da água é função das condições naturais e do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, ou seja, é resultante de fenômenos naturais e da atuação antrópica (CAVALI *et al.*, 2021).

É fato que mesmo uma bacia totalmente preservada em suas condições naturais, a qualidade da água é afetada, seja por meio do escoamento superficial ou pela infiltração no solo, ambos provenientes da precipitação atmosférica. Assim, mesmo em altos níveis de preservação, durante os escoamentos, ocorre a incorporação de sólidos em suspensão ou dissolvidos, que acabam alterando a qualidade da água (UDDIN *et al.*, 2021).

As modificações por vias naturais não são capazes de deteriorar a qualidade da água de maneira significativa, uma vez que fazem parte do equilíbrio natural dos ecossistemas, sendo a interferência humana o principal fator para os impactos negativos recorrentes nos corpos hídricos. Segundo Aylas-Quispe *et al.*, (2021), a pressão imposta pelas ações antrópicas tem ameaçado os ecossistemas aquáticos do planeta. A urbanização, juntamente com a intensificação do uso e ocupação do solo, elevou a quantidade de efluentes brutos lançados nos corpos hídricos, fato que vem comprometendo a qualidade das águas e acarretando uma série

de impactos deletérios aos indivíduos associados diretamente ou indiretamente com esse recurso (WANG et al., 2021).

Um corpo hídrico, que tenha sido alvo de lançamento de material orgânico biodegradável, passa por um processo natural de recuperação conhecido como autodepuração. Esse processo pode ocorrer por meios físicos, químicos e bioquímicos. Dessa forma, para o controle e prevenção da poluição dos recursos hídricos, torna-se necessário o conhecimento da dinâmica dos contaminantes na água, a capacidade que o curso d'água possui de se recuperar e os limites máximos e mínimos dos parâmetros de qualidade da água estabelecidos pela legislação vigente (OSTAD-ALI-ASKARI e SHAYANNEJAD, 2021).

### ***2.3.1 Parâmetros de Qualidade da Água***

O monitoramento da qualidade da água é algo fundamental para a proteção dos recursos hídricos (CHANG *et al.*, 2021), sendo que, para o seu êxito, é essencial que os parâmetros de qualidade de água sejam determinados de maneira precisa, favorecendo, desta forma, a sustentabilidade dos sistemas ecológicos, a saúde humana, melhores práticas agrícolas, etc. Desta forma, o conhecimento dos parâmetros de qualidade de água é importante para o efetivo planejamento quali-quantitativo dos recursos hídricos, seja em etapas de tratamento da água, avaliação ou modelagem matemática (OSTAD-ALI-ASKARI e SHAYANNEJAD, 2021).

Os constituintes passíveis de determinação na água, que podem ter algum significado ou aplicação relevante, podem ser definidos como parâmetros de qualidade de água. Para Favere *et al.*, (2021), esses constituintes podem ser agrupados de acordo com os seguintes aspectos: estéticos, microbiológicos, químicos, ecológicos e econômicos. De maneira geral, os parâmetros de qualidade de águas podem ser expressos por meio das características físicas, químicas e biológicas, que podem proporcionar caracterização qualitativa aos recursos hídricos (SHAH *et al.*, 2021).

A seguir serão detalhados os aspectos referentes ao comportamento dos parâmetros de qualidade de água estudados (DBO, OD, N e P) em sistemas aquáticos, sendo incluídas as principais fontes de contribuição desses elementos nas águas.

✓ Demanda Bioquímica de Oxigênio:

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) corresponde à quantidade de oxigênio consumida por microrganismos em um dado intervalo de tempo para a oxidação de material orgânico biodegradável (HUSSAIN *et al.*, 2021), sendo um importante indicador para avaliar a poluição orgânica em corpos hídricos e a eficiência de tratamento dos efluentes (QI *et al.*, 2021).

Elevadas concentrações de DBO em um corpo hídrico podem reduzir a disponibilidade de oxigênio no meio, acarretando, conseqüentemente, na degradação dos habitats aquáticos e da biodiversidade (BAXA *et al.*, 2021), já que todos os organismos vivos dependem de uma forma ou de outra do oxigênio para manter os processos metabólicos de produção de energia e de reprodução (JIANG *et al.*, 2021).

Segundo Vigiak *et al.*, (2019), as maiores contribuições de material orgânico para o meio aquático são provenientes de atividades antropogênicas, compreendendo efluentes domésticos, industriais e resíduos da agropecuária. O incremento de cargas orgânicas no meio aquático tem sido objeto de estudos que envolvem projeções demográficas, elevação das demandas e a capacidade de assimilação de rios e reservatórios.

Devido a esta importância, Ighalo *et al.*, (2021) e Young e Vanrolleghem (2021) destacam que a DBO é um dos parâmetros mais empregados no estudo e monitoramento da qualidade das águas, incluindo abordagens relacionadas à modelagem, juntamente com o estudo da depleção dos níveis de oxigênio dissolvido.

✓ Oxigênio Dissolvido nas Águas:

O oxigênio é um gás cuja solubilidade em águas superficiais depende basicamente de fatores como pressão, temperatura e sais dissolvidos (ZHI *et al.*, 2021), desta forma, sua concentração de saturação é, em média, entre 8 e 9 mg. L<sup>-1</sup> (MENDES *et al.*, 2021).

Segundo Fadel *et al.*, (2021), a qualidade e a potabilidade da água doce estão diretamente relacionados à oxigenação do corpo hídrico, portanto, a sua determinação é fundamental. Casagli *et al.*, (2021) destacam que a presença de oxigênio dissolvido na água permite a ocorrência de equilíbrio entre os processos de produção (fotossíntese) e consumo de oxigênio (digestão aeróbia), algo fundamental para o mantimento do equilíbrio de ecossistemas complexos.

Ice *et al.*, (2021) afirmam que o oxigênio dissolvido é um parâmetro chave para a qualidade das águas dos rios, sendo que, valores abaixo dos limites estabelecidos ameaçam a

saúde dos sistemas fluviais, acarretando em grandes perdas econômicas e redução da biodiversidade. Limitação no crescimento e desenvolvimento dos peixes, com aumento da mortalidade dos mesmos, odores desagradáveis e perda do potencial de recreação humana são outras consequências oriundas dos baixos níveis de oxigênio dissolvido na água (MAY *et al.*, 2021).

Hutchins *et al.*, (2020) também afirmam que as mudanças climáticas podem resultar em alterações nas concentrações de oxigênio dissolvido nas águas. Com o aquecimento do ar, rios e reservatórios tendem também a elevar suas temperaturas e, conseqüentemente, reduzir as suas capacidades de dissolução desse gás, já que a temperatura é inversamente proporcional à solubilidade do oxigênio dissolvido.

Por ser elemento fundamental da vida aquática, muitas vezes o oxigênio dissolvido também é utilizado como parte integrante de índices de qualidade de água, objetivando, por exemplo, a avaliação do estado da qualidade da água (SALIH *et al.*, 2021). Sendo assim, ratificada a importância do oxigênio para todo o equilíbrio ambiental, torna-se indispensável o monitoramento adequado das concentrações de oxigênio dissolvido nos corpos hídricos superficiais, de maneira que a dinâmica espacial e temporal desse elemento possa ser bem estabelecida em cada local de estudo (LI *et al.*, 2021).

✓ Nitrogênio – comportamento nas águas e principais fontes de lançamento:

O nitrogênio é considerado um dos macronutrientes mais importantes para o desenvolvimento da vida aquática, sendo um dos constituintes essenciais das células de todos os seres vivos. Embora seja um elemento relativamente abundante, cerca de 99,9% do mesmo encontra-se na forma gasosa ( $N_2$ ) e não está disponível para a maior parte dos seres vivos (WANG *et al.*, 2017).

Segundo Yang *et al.*, (2020) e Rahimi *et al.*, (2020), em ambientes aquáticos o nitrogênio pode ser encontrado em diversas formas, com destaque para: Nitrato ( $NO_3^-$ ), Amônia ( $NH_3$ ), Nitrito ( $NO_2^-$ ), Óxido Nitroso ( $N_2O$ ), Nitrogênio Molecular ( $N_2$ ), Nitrogênio Orgânico Dissolvido (aminas, aminoácidos etc.) e Nitrogênio Orgânico Particulado (bactérias, fito e zooplâncton e detritos).

A forma de nitrato apresenta um grande potencial poluidor, sendo um problema qualitativo para diversos países do mundo, seja em águas superficiais ou subterrâneas (LASAGNA e DE LUCA, 2019). Além disso, o seu consumo por meio das águas de

abastecimento está associado a danos significativos à saúde humana: a indução à metemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (JASEMIZAD *et al.*, 2021).

De maneira natural, as principais fontes de nitrogênio são as chuvas, material orgânico introduzido ao meio e à própria fixação de nitrogênio molecular dentro do corpo hídrico; já artificialmente, pode ser incorporado ao meio aquático através de despejos domésticos e industriais, excremento de animais e fertilizantes, como resultado de atividades antrópicas desenvolvidas no entorno de mananciais hídricos (ZHANG *et al.*, 2020; GAO *et al.*, 2020).

Em muitos sistemas aquáticos, a maior fonte de poluição está associada a efluentes domésticos brutos, na qual predominam as formas de nitrogênio orgânico e amoniacal. O nitrogênio orgânico corresponde a agrupamentos de aminas, enquanto que a amônia tem sua principal origem na ureia, que é rapidamente hidrolisada e raramente é encontrada em esgotos brutos. Esses dois, conjuntamente, compõem a parcela denominada de Nitrogênio Total Kjeldahj (NTK). O NTK ainda pode ser dividido em uma fração solúvel (dominada pela amônia) e uma fração particulada (associada a material em suspensão) (WELLER e JORDAN, 2020).

A predominância de algumas formas de nitrogênio na água pode indicar o estágio da poluição. O nitrogênio na forma orgânica ou amoniacal diz respeito a lançamentos de efluentes recentes, uma vez que essas formas são as iniciais nos processos de conversão da matéria nitrogenada (BHAT e PANDIT, 2020). Já para poluição antiga, predomina, basicamente, o nitrato.

SOLER-JOFRA *et al.*, (2021) descrevem os processos contidos no ciclo do nitrogênio. Estes estão destacados a seguir de maneira resumida.

- Fixação do nitrogênio (biológica): alguns organismos heterótrofos e autótrofos tem a capacidade de fixar o nitrogênio na forma gasosa, sendo os autótrofos responsáveis pela maior porcentagem do nitrogênio fixado no ambiente aquático. Com altas populações de organismos fixadores de nitrogênio, a concentração desse elemento pode ser bastante reduzida, limitando o crescimento de organismos não fixadores;
- Assimilação de nitrato e amônia: essas são as principais formas de nitrogênio inorgânico dissolvido. No entanto, o fitoplâncton assimila preferencialmente a amônia, pois o nitrato, antes de ser consumido, necessita primeiro passar pelo

processo de redução assimilatória de nitrito para poder ser convertido à amônia, resultando, assim, em um gasto maior de energia para esses organismos;

- Mineralização ou amonificação: etapa referente à transformação do nitrogênio orgânico particulado e dissolvido em amônia. Essa função é desenvolvida por vários grupos de bactérias e fungos, ou seja, a matéria orgânica é transformada no íon de amônio por intermédio desses organismos. Sempre que ocorre a mineralização, tem-se a liberação do carbono, C, presente na matéria orgânica. Porém, o mesmo não ocorre com a amônia. A qualidade e a proporção do C:N no substrato degradado determinará se a amônia será liberada ou absorvida pelo meio;
- Nitrificação: referente a oxidação biológica da amônia para nitrato, no processo de decomposição da matéria orgânica. Na nitrificação participam dois gêneros de bactérias: as Nitrosomonas, que oxidam o amônio a nitrito, e as Nitrobacter, que oxidam nitrito para nitrato. Este processo é essencialmente aeróbio, ocorrendo geralmente nas camadas onde o oxigênio está disponível;
- Desnitrificação: em condições anóxicas (ausência de oxigênio e presença de nitratos), os nitratos são utilizados como receptores de elétrons em processos respiratórios de microrganismos heterotróficos. Assim, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso. A desnitrificação é responsável pela efetiva remoção de nitrogênio da massa líquida;
- Redução dessimilatória: nessa fase do ciclo, o nitrato é reduzido à amônia, por algumas bactérias anaeróbias.

✓ Fósforo – comportamento nas águas e principais fontes de lançamento:

Em ambientes aquáticos, o fósforo está presente, principalmente, na forma de fosfatos. A maioria dos autores tem adotado uma classificação sumária dos fosfatos, agrupando as várias formas em cinco grupos principais: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido, fosfato total dissolvido e fosfato total (MONTE *et al.*, 2021). A fração de maior relevância para estudos limnológicos é o ortofosfato, por ser a principal forma assimilada pelos vegetais aquáticos, além de compor as moléculas de ácidos nucleicos e adenosina trifosfato (KUMAR *et al.*, 2019; MUSTAFA E HAYDER, 2021).

Se comparado a outros macronutrientes, o fósforo encontra-se em baixa disponibilidade. Segundo Chapra (2008), os seguintes fatores são responsáveis pela menor disponibilidade do fósforo nos ecossistemas aquáticos:

- O fósforo não é abundante na crosta terrestre, além dos minerais fosfatados não serem muito solúveis;
- O fósforo inexistente na forma gasosa;
- O fósforo possui ampla afinidade a partículas granuladas, facilitando sua sedimentação e, conseqüentemente, transportando-o para o sedimento do fundo. Este é um importante mecanismo de remoção do fósforo da massa líquida.

Porém, fontes antrópicas são responsáveis pelo lançamento de cargas de fósforo em corpos hídricos. A geração de escoamentos superficiais em áreas fertilizadas e em áreas urbanas (incorporando produtos químicos contendo fósforo), além de contribuições associadas a esgotos, podem ser responsáveis pela elevação dos níveis de fósforo no meio aquático (ZHANG *et al.*, 2020; GAO *et al.*, 2020).

Dentre as fontes de lançamento difusas, as atividades agrícolas merecem maior atenção, em virtude do uso intensivo de fertilizantes fosfatados como meio de elevar a produtividade dos cultivos. No caso da atividade pecuária, a contribuição de fósforo provém do esterco dos animais criados, podendo representar uma importante contribuição, dependendo do número de animais por hectare, do tipo do animal e do manejo que é dado à área.

A dinâmica do fósforo da massa líquida sofre grande influência do sedimento de fundo. A retenção ou liberação a partir do sedimento estão intimamente correlacionadas às condições de oxirredução na interface água-sedimento, ao pH, temperatura, atividade microbiana e concentrações de fósforo e cátions no meio (LI *et al.*, 2019). Devido a afinidade do fósforo com o  $\text{Fe}^{3+}$ , sob condições oxidadas, o fósforo pode ser adsorvido à superfície de óxidos e hidróxidos, já para condições reduzidas, a liberação de fósforo é normalmente superior (WANG *et al.*, 2021). Outros fatores como a presença de matéria orgânica e de aceptores alternativos de elétrons ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , entre outros) podem influenciar a dinâmica do fósforo em ambientes aquáticos naturais (ZHANG e FURMAN, 2021).

### 2.3.2 Eutrofização

A urbanização é um processo que tem sido constantemente acompanhado pela diminuição da qualidade da água disponível para o suprimento hídrico das demandas, devido ao lançamento crescente de resíduos sólidos e líquidos (WANG *et al.*, 2021). No caso dos corpos hídricos, um dos impactos mais severos diz respeito ao processo da eutrofização, que está associado ao aumento da concentração de nutrientes nos corpos hídricos, com destaque para o nitrogênio e o fósforo (SRUTHY *et al.*, 2021).

A eutrofização dos ecossistemas aquáticos refere-se a um estado ecológico, onde processos biológicos, impulsionados pelo aumento da carga de nutrientes, conduzem à proliferação de produtores primários (fitoplâncton, plantas aquáticas, cianobactérias), redução dos teores de oxigênio dissolvido na água e perda de biodiversidade (VINÇON-LEITE e CASNAVE, 2019). Segundo Ayele e Atlabachew (2021), a eutrofização é uma das principais causas de degradação do estado ecológico de ambientes aquáticos, sendo observada desde o início do século XX em países industrializados.

Quando ocorre naturalmente, a eutrofização é gradual lenta. Entretanto, desenvolvendo-se de maneira acelerada, principalmente a partir da influência antrópica, pode ocorrer um significativo desequilíbrio ecológico. Esta última forma é denominada de eutrofização cultural (LIN *et al.*, 2021).

No meio aquático, as características do fluxo também estão associadas à susceptibilidade do corpo hídrico em ser impactado pela eutrofização. Em reservatórios, as velocidades são geralmente baixas, conseqüentemente, possuem maiores tempos de residência (XINYI *et al.*, 2021). Desta forma, os reservatórios são mais sensíveis às cargas de nutrientes, embora outras características também têm relevância na definição da vulnerabilidade do corpo hídrico para a eutrofização, tais como: morfometria principal (profundidade e volume) e estudos hidrológicos (WILLIAMSON *et al.*, 2021; SCHALLENBERG, 2021).

De acordo com a capacidade de assimilação do corpo receptor, em ambientes eutrofizados, a população de algas poderá alcançar valores elevados, resultando no comprometimento da biota aquática. Em épocas de elevada insolação (maior fornecimento de energia luminosa para a fotossíntese), superpopulações de algas poderão constituir uma camada superficial. Esta camada impede a penetração da energia solar para regiões mais profundas do corpo d'água, causando a morte das águas presentes nessas localidades, além do

desencadeamento de uma série de outros problemas de cunho estético, sanitário e ecológico (AYELE e ATLABACHEW, 2021).

Em águas eutrofizadas destinadas ao abastecimento humano, controle rigoroso de sua qualidade deve ser realizado, principalmente pela possibilidade da presença de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica. As cianobactérias produzem toxinas que causam graves injúrias a animais terrestres, aquáticos e humanos, através da ingestão ou contato com a água contaminada (HERNANDEZ *et al.*, 2021). Além disso, as toxinas eventualmente produzidas não são eliminadas em estações de tratamento de águas (ETAs) que operam de maneira convencional, necessitando, desta forma, de investimentos adequados para sua remoção (JALILI *et al.*, 2021).

A seguir são elencados outros problemas provenientes da eutrofização cultural de corpos d'água (HASHIMI e HASHIMI, 2020; DAMAR *et al.*, 2021).

- A hipóxia costeira contribui para a acidificação dos oceanos, prejudicando os organismos calcificantes como moluscos e crustáceos;
- Surgimento de zonas mortas nos corpos hídricos;
- Impactos negativos na indústria do turismo;
- Anoxia (ausência de oxigênio dissolvido), que causa a morte de peixes e de invertebrados e também resulta na liberação de gases tóxicos com odores desagradáveis;
- Altas concentrações de matéria orgânica, as quais, se tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos;
- Acesso restrito à pesca e às atividades recreativas devido ao acúmulo de plantas aquáticas.

Desta forma, Vinçon-Leite e Casenave (2019) reforçam a necessidade de apoiar as decisões a partir dos resultados de análises científicas, com destaque para os modelos matemáticos, que possibilitam o suporte para gerenciamento dos corpos hídricos e a definição de metas de redução de carga de nutrientes na bacia.

### **2.3.3 Autodepuração**

O processo da autodepuração envolve a capacidade de um corpo hídrico assimilar a carga orgânica decorrente do lançamento de efluentes, envolvendo a conjugação de fenômenos

físicos, químicos e biológicos, como a diluição, sedimentação, reaeração atmosférica, decomposição da matéria orgânica e oxidação; portanto, é algo fundamental para o equilíbrio ecológico e mantimento da qualidade da água (HASIM, 2021).

A autodepuração pode ocorrer em qualquer corpo hídrico, sendo que a base do processo é a biodegradação da matéria orgânica, que é utilizada como substrato para microrganismos na presença de concentrações adequadas de oxigênio na água (NUGRAHA *et al.*, 2020). Desta forma, é possível afirmar que os ecossistemas aquáticos são reatores biológicos em maiores escalas, aonde as condições ambientais não ocorrem de maneira controlada (OSTROUMOV, 2017).

Chapra *et al.*, (2021) evidencia que nesse fenômeno ocorre um balanço entre as fontes de consumo (desoxigenação) e produção de oxigênio (oxigenação). Quando a taxa de consumo é superior à de produção, a concentração de oxigênio dissolvido tende a decrescer, ocorrendo o inverso quando a taxa de produção é superior. Sobre essa perspectiva, se a carga do efluente lançado for superior à capacidade de assimilação do corpo receptor, fatalmente ocorrerá um impacto negativo no meio, com a deterioração da qualidade da água (GRARD *et al.*, 2021).

O conhecimento da capacidade que um corpo hídrico possui de assimilar o lançamento de um determinado efluente é de extrema relevância, servindo, por exemplo, como suporte a decisões acerca das concentrações máximas permissíveis para um efluente a ser lançado, de maneira que o atendimento das múltiplas demandas as quais as águas do corpo hídrico em questão sejam destinadas não sejam comprometidas. Desta forma, Santos e Camacho (2022) destacam que modelos de qualidade são cada vez mais utilizados por gestores como auxílio à tomada de decisão, tornando-se gradativamente um ferramental de grande relevância para a proteção dos corpos hídricos.

### ***2.3.4 Modelagem da Qualidade da Água***

A gestão e o planejamento dos recursos hídricos estão diretamente associados à utilização de modelos matemáticos. Modelos de qualidade de água são desenvolvidos com o objetivo de determinar a fonte, transformação e transporte de constituintes em bacias e em corpos de água, geralmente na forma de concentrações e/ou cargas. Em termos práticos, tais modelos têm significativa aplicabilidade em áreas onde o monitoramento torna-se inviável,

além de possibilitar a determinação da qualidade da água em diferentes condições (AGUILAR *et al.*, 2021).

Ma *et al.*, (2021) definiram modelos de qualidade de água como ferramentas matemáticas baseadas nas leis de conservação da massa que têm como aspecto fundamental o balanço de massa, contabilizando todas as entradas e saídas do sistema, juntamente com os processos que ocorrem no mesmo. Já Abokifa *et al.*, (2020) destaca que a modelagem da qualidade da água permite quantificar as concentrações de constituintes na água através de funções matemáticas.

A primeira representação matemática dos processos que envolvem a resposta dos corpos hídricos superficiais ao lançamento de efluentes foi efetuada formalmente em 1925 por Streeter e Phelps, onde foi buscado avaliar o comportamento do oxigênio no Rio Ohio, localizado no leste dos EUA (ERTÜRK *et al.*, 2021).

Posteriormente ao modelo clássico de Streeter e Phelps, diversos outros foram sendo desenvolvidos ao longo das décadas, cada um com suas respectivas peculiaridades, levando em consideração parâmetros específicos, distintas cargas, sistemas de recursos hídricos particulares e características das localidades, tais modelos podem ser encontrados em fidedignas revisões na literatura especializada. No Quadro 1 é possível visualizar trabalhos a respeito de modelagem de qualidade da água, divididos por cada área de interesse dos respectivos autores.

Quadro 1 – Revisões a respeito de modelos de qualidade de água (continua).

Objetivo dos trabalhos	Trabalhos
Sistemas particulares	Sistemas Costeiros (Du <i>et al.</i> , 2021)
	Águas pluviais (Teixeira <i>et al.</i> , 2021)
Constituintes específicos	Sedimentos (Bartosova <i>et al.</i> , 2021)
	Nitrogênio (Dai <i>et al.</i> , 2021)
	Fósforo (Moyle e Boyle, 2021)
	Oxigênio Dissolvido (Ahmed e Lin, 2021)
Locais específicos	Modelos de qualidade de água para fontes não pontuais na Índia (Sharma <i>et al.</i> , 2021)
	Estudo do impacto do Covid-19 nos sistemas de recursos hídricos de Londres e na qualidade da água (Dobson <i>et al.</i> , 2021)
	Modelagem da qualidade da água na bacia do rio Mississippi (Qi <i>et al.</i> , 2020)

Quadro 1 – Revisões a respeito de modelos de qualidade de água (conclusão).

Aspectos específicos de modelagem	Análise de sensibilidade (Pham <i>et al.</i> , 2021)
	Análise espacial e temporal (Geng <i>et al.</i> , 2021)
	Parametrização (Bell <i>et al.</i> , 2020)
	Calibração e validação de modelos (Thu Minh <i>et al.</i> , 2022; Ba <i>et al.</i> , 2020)

Fonte: Autor (2022).

As dificuldades para o atendimento dos níveis de qualidade de água permitidos pela legislação vigente têm sido cada vez mais relacionadas às práticas adotadas nas bacias hidrográficas, sobre essa perspectiva, rotinas de cálculos são inseridas em modelos de maior escala, possibilitando, além do atendimento das demandas, a gestão dos recursos hídricos por meio de medidas eficazes e identificação das principais fontes de poluição (HAN *et al.*, 2021).

Dentre os corpos hídricos que são rotineiramente alvo das aplicações dos modelos matemáticos, destacam-se: lagos, rios, canais, estuários e sistemas costeiros (ANGELLO *et al.*, 2021; NAKHAEI *et al.*, 2021; VIDAL *et al.*, 2021; HWANG *et al.*, 2021). Muitos estudos de modelagem da qualidade de água tratam de sistemas que incluem rios ou reservatórios, ou os dois de maneira integrada, como será discutido nos itens posteriores (HASANZADEH *et al.*, 2020; SANTOS E CAMACHO, 2022).

#### ✓ Modelagem da Qualidade da Água em Reservatórios:

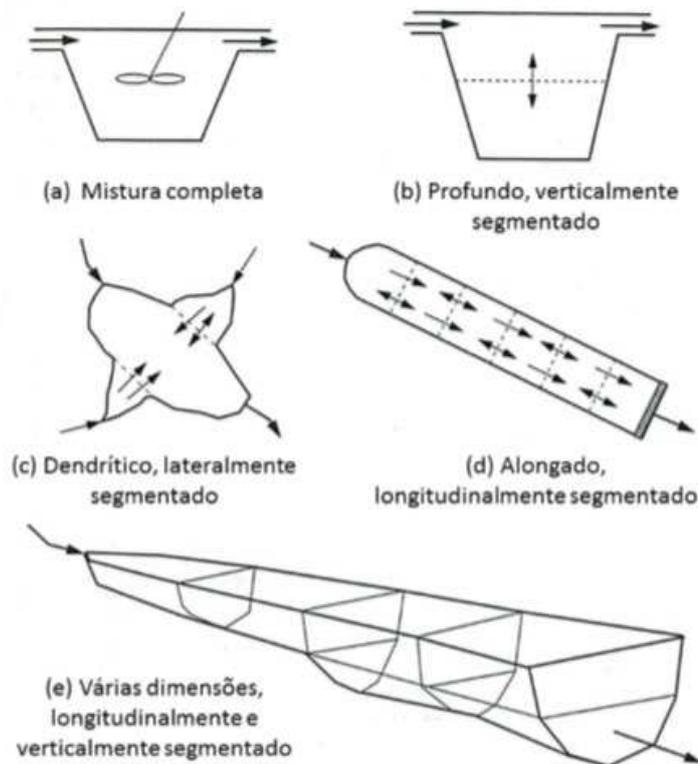
Nas últimas décadas, os modelos matemáticos de qualidade de água, desenvolvidos para aplicação em reservatórios, têm buscado aprimorar a resposta desses corpos hídricos ao lançamento de cargas externas sendo também incluídas rotinas para auxiliar nas decisões a serem tomadas pelos decisores (VASISTHA e GANGULY, 2020; CHEN *et al.*, 2021).

Apesar das dificuldades no equacionamento dos fenômenos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos presentes em um sistema aquático, os modelos buscam prever tais processos com relevante praticidade, algo que favorece um melhor diagnóstico e gestão das bacias (NAJAH AHMED *et al.*, 2019).

Evidenciando critérios acerca da modelagem da qualidade da água em reservatórios, Chapra (2008) classifica os mesmos a partir de determinadas feições e peculiaridades características de cada vertente. Quanto à forma, podem ser alongados ou dentríticos (com

muitos afluentes ao reservatório); em relação ao tamanho, classificam-se em pequenos (tempo de residência inferior a um ano) e grandes (tempo de residência superior a um ano), além de rasos (profundidade inferior a 7 metros) e profundos (profundidade superior a 7 metros). Os profundos tendem a sofrer o processo da estratificação em determinados períodos do ano. A Figura 3 ilustra as classificações destacadas.

Figura 3 – Esquemas de segmentação utilizados na modelagem de reservatórios.



Fonte: Chapra (2008).

A representação matemática dos processos envolvidos nos estudos de qualidade da água é alicerçada no princípio da conservação da massa. O balanço de massa em um volume de controle, evidenciando os fluxos de entrada e saída de um determinado constituinte além do seu acúmulo, pode ser expresso por meio da Equação 8:

$$\frac{d(C * V)}{dt} = Q_0 * C_0 - Q * C + X_p * V - X_c * V \quad (8)$$

Onde  $C$  corresponde a concentração de um composto em um tempo  $t$ ,  $V$  o volume do reservatório (reator) considerado,  $C_0$  concentração afluente do composto,  $Q_0$  é a vazão volumétrica afluente ao reservatório,  $Q$  a vazão volumétrica defluente do reservatório,  $t$  o tempo

e os termos  $X_p$  e  $X_c$  envolvem as taxas de reação de produção e consumo do composto em questão.

Para simplificações matemáticas, muitos modelos consideram a variação do volume do reservatório em função do tempo como sendo nula. Desta forma, a Equação 8, a partir da consideração acerca do volume, resulta em uma forma simplificada do balanço de massa. Como a única dimensão é o tempo, formam-se equações diferenciais ordinárias, possuindo solução matemática mais simplificada. Como será encontrado nos escritos posteriores desse documento, o modelo proposto e aplicado permite o incremento de ajustes que representam a variação do volume dos reservatórios com o tempo.

Caso a parcela  $dV/dt$  não seja considerada constante, a Equação 9 pode assumir a seguinte forma:

$$\frac{dC}{dt} = \left( -\frac{dV}{dt} * C + Q * C_0 - Q * C + X_p * V - X_c * V \right) * V^{-1} \quad (9)$$

Muitas vezes é necessário verificar a influência das concentrações de constituintes inseridos no reservatório a partir de uma vazão proveniente de um reservatório a montante. Quando tais práticas são demandadas, tem-se sistemas de reatores acoplados em séries (reatores em Feedforward).

No caso de reatores em Feedforward, o balanço de massa para os reatores, nas condições estabelecidas, pode ser realizado a partir das Equações 10, 11 e 12:

$$\text{Reator 1} \rightarrow \frac{d(C_1 * V_1)}{dt} = (Q_0 * C_0 + W_{1(T)}) - (Q_{12} * C_1 + K_1 * V_1 * C_1) \quad (10)$$

$$\text{Reator 2} \rightarrow \frac{d(C_2 * V_2)}{dt} = (Q_{12} * C_1 + W_{2(T)}) - (Q_{23} * C_2 + K_2 * V_2 * C_2) \quad (11)$$

$$\text{Reator 3} \rightarrow \frac{d(C_3 * V_3)}{dt} = (Q_{23} * C_2 + W_{3(T)}) - (Q_{34} * C_3 + K_3 * V_3 * C_3) \quad (12)$$

Em que  $C_1$ ,  $C_2$  e  $C_3$  correspondem as concentrações nos reatores no intervalo de tempo  $t$ ,  $V_1$ ,  $V_2$  e  $V_3$  os volumes dos reservatórios no instante de tempo  $t$ ,  $Q_0$  e  $C_0$  a vazão volumétrica

e concentração de um determinado elemento afluentes ao primeiro reator,  $W_1$ ,  $W_2$  e  $W_3$  as cargas imputadas em cada um dos reatores,  $Q_{12}$  e  $Q_{23}$  as vazões defluentes do segundo e terceiro reator, respectivamente, e, por fim,  $K_1$ ,  $K_2$  e  $K_3$  os coeficientes cinéticos de reação para os três reservatórios.

Outra situação passível de ocorrer é quando dois ou mais reservatórios são conectados entre si, o que caracteriza um sistema com retroalimentação, ou Feedback. Para a reatores em Feedback, os balanços de massas estão nas Equações 13, 14 e 15 (com os parâmetros já nomeados anteriormente):

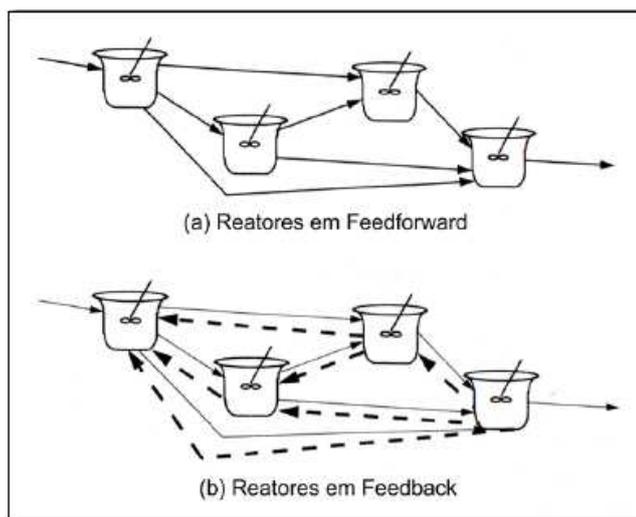
$$\text{Reator 1} \rightarrow \frac{d(C_1 * V_1)}{dt} = (Q_0 * C_0 + W_{1(T)} + Q_{21} * C_2) - (Q_{12} * C_1 + K_1 * V_1 * C_1) \quad (13)$$

$$\text{Reator 2} \rightarrow \frac{d(C_2 * V_2)}{dt} = (Q_{12} * C_1 + W_{2(T)} + Q_{32} * C_3) - (Q_{23} * C_2 + K_2 * V_2 * C_2 + Q_{21} * C_2) \quad (14)$$

$$\text{Reator 3} \rightarrow \frac{d(C_3 * V_3)}{dt} = (Q_{23} * C_2 + W_{3(T)}) - (Q_{34} * C_3 + K_3 * V_3 * C_3 + Q_{32} * C_3) \quad (15)$$

Para um mesmo reservatório, podem existir contribuições de dois ou mais reservatórios a montante, bem como o mesmo pode regularizar vazões para barramentos a jusante. Assim, os incrementos de entrada e saída devem ser computados tanto nas equações para sistemas em Feedforward como para reatores em Feedback. Desta forma, segundo Liang *et al.*, (2020), tais considerações tornam os procedimentos matemáticos mais complexos, demandando maior capacidade de processamento das informações. A Figura 4 representa uma ilustração de sistemas de reatores, em Feedforward e Feedback, com múltiplas contribuições.

Figura 4 – Sistemas de reatores em Feedforward e Feedback com múltiplas contribuições.



Fonte: Chapra (2008).

#### ➤ Modelagem da Qualidade da Água em Rios:

Na engenharia, diversas formulações matemáticas para a representação do transporte de elementos em rios são estruturadas a partir da superposição de dois processos, a advecção e a difusão (GOMOLKA *et al.*, 2022), sendo o primeiro descrito como o resultado do movimento unidirecional do fluido, não alterando as características das substâncias transportadas, e o segundo corresponde ao movimento da massa a partir do deslocamento aleatório da mistura, causando espalhamento e diluição do constituinte ao longo do tempo (MOMENI *et al.*, 2019).

Segundo De Barros *et al.*, (2019), importantes resultados têm sido obtidos por pesquisadores das áreas de hidrologia e engenharia ambiental, os quais buscam o desenvolvimento e a solução de equações que envolvem a representação dos processos de advecção e difusão. Desta forma, Zhou e Huang (2022) e Filimonov *et al.*, (2021) apresentam modelos para a mistura de contaminantes em rios com base nos processos de advecção e difusão.

Caso seja assumida a hipótese de que a influência difusiva seja desprezível, se comparado a advectiva, pode ser aceito o modelo hidráulico de fluxo em pistão (LIMA *et al.*, 2018). Este fluxo é comumente utilizado para representar o escoamento em rios, que possuem maiores velocidades e grande relação comprimento-largura, apresentando, desta forma, uma dispersão longitudinal mínima (TURKELTAUB *et al.*, 2021). Neste conceito idealizado, as partículas entram em uma extremidade do reator e passam através da extensão do comprimento

do mesmo, sendo descarregadas na outra extremidade, não ocorrendo misturas longitudinais. As reações ocorrem à medida que uma seção transversal hipotética flui em direção à jusante.

Estabelecendo uma condição de mistura perfeita entre uma contribuição pontual e o rio receptor, a equação geral para a mistura é uma média ponderada entre concentrações e vazões dos dois componentes que se misturam. A concentração de um determinado constituinte, após a mistura instantânea entre os componentes, é dada pela Equação 16:

$$C_0 = \frac{Q_1 * C_1 + Q_2 * C_2}{Q_1 + Q_2} \quad (16)$$

Sendo  $C_0$  a concentração da mistura ( $\text{mg.L}^{-1}$  ou  $\text{g.m}^{-3}$ );  $C_1$  a concentração do constituinte presente a montante do ponto de lançamento ( $\text{mg.L}^{-1}$  ou  $\text{g.m}^{-3}$ );  $C_2$  a concentração do constituinte presente na vazão de contribuição ( $\text{mg.L}^{-1}$  ou  $\text{g.m}^{-3}$ );  $Q_1$  a vazão a montante do ponto de lançamento ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ,  $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$  ou  $\text{L.s}^{-1}$ );  $Q_2$  a vazão de contribuição ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ,  $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$  ou  $\text{L.s}^{-1}$ ).

Em ambientes aquáticos, a cinética de reação é um parâmetro relevante a ser elencado nas etapas de modelagem, possibilitando, por exemplo, o conhecimento das condições de equilíbrio dos corpos hídricos, algo ainda mais relevante quando são registradas contribuições externas de efluentes (WHITEHEAD *et al.*, 2019). A relação entre a taxa de reação, a concentração do elemento em questão e a ordem da reação é dada pela Equação 17.

$$r = K * C^n \quad (17)$$

Onde  $r$  é a taxa de reação ( $\text{M.L}^{-3}.\text{T}^{-1}$ );  $K$  a constante de reação ( $\text{T}^{-1}$ );  $C$  a concentração do elemento ( $\text{M.L}^{-1}$ );  $n$  a ordem da reação.

As ordens de reação mais comumente empregadas na modelagem da qualidade da água são as de ordem zero e de primeira ordem (FERREIRA *et al.*, 2020). Na reação de ordem zero, a taxa de reação independe da concentração do constituinte, sendo, desta forma, a mesma para qualquer concentração do elemento. As de primeira ordem possuem uma taxa de reação diretamente proporcional à concentração do elemento, em assim sendo, ao longo de um trecho de um rio, a taxa de alteração da concentração do elemento em questão é proporcional a concentração do mesmo no dado instante (CHAPPRA, 2008). As reações de primeira ordem são de fundamental importância para a engenharia ambiental, uma vez que a modelagem de

constituintes (DBO, fosfatos, nitrogênio e coliformes) é baseada nesta cinética, tanto para o decaimento como para a formação de elementos (VON SPERLING, 2007).

Assim, tanto para rios como para reservatórios a modelagem dos mais variados elementos, respeitando as características hidráulicas e morfológicas dos mesmos, oferta um apoio na tomada de decisões no planejamento e na gestão dos recursos hídricos, garantindo a proteção aos mesmos, seja em nível de subsistemas, ou em escalas de bacias hidrográficas (CHEN *et al.*, 2021).

#### **2.4 Nitrogênio em áreas agrícolas – importância, disponibilidade e balanço no solo**

Pueyo *et al.*, (2021) evidencia que a falta de nitrogênio influi significativamente na produtividade agrícola, sendo um fator limitante para o desenvolvimento das culturas. Avaliando a influência do nitrogênio em sistemas agrícolas, Ishfaq *et al.*, (2021) concluíram que a adubação nitrogenada pôde proporcionar um aumento no acúmulo de biomassa, algo diretamente proporcional à elevação da produtividade.

O nitrogênio está presente no solo basicamente nas formas orgânicas e inorgânicas, sendo que a primeira parcela se encontra em maior abundância, com cerca de 95 % do total (ELSALAM *et al.*, 2021). Segundo Malavolta (1986), a maior parte do nitrogênio no solo parece estar ligado à lignina (um derivado do carboidrato) como um complexo ligno protéico. O mesmo autor menciona que, em média, um hectare de solo brasileiro com profundidade de 30 cm pode possuir de 1000 a 15000 Kg de nitrogênio total. Deste total, apenas 25 Kg corresponde a fração mineral.

Na dinâmica do nitrogênio no solo, a taxa de mineralização do nitrogênio depende de fatores como as condições do meio ambiente, temperatura, umidade e propriedades químicas do solo (CANNAVO *et al.*, 2022), devendo ser corrigida para as condições reais quando determinada em laboratório (MILLER e GEISSELER, 2018). Durante a mineralização ocorre a lenta conversão do nitrogênio da matéria orgânica em  $\text{NH}_4^+$ , o qual é liberado para o solo, onde pode ficar fortemente absorvido ou relativamente imóvel, ser utilizado pelas plantas, movido para os sedimentos ou convertido em nitrato. O nitrato, por sua vez, pode ser absorvido pelas plantas, lixiviado para fora da zona de absorção das raízes ou ser convertido em nitrogênio gasoso, sendo perdido para a atmosfera (GIORDANO *et al.*, 2021).

A imobilização, por sua vez, retém o nitrogênio no solo, evitando, por exemplo, perdas por meio da lixiviação ou por formas gasosas. Além do mais, o nitrogênio imobilizado pode ser remineralizado para fornecer nitrogênio para crescimento das plantas (QUAN *et al.*, 2021).

Outros importantes processos que integram o ciclo do nitrogênio e, conseqüentemente, influenciam na dinâmica desse elemento no solo, são a nitrificação e a desnitrificação (NAIR *et al.*, 2021), ambos definidos no item 2.3.1. Li *et al.*, (2019) destacam a importância da nitrificação para a ciclagem do nitrogênio, porém, em áreas agrícolas, esse processo biológico pode resultar em significativas perdas de nitrogênio, já que o nitrato apresenta grande mobilidade no solo.

Em solos com boa drenagem e reação neutra a levemente ácida, característica de muitos solos brasileiros, ocorre predominância do nitrogênio da forma nítrica ( $\text{NO}_3^-$ ), uma vez que a velocidade de oxidação do  $\text{NO}_2^-$  é superior à do  $\text{NH}_4^+$  (TISDALE *et al.*, 1985). A assertiva anterior pode ser explicada, em parte, pelo baixo ganho energético proveniente da oxidação do  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$ , cerca de 18 Kcal/mol, comparado aos 65 Kcal/mol para a oxidação do  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$ .

Preocupações especiais com as formas nítricas envolvem as dificuldades de sua fixação nas partículas do solo, permanecendo em solução e podendo ser facilmente lixiviadas, além de estarem susceptíveis a perdas por desnitrificação. De acordo com Wey *et al.*, (2022), a lixiviação ocorre devido à predominância de cargas negativas na camada superficial do solo e à baixa interação química do  $\text{NO}_3^-$  com os minerais. Segundo Biernat *et al.*, (2020), tais perdas tendem a ser maiores caso exista um desequilíbrio entre oferta e demanda de nitrogênio. Já em relação as formas amoniacais, as principais perdas decorrem dos escoamentos superficiais ou processos erosivos, uma vez que se encontram comumente aderidos nas partículas de solo (AO *et al.*, 2021; YAN *et al.*, 2021).

Na desnitrificação, o nitrato é reduzido, por meio de uma série de reações, a óxido nítrico, óxido nitroso e outros gases pela ação de bactérias facultativa (SEIFAN e BERENJIAN, 2019). Ambientes alagados e com baixas concentrações de oxigênio ofertam melhores condições para a ocorrência das perdas de nitrogênio por meio da desnitrificação (RODRIGUEZ *et al.*, 2021). De acordo com Wang *et al.*, (2021), as características dos solos (como a matéria orgânica), evolução climática e práticas agrícolas elementos que regulam a desnitrificação.

Juntamente com os processos descritos anteriormente, a compreensão dos demais fluxos de entrada e saída de nitrogênio em agrossistemas é de grande interesse para a determinação da quantidade desse nutriente disponível para ser arrastada por um escoamento superficial proveniente de precipitações atmosféricas. Rahman *et al.*, (2021) listam as principais vias de entradas e saídas de nitrogênio em sistemas agrícolas. As entradas de nitrogênio podem ser provenientes da fertilização orgânica e inorgânica, da fixação biológica, da deposição atmosférica, de resíduos culturais e o nitrogênio contido da água de irrigação. Além da desnitrificação e da lixiviação, as perdas de nitrogênio no solo podem ocorrer a partir do percentual removido pela cultura, da volatilização da forma amoniacal e escoamento para corpos hídricos superficiais.

A contabilização da retenção, entradas e saídas de nitrogênio no solo proporciona a quantificação do balanço desse elemento, algo que auxilia na compreensão e melhoria do desempenho e sustentabilidade do agrossistema (DE MARCO *et al.*, 2022). Segundo Corrochano-Monsalve *et al.*, (2021), a ausência desse tipo planejamento é responsável por perdas de fertilizantes nitrogenados, como a ureia, da ordem de 50% do que é aplicado. Sobre a perspectiva da qualidade ambiental, Hanrahan *et al.*, (2019) conclui que a minimização do déficit entre as entradas e saídas de nitrogênio auxilia na redução das cargas desse nutriente que podem ser conduzidas aos corpos hídricos.

Aplicações de metodologias para o balanço de nitrogênio em áreas agrícolas (em diferentes escalas) já podem ser encontradas em publicação da Food Agriculture Organization - FAO (2003), buscando a verificação da depleção de nutrientes no solo da África Subsariana, entre os anos 1983 e 2000, sendo verificada uma redução da fertilidade do solo nos países estudados. Lim *et al.*, (2021), Martín Sastre *et al.*, (2021) e Scordia *et al.*, (2021) são outros exemplos de aplicação do balanço de nitrogênio em solos agrícolas, levando em consideração diferentes escalas espaciais e temporais, além da variabilidade das entradas e saídas adotadas.

## **2.5 Fósforo em áreas agrícolas – importância, disponibilidade e balanço no solo**

Por ser escasso em regiões tropicais, tanto nas várzeas como no cerrado, a relevância do fósforo para a agricultura torna-se ainda mais latente (RIBEIRO *et al.* 2021), além do mais, diferentemente do nitrogênio, o fósforo não está disponível na atmosfera, fato que também limita a sua oferta no meio. No Brasil, por exemplo, devido às suas baixas concentrações no

solo, o fósforo torna-se o principal nutriente limitante, sendo necessário o acréscimo de fertilizantes fosfatados para garantir uma produtividade anual satisfatória (RAYMOND *et al.*, 2021). Desta forma, França *et al.*, (2022) e Basavegowda e Baek (2021) destacam a relevância de uma fertilização fosfatada adequada para garantir uma produção mais eficiente.

O fósforo no solo pode ser dividido em dois grupos principais, a parte inorgânica (Pi) e a fração orgânica (Po), dependendo da natureza do composto a que está ligado (KOUR *et al.*, 2021). O fósforo orgânico é normalmente encontrado em húmus e em outros materiais orgânicos, já as formas inorgânicas compreendem, principalmente, aquelas adsorvidas aos grupos funcionais dos colóides inorgânicos. A disponibilidade dos compostos fosfatados para as plantas é regulada por processos biológicos (imobilização e mineralização) e geoquímicos (precipitação, adsorção, desorção e intemperismo), que variam no tempo e no espaço (HOU *et al.*, 2018).

O balanço entre as formas orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo é influenciado pela produção da enzima fosfohidrolase, liberada pelas raízes das plantas, que possui a capacidade de catalisar a mineralização do Po. A síntese da fosfohidrolase, por sua vez, é regulada pelo conteúdo de fósforo lábio no solo (a definição de fósforo lábio será descrita nas assertivas subsequentes). Estudos indicam que essa enzima é produzida de acordo com a demanda de fósforo, sendo inibida quando o fornecimento desse nutriente é adequado (CHEN *et al.*, 2021).

No que se refere à nutrição das plantas, independente da natureza química, o fósforo pode ser dividido em fosfatos lábeis e não-lábeis, de acordo com a reposição das concentrações presentes na solução do solo. A fração lábio é representada pelo conjunto de compostos fosfatados capazes de repor rapidamente a solução do solo, quando ele é absorvido por plantas ou microrganismos (FU *et al.*, 2020; JOHAN *et al.*, 2021). Quando ocorre o envelhecimento do fosfato lábil, o mesmo adquire uma constituição mineralógica mais estável e de mais difícil solubilização (JOHAN *et al.*, 2021). Essas formas não-reversíveis, ou pouco reversíveis, são denominadas de não-lábeis.

Assim, a disponibilidade de fósforo é regida fundamentalmente pelo equilíbrio estabelecido entre o fosfato na fase sólida do solo (fator quantidade, Q) e sua concentração na solução (fator intensidade, I). A relação entre Q e I varia de acordo com o equilíbrio a ser alcançado. Sorção e desorção são dois importantes processos atuantes no sentido do equilíbrio buscado.

A desorção ocorre quando o fósforo é removido da solução do solo, onde o fator capacidade vai atuar na manutenção de uma concentração adequada na solução. Pelo contrário,

sempre que a concentração de fósforo na solução do solo é elevada, estabelece-se um novo equilíbrio, aumentando a quantidade de fósforo associado à fase sólida através do processo de sorção (MORALES *et al.*, 2021).

A intensidade das reações de sorção é variável, devido às diferentes energias apresentadas pelos componentes dos solos (NOBILE *et al.*, 2020; RASHMI *et al.*, 2020). A natureza e a energia dessas ligações permitem classificá-las em adsorção, fixação e precipitação, as quais juntas compõem o complexo de sorção, visto que quantificá-las separadamente é praticamente impossível.

A quantidade de fósforo presente no solo em um determinado período também depende das respectivas entradas e saídas desse nutriente do sistema analisado, sendo a determinação de tais fluxos importante para o conhecimento de déficits ou excessos de fósforo no solo (ZHANG *et al.*, 2020). Desta forma, o desempenho das culturas pode ser otimizado a partir da aplicação equilibrada de fósforo em solos incapazes de fornecer naturalmente esse nutriente em quantidade equilibrada compatível com a produtividade desejada, ou seja, é necessário melhorar a eficiência do uso de fertilizantes (IRFAN *et al.*, 2018).

Os principais aportes de fósforo compreendem as aplicações de adubos químicos e orgânicos, resíduos culturais e concentrações presentes na água de irrigação. Já as perdas envolvem, principalmente, a remoção pelas culturas e o escoamento superficial. Em solos tropicais, o fósforo está fortemente ligado às partículas do solo, conseqüentemente, as perdas desse nutriente por lixiviação são praticamente nulas (CUI *et al.*, 2021; ROBERTSON e SAAD, 2021).

Muitos modelos utilizados atualmente buscam identificar melhores métodos para garantir os níveis permissíveis de fósforo nas bacias hidrográficas, a partir de cenários que permitem indicar as práticas mais adequadas para o controle dos fluxos do fósforo (HAYGARTH *et al.*, 2018).

Em estudo realizado na Irlanda, O'Donnell *et al.*, (2021) estudaram o potencial de utilização de fontes recicláveis de fósforo com vistas à substituição da fertilização química. Tais fontes incluíam, por exemplo, lodos de unidades de tratamento de esgotos, resíduos de processamento de laticínios e esterco animal. Desta forma, foi verificado que aproximadamente 38% da demanda fosfatada agrícola poderia ser abastecida por tais fontes recicladas.

Muhammad *et al.*, (2018) desenvolveram um modelo agrícola para estudar o fluxo de nutrientes, como o fósforo, em áreas aráveis e pastagens no Reino Unido entre 1800 e 2010.

Após calibração do modelo e quantificação dos fluxos, foi observado um aumento do excedente de fósforo ao longo das décadas.

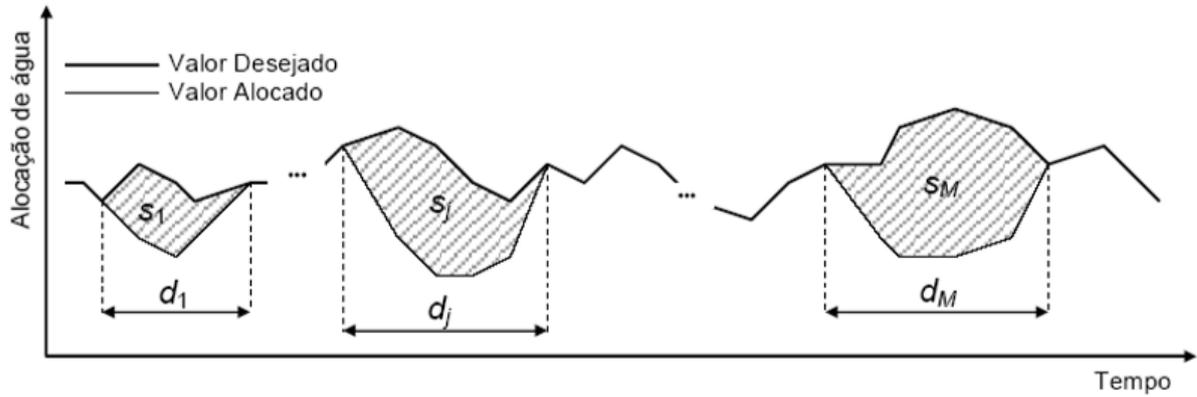
Em níveis espaciais mais abrangentes, destacam-se os trabalhos desenvolvidos por Alewell *et al.*, (2020) e Caniani *et al.*, (2019), o primeiro buscou avaliar perdas globais de fósforo em solos agrícolas, sendo a erosão responsável por mais de 50% de tais perdas; em relação ao segundo trabalho supracitado, foi avaliada a possibilidade de reciclagem do fósforo em escala nacional e regional na Itália, cujos resultados indicaram que a oferta proveniente de águas residuais e esterco de animais é suficiente para o suprimento médio da demanda agrícola de fósforo. Tais resultados alicerçam a importância da compreensão e da prática do balanço de nutrientes em áreas agrícolas como ferramentas factíveis de gestão de tais áreas.

## 2.6 Indicadores de desempenho

Segundo Coelho *et al.*, (2019), os indicadores de desempenho são importantes ferramentas para auxiliar no planejamento dos recursos hídricos, permitindo, por exemplo, a caracterização e avaliação dos recursos hídricos, a implementação de ações planejadas e o apoio nas tomadas de decisão. Para Radermacher (2021) e Jasiulewicz-Kaczmarek *et al.*, (2021), por sintetizarem um grande arranjo de informações, os indicadores reduzem a complexidade das análises dos dados, possibilitando fornecer o significado mais equilibrado dos sistemas, algo que também facilita a comunicação das informações.

Na área de recursos hídricos, merecem destaque os indicadores de desempenho confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade, propostos por Hashimoto *et al.*, (1982) para avaliação de risco ao atendimento às demandas hídricas. Seja  $D_{t,i}$  a  $i$ -ésima demanda do sistema e  $Q_{t,i}$  os volumes fornecidos para o atendimento da demanda  $D_{t,i}$  no horizonte de  $t = 1, \dots, NT$ . Separam-se os valores satisfatórios  $S$  dos insatisfatórios  $I$  de modo que uma falha ocorra quando  $Q_{t,i} < D_{t,i}$ . Seja  $NF_i$  o número total de intervalos de tempo no qual  $Q_{t,i} < D_{t,i}$  e seja  $d_{i,j}$  a duração  $j$ -ésimo evento de falhas,  $j = 1, \dots, M_i$ , sendo  $M_i$  é o número de eventos insatisfatórios da  $i$ -ésima demanda do sistema (Figura 5).

Figura 5 - Duração e volumes de déficit em períodos de falha.



Fonte: Celeste *et al.*, (2005).

A confiabilidade ( $Conf_i$ ) é a probabilidade de a série temporal permanecer em estado satisfatório durante o horizonte de operação, ou seja, a porcentagem de tempo em que o sistema permanece sem falhas (Equação 18).

$$Conf_i = Pr\{Q_{t,i} \geq D_{i,t}\} = 1 - \frac{NF}{NT} \quad (18)$$

A resiliência ( $Res_i$ ) é a probabilidade de haver um estado satisfatório no período  $t+1$  dado um valor insatisfatório no período  $t-1$ , estando relacionada com a capacidade de recuperação de um sistema após a ocorrência de uma falha. Outra definição para a resiliência é o inverso do valor esperado do tempo em que o sistema permanece em estado insatisfatório,  $E[d]$  (Equação 19).

$$Res_i = \frac{1}{E[d_{i,j}]} = \left[ \frac{1}{M_i} \sum_{j=1}^{M_{i,1}} d_{i,j} \right]^{-1} \quad (19)$$

A vulnerabilidade ( $Vul_i$ ) da demanda  $i$  é a magnitude das falhas que um sistema está sujeito (Equação 20), também sendo definida como a média do percentual de déficits do conjunto de todos os valores insatisfatórios.

$$Vul_i = \frac{1}{NF_i} \sum_{t=1}^{NT} \left| \frac{D_{t,i} - Q_{t,i}}{D_{i,t}} \right| \quad (20)$$

## 2.7 Índices de eficiência associados aos reservatórios

Os índices de eficiências associados aos reservatórios são empregados para avaliar distintos Cenários a partir de diferentes demandas hídricas. A partir deles é possível verificar quais Cenários obtiveram menores perdas, seja por vertimento, evaporação, entre outras. Além do mais, é possível avaliar os rendimentos de água em cada Cenário.

A seguir estão descritos os índices de eficiência associados à operação de reservatórios, presentes no trabalho desenvolvido por Farias *et al.*, (2017). Esses índices foram os empregados no presente trabalho.

$nvr$  - Relação entre a variabilidade volumétrica do reservatório e o volume total afluente anual. Este índice indica a variabilidade do volume do reservatório (Equação 21).

$$nvr = \frac{Vr_{final} - Vr_{inicial}}{\sum Qa_t + \sum P_t} \quad (21)$$

$Vr_{inicial}$  e  $Vr_{final}$  são os volumes iniciais e finais dos reservatórios respectivamente.  $Qa_t$  e  $P_t$  são respectivamente os volumes mensais afluentes e precipitados no reservatório.

Valores negativos de  $nvr$  podem indicar o esgotamento ou déficits hídricos no reservatório, já valores positivos estão associados a acúmulos/ganhos durante o período analisado.

$n_E$  - É a relação entre o volume evaporado ( $E_t$ ) (superfície do reservatório) e o volume afluente (Equação 22).

$$n_E = \frac{\sum E_t}{\sum Qa_t + \sum P_t} \quad (22)$$

Sendo  $E_t$  o volume mensal evaporado no reservatório.

Este índice tem como características:

- Estabelecer eficiência no armazenamento de água;
- Pode indicar que o reservatório tem baixa profundidade e grande área do espelho líquido;
- Pode ser usado para determinar a rapidez com que a água deve ser usada para

reduzir as perdas por evaporação.

$n_p$  - É a relação entre a precipitação direta sobre a bacia hidráulica do reservatório (superfície líquida do reservatório) e o volume anual total afluente. Este índice indica a porcentagem de precipitação direta na bacia hidráulica do reservatório (Equação 23):

$$n_p = \frac{\sum P_t}{\sum Q_{a_t} + \sum P_t} \quad (23)$$

- Esse índice pode indicar que o reservatório tem baixa profundidade e grande área do espelho líquido;
- Altas taxas indicam que a bacia de contribuição é pequena.

$n_v$  - É a relação entre o volume vertido e o volume afluente (Equação 24):

$$n_v = \frac{\sum Q_{v_t}}{\sum Q_{a_t} + \sum P_t} \quad (24)$$

Onde  $Q_{v_t}$  é o volume vertido no reservatório.

Esse índice tem como principais características:

- Estabelecer a eficiência quanto ao armazenamento da água ou capacidade relativa do reservatório;
- Indica o quanto o reservatório desperdiça a água afluente por vertimento.

$n_u$  - É a relação entre o volume de água retirado (tomadas d'água e descarregadores de fundo) e o volume afluente (Equação 25):

$$n_u = \frac{\sum Q_{u_t}}{\sum Q_{a_t} + \sum P_t} \quad (25)$$

Sendo  $Q_{u_t}$  é o volume de água retirado do reservatório (suprimento de demandas urbanas, agrícolas, descarregadores de fundo, entre outros).

Esse índice tem como características:

- Estabelecer a eficiência quanto ao uso da água;

- Altos índices indicam que existem poucos desperdícios.

A relação entre os respectivos índices pode ser estabelecida da seguinte forma (Equação 26):

$$nvr + n_E - n_p + n_V + n_u = 100\% \quad (26)$$

Outros indicadores relacionam a potencialidade, disponibilidade e as demandas associadas aos reservatórios. A potencialidade é calculada pela soma das vazões afluente com a precipitação direta sobre os reservatórios, já a disponibilidade pode ser quantificada pela diferença entre a potencialidade e as perdas. As demandas compreendem os usos consuntivos da água. Nesse contexto são definidos os seguintes índices (Equações 27, 28 e 29):

$$\text{Índice de Ativação Potencial (IAP)} = \frac{\text{disponibilidade}}{\text{potencialidade}} = 1 - \text{perdas} \quad (27)$$

$$\text{Índice de Utilização de Disponibilidade (IUD)} = \frac{\text{demanda}}{\text{disponibilidade}} \quad (28)$$

$$\text{Índice de Utilização Potencial (IUP)} = \frac{\text{demanda}}{\text{potencialidade}} \quad (29)$$

## 2.8 Resolução Conama N° 357/2005

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente, por meio da Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), estabeleceu condições de qualidade para o enquadramento dos corpos hídricos em território nacional, de acordo com os seus usos preponderantes.

Essa resolução, como instrumento jurídico, fixou limites superiores ou inferiores (alguns deles são apresentados no Quadro 2) para diversas variáveis em sistemas de água doce (salinidade  $\leq 0,05\%$ ), salobra (salinidade maior que  $0,05\%$  e menor que  $3,0\%$ ) e salina (salinidade  $\geq 3,0\%$ ). Em função dos usos previstos, há 13 classes (águas doces: classe especial e 1 a 4); águas salobras: classe especial e 1 a 3; águas salinas (classe especial e 1 a 3). A classe Especial pressupõe os usos mais nobres, e a Classe 4 (águas doces), os menos nobres.

Quadro 2 – Limites superiores ou inferiores para algumas variáveis em ambientes aquáticos de água doce de Classes 1, 2, 3 ou 4 (Resolução CONAMA 357/2005).

Variável	Natureza do Limite	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
PT (mg.L <sup>-1</sup> )	Superior	0,02 – 0,1 <sup>a</sup>	0,03 – 0,1 <sup>a</sup>	0,05 – 0,15 <sup>a</sup>	b
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Inferior	6	5	4	2
DBO <sub>5,20</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Superior	3	5	10	b
NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Superior	10	10	10	b
N-NH <sub>3</sub> (mg. L <sup>-1</sup> )	Superior	0,5 – 3,7 <sup>c</sup>	0,5 – 3,7 <sup>c</sup>	1 – 13,3 <sup>c</sup>	b

PT: fósforo total; OD: oxigênio dissolvido; DBO<sub>5,20</sub>: Demanda Bioquímica de Oxigênio; NO<sub>3</sub>: nitrato; N – NH<sub>3</sub>: nitrogênio amoniacal; a: O limite varia para ambientes lênticos, lóticos, intermediários e tributários diretos de sistemas lênticos. b: Não há limite. c: valor variável de acordo com o pH da água. Fonte: Brasil (2005).

A cada uma dessas classes corresponde uma determinada qualidade a ser mantida no corpo d'água. Esta qualidade é expressa na forma de padrões, através da referida resolução CONAMA. Além dos padrões de qualidade dos corpos receptores, a Resolução CONAMA 357/2005 apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d'água (padrões de descarga ou de emissão). Posteriormente, a Resolução CONAMA 430/2011 estabeleceu outras condições para o lançamento de esgotos.

Desde o início de sua vigência, o documento tem sido analisado tecnicamente pela comunidade científica (REIS & MENDONÇA, 2009) e se tornou referência inclusive para pesquisas acadêmicas. Tais pesquisas comumente promovem uma comparação entre os resultados obtidos em determinado ambiente aquático e os respectivos limites associados ao seu enquadramento.

### 3 ESTRUTURA DO MODELO DE OTIMIZAÇÃO

Neste item será descrito o modelo de otimização quali-quantitativo proposto, que é baseado em programação linear, a nível mensal, destinado a otimizar os múltiplos usos dos sistemas de recursos hídricos através de uma análise multiobjetivo, com a operação integrada de sistemas de reservatórios, além da quantificação das concentrações de parâmetros de qualidade de água (DBO, OD, N e P), modeladas a partir do lançamento de esgotos domésticos e agrícolas.

As não-linearidades presentes nas funções objetivo e restrições foram inseridas através do uso combinado das seguintes técnicas matemáticas de linearização: Artificio de Linearização por Segmentos, Programação Linear Sequencial ou Sucessiva e Método de Programação por Aproximações.

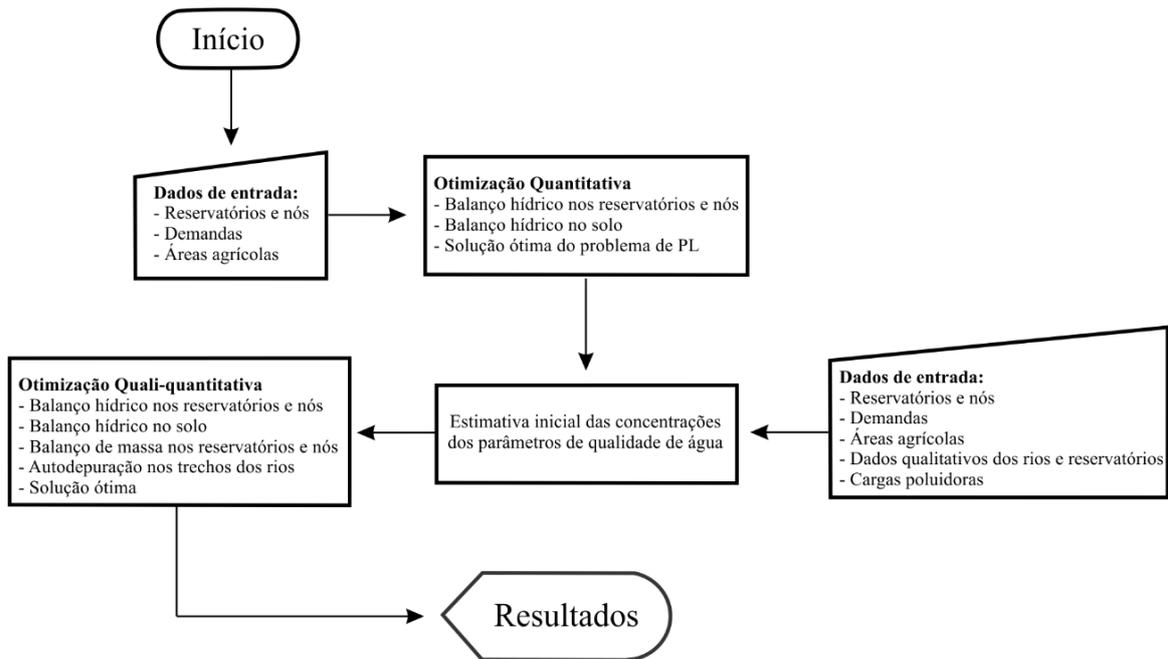
Os sistemas estudados são representados por elementos artificiais e naturais (SANTOS *et al.*, 2011), conforme descrito a seguir:

- **Nó:** elemento artificial onde se interligam dois ou mais componentes do sistema. Pode ser uma seção do trecho do rio onde se pretende estudar algum parâmetro de qualidade de água ou o valor da vazão regularizada;
- **Link:** elemento artificial utilizado para representar o transporte de água e massa entre os componentes do sistema. Pode ser um trecho do rio, canal, adutora ou uma tomada d'água (estrutura hidráulica para derivar água para atender alguma demanda hídrica, cuja vazão é independente da altura da coluna d'água na fonte);
- **Afluência:** representa entrada de vazão no sistema, com certa concentração de determinado parâmetro de qualidade de água, proveniente de uma alguma fonte hídrica (sub-bacia, por exemplo). Pode estar conectado a um nó ou a um reservatório;
- **Reservatório:** elemento destinado a armazenar água, estando conectado a uma afluência, a um vertedouro e/ou a um descarregador de fundo, ou a tomadas d'água;
- **Vertedouro:** estrutura artificial conectada ao reservatório e a um nó do sistema, com a finalidade de conduzir, de forma segura, o excesso de água armazenado no reservatório;

- Descarregador de fundo: elemento utilizado para descarga de água de um reservatório, cuja vazão máxima é controlada pela diferença entre o nível de água no reservatório e no leito do rio localizado em sua saída. Está conectado ao reservatório e a um nó do sistema;
- Demanda: quantidade de água requerida por determinado usuário do sistema. Pode ser conectado a um nó ou a um reservatório;
- Perímetro ou área de irrigação difusa: área destinada ao cultivo de culturas agrícolas com infraestrutura e procedimentos capazes de permitir a aplicação da água nas culturas agrícolas. Pode se conectar a um nó ou a um reservatório;
- Fonte poluidora: elemento que representa qualquer despejo ou resíduo líquido, proveniente de atividade humana, com potencialidade de causar poluição. Pode ser conectado a um nó ou a um reservatório.

O modelo de otimização é dividido em duas etapas principais, a primeira consiste na análise do sistema sem levar em consideração os aspectos qualitativos dos recursos hídricos, ou seja, uma otimização quantitativa, baseada na proposta metodológica desenvolvida por Santos *et al.* (2011). Os resultados da respectiva etapa devem ser utilizados para o estabelecimento de valores iniciais de variáveis (como volume de reservatórios e vazões nos trechos dos rios) que são empregados para o início da segunda etapa, otimização quali-qualitativa, esta, por sua vez, permite que os procedimentos matemáticos sejam efetuados levando em consideração os múltiplos usos dos recursos hídricos juntamente com a modelagem da qualidade de água. Na Figura 6 encontra-se o esquema geral da estrutura do modelo quali-quantitativo.

Figura 6 – Esquema geral do modelo quali-quantitativo.



Fonte: Autor (2022).

### 3.1 Otimização Quantitativa

#### 3.1.1 Funções Objetivo do Modelo Quantitativo

O modelo de otimização quantitativo possui 5 (cinco) funções objetivo, sendo elas: 1) minimização do déficit do atendimento das demandas nas tomadas d'água dos reservatórios e dos nós do sistema, 2) redução do déficit entre o volume defluente do reservatório  $r$  no mês  $t$  ( $Q_{e,r,t}$ ) e a demanda localizada a jusante do mesmo ( $D_{e,r,t}$ ), 3) minimização do déficit entre o volume do reservatório  $r$  no mês  $t$  ( $VR_{r,t}$ ) e o volume meta pré-estabelecido para o mesmo ( $VR_{meta,r,t}$ ), 4) maximização da receita líquida ( $RL$ ) das atividades da agricultura irrigada e, por fim, 5) maximização da mão de obra proveniente da atividade agrícola nos perímetros irrigados. As respectivas funções objetivo buscam garantir que as demandas sejam atendidas de maneira que a sustentabilidade hídrica do sistema possa ser preservada.

Para levar em consideração o caráter multiobjetivo do modelo, é utilizado o Método das Ponderações (item 2.2.2), onde cada função objetivo foi normalizada. Assim, a expressão geral para a otimização quantitativa ( $fo_{quant}$ ) é representada pela Equação 30.

$$\begin{aligned} \min fo_{quant} = & \sum_d \omega_{1,d} * DTD_d \\ & + \sum_r \omega_{2,r} * VE_r + \sum_r \omega_{3,d} * VM_r - \sum_j \omega_{4,j} * RL_j - \sum_j \omega_{5,j} * MO_j \end{aligned} \quad (30)$$

Sendo  $\omega$  o coeficiente de ponderação relacionado à importância ou prioridade de atendimento entre as funções objetivo. Quando  $\omega = 0$  a função objetivo não será considerada no processo de otimização.

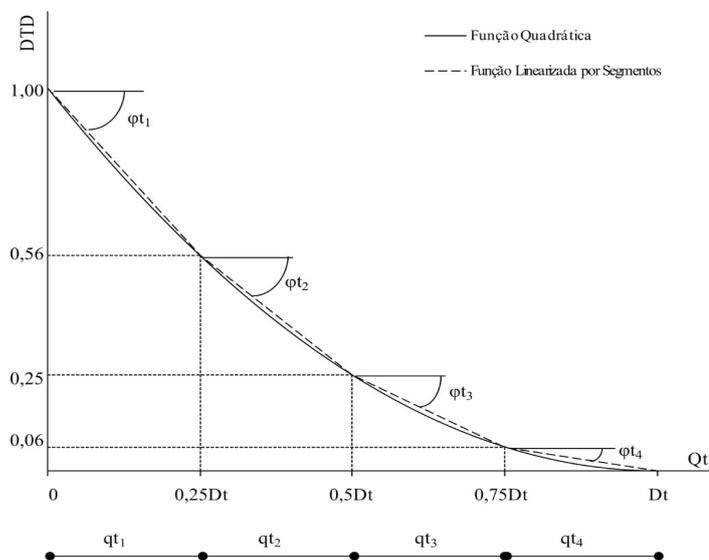
A minimização do déficit do atendimento das demandas nas tomadas d'água dos reservatórios e dos nós do sistema é realizada por meio da Equação 31.

$$DTD_t = \sum_t \left( \frac{Dt_{d,t} - Qt_{d,t}}{Dt_{d,t}} \right)^2 \quad (31)$$

Sendo  $d$  a  $d$ -ésima tomada d'água do sistema;  $Dt_{d,t}$  a demanda requerida na tomada d'água  $d$  no mês  $t$ ; e  $Qt_{d,t}$  o volume mensal destinado ao atendimento da demanda na tomada d'água  $d$  no mês  $t$  ( $Qt_{d,t} \leq Dt_{d,t}$ ).

A utilização da Equação 31 no modelo torna-se possível devido à aplicação da Linearização por Segmentos (item 2.2.2), sendo o volume mensal destinado ao atendimento das demandas dividido em 4 (quatro) segmentos, como pode ser observado na Figura 7.

Figura 7 – Função objetivo linearizada correspondente ao volume destinado ao atendimento das demandas.



Desta forma, a função objetivo quadrática linearizada e o volume mensal destinado ao atendimento demandas hídricas do sistema são representados pelas Equações 32 e 33:

$$DTD_t = \sum_t \left( \frac{Dt_{d,t} - Qt_{d,t}}{Dt_{d,t}} \right)^2 = 1 + \sum_{q=1}^4 \varphi_{d,q,t} * qt_{d,q,t} \quad (32)$$

$$Qt_{d,t} = \sum_{q=1}^4 qt_{d,q,t} \quad (33)$$

Sendo  $q$  os segmentos de volumes mensais destinados ao atendimento da demanda na tomada d'água  $d$  no mês  $t$ ,  $q = 1, \dots, 4$ ;  $\varphi_{d,q,t}$  a declividade do segmento de reta  $q$  da função objetivo destinada ao atendimento da demanda na tomada d'água  $d$  no mês  $t$ ;  $qt_{d,q,t}$  o incremento do volume mensal destinado ao atendimento da demanda na tomada d'água  $d$ , do trecho segmentado  $q$ , e no mês  $t$ . Os valores de cada incremento são limitados pela Equação 34:

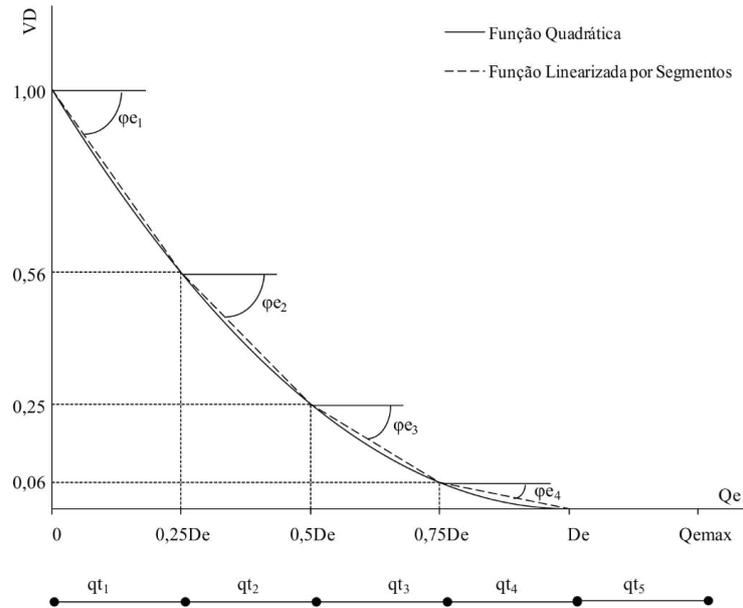
$$0 \leq qt_{d,q,t} \leq 0,25 * Dt_{d,t} \quad (34)$$

Muitos reservatórios de abastecimento contribuem para a regularização do rio a jusante, atendimento de demandas ecológicas e o suprimento hídrico de demais demandas. Sendo assim, torna-se relevante computar a vazão defluente dos reservatórios. Para essa finalidade, a Equação 35 representa a redução do déficit entre o volume defluente do reservatório  $r$  no mês  $t$  ( $Qe_{r,t}$ ) e a demanda localizada a jusante do mesmo ( $De_{r,t}$ ).

$$VD_{r,t} = \left\{ \begin{array}{ll} \sum_t \left( \frac{De_{r,t} - Qe_{r,t}}{De_{r,t}} \right)^2 & \text{se } Qe_{r,t} \leq De_{r,t} \\ 0 & \text{se } Qe_{r,t} > De_{r,t} \end{array} \right\} \quad (35)$$

Aplicando a Linearização por Segmentos, é possível chegar às Equações 36 e 37, que representam a função correspondente ao volume defluente do reservatório  $r$  no mês  $t$ . O gráfico da função linearizada encontra-se na Figura 8.

Figura 8 – Função objetivo linearizada correspondente ao volume defluente dos reservatórios.



Fonte: Santos *et al.*, (2011).

$$\left(\frac{De_{r,t} - Qe_{r,t}}{De_{r,t}}\right) = 1 + \sum_{p=1}^4 \varphi e_{r,t} * qe_{r,t} \quad (36)$$

$$Qe_{r,t} = \sum_{p=1}^4 qe_{r,p,t} \quad (37)$$

Onde  $p$  diz respeito aos segmentos dos volumes defluentes liberados pelo reservatório  $r$  no mês  $t$ ,  $p = 1, \dots, 5$ ;  $\varphi e_{r,p}$  é a declividade do segmento de reta  $p$  da função objetivo destinada ao atendimento da demanda mínima a ser mantida a jusante do reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $qer,p,t$  o incremento do volume mensal destinado ao atendimento da demanda mínima a ser mantida a jusante do reservatório  $r$  no mês  $t$  limitado pela Equação 38:

$$0 \leq qe_{r,p,t} \leq \begin{cases} 0,25De_{r,t} & \text{se } p \leq 4 \\ Qemax - De_{r,t} & \text{se } p = 5 \end{cases} \quad (38)$$

Sendo  $Qemax_r$  o volume defluente máximo liberado pelo reservatório  $r$  no mês  $t$ .

É necessário que, durante as operações de otimização, seja mantido um volume meta nos reservatórios, suficiente para o atendimento das demandas (SANTOS *et al.*, 2011) e que permita garantir a sustentabilidade hídrica do sistema. A Equação 39 diz respeito à minimização

do déficit entre o volume do reservatório  $r$  no mês  $t$  ( $VR_{r,t}$ ) e o volume meta pré-estabelecido para o mesmo ( $VRmeta_{r,t}$ ) na Equação 39.

$$VM_{r,t} = \sum_t \left( \frac{VRmeta_{r,t} - VR_{r,t}}{VRmeta_{r,t}} \right)^2 \quad (39)$$

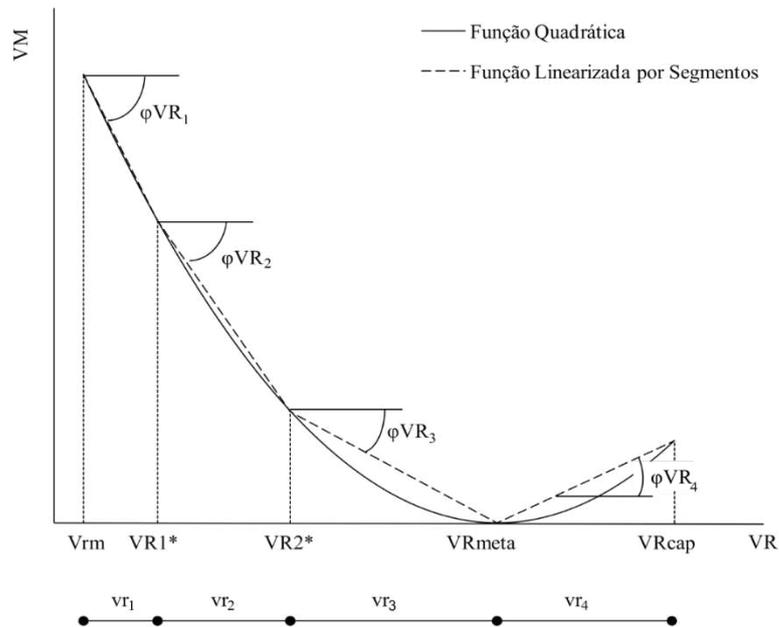
De maneira análoga aos procedimentos anteriores, a Equação 39 foi linearizada pelo método da aproximação por segmentos, conforme presente nas Equações 40 e 41.

$$\left( \frac{VRmeta_{r,t} - VR_{r,t}}{VRmeta_{r,t}} \right)^2 = \left( \frac{VRmeta_{r,t} - VRm_{r,t}}{VRmeta_{r,t}} \right)^2 + \sum_{m=1}^{nm} \varphi VR_{r,m,t} * vr_{r,m,t} \quad (40)$$

$$VR_{r,t} = VRm_t + \sum_{m=1}^{nm} vr_{r,m,t} \quad (41)$$

Por meio da Figura 9 é possível visualizar os segmentos de reta e os componentes associados à linearização da função objetivo do volume dos reservatórios.

Figura 9 – Função objetivo linearizada correspondente ao volume dos reservatórios.



Fonte: Santos *et al.*, (2011).

Sendo  $m$  o segmento de cada trecho do volume de água do reservatório  $r$  no mês  $t$ ,  $m = 1, \dots, nm$ , ( $nm$  = número de segmentos do volume de água do reservatório);  $\varphi VR_{r,m,t}$  a declividade do segmento de reta  $m$  da função objetivo do volume meta do reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $vr_{r,m,t}$  o incremento do volume de água do reservatório  $r$  para o trecho segmentado  $m$ , no mês  $t$ .

Na função representada pela Equação 40, devem ser estabelecidos previamente pontos de quebra, os mesmos correspondem ao volume morto ( $VRm$ ), a capacidade de armazenamento de cada reservatório ( $VRcap$ ) e os volumes intermediários ( $VR1$  e  $VR2$ ), estes últimos podem ser definidos, por exemplo, a partir da curva Cota x Área x Volume do reservatório.

De acordo com Li *et al.*, (2019), a aplicação de técnicas de otimização na agricultura permite o uso mais eficientes dos recursos disponíveis para tal atividade. Assim, outra função objetivo de caráter quantitativo a ser descrita corresponde à maximização da receita líquida ( $RL$ ) das atividades da agricultura irrigada. O valor de  $RL$  pode ser calculado com base na diferença entre o valor bruto arrecadado com as vendas dos produtos e os custos associados com a produção agrícola. Os custos podem estar relacionados ao preço da água, energia, insumos, mão de obra e maquinário (BALES *et al.*, 2019). Trabalhos como os desenvolvidos por Xie *et al.*, (2018) e Zech e Schneider (2019) fizeram uso de formulações matemáticas similares para a maximização da  $RL$  em áreas agrícolas, ressaltadas as peculiaridades de cada aplicação.

A receita líquida de um perímetro irrigado  $J$  pode ser calculada pela Equação 42:

$$RL_J = \sum_{n=1}^{na} \sum_{i=1}^{nc} Rb_{j,i,n} - Cp_{j,i,n} - Ca_{j,i,n} - Cb_{j,i,n} \quad (42)$$

Sendo  $n$  o ano em questão ( $1,2,3...na =$  número de anos);  $i$  o tipo de cultura analisada ( $nc =$  número de culturas);  $Rb_{j,i,n}$  a renda bruta anual da cultura agrícola  $i$ , no perímetro irrigado  $j$  no ano  $n$ ;  $Cp_{j,i,n}$  o custo de produção anual da cultura  $i$ , no perímetro irrigado  $j$  no ano  $n$ ;  $Ca_{j,i,n}$  o custo anual da água de irrigação destinada ao atendimento da cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no ano  $n$ ;  $Cb_{j,i,n}$  o custo com o bombeamento de água para a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no ano  $n$ .

A renda bruta anual para a cultura  $i$ , no perímetro ou área irrigada  $j$  ( $Rb_{j,i,n}$ ), em R\$. Ano<sup>-1</sup>. Cultura<sup>-1</sup>, pode ser estimada pela Equação 43:

$$Rb_{i,j,n} = Prod_{i,j,n} * Pc_{i,j,n} * Ap_{i,j,n} \quad (43)$$

Sendo  $Prod_{i,j,n}$  a produtividade da cultura  $i$ , cultivada no perímetro irrigado  $j$  no ano  $n$ ;  $Pc_{i,j,n}$  o preço de comercialização da cultura  $i$ , no perímetro irrigado  $j$  no ano  $n$ ;  $Ap_{i,j,n}$  a área destinada ao plantio da cultura  $i$ , no perímetro irrigado  $j$  no ano  $n$ .

O custo de produção anual da cultura  $i$ , no perímetro irrigado  $j$  no ano  $n$  ( $Cp_{i,j,n}$ ), em R\$. Ano<sup>-1</sup>. Cultura<sup>-1</sup>, é calculado pela Equação 44:

$$Cp_{i,j,n} = Cprod_{k,j,n} * Ap_{k,j,n} \quad (44)$$

Sendo  $Cprod_{k,j,n}$  o custo de produção da cultura  $i$ , no perímetro irrigado  $j$  e no ano  $n$ .

O custo anual da água,  $Ca_{i,j,n}$ , destinada ao abastecimento da cultura  $i$ , captada para o perímetro ou área irrigada  $j$  pode ser obtido pela Equação 45:

$$Ca_{i,j,n} = \sum_{t=12(n-1)+1}^{12(n-1)+12} Pa_j * Qirr_{i,j,t} * Ap_{i,j,n} \quad (45)$$

Onde  $Pa_j$  corresponde ao preço da água por unidade de volume destinada ao abastecimento do perímetro irrigado  $j$  e  $Qirr_{i,j,t}$  é a lâmina mensal de água para a cultura  $i$ , no perímetro irrigado  $j$  e no mês  $t$ , sendo calculada por:

O custo associado ao bombeamento da água,  $Cb_{i,j,n}$ , para a cultura  $i$ , no perímetro agrícola  $j$  e no ano  $n$ , é calculado pela Equação 46:

$$Cb_{i,j,n} = \sum_{t=12(n-1)+1}^{12(n-1)+1} \left( \frac{0,02726 * Prb_j * \Delta H_{i,j,n} * Qirr_{i,j,n} * Ac_{i,j,n}}{n_j} \right) \quad (46)$$

Sendo  $Prb_j$  o preço da energia elétrica para o bombeamento (R\$. KWh<sup>-1</sup>) para o perímetro irrigado  $j$ ;  $\Delta H_{i,j,n}$  é a altura manométrica média (em metros de coluna de água), requerida pelo sistema de irrigação da cultura  $i$ , no perímetro irrigado  $j$  e no mês  $t$ ;  $n_j$  a eficiência do sistema de irrigação no perímetro irrigado  $j$ .

A maximização da mão de obra proveniente da atividade agrícola nos perímetros irrigados é outra função objetivo do modelo de otimização. A mão de obra total empregada  $MO$  (Diárias. Ano<sup>-1</sup>), requerida nos perímetros irrigados, é determinada pela Equação 47:

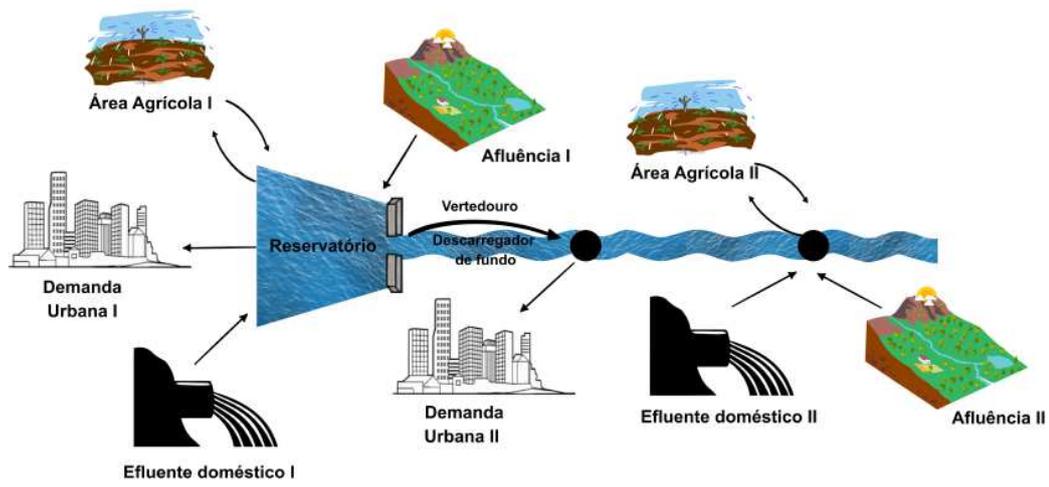
$$MO_j = \sum_{n=1}^{na} \sum_{i=1}^{nc} Hdc_{j,i} * Ac_{i,j,n} \quad (47)$$

Sendo  $Hdc_{j,i}$  a mão de obra, por unidade de área, requerida pela cultura  $i$  e  $n$  perímetro irrigado  $j$ .

### 3.1.2 Restrições do Modelo Quantitativo

Na estruturação dos sistemas de recursos hídricos levada em consideração no modelo de otimização, os reservatórios podem estar conectados a elementos como nós, links, demandas, afluências, vertedouros e/ou descarregadores de fundo, conforme pode ser observado na Figura 10.

Figura 10 – Representação esquemática do reservatório e seus componentes no modelo de otimização.



Fonte: Autor (2022).

Com base no princípio da conservação da massa, na Equação 48 encontra-se o balanço hídrico para os reservatórios.

$$VR_{r,t} = VR_{r,(t-1)} + Qa_{r,t} + Qn_{s,t} + P_{r,t} - \sum_{d(r)} Qtr_{d(r),t} - Qf_{r,t} - Qv_{r,t} - Ev_{r,t} \quad (48)$$

Sendo  $s$  a representação do  $s$ -ésimo nó do sistema;  $VR_{r,t}$  o volume do reservatório  $r$  ao final do mês  $t$ ;  $VR_{r,(t-1)}$  o volume do reservatório  $r$  no início do mês  $t$ ;  $Qa_{r,t}$  o volume afluente ao reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $d(R)$  A  $d$ -ésima tomada de água do reservatório  $r$ ;  $Qtr_{d(r),t}$  o  $d$ -ésimo volume alocado para a tomada de água no mês  $t$ ;  $Qf_{r,t}$  o volume liberado pelo descarregador de fundo do reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $Qv_{r,t}$  o volume correspondente ao vertimento do reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $Ev_{r,t}$  o volume perdido por evaporação no reservatório  $r$  no mês  $t$  e  $Qn_{s,t}$  o volume afluente ao reservatório proveniente do  $s$ -ésimo nó a montante do reservatório.

Os valores de  $P_{r,t}$  e  $Ev_{r,t}$  são determinados pelas Equações 49 e 50:

$$P_{r,t} = p_{r,t} \left( \frac{AR_{r,t} + AR_{r,(t-1)}}{2} \right) \quad (49)$$

$$Ev_{r,t} = p_{r,t} \left( \frac{AR_{r,t} + AR_{r,(t-1)}}{2} \right) \quad (50)$$

O valor de  $p_{r,t}$  representa a taxa de precipitação para o reservatório  $r$  durante o mês  $t$ ;  $AR_{r,t}$  é a área do espelho de água do reservatório e durante o mês  $t$ ;  $AR_{r,(t-1)}$  é a área do espelho de água do reservatório  $r$  no início do mês  $t$ .

A área do espelho da água dos reservatórios pode ser obtida a partir de sua relação diretamente proporcional com o volume do reservatório, ou seja, a por meio dos dados fornecidos pela curva Cota x Área x Volume. Neste caso, a curva Área x Volume pode ser linearizada por meio de segmentos, conforme a Equação 51.

$$AR_{r,t} = ARm_r + \sum_{m=1}^{nm} \beta_{m,r} * vr_{m,r,t} \quad (51)$$

Sendo  $ARm_r$  a área do espelho de água correspondente ao volume morto do reservatório  $r$ ;  $\beta_{m,r}$  o coeficiente angular do segmento de reta  $m$  da curva Área x Volume do reservatório  $r$ .

O volume aduzido nas tomadas de água, limitado pela sua capacidade máxima ( $Qtmax_d$ ), é calculado pela Equação 52:

$$0 \leq Qt_{d,t} \leq Qtmax_d \quad (52)$$

Para tomadas de água localizadas em reservatórios, a limitação para o valor de  $Qt_{d,t}$  está relacionada à cota de entrada do tubo da tomada de água  $d$  no reservatório  $r$  ( $Htr_{d(r)}$ ). Desta forma, tem-se as seguintes restrições (Equação 53):

$$Qt_{d(r),t} \geq 0 \text{ se } HR_{r,t} \geq Htr_{d(r)} \quad (53)$$

Sendo  $HR_{r,t}$  o valor da cota do nível de água do reservatório  $r$  durante o mês  $t$ .

A restrição que limita a vazão de vertimento é feita por meio das Equações 54 e 55.

$$0 \leq Qv_{r,t} \leq Qvmax_r \quad (54)$$

$$Qv_{r,t} \geq 0, \text{ se } HR_{r,t} \geq Hvert_r \quad (55)$$

Sendo  $Q_{vmax,r}$  o volume mensal máximo vertido para o reservatório  $r$ ;  $H_{vert,r}$  a cota da soleira do vertedor do reservatório  $r$ .

Para os descarregadores de fundo, a vazão máxima aduzida por tais unidades ( $Q_{fmax,r,t}$ ) pode ser determinada por meio da Equação 56, proposta por DAEE (2005):

$$Q_{fmax,r,t} = C_{f_r} * A_{f_r} * \sqrt{2g(HR_{r,t} - Hfs_{r,t})} \quad (56)$$

Sendo  $C_{f_r}$  o coeficiente de descarga de fundo do reservatório  $r$ ;  $A_{f_r}$  a área da seção transversal da tubulação de descarga de fundo do reservatório  $r$ ;  $g$  corresponde a aceleração da gravidade e  $Hfs_r$  a cota de jusante da geratriz inferior do tubo de descarga de fundo do reservatório  $r$ .

Com o auxílio da curva Cota x Volume, é possível relacionar a vazão máxima aduzida pela tubulação do descarregador de fundo e o volume do reservatório em questão, sendo a respectiva curva linearizada através de segmentos de reta. Os pontos de quebra, ou volumes de controle, devem ser os mesmos que foram utilizados para a linearização da Equação 40.

Desta forma, a vazão máxima aduzida pela descarga de fundo do reservatório  $r$  é calculada pela Equação 57.

$$Q_{fmax,r,t} = \sum_{m=1}^{nm} \gamma_{m,r} * v_{r,m,r,t} \quad (57)$$

Sendo  $\gamma_r$  coeficiente angular do segmento de reta  $m$  da curva da vazão máxima aduzida pela descarga de fundo versus o volume de água do reservatório  $r$ .

Na dinâmica operacional dos reservatórios, são observados volumes no início do mês ( $t-1$ ) e no final do respectivo mês ( $t$ ), conseqüentemente, também se tem vazões máximas aduzidas pelos descarregadores de fundo para essas duas situações. Assim, para contornar tal situação, em um mês  $t$  é adotada a média aritmética dessas duas vazões para representar o valor máximo que pode ser aduzido.

O volume do reservatório  $r$  durante o mês  $t$  é limitado pela Equação 58.

$$VR_{m,r} \leq VR_{r,t} \leq VR_{cap,r} \quad (58)$$

Segundo Curi e Curi (2001b), o conceito de sustentabilidade hídrica do sistema está relacionado com o volume do reservatório ao final do período de otimização, desta forma, o

valor do volume do reservatório  $r$  ao final do último mês de operação deve ser igual ou superior ao valor adotado para o volume inicial.

Os procedimentos de otimização aplicados às áreas irrigadas também são submetidos a restrições, que compreendem, basicamente, a área disponível para as culturas, a vazão a ser captada e a não negatividade das variáveis de decisão.

A vazão destinada para a irrigação das culturas é limitada pela capacidade do sistema de irrigação, conforme presente na Equação 59.

$$\sum_{i=1}^{nc} Q_{irr_{i,j,t}} * Ap_{i,j,n} \leq Qtmax_{j,t} \quad (59)$$

Sendo  $Qtmax_{j,t}$  a vazão máxima que o sistema de irrigação do perímetro irrigado  $j$  durante o mês  $t$ .

Deve-se estabelecer um limite para as áreas a serem cultivadas por cada cultura em um perímetro irrigado  $j$ , tal restrição é inserida por meio da Equação 60.

$$\sum_{i=1}^{nc} \mathcal{E}_{i,j,t} * Ac_{i,j,n} = Ap_{max_{j,t}} \quad (60)$$

$Ap_{max_{j,t}}$  corresponde ao limite máximo da área disponível para ser plantada na área agrícola  $j$  durante o mês  $t$ . O valor do  $\mathcal{E}$  segue os seguintes aspectos:

$\mathcal{E}_{i,j,t} = 1$ , se a cultura agrícola  $i$  for plantada na área agrícola  $j$  durante o mês  $t$ ;

$\mathcal{E}_{i,j,t} = 0$ , se a cultura agrícola  $i$  não for plantada na área agrícola  $j$  durante o mês  $t$ .

Para cada tipo e cultura também poderá haver limitações de área, que poderão estar relacionados a valores máximos e mínimos, conforme presente na Equação 61:

$$ACmin_{i,j,n} \leq Ac_{i,j,n} \leq ACmax_{i,j,n} \quad (61)$$

Sendo  $ACmin_{i,j,n}$  a área mínima destinada para a cultura  $i$ , no perímetro agrícola  $j$  durante o ano  $n$  e  $ACmax_{i,j,n}$  a área máxima destinada para o cultivo da cultura  $i$ , no perímetro agrícola  $j$  durante o ano  $n$ .

Uma das variáveis requeridas para possibilitar a continuidade das funções ofertadas pela água é o mantimento de vazões mínimas, que correspondem a parcela remanescente no leito do rio após as retiradas para o abastecimento público, industrial, irrigação e, em algumas

instâncias, energia elétrica (FREDERICE e BRANDÃO, 2016). Por contrapartida, também podem ser estabelecidos valores máximos para as vazões, de maneira que o controle de enchentes possa ser efetivo. Desta forma, a Equação 62 representa tal restrição. (62)

$$Qnmin_{c,t} \leq Qn_{c,t} \leq Qnmax_{c,t}$$

Sendo  $Qnmin_{c,t}$  a vazão mínima a ser mantida no n-ézimo trecho de rio no mês  $t$ ;  $Qnmax_{c,t}$  a vazão máxima do n-ézimo trecho de rio durante o mês  $t$  e  $Qn_{c,t}$  a vazão no c-ézimo trecho de rio no mês  $t$ .

Com base na Lei da Conservação da Massa, cada nó do sistema é submetido a seguinte restrição (Equação 63):

$$\sum_e Qentra_{e,s,t} = \sum_i Qsai_{i,s,t} \quad (63)$$

Sendo  $Qentra_{e,s,t}$  a e-ézima vazão afluyente ao nó  $s$  durante o mês  $t$  e  $Qsai_{i,s,t}$  a i-ézima vazão defluyente do nó  $s$  durante o mês  $t$ .

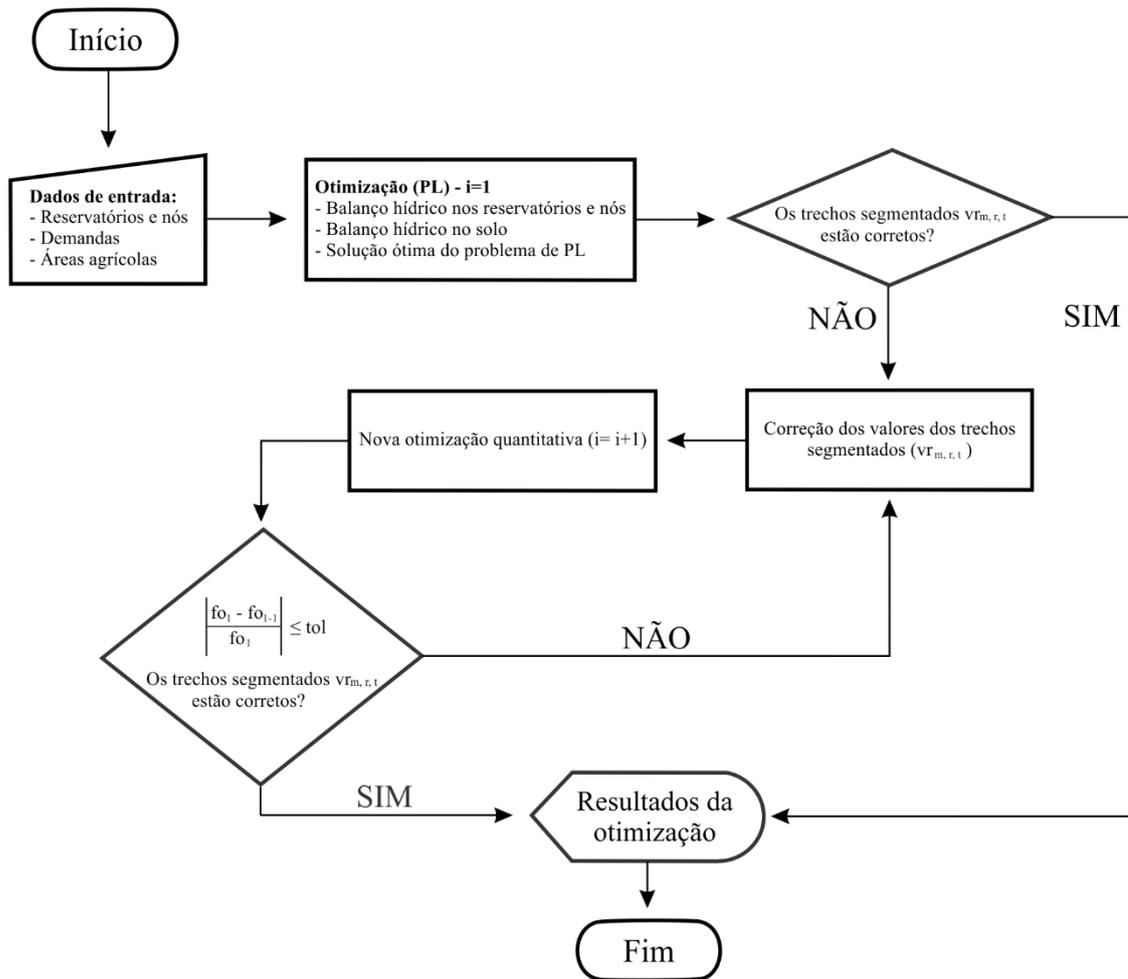
Para melhor avaliar a acurácia dos resultados obtidos é analisada, por meio do erro relativo ( $Erel_{fo}$ ), a convergência do valor da função objetivo ( $fo$ ), de acordo com a Equação 64.

$$Erel_{fo} = \left| \frac{fo_1 - fo_{-1}}{fo_1} \right| \leq tol \quad (64)$$

Sendo  $fo_1$  o valor da função objetivo da iteração atual;  $fo_{-1}$  o valor da função objetivo correspondente a iteração anterior e  $tol$  o nível de tolerância adotado.

Na Figura 11 está presente o fluxograma geral do modelo de otimização quantitativa com as etapas metodológicas descritas.

Figura 11 – Fluxograma geral do modelo de otimização quantitativa.



Fonte: Autor (2022).

### 3.2 Otimização Quali-Quantitativa

O modelo desenvolvido por Santos (2011) permite que dois parâmetros de qualidade de água sejam levados em consideração nos procedimentos de otimização, são eles: Oxigênio Dissolvido (OD) nos rios e reservatórios e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nos respectivos corpos hídricos, cujo comportamento é modelado após o incremento de cargas associadas a esgotos domésticos.

A proposta metodológica do presente estudo incluiu nas rotinas de otimização qualitativa, além da DBO e do OD, dois parâmetros de qualidade de água que também são fundamentais para o equilíbrio e a dinâmica de corpos hídricos superficiais, Nitrogênio (N) e Fósforo (P). Para cada um desses parâmetros, conforme descrito posteriormente, são consideradas nos procedimentos de modelagem formas inorgânicas e orgânicas. Além dos

lançamentos provenientes de esgotos domésticos, também são avaliadas as contribuições de N e P das áreas fertilizadas, quantificadas a partir de balanços de massa mensais.

A modelagem qualitativa é estruturada em duas etapas, são elas: balanço de massa nas áreas agrícolas, com vistas à determinação da parcela de N e P disponível para ser conduzida até os corpos hídricos a jusante; a segunda etapa envolve a definição das funções objetivo e restrições para que a otimização quali-quantitativa seja efetivada.

### 3.2.1 Modelagem de nitrogênio e fósforo nas áreas agrícolas

Nesta etapa foi realizado um balanço de massa, em nível mensal, levando em consideração os principais fluxos de entrada e saída de tais macronutrientes no solo. O modelo possui em seu arranjo estrutural equações que permitem a quantificação de parcelas, caso não se disponha de dados do sistema que está sendo estudado.

- ✓ Balanço de nitrogênio no solo:

O balanço geral mensal de nitrogênio no solo em uma área irrigada  $j$  pode ser efetuado pela Equação 65, a mesma é descrita abaixo:

$$\sum_{i=1}^{Nc} NA_{i,j,t-1} + \sum_{i=1}^{Nc} NI_{i,j,s,t-1} + \sum_{i=1}^{Nc} NFO_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NFI_{i,j,t} + NDA_{j,t} = \sum_{i=1}^{Nc} NRC_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NRPG_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NRL_{j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NRES_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NA_{i,j,t} \quad (65)$$

Onde  $NA_{i,j,t-1}$  é o nitrogênio acumulado na localidade onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  no mês  $t-1$  ( $\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );  $NA_{i,j,t}$  é o nitrogênio acumulado na localidade onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  no fim do mês  $t$  ( $\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );  $NI_{i,j,s,t-1}$  é o nitrogênio fornecido por meio da irrigação a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$ , correspondente a vazão retirada do nó  $s$  e no mês  $t-1$  ( $\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );  $NFO_{i,j,t}$  é o nitrogênio proveniente da fertilização orgânica, fornecido a uma cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );  $NFI_{i,j,t}$  é o nitrogênio proveniente da fertilização inorgânica, fornecido a uma cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );  $NDA_{j,t}$  é o nitrogênio incorporado por meio da deposição atmosférica na área agrícola

$j$  e no mês ( $\text{Kg.ha}^{-1}$ );  $NRC_{i,j,t}$  é o nitrogênio removido pela cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg.ha}^{-1}$ );  $NRPG_{i,j,t}$  é o nitrogênio removido por perdas gasosas na área onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg.ha}^{-1}$ );  $NRL_{i,j,t}$  é a parcela do nitrogênio perdida pela lixiviação na área onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg.ha}^{-1}$ );  $NRES_{i,j,t}$  é a parcela do nitrogênio removida pelo escoamento superficial na área onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg.ha}^{-1}$ );  $N_c$  é o número de culturas.

As parcelas do lado esquerdo da igualdade estão relacionadas às entradas e acumulações de nitrogênio, conseqüentemente, as do lado direito correspondem as saídas mensais desse nutriente de uma área agrícola  $j$ . Uma simplificação adotada é que o nitrogênio removido para a formação do resíduo cultural é igualmente retornado ao solo pela deposição de tal resíduo ao fim de um mês ou ciclo. Sendo assim, o resíduo cultural proveniente da cultura anterior será utilizado para formar o resíduo da cultura atual, podendo essa parcela ser desconsiderada do balanço.

Destaque deve ser dado à parcela correspondente ao acúmulo de nitrogênio no fim do mês  $t$  ( $NA_{i,j,t}$ ), que só assumirá valores quando em um determinado mês não forem registradas precipitações suficientes para proporcionarem escoamento superficial ou lixiviação, não ocorrendo, desta forma, a perda de nutrientes por tais saídas. Assim, o valor da quantidade de nitrogênio acumulado que seria utilizado como entrada no próximo mês ( $NA_{i,j,t-1}$ ) também está em consonância com o que foi descrito anteriormente.

Por meio de um rearranjo na Equação 65, é possível isolar apenas o termo que representa as perdas de nitrogênio pelo escoamento superficial ( $NRES$ ). Desta forma, o escoamento superficial será definido como a fonte de lançamento direto das concentrações de nitrogênio nos corpos hídricos superficiais. A Equação 66 representa o balanço definitivo de nitrogênio nos perímetros e áreas agrícolas utilizado no presente estudo.

$$\sum_{i=1}^{N_c} NRES_{i,j,t} = \left( \sum_{i=1}^{N_c} NFO_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{N_c} NFI_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{N_c} NFB_{i,j,t} + NDA_{j,t} + \sum_{i=1}^{N_c} NA_{i,j,t-1} + \sum_{i=1}^{N_c} NI_{i,j,s,t} \right) - \left( \sum_{i=1}^{N_c} NRC_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{N_c} NRPG_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{N_c} NRL_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{N_c} NA_{i,j,t} \right) \quad (66)$$

Assim, para uma área agrícola  $j$ , o somatório de todo o nitrogênio perdido por escoamento superficial em cada hectare onde está sendo cultivada uma cultura  $i$  possibilita a quantificação total desse nutriente que foi encaminhado para um determinado corpo hídrico.

A seguir são exteriorizadas as equações que permitem o cálculo das seguintes parcelas: nitrogênio da deposição atmosférica ( $NDA$ ), nitrogênio da irrigação ( $NI$ ), nitrogênio incorporado pela fixação biológica ( $NFB$ ), nitrogênio removido por lixiviação ( $NRL$ ) e nitrogênio perdido por formas gasosas ( $NRPG$ ). Fluxos como entrada por meio de fertilizantes e remoção pelas culturas podem ser obtidos a partir de literatura especializada, fornecida, por exemplo, pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) para diferentes regiões, culturas, sistemas de produção e rendimentos esperados.

✓ Nitrogênio da deposição atmosférica ( $NDA$ ):

A deposição atmosférica de nitrogênio é uma importante parcela para o estudo da disponibilidade desse elemento, desta forma, compreender os padrões espaço-temporais e os fatores que influenciam nessa contribuição são fundamentais para avaliar os efeitos ecológicos nos ecossistemas terrestres (ZHU *et al.*, 2016). Assim, para o cálculo da deposição atmosférica mensal de nitrogênio em uma área agrícola  $j$ , em quilogramas por hectare, é utilizada a Equação 67, proposta pela FAO (2003).

$$NDA_{j,t} = 0,14 \times P_{j,t}^{0.5} \quad (67)$$

Onde  $P_{j,t}$  é a precipitação média mensal na área agrícola  $j$  (mm. mês<sup>-1</sup>).

Desta forma, é possível calcular a quantidade de nitrogênio que é fornecido a uma área agrícola mensalmente por meio da precipitação pluviométrica. Para os perímetros ou áreas irrigadas no entorno de reservatórios, por exemplo, podem ser fixadas as precipitações mensais diretas nos próprios reservatórios. No geral, podem ser utilizados valores médios mensais correspondentes ao posto pluviométrico mais próximo.

✓ Nitrogênio da irrigação (*NI*):

A concentração de nitrogênio total presente nas águas de irrigação sofre influência da própria modelagem da qualidade da água no nó ou reservatório em que ocorre a retirada dos respectivos volumes de água para o abastecimento das culturas. Os procedimentos matemáticos para a definição da lâmina mensal de água para a irrigação da cultura *i*, na área agrícola *j* durante o mês *t*, juntamente com a etapa de modelagem de nutrientes na água são descritos em itens posteriores, mais especificamente, do item 3.2.4 ao 4.2.5. O cálculo da contribuição *NI*, em Kg.ha<sup>-1</sup>, é realizado por meio da Equação 68.

$$\sum_{i=1}^{Nc} NI_{i,j,t} = \frac{Q_{i,j,s,t} \times \left( \frac{CNT_{i,j,s,t-1}}{1000} \right) \times Nsm_t}{A_{i,j,t}} \quad (68)$$

Em que  $Q_{i,j,s,t}$  é a vazão de irrigação para suprimento hídrico da cultura *i*, na área agrícola *j*, retirada do nó *s* do sistema no mês *t* (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>);  $CNT_{i,j,s,t-1}$  a concentração de nitrogênio total presente da vazão de irrigação, retirada no nó *s* do sistema, destinada a atender a cultura *i* na área agrícola *j* e no fim do mês *t-1* (g.m<sup>-3</sup>);  $Nsm_t$  é o número de segundos no mês *t* e  $A_{i,j,t}$  é a área onde está sendo cultivada a cultura *i*, na área agrícola *j* e no mês *t* (ha).

Caso seja considerada a irrigação no entorno de um reservatório *r*, os nutrientes acumulados nessas áreas agrícolas poderão ser encaminhados para o próprio reservatório, ou seja, ao mesmo tempo em que a área agrícola recebe água de irrigação contendo nitrogênio, pode contribuir para a elevação dos níveis desse constituinte no reservatório (o mesmo pode ocorrer em um nó específico em um trecho de rio, onde pode ser retirada água e ocorrer contribuição de efluentes agrícolas). Desta forma, para o impasse comentado anteriormente, em um mês *t* a concentração de nitrogênio presente na água corresponde ao valor calculado para o fim do mês anterior, ou seja, no início do mês é fornecida água para o suprimento agrícola.

✓ Nitrogênio removido pela lixiviação (*NRL*):

As perdas de nitrogênio por meio da lixiviação podem variar de 5 a 50% do total aplicado na forma de fertilizantes, sendo, desta forma, uma das principais vias de remoção desse elemento das áreas agrícolas (MUSYOKA *et al.*, 2019). Para o cálculo da quantidade mensal de nitrogênio perdida pela lixiviação, em Kg. ha<sup>-1</sup>, é utilizada a Equação 69, desenvolvida pela FAO (2003).

$$\sum_{i=1}^{Nc} NRL_{i,j,t} = 0,1917 + P_{j,t}x \left\{ \left( 0,0021 + 0,0007x \sum_{i=1}^{Nc} F_{i,j,t} \right) \right\} + 0,3x \left( \sum_{i=1}^{Nc} EN_{i,j,t} \right) - 0,10x \sum_{i=1}^{Nc} NRC_{i,j,t} \quad (69)$$

Onde  $RNL_{i,j,t}$  corresponde ao nitrogênio perdido por lixiviação na área onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg.ha}^{-1}$ );  $F$  ao fator relacionado a fertilidade do solo onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  (ruim = 1, moderada = 2 e alta = 3) e  $EN_{i,j,t}$  às entradas de nitrogênio correspondente a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg.ha}^{-1}$ ).

A lixiviação de nitrogênio é influenciada por uma série de fatores, como o tipo do solo, forma de aplicação do fertilizante e práticas de cultivo adotadas, embora a precipitação pluviométrica exerça papel preponderante, principalmente quando fortes chuvas forem registradas (LIU *et al.*, 2019). Assim, quando não ocorrer precipitação em um determinado mês, as perdas por lixiviação podem ser consideradas nulas, sendo o nitrogênio acumulado na área fertilizada.

✓ Nitrogênio removido por perdas gasosas ( $NRPG$ ):

As formas gasosas de nitrogênio liberadas em áreas agrícolas ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  e  $\text{NH}_3$ ) possuem influência significativa na atmosfera. O óxido nitroso é um dos gases mais importantes do efeito estufa, sendo uma das substâncias de origem antropogênica dominantes para o esgotamento do ozônio estratosférico. A amônia desempenha um importante papel na neutralização da acidez de compostos atmosféricos (SCHIFERL *et al.*, 2014). Segundo Bouwman *et al.*, (2013), entre os anos 2000 e 2050, devido à utilização de fertilizantes, a emissão de óxido nitroso deve aumentar em 29%, já para a volatilização da amônia, o percentual de acréscimo corresponde à 50%.

No modelo desenvolvido, o cálculo das perdas de nitrogênio por formas gasosas ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  e  $\text{NH}_3$ ) é efetuado por meio Equação 70, sugerida pela FAO (2003).

$$\sum_{i=1}^{Nc} NRPG_{i,j,t} = Cd + 0,2083 x \sum_{i=1}^{Nc} F_{i,j,t} + 0,3 x \left( \sum_{i=1}^{Nc} EN_{i,j,t} \right) - 0,1 x \sum_{i=1}^{Nc} NRC_{i,j,t} \quad (70)$$

Em que  $NRPG_{i,j,t}$  é o nitrogênio removido por perdas gasosas na área onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg.ha}^{-1}$ );  $Cd$  é uma constante de desnitrificação, podendo ter valores como  $1 \text{ Kg.ha}^{-1}$  e  $0,9167 \text{ Kg.ha}^{-1}$  para áreas não irrigadas e irrigadas, respectivamente.

Como pode ser observado, no cálculo das perdas de nitrogênio por lixiviação e formas gasosas, foi estabelecido que as entradas por precipitação atmosférica, irrigação e acúmulo do mês anterior também estão sujeitas a eliminação desse elemento pelas vias destacadas.

✓ Balanço de fósforo no solo:

Para a o balanço mensal de fósforo em uma área agrícola  $j$ , a Equação 71 pode ser empregada:

$$\begin{aligned} & \sum_{i=1}^{Nc} PFO_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PI_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PFI_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PA_{i,j,t-1} \\ & = \sum_{i=1}^{Nc} PRC_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PRL_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PRES_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PA_{i,j,t} \end{aligned} \quad (71)$$

Onde  $PA_{i,j,t-1}$ : fósforo acumulado no local onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  no mês  $t-1$  ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ );  $PA_{i,j,t}$ : fósforo acumulado no local onde está sendo cultivada a cultura  $i$  na área agrícola  $j$  no fim do mês  $t$  ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ );  $PI_{i,j,t}$ : fósforo fornecido por meio da irrigação a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$ , correspondente a vazão retirada do nó  $n$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ );  $PFO_{i,j,t}$ : fósforo proveniente da fertilização orgânica, fornecido a uma cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ );  $PFI_{i,j,t}$ : fósforo proveniente da fertilização inorgânica, fornecido a uma cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ );  $PRC_{i,j,t}$ : fósforo removido pela cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ );  $PRL_{i,j,t}$ : parcela do fósforo perdida pela lixiviação, na área onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ );  $PRES_{i,j,t}$ : parcela do fósforo perdida pelo escoamento superficial, na área onde está sendo cultivada a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ ).

Em relação à contribuição do resíduo cultural, para o fósforo foi realizada a mesma simplificação considerada para o balanço de nitrogênio. Desta forma, a parcela de fósforo proveniente do resíduo cultural anterior será utilizada para formar o resíduo cultural atual em uma área agrícola  $j$ .

Como as formas de fósforo presentes no solo estão fortemente adsorvidas, as perdas desse nutriente pelo processo de lixiviação são ínfimas, podendo ser desconsideradas. Desta forma, a parcela correspondente as perdas de fósforo por lixiviação (*RPL*) não foi considerada no balanço.

Em relação ao acúmulo de fósforo, os mesmos critérios estabelecidos para o nitrogênio também alicerçaram o balanço do nutriente enfatizado no presente item.

Isolando o termo “*PRES*” da Equação 71, tem-se a carga de fósforo ( $\text{Kg. ha}^{-1}$ ) em uma área agrícola  $j$ , no mês  $t$ , disponível para ser removida do solo e encaminhada para corpos hídricos superficiais por contribuição direta. A Equação 72 representa o rearranjo do balanço de fósforo no solo.

$$\sum_{i=1}^{Nc} \text{PRES}_{i,j,t} = \left( \sum_{i=1}^{Nc} \text{PFO}_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} \text{PFI}_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} \text{PI}_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} \text{PA}_{i,j,t-1} \right) - \left( \sum_{i=1}^{Nc} \text{PRC}_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} \text{PA}_{i,j,t} \right) \quad (72)$$

Entradas de fósforo a partir de fertilizantes fosfatados, além da quantidade incorpora pelas culturas em estudo, podem ser estimadas a partir da produtividade almejada, também levando em consideração as práticas produtivas da região estudada.

✓ Fósforo da irrigação (*PI*):

O procedimento matemático para o cálculo da entrada de fósforo no solo foi similar ao efetuado para o nitrogênio. A Equação 73 é utilizada para a quantificação mensal da parcela *PFI*.

$$\sum_{i=1}^{Nc} \text{PI}_{i,j,t} = \frac{Q_{i,j,t} \times \left( \frac{\text{CPT}_{i,j,t-1}}{1000} \right) \times \text{NSm}_t}{A_{i,j,t}} \quad (73)$$

Sendo  $\text{CPT}_{i,j,t-1}$  a concentração de fósforo total presente da vazão de irrigação, retirada no nó  $s$  do sistema, destinada a atender a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no fim do mês  $t-1$  ( $\text{g.m}^{-3}$ ).

As mesmas atribuições definidas para o caso da vazão de irrigação, no caso do nitrogênio, também foram estabelecidas para o caso do fósforo.

### 3.2.2 Modelagem nos Corpos Hídricos

Para a modelagem de N, P, DBO e OD nos corpos hídricos, as seguintes considerações gerais foram pré-estabelecidas:

- A estrutura do modelo envolve reservatórios e os trechos de rios;
- Para os reservatórios, o modelo hidráulico considerado foi o de mistura completa, já para os rios, foi adotado o fluxo em pistão;
- As reações envolvem cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente;
- Os coeficientes cinéticos foram corrigidos em função da temperatura;
- Para as cargas poluidoras, os lançamentos das cidades foram considerados como pontuais;
- Para os efluentes das áreas ou perímetros agrícolas foi considerado lançamento pontual, uma vez que para o período mensal, a discretização da vazão não possui influência significativa.

Para o nitrogênio, tanto nos rios como nos reservatórios, foram considerados três coeficientes de reação de compostos de nitrogênio, que envolvem os seguintes processos recorrentes na massa líquida (salientando que os coeficientes devem respeitar as características reinantes nesses dois ambientes distintos):

- Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado;
- Conversão do nitrogênio orgânico a amônia (amonificação);
- Oxidação da amônia a nitrato.

A nitrificação é modelada em uma única etapa, ou seja, conversão da amônia a nitrito e deste último a nitrato. A sedimentação do nitrogênio orgânico é devida ao fato deste ser um constituinte particulado, podendo este mecanismo ser responsável por uma perda significativa de nitrogênio.

No modelo do fósforo foram representados os seguintes processos:

- Sedimentação do fósforo orgânico particulado;

- Conversão do fósforo orgânico particulado a fósforo inorgânico dissolvido.

A conversão de fósforo orgânico a inorgânico proporciona um decréscimo na concentração do primeiro e, conseqüentemente, um aumento nos níveis da fração inorgânica. O sedimento de fundo de rios, lagos e reservatórios pode atuar como fonte ou como dreno de fósforo para os ecossistemas aquáticos (BOSTIC e WHITE, 2007).

Por fim, nas formulações matemáticas relacionadas à DBO, OD, sedimentação da matéria orgânica, entrada de oxigênio para a massa líquida (reaeração), desoxigenação e consumo de oxigênio por meio da nitrificação foram considerados nas rotinas de cálculo.

- ✓ Concentrações Iniciais dos Parâmetros nos Corpos Hídricos:

Em consonância com o item 3.1, a partir dos resultados obtidos com a otimização quantitativa, é possível determinar, para todos os meses, concentrações iniciais dos parâmetros de qualidade de água, o que permite a utilização do método numérico das Aproximações Lineares (item 2.2.2).

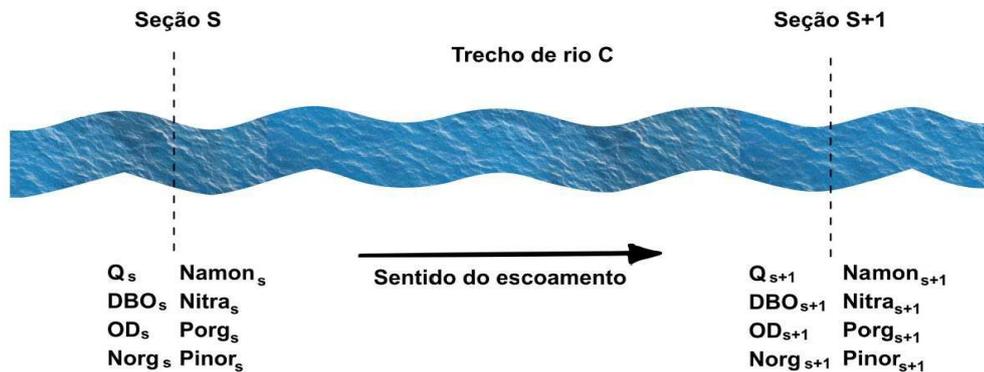
A concentração de um determinado parâmetro após a mistura instantânea em um nó  $s$ , durante o mês  $t$ , é determinada a partir da média ponderada entre as vazões e as concentrações dos componentes que se misturam, conforme presente na Equação 74.

$$C_{s,t} = \frac{\sum Q_{c,t} * C_{c,t}}{\sum Q_{c,t}} \quad (74)$$

Em que  $C_{s,t}$  corresponde à concentração de um constituinte no nó  $s$  após a mistura instantânea das contribuições afluentes em um mês  $t$ ;  $C_{c,t}$  é a  $c$ -ésima concentração do constituinte presente na contribuição afluente ao nó  $s$  em um mês  $t$ ;  $Q_{c,t}$  é a  $c$ -ésima vazão afluente ao nó  $s$  no mês  $t$ .

A representação do transporte de massa entre duas seções de um rio qualquer pode ser visualizada por meio da Figura 12. Tal ilustração está associada ao processo de autodepuração do corpo hídrico lótico, quantificado a partir das Equações 75 a 81, presentes na forma diferencial, específicas para cada elemento estudado.

Figura 12 – Diagrama representando os componentes avaliados pelo modelo no processo de autodepuração ao longo do trecho do rio.



Fonte: Autor (2022).

$$\frac{dDBO_c}{dt} = (Kd_c + Ks_c) * DBO_c \quad (75)$$

$$\frac{OD_c}{dt} = -Kd_c * DBO_c + K2_c * (OD_{satc} - OD_c) - Ro2Namon * Kan_c * Namon_c \quad (76)$$

$$\frac{dN_{org_c}}{dt} = -K_{oa_c} * N_{org_c} - K_{so_c} * N_{org_c} \quad (77)$$

$$\frac{dN_{amon_c}}{dt} = K_{oa_c} * N_{org_c} - Kan_c * Namon_c \quad (78)$$

$$\frac{dN_{itrato_c}}{dt} = Kan_c * Namon_c \quad (79)$$

$$\frac{dP_{org_c}}{dt} = -K_{oi_c} * P_{org_c} - K_{spo_c} * P_{org_c} \quad (80)$$

$$\frac{dP_{inorg_c}}{dt} = K_{oi_c} * P_{org_c} \quad (81)$$

Sendo  $DBO_c$  a concentração do parâmetro DBO no trecho de rio  $c$ ;  $Kd_c$  o coeficiente de decomposição da DBO no trecho de rio  $c$ ;  $Ks_c$  o coeficiente de sedimentação da matéria orgânica suspensa no trecho de rio  $c$ ;  $OD_c$  a concentração do parâmetro OD no trecho de rio  $c$ ;  $OD_{satc}$  a concentração de saturação do OD no trecho de rio  $c$ ;  $K2_c$  o coeficiente de reaeração do trecho de rio  $c$ ;  $N_{org_c}$  é a concentração de nitrogênio orgânico no trecho de rio  $c$ ;  $K_{oa_c}$  é o coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico a amônia no trecho de rio  $c$ ;  $K_{so_c}$  é o coeficiente de remoção de nitrogênio orgânico por sedimentação no trecho de rio  $c$ ;  $N_{amon_c}$  é a concentração de nitrogênio amoniacal no trecho de rio  $c$ ;  $Kan_c$  é a coeficiente de conversão de amônia a nitrato no trecho de rio  $c$ ;  $N_{itrato_c}$  é a concentração de nitrato no trecho de rio  $c$ ;  $Ro2Namon$  é a relação entre consumo de oxigênio e oxidação da amônia (4,0 mgO<sub>2</sub>/L por mgN<sub>amon</sub>/L)

O coeficiente para a conversão da DBO padrão em DBO última no trecho de rio  $c$ , ( $KT_c$ ), é determinado pela Equação 82:

$$KT_c = \frac{1}{1 - e^{-5 * K1_c}} \quad (82)$$

Sendo  $K1_c$  o coeficiente de desoxigenação da DBO no trecho de rio  $c$ .

A área da seção transversal do trecho de rio  $c$  ( $AT_{c,t}$ ) no mês  $t$  pode estar relacionada com a vazão no respectivo trecho por meio da Equação 83:

$$AT_{c,t} = \alpha_c * (Q_{c,s,t})^{\beta_c} \quad (83)$$

Onde o valor de  $Q_{c,s,t}$  diz respeito à vazão no trecho de rio  $c$  proveniente do nó  $s$  no mês  $t$ , já os coeficientes  $\alpha_c$  e  $\beta_c$  correspondem a parâmetros ajustados para o trecho  $c$ .

Em consonância com a lei da conservação da massa, a velocidade média ( $Vm_{c,t}$ ) no trecho do rio  $r$  pode ser relacionada com a vazão ( $Q_{c,s,t}$ ) e a respectiva área da seção transversal ( $AT_{c,t}$ ) a partir da Equação 84.

$$Vm_{c,t} = \frac{Q_{c,s,t}}{AT_{c,t}} = \frac{Q_{c,s,t}}{\alpha_c * (Q_{c,s,t})^{\beta_c}} = \frac{(Q_{c,s,t})^{1-\beta_c}}{\alpha_c} \quad (84)$$

O tempo de percurso para o trecho de rio  $r$  ( $tp_{c,t}$ ) é determinado pela Equação 85:

$$tp_{c,t} = \frac{L_c}{Vm_{c,t}} = \frac{L_c}{\frac{(Q_{c,s,t})^{1-\beta_c}}{\alpha_c}} = \frac{\alpha_c * L_c}{(Q_{c,s,t})^{1-\beta_c}} = \alpha_c * L_c * (Q_{c,s,t})^{\beta_c - 1} \quad (85)$$

Sendo  $L_c$  o comprimento longitudinal do trecho de rio  $c$ .

Para os reservatórios, é realizado um balanço de massa a nível mensal, considerando os mecanismos e as reações de conversão para cada parâmetro qualitativo estudado. Por meio da Equação 86 (LARENTIS *et al.*, 2008) é possível visualizar, de maneira geral, o balanço de massa empregado para os reservatórios.

$$\frac{dC_{c,r,t}V_{r,t}}{dt} = \left( \sum_{c=1}^n C_{c,t} * Q_{r,t} + \sum_{c=1}^n C_{c,r,t} * V_{r,t} * K_{c,r,t} + \sum_{c=1}^n \frac{S_{c,r,t}}{H_{r,t}} \right) - \left( \sum_{c=1}^n Q'_{r,t} * C_{c,r,t} + \sum_{c=1}^n C_{c,r,t} * V_{r,t} * K'_{c,r,t} \right) \quad (86)$$

Em que  $C_{c,r,t}$  é a concentração do constituinte  $c$  no reservatório  $r$  e no mês  $t$ ;  $V_{r,t}$  é o volume do reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $Q_{r,t}$  é a vazão que proporciona entrada de um constituinte  $c$  ao reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $C_{c,t}$  é a concentração do constituinte  $c$  na vazão afluente ao

reservatório  $r$  durante o mês  $t$ ;  $K_{c,r,t}$  é o coeficiente que representa a entrada de um constituinte  $c$  na massa líquida do reservatório  $r$  por meio de uma reação de conversão no mês  $t$ ;  $S_{c,r,t}$  é o coeficiente relacionado a entrada de um constituinte  $c$  na massa líquida do reservatório  $r$  por meio da liberação do sedimento de fundo no mês  $t$ ;  $H_{r,t}$  é a profundidade do reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $Q'_{r,t}$  é a vazão defluente do reservatório  $r$  no mês  $t$ ;  $K'_{c,r,t}$  é o coeficiente que representa a saída de um constituinte  $c$  da massa líquida do reservatório  $r$  em um mês  $t$  por meio de conversão, sedimentação ou outras formas.

As Equações Diferenciais Ordinárias (EDOs) que representam o comportamento dos parâmetros de qualidade de água nos rios e reservatórios (Equações 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81 e 86) foram solucionadas a partir da utilização do método do fator integrante. Por meio da multiplicação das EDOs por uma determinada função, fator integrante, é possível obter uma solução para as mesmas (ORTEGA *et al.*, 2018).

Seja uma EDO de primeira ordem correspondente a  $\frac{dy}{dx} + P(x) * y = Q(x)$ , o valor do fator integrante ( $\mu$ ) pode ser determinado por  $\mu = \int P(x)dx$ . Assim, foi efetuada a multiplicação do respectivo fator pelos termos da EDO, sendo buscada solução analítica da mesma.

Para o volume dos reservatórios, foi considerado um valor médio entre  $t-1$  e  $t$ , conforme pode ser observado na Equação 87.

$$S_{r,t} = \frac{V_{r,t} + V_{r,(t-1)}}{2} \quad (87)$$

Sendo  $S_{r,t}$  o volume médio do reservatório  $r$  durante o mês  $t$ ;  $V_{r,t}$  o volume do reservatório ao final do mês  $t$ ;  $V_{r,(t-1)}$  o volume do reservatório  $r$  no início do mês  $t$ .

### 3.2.3 Funções Objetivo do Modelo Quali-Quantitativo

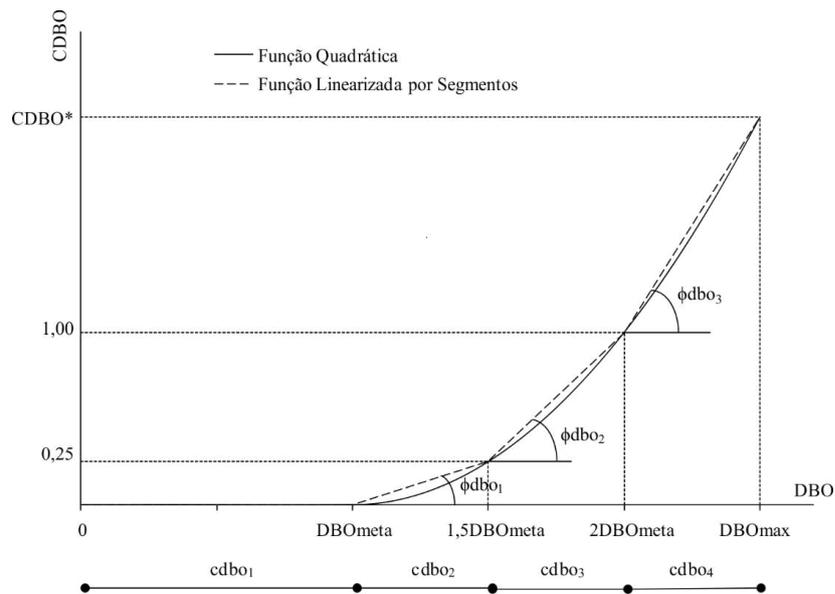
O modelo de otimização quali-quantitativo incorpora as mesmas funções objetivo pertencentes a etapa quantitativa, descritas no item 3.1, com o acréscimo das correspondentes aos parâmetros de qualidade de água.

A minimização do déficit entre a  $\mu$ -éxima concentração do parâmetro  $DBO$  nos nós ou reservatórios do sistema estudado ( $DBO_{\mu,t}$ ) e o valor da concentração permitida ( $DBO_{meta,\mu,t}$ ) é realizada pela Equação 88:

$$CDBO_{\mu} = \left\{ \begin{array}{l} \sum_t \left( \frac{DBO_{meta_{\mu,t}} - DBO_{\mu,t}}{DBO_{meta_{\mu,t}}} \right)^2 \text{ se } DBO_{\mu,t} > DBO_{meta_{\mu,t}} \\ 0 \text{ se } DBO_{\mu,t} \leq DBO_{meta_{\mu,t}} \end{array} \right\} \quad (88)$$

Na Figura 13 encontra-se o gráfico correspondente a função quadrática da *DBO* linearizada, com os respectivos pontos de quebra e segmentos.

Figura 13 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da  $\mu$ -ézima concentração de *DBO* para um mês *t*.



Fonte: Santos (2011).

Desta forma, a equação linearizada para a *DBO* nos reservatórios e nós do sistema e o cálculo da concentração desse parâmetro são determinados pelas Equações 89 e 90.

$$\left( \frac{DBO_{meta_{\mu,t}} - DBO_{\mu,t}}{DBO_{meta_{\mu,t}}} \right)^2 = \sum_{h=2}^4 \phi dbo * cdbo_{\mu,h,t} \quad (89)$$

$$DBO_{\mu,t} = \sum_{h=2}^4 cdbo_{\mu,h,t} \quad (90)$$

Sendo *h* os segmentos da concentração da *DBO* do reservatório *r* ou nó *s* no mês *t*,  $q = 1, \dots, 4$ ;  $\phi dbo_{\mu,h-1}$  a declividade do segmento de reta anterior da função objetivo destinada ao

atendimento da  $\mu$ -ézima concentração permitida do parâmetro  $DBO$  no mês  $t$ ;  $cdbo_{\mu,h,t}$  o incremento da  $\mu$ -ézima concentração de  $DBO$  no mês  $t$ , que é limitado pela Equação 91:

$$0 \leq cdbo_{\mu,h,t} \leq \left\{ \begin{array}{ll} DBOmeta_{\mu,t} & \text{se } h = 1 \\ 0,5DBOmeta_{\mu,t} & \text{se } h = 2,3 \\ DBOmax_{\mu,t} - 2DBOmeta_{\mu,t} & \text{se } h = 4 \end{array} \right\} \quad (91)$$

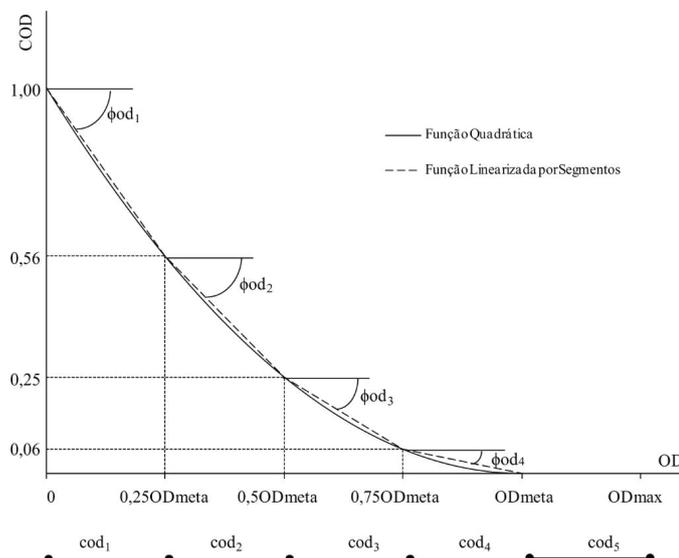
Sendo  $DBOmax_{\mu,h,t}$  o valor máximo para a  $DBO$  no mês  $t$ .

Em relação ao  $OD$ , a Equação quadrática 92 corresponde à função objetivo destinada a minimizar o déficit entre a concentração de  $OD$  nos reservatórios ou nós do sistema no mês  $t$  ( $OD_{v,t}$ ) e o valor permitido para a concentração desse parâmetro ( $ODmeta_{v,t}$ ).

$$COD_v = \left\{ \begin{array}{ll} \sum_t \left( \frac{ODmeta_{v,t} - OD_{v,t}}{ODmeta_{v,t}} \right)^2 & \text{se } OD_{\mu,t} < ODmeta_{v,t} \\ 0 & \text{se } OD_{\mu,t} \geq ODmeta_{v,t} \end{array} \right\} \quad (92)$$

Com base no artifício da linearização por segmentos, na Figura 14 pode ser observado o gráfico da função objetivo associada ao  $OD$ , com os termos relacionados à sua linearização, com destaque para valores nulos de  $COD$  para concentrações de  $OD$  superiores ao valor meta, já que a manutenção de valores mínimos de  $OD$  nos corpos hídricos é essencial para o equilíbrio e a vida nos mesmos, situação aposta ao caso dos parâmetros  $DBO$ ,  $N$  e  $P$ , estes últimos destacados posteriormente.

Figura 14 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da  $v$ -ézima concentração de  $OD$  para um mês  $t$ .



Fonte: Santos (2011).

A função objetivo quadrática para o  $OD$ , linearizada a partir da linearização por segmentos, e a expressão correspondente ao cálculo da concentração de  $OD$ , para os reservatórios e nós do sistema, estão expressas nas Equações 93 e 94:

$$\left(\frac{ODmeta_{v,t} - OD_{v,t}}{ODmeta_{v,t}}\right)^2 = 1 + \sum_{f=1}^4 \phi_{od_{v,f}} * cod_{v,f,t} \quad (93)$$

$$OD_{v,t} = \sum_{f=1}^5 cod_{v,f,t} \quad (94)$$

Sendo  $f$  os respectivos segmentos da concentração de  $OD$  no reservatório ou nós do sistema no mês  $t$ ,  $f = 1, \dots, 5$ ;  $\phi_{od_{v,f}}$  a declividade do segmento de reta  $f$  da função objetivo destinada ao atendimento da  $v$ -ésima concentração do parâmetro  $OD$ ;  $cod_{v,f,t}$  o incremento da  $v$ -ésima concentração do parâmetro  $OD$  no mês  $t$ , sendo limitado pela Equação 95:

$$0 \leq cod_{v,f,t} \leq \begin{cases} 0,25ODmeta_{v,t} & \text{se } f \leq 4 \\ ODmax_{v,t} - ODmeta_{v,t} & \text{se } f = 5 \end{cases} \quad (95)$$

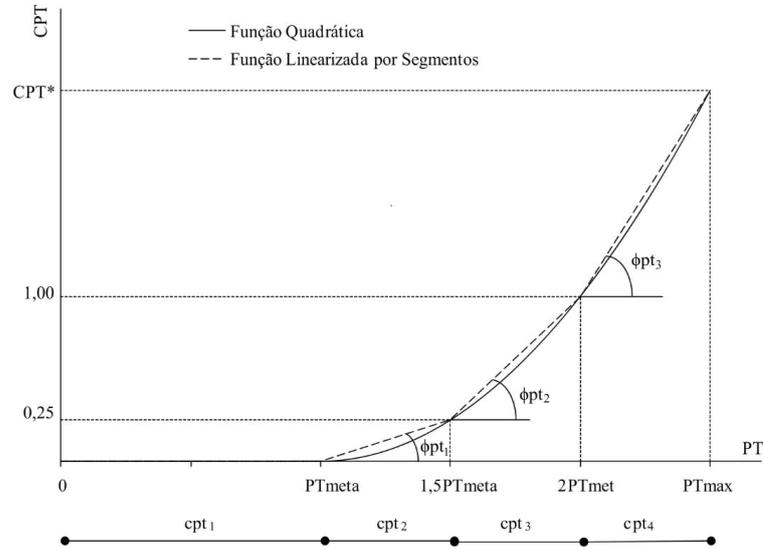
Como já descrito, o modelo de otimização proposto permite inserir nos procedimentos matemáticos os parâmetros fósforo e nitrogênio, juntamente com suas formas orgânicas e inorgânicas. No que diz respeito às concentrações desses nutrientes a serem mantidas em ambientes lênticos e/ou lóticos, a resolução do CONAMA n° 357/2005 estabelece valores máximos para o fósforo total, e não para suas formas orgânicas e/ou inorgânicas. Para o nitrogênio, os limites fixados pela legislação vigente correspondem ao nitrogênio amoniacal e ao nitrato. Sobre essa perspectiva, as funções objetivo para os nutrientes estudados referem-se ao fósforo total (PT), ao nitrogênio amoniacal (NAMON) e ao nitrato (NITRA). As inter-relações entre as várias formas orgânicas e inorgânicas e a parcela total dos nutrientes foram integradas às restrições do modelo, conforme presente no item 3.2.4.

Por meio da Equação 96 é possível efetuar a minimização do déficit entre  $p$ -ésima concentração de  $PT$  em um reservatório ou nó do sistema ( $PT_{p,t}$ ) no mês  $t$  e o valor da concentração permitida ( $PTmeta_{p,t}$ ).

$$CPT_p = \begin{cases} \sum_t \left( \frac{PTmeta_{p,t} - PT_{p,t}}{PTmeta_{p,t}} \right)^2 & \text{se } PT_{p,t} > PTmeta_{p,t} \\ 0 & \text{se } PT_{p,t} \leq PTmeta_{p,t} \end{cases} \quad (96)$$

O gráfico da função quadrática correspondente ao  $PT$ , linearizada por segmentos, está presente na Figura 15.

Figura 15 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da  $p$ -ésima concentração de  $PT$  para um mês  $t$ .



Fonte: Autor (2022).

Com base na Figura 12, a equação linearizada para a função objetivo, correspondente ao  $PT$ , está presente a seguir, juntamente com a expressão utilizada para o cálculo da concentração de  $PT$  em um mês  $t$  (Equações 97 e 98).

$$\left( \frac{PTmeta_{p,t} - PT_{p,t}}{PTmeta_{p,t}} \right)^2 = \sum_{g=2}^4 \phi_{pt_{p,g-1}} * cpt_{p,g,t} \quad (97)$$

$$PT_{p,t} = \sum_{g=2}^4 cpt_{p,g,t} \quad (98)$$

Em que  $g$  corresponde aos segmentos da  $p$ -ésima concentração de  $PT$  em um reservatório ou nó do sistema no mês  $t$ ;  $\phi_{pt_{p,g-1}}$  é a declividade do segmento de reta anterior da função objetivo destinada ao atendimento da  $p$ -ésima concentração permitida do parâmetro  $PT$  no mês  $t$ ;  $cpt_{p,g,t}$  é o incremento da  $p$ -ésima concentração de  $PT$  no mês  $t$ , sendo sujeito à Equação 99.

$$0 \leq \text{cpt}_{p,g,t} \leq \left\{ \begin{array}{ll} PTmeta_{p,t} & \text{se } g = 1 \\ 0,5PTmeta_{p,t} & \text{se } g = 2,3 \\ PTmax_{p,t} - 2PTmeta_{p,t} & \text{se } g = 4 \end{array} \right\} \quad (99)$$

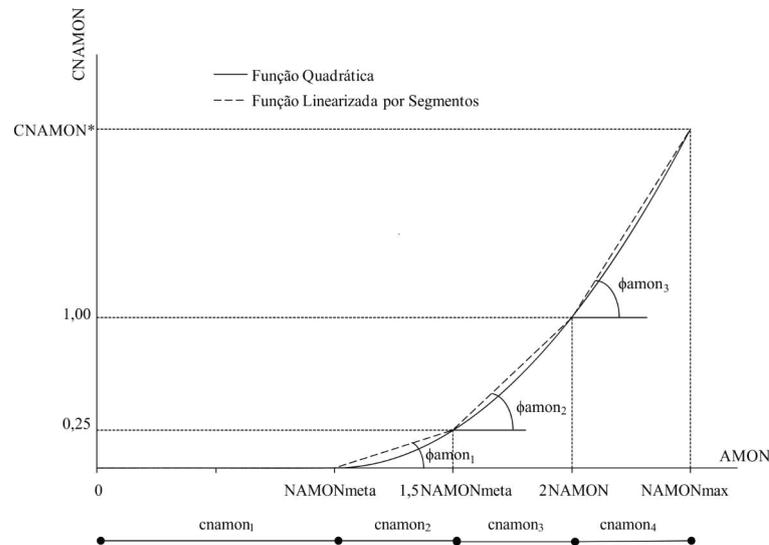
Sendo  $PTmax_{p,t}$  a  $p$ -ézima concentração máxima de  $PT$  no reservatório ou nó do sistema no mês  $t$ .

A função objetivo destinada a redução do déficit entre a  $q$ -ézima concentração de  $NAMON$  em um reservatório ou nó no mês  $t$  ( $NAMON_{q,t}$ ) e o valor permitido para tal parâmetro ( $NAMONmeta_{q,t}$ ) está presente na Equação 100.

$$CNAMON_q = \left\{ \begin{array}{ll} \sum_t \left( \frac{NAMONmeta_{q,t} - NAMON_{q,t}}{NAMONmeta_{q,t}} \right)^2 & \text{se } NAMON_{q,t} > NAMONmeta_{q,t} \\ 0 & \text{se } NAMON_{q,t} \leq NAMONmeta_{q,t} \end{array} \right\} \quad (100)$$

De maneira similar às concentrações dos parâmetros que devem ser otimizadas com vistas ao mantimento de valores igual ou inferiores aos limites estabelecidos pela legislação vigente, na Figura 16 encontra-se o gráfico da função linearizada correspondente ao  $NAMON$ .

Figura 16 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da  $q$ -ézima concentração de  $NAMON$  para um mês  $t$ .



Fonte: Autor (2022).

A função objetivo associada ao *NAMON*, juntamente com a expressão destinada ao cálculo da concentração *NAMON* nos reservatórios ou nós do sistema, podem ser visualizadas a partir das Equações 101 e 102.

$$\left( \frac{NAMONmeta_{q,t} - NAMON_{q,t}}{NAMONmeta_{q,t}} \right)^2 = \sum_{q=2}^4 \phi_{amon_{q,l-1}} * camon_{q,l,t} \quad (101)$$

$$NAMON_{q,t} = \sum_{q=2}^4 camon_{q,l,t} \quad (102)$$

Sendo  $l$  os segmentos da  $q$ -ésima concentração de *NAMON* em um reservatório ou nó do sistema no mês  $t$ ;  $\phi_{amon_{q,l-1}}$  é a declividade do segmento de reta anterior da função objetivo destinada ao atendimento da  $q$ -ésima concentração permitida do parâmetro *NAMON* no mês  $t$ ;  $camon_{q,l,t}$  é o incremento da  $q$ -ésima concentração de *NAMON* no mês  $t$ , sendo sujeita à Equação 103.

$$0 \leq camon_{q,l,t} \leq \left\{ \begin{array}{ll} NAMONmeta_{q,t} & se \ l = 1 \\ 0,5NAMONmeta_{q,t} & se \ l = 2,3 \\ NAMONmax_{q,t} - 2NAMONmeta_{q,t} & se \ l = 4 \end{array} \right\} \quad (103)$$

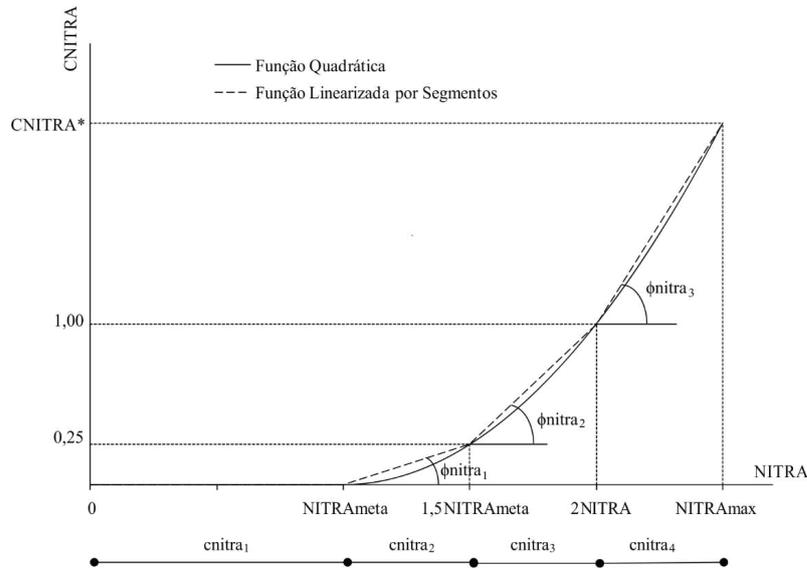
Sendo  $NAMONmax_{q,t}$  a  $q$ -ésima concentração máxima de *NAMON* no reservatório ou nó do sistema no mês  $t$ .

A última função objetivo do modelo quali-quantitativo refere-se à minimização da diferença entre a  $u$ -ésima concentração de *NITRA* em um reservatório ou nó do sistema no mês  $t$  ( $NITRA_{u,t}$ ) e o valor permitido para o parâmetro nos respectivos corpos hídricos ( $NITRAmeta_{u,t}$ ). A função objetivo para a minimização das concentrações de nitrato é representada pela Equação 104.

$$CNITRA_u = \left\{ \begin{array}{ll} \sum_t \left( \frac{NITRAmeta_{u,t} - NITRA_{u,t}}{NITRAmeta_{u,t}} \right)^2 & se \ NITRA_{u,t} > NITRAmeta_{u,t} \\ 0 & se \ NITRA_{u,t} \leq NITRAmeta_{u,t} \end{array} \right\} \quad (104)$$

O gráfico da função quadrática correspondente ao *NITRA*, linearizada por segmentos, está presente na Figura 17.

Figura 17 – Gráfico da função objetivo quadrática linearizada por segmentos da  $x$ -ésima concentração de NITRA para um mês  $t$ .



Fonte: Autor (2022).

O cálculo da concentração de  $NITRA$  nos reservatórios ou nós do sistema e a função objetivo correspondente a tal parâmetro estão presentes nas Equações 105 e 106.

$$\left( \frac{NITRA_{meta_{x,t}} - NITRA_{x,t}}{NITRA_{meta_{x,t}}} \right)^2 = \sum_{x=2}^4 \phi_{nitra_{x,m-1}} * cnitra_{x,m,t} \quad (105)$$

$$NITRA_{x,t} = \sum_{x=2}^4 cnitra_{x,m,t} \quad (106)$$

Em que  $m$  diz respeito aos segmentos da  $x$ -ésima concentração de  $NITRA$  em um reservatório ou nó do sistema no mês  $t$ ;  $\phi_{nitra_{x,m-1}}$  é a declividade do segmento de reta anterior da função objetivo destinada ao atendimento da  $x$ -ésima concentração permitida do parâmetro  $NITRA$  no mês  $t$ ;  $camon_{x,m,t}$  é o incremento da  $x$ -ésima concentração de  $NITRA$  no mês  $t$ , sendo sujeita à Equação 107.

$$0 \leq cnitra_{x,m,t} \leq \left\{ \begin{array}{ll} NITRA_{meta_{x,t}} & \text{se } m = 1 \\ 0,5NITRA_{meta_{x,t}} & \text{se } m = 2,3 \\ NITRA_{meta_{x,t}} - 2PT_{meta_{x,t}} & \text{se } m = 4 \end{array} \right\} \quad (107)$$

O termo  $NITRA_{max_{x,t}}$  é a  $x$ -ésima concentração máxima de  $NITRA$  no reservatório ou nó do sistema no mês  $t$ .

Por fim, a função multiobjetivo para o modelo de otimização quali-quantitativo ( $FO_{q,q}$ ) encontra-se na Equação 108.

$$\begin{aligned}
\min fo_{quant} = & \sum_d \omega_{1,d} * DTD_d + \sum_r \omega_{2,r} * VE_r + \sum_r \omega_{3,d} * VM_r + \sum_j \omega_{4,j} * RL_j + \sum_j \omega_{5,j} * MO_j \\
& + \sum_\mu \omega_{6,\mu} * CDBO_\mu + \sum_v \omega_{7,v} * COD_v + \sum_p \omega_{8,p} * CPT_p \\
& + \sum_q \omega_{9,q} * CNAMON_q + \sum_u \omega_{10,u} * CNITRA_u
\end{aligned} \tag{108}$$

### 3.2.4 Equações de Restrição do Modelo Quali-Quantitativo

Além das equações de restrição do modelo quantitativo, item 3.1, na otimização quali-quantitativa são modelados o balanço e o transporte de massa nos nós, reservatórios e trechos de rios do sistema estudado.

A base da modelagem qualitativa nos corpos hídricos corresponde à aplicação das equações já destacadas no item 3.2.4, porém, para a utilização das mesmas no modelo de programação linear, foi necessário empregar artifícios de linearização. Para tal finalidade, foi utilizada a técnica das Aproximações Lineares (item 2.2.2).

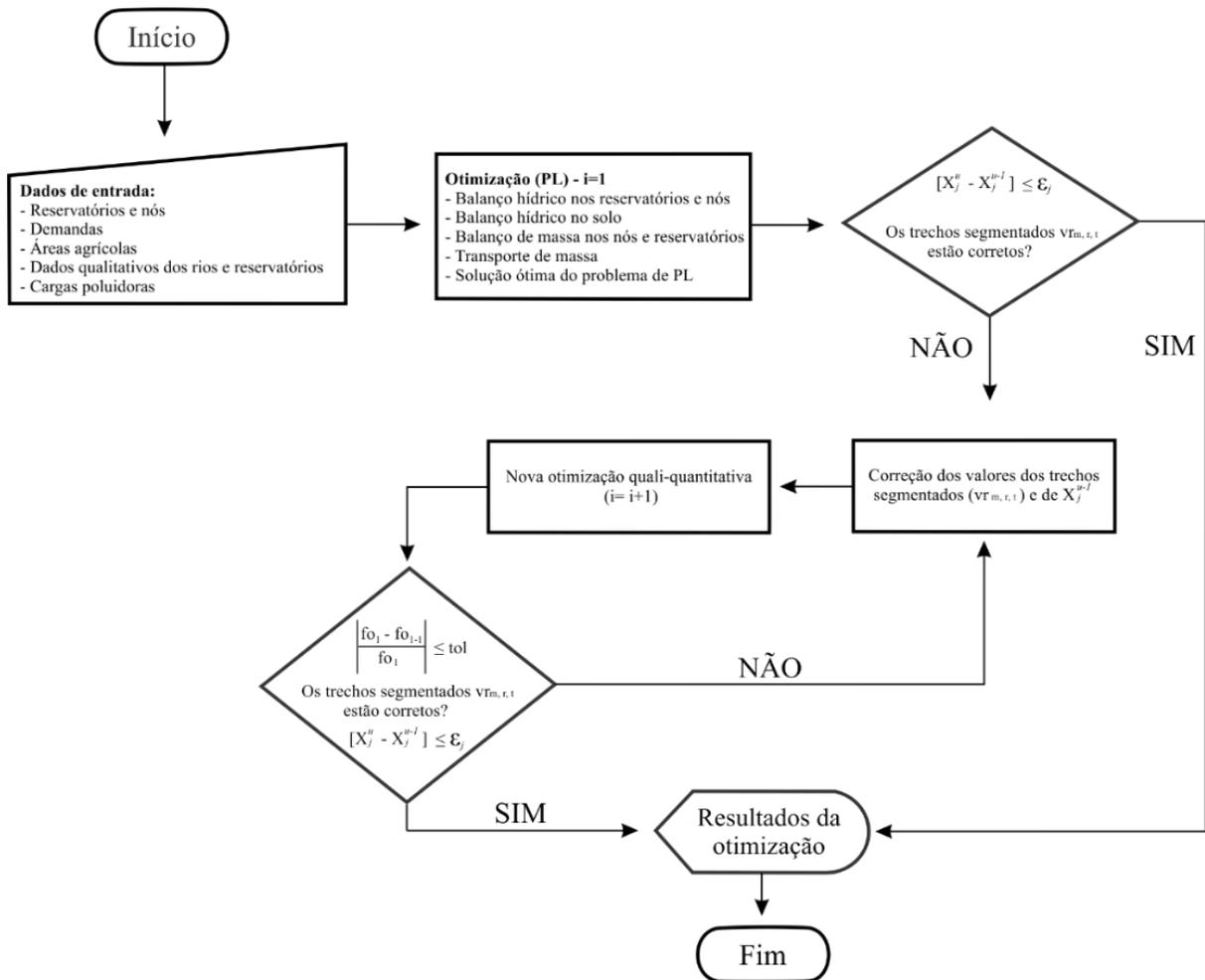
Desta forma, as expressões 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81 e 86, já deduzidas de maneira analítica, foram rearranjadas de acordo com os procedimentos matemáticos da proposto pelo método das Aproximações Lineares (item 2.2.2).

### 3.2.5 Processo Iterativo de Otimização e Análise de Convergência da Otimização Quali-Quantitativa

O procedimento para análise de convergência do modelo quali-quantitativo segue as mesmas etapas já descritas para a otimização quantitativa, item 3.1, com o acréscimo da equação que envolve as subsequentes iterações para a convergência do método das Aproximações Lineares.

Sendo assim, o fluxograma geral para a otimização quali-quantitativa pode ser visualizado por meio da Figura 18, sendo contempladas todas as etapas metodológicas para a busca das soluções otimizadas.

Figura 18 - Fluxograma do modelo de otimização quali-quantitativo.



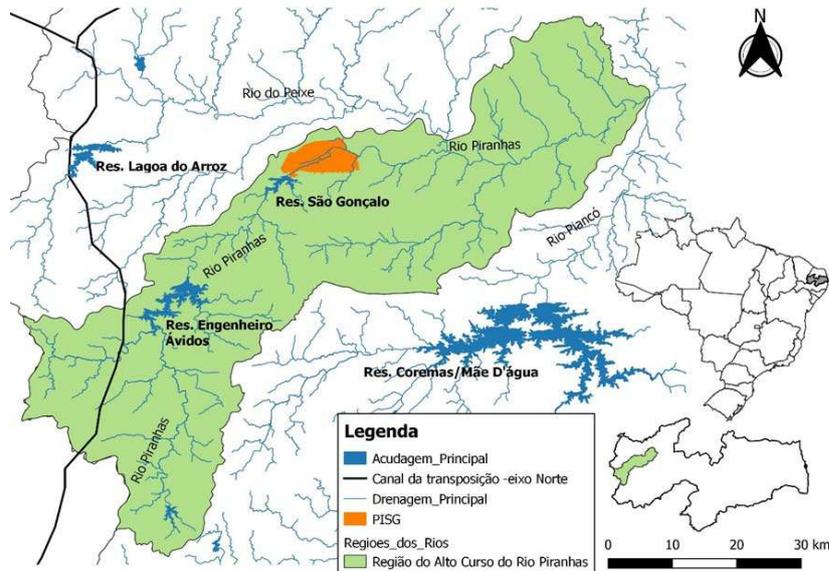
Fonte: Autor (2022).

## 4 ESTUDO DE CASO

### 4.1 Caracterização da área de estudo – sistema Engenheiro Ávidos e São Gonçalo - PB

O sistema a ser estudado compreende os reservatórios ligados em série Engenheiro Ávidos, localizado no município paraibano de Cajazeiras, e São Gonçalo, localizado no município de Sousa, também inserido no estado da Paraíba, ambos na bacia do Alto Piranhas, conforme pode ser visualizado na Figura 19. Será considerada a vazão proveniente do PISF, que fornecerá, pelo eixo Norte, uma vazão firme de  $1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  a montante do reservatório Engenheiro Ávidos. Em relação à contribuição das águas do PISF, deve ser destacado que as mesmas chegaram em Engenheiro Ávidos em janeiro de 2022, de onde seguiram pelo Rio Piranhas para São Gonçalo, que recebeu tais vazões em fevereiro de 2022, conforme noticiado pelo Ministério do Desenvolvimento Regional (2022). Para a agricultura irrigada, será considerado o Perímetro Irrigado de São Gonçalo (PISG) e as áreas de irrigação difusa entre os dois reservatórios e no entorno do açude São Gonçalo.

Figura 19 – Bacia do Alto Piranhas – PB.



Fonte: Autor (2022).

Na Figura 20 encontra-se o layout quantitativo do sistema, com as respectivas demandas hídricas, que compreendem o abastecimento urbano e agrícola. Já a Figura 21 diz respeito ao

layout qualitativo do sistema de recursos hídricos, com todos os lançamentos considerados. Em relação aos efluentes agrícolas, serão considerados os provenientes da irrigação difusa entre os dois reservatórios (Irrigação Difusa I) e os gerados no entorno do Reservatório São Gonçalo (Irrigação Difusa II). Os municípios responsáveis pelo lançamento de efluentes domésticos nos corpos hídricos são Nazarezinho, Marizópolis e São José de Piranhas.

Figura 20 – Layout quantitativo do sistema.



Fonte: Autor (2022).

Figura 21 – Layout qualitativo do sistema.



Fonte: Autor (2022).

#### ***4.1.1 Localização e aspectos gerais***

O sistema de estudo está inserido na bacia do Alto Piranhas, que está localizada no extremo oeste do estado da Paraíba, entre as latitudes 6° 36' 47'' e 7° 22' 56'' Sul e entre as longitudes 37° 48' 15'' e 38° 38' 15'' Oeste no Sertão Paraibano. Com área de 2.562 Km<sup>2</sup>, a bacia do Alto Piranhas é uma das 11 unidades de planejamento hidrológico (UPH) da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu. Em termos hidrográficos, o sistema de recursos hídricos está limitado ao Sul e ao Leste com a bacia do Rio Piancó, ao Norte com a bacia do Rio do Peixe, na direção Nordeste com o Médio Piranhas e, por fim, com o estado do Ceará a Oeste.

#### ***4.1.2 Climatologia***

O sistema encontra-se inserido em uma região definida, segundo a classificação climática de Koppen, como tropical chuvosa com estação pluviosa concentrada no verão e no outono. Em relação aos valores de temperatura da região, registrados por meio da estação meteorológica de São Gonçalo, o valor médio mensal corresponde a 26,4 °C, com variações de 23,14 °C (maio) a 28,8°C (outubro), ou seja, baixa amplitude térmica anual (ANA, 2018).

De acordo com a estação climática de São Gonçalo, a média de horas de insolação em um dia é de 9,5 horas. dia<sup>-1</sup>. Em termos de umidade relativa do ar, os dados coletados na estação de São Gonçalo indicam que os meses mais secos são setembro, outubro e novembro, com uma média mensal de 64%. Sobre a velocidade dos ventos, o valor médio mensal registrado na estação de São Gonçalo é de 2,75 m.s<sup>-1</sup> (ANA, 2018).

A evaporação é estudada a partir de dados de evaporímetros de tipo tanque classe A. A estação de São Gonçalo registra uma taxa de evaporação de valor médio anual de 3056,6 mm, caracterizando uma taxa de evapotranspiração elevada. Quanto à pluviometria, as chuvas concentram-se em poucos meses do ano, com alternância entre anos de pluviosidade acima da média, regular e anos consecutivos de valores abaixo da média, que resultam em secas prolongadas e baixa disponibilidade hídrica. Os dados na região da bacia, colhidos nos postos de Pombal, São Gonçalo e Nazarezinho (ANA, 2018), indicam uma precipitação média anual em torno de 800 mm. Os meses de fevereiro, março e abril concentram aproximadamente 65% do total anual precipitado na bacia.

#### 4.1.3 Hidrografia e reservatórios estratégicos do Alto Piranhas

Os trechos estudados do rio Piranhas possuem significativa declividade, com um comprimento de aproximadamente 33 Km e declividade média de 9,1 m/Km. (SCIENTEC, 1997).

A rede de drenagem do sistema analisado possui uma forma regular, com coeficiente de confluência ( $R_c$ ) de 4,51. A relação entre o comprimento médio dos cursos de água de ordem  $x$  e  $x-1$  define o coeficiente de comprimento ( $R_i$ ). Para a bacia do Alto Piranhas, o valor de  $R_i$  é de 0,56 (SCIENTEC, 1997). Além do mais, a eficiência da drenagem pode ser classificada de razoável a média, com densidade de drenagem ( $D_d$ ) na faixa de 1,4 Km/Km<sup>2</sup> (O coeficiente de drenagem é expresso pela relação entre o comprimento total dos cursos d'água, perenes ou não, de uma bacia e a sua área total).

Devido à importância dos reservatórios superficiais para o atendimento das demandas, principalmente em regiões que são acometidas por longos períodos de seca, e por possuírem capacidade superior à 10 hm<sup>3</sup>, Engenheiro Ávidos e São Gonçalo são considerados reservatórios estratégicos.

Em relação à capacidade de armazenamento dos reservatórios citados, deve ser destacado que Engenheiro Ávidos e São Gonçalo tiveram suas curvas Cota x Área x Volume (CAVs) atualizadas recentemente, conforme presente nas notas técnicas nº 73/2018/SGH da Agência Nacional de Águas (ANA) e nº 001/ 2019 da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs). De acordo com os respectivos documentos, os estudos realizados objetivaram a atualização das CAVs de 30 reservatórios localizados no Nordeste brasileiro, com vistas ao cumprimento de um conjunto de ações desenvolvidas pela ANA, em parceria com os órgãos estaduais gestores dos recursos hídricos, para a melhoria das informações qualitativas desses mananciais, buscando a promoção da gestão adequada e mais eficiente dessas águas.

Quanto à gestão, tanto o reservatório Engenheiro Ávido como São Gonçalo são de responsabilidade Federal (ambos construídos pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca – DNOCS). Em relação a dominialidade dos trechos dos rios, definida de acordo com a Resolução ANA nº 399/2004, o trecho superior do rio Piranhas-Açu, a montante da confluência com o rio Piancó, compreende uma bacia totalmente inserida nos limites do estado da Paraíba,

o que faz com que todos os rios nesta sub-bacia, incluindo o próprio curso superior, sejam de dominialidade estadual paraibana.

#### **4.1.4 Demandas**

Neste item foram enfatizadas as duas principais demandas atendidas pelas águas do sistema estudado, a agricultura irrigada e o abastecimento urbano, que são responsáveis pelos maiores percentuais de consumo de água dos reservatórios.

✓ **Agricultura – irrigação concentrada e difusa:**

A perenização do rio Piranhas, com a construção dos açudes Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, foi responsável pela criação de um centro de irrigação nas cidades de Sousa e Marizópolis, bem como o primeiro pólo de fruticultura do Nordeste.

A agricultura irrigada é uma das principais atividades econômicas da UPH do Alto Piranhas, respondendo pela maior parte da demanda hídrica total. Essa atividade foi incentivada como uma estratégia de desenvolvimento regional adotada inicialmente pelo governo federal, sendo também estabelecida pelos governos estaduais, que passaram a implantar perímetros irrigados ao longo da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu. A UPH do Alto Piranhas destaca-se, a nível estadual, com 4.014 ha de área irrigada, sendo boa parcela desses hectares correspondentes aos perímetros irrigados das várzeas de Sousa e de São Gonçalo.

O perímetro irrigado de São Gonçalo (PISG) é um dos três principais perímetros irrigados públicos concentrados da bacia do rio Piancó Piranhas –Açu, estando localizado no distrito de mesmo nome, próximo a cidade de Sousa. O PISG possui 3046 ha de área irrigável, sendo 2404 ha de área implantada divididos entre pequenos produtores, com um total de 452 lotes e uma média de 4,28 ha; 19 lotes e uma média de 10,58 ha destinados a técnicos agrícolas; e 8 lotes, com média de 16,03 ha, para engenheiros agrônomos. O DNOCS é responsável pela administração do PISG.

O suplemento hídrico do PISG é realizado por meio dos reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, com sistema de irrigação de superfície (83,88%) e microaspersão (16,12%). Canais principais e secundários formam a rede de irrigação responsável pela

condução da água até o limite dos lotes agrícolas, sendo a captação feita diretamente na tomada d'água do açude São Gonçalo por meio dos canais principais Norte e Sul.

O perímetro irrigado produz principalmente, banana, coco, goiaba, maracujá, arroz, feijão, milho, tomate de mesa, algodão herbáceo e capim de corte. Como culturas temporárias de maior produção, destacam-se o milho e o feijão e para as perenes, banana e um intenso cultivo de coco. Outras atividades desenvolvidas no perímetro incluem: pecuária leiteira (bovinos) e produção de carne (bovinos) e de animais para reprodução (bovinos e ovinos).

Além do perímetro irrigado destacado, as águas dos dois reservatórios e os trechos do alto piranhas abastecem uma demanda que atende uma irrigação difusa que é praticada às margens dos açudes e vales perenizados, onde são cultivados gêneros alimentícios e pastagens.

Devido à crise hídrica que assola o semiárido brasileiro nos últimos anos (estabelecida a partir de 2012) e os baixos níveis dos reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, a ANA suspendeu a prática de irrigação concentrada e difusa com as águas dos respectivos reservatórios e dos trechos a jusante em agosto de 2015. Atualmente, apesar das contribuições pluviométricas registradas, a região ainda enfrenta situação hidrológica crítica, sendo desta forma, a irrigação limitada a 2 hectares por usuário.

✓ Abastecimento Urbano:

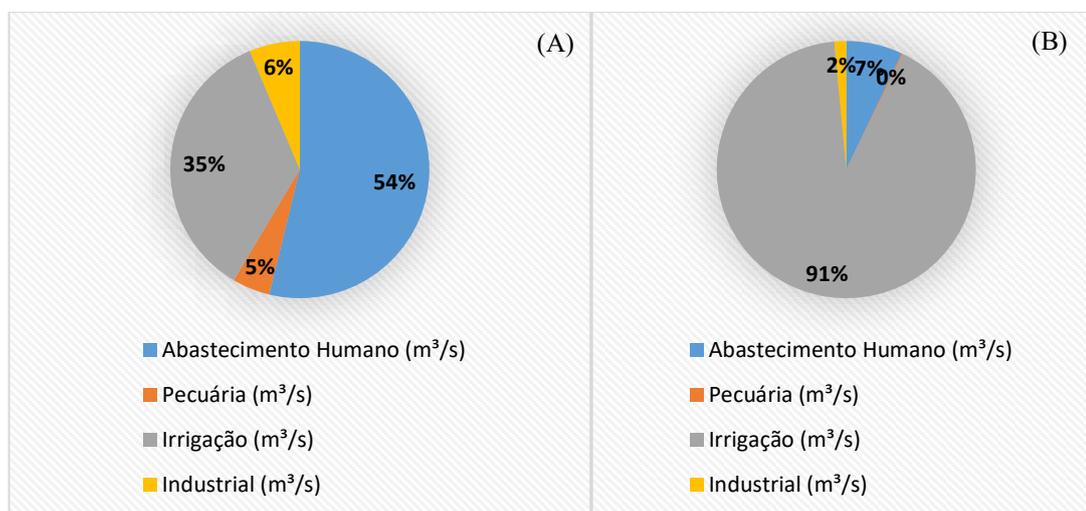
O reservatório Engenheiro Ávidos é destinado ao abastecimento do município de Cajazeiras e do distrito de Engenheiro Ávidos. De acordo com a Resolução conjunta ANA/AESA nº 76/2018, para o abastecimento humano, a vazão demandada para o reservatório Engenheiro Ávidos é de 0,19 m<sup>3</sup>/s, já o reservatório de São Gonçalo tem a finalidade de abastecer os municípios de Marizópolis, Nazarezinho, Sousa e o distrito de São Gonçalo, que demandam, atualmente 0,23 m<sup>3</sup>/s.

✓ Percentual das demandas dos setores abastecidos pelos reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo:

Por meio da Figura 22 (A e B) é possível verificar o percentual de cada demanda de água correspondente aos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B). A produção agrícola na região do reservatório Engenheiro Ávidos demanda uma vazão inferior ao setor de

abastecimento público, sendo observado o contrário da região abastecida pelo reservatório São Gonçalo, com grande demanda para o setor agrícola, principalmente devido a presença do Perímetro Irrigado de São Gonçalo.

Figura 22 – Composição das demandas setoriais relacionadas ao uso das águas dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B).



Fonte: ANA (2018).

#### 4.1.5 Qualidade das Águas dos Reservatórios

O monitoramento de qualidade das águas dos reservatórios é feito pelo estado da Paraíba. A ANA formalizou em 2013 (Resolução ANA nº 903/2013) a criação da Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade das Águas (RNQA). A RNQA foi concebida em parceria com as instituições estaduais que realizam monitoramento de qualidade de água. Coincide em grande parte com as redes estaduais já existentes e atende aos critérios mínimos de padronização definidos no Programa Nacional de Avaliação de Qualidade das Águas (PNQA). A RNQA é operada de forma descentralizada em parceria com os órgãos gestores estaduais, a ANA tem fornecido diversos equipamentos para auxiliar os estados nessa operação.

Com o objetivo de promover a implantação da RNQA, além de estimular e padronizar os critérios e métodos de monitoramento de qualidade de água no Brasil (de acordo com as diretrizes da Resolução nº 903/2013), foi criado o Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água – QUALIÁGUA. Buscando cumprir as metas do QUALIÁGUA, no estado da Paraíba, a AESA, em parceria com a ANA, efetua o monitoramento qualitativo de

ambientes lânticos e lóticos, distribuídos por 70 pontos ao longo dos limites territoriais do estado. Dentre os pontos monitorados, encontram-se os reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, além do trecho do rio Piranhas que interliga os mesmos.

A ausência de esgotamento sanitário na bacia do Alto Piranhas implica no lançamento de efluentes nos sistemas hídricos. Dos sete municípios inseridos na bacia do Alto Piranhas, 64,6% da população tem acesso a rede coletora de esgoto, porém, 0,0 % da população é atendida com rede coletora associada a um sistema de tratamento dos efluentes (ANA, 2016). Desta forma, a região do Alto Piranhas possui grande deficiência no sistema de esgotamento sanitário (FUNDACE, 2021).

O lançamento desses efluente é fonte de questionamentos por parte do comitê da Bacia do Rio São Francisco, uma vez que as águas do Projeto de Integração das Águas do São Francisco (PISF) irão ser encaminhadas para o açude Engenheiro Ávidos por meio do Eixo Norte. Dessa forma, a falta de saneamento nos municípios pode dificultar a chegada das águas do rio São Francisco.

A falta de representatividade da série de dados e a ausência de alguns parâmetros limitam a possibilidade de identificação das fontes poluidoras, a caracterização mais detalhada dos problemas de qualidade de água na bacia e, conseqüentemente, a definição de ações de gestão a serem tomadas.

De acordo com a Resolução nº 91/2008 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), que dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos, no artigo 15 e inciso 2, “Até que a autoridade outorgante tenha informações necessárias à definição prevista no parágrafo anterior e estabeleça a classe correspondente, poderá ser adotada, para as águas doces superficiais, a Classe 2”.

No Plano de Recursos Hídricos da Bacia (ANA, 2016) é destacado que não foi possível estabelecer uma proposta de enquadramento, que requer avaliações mais aprofundadas para identificação adequada das relações de causa e efeito e das ações necessárias à melhoria de qualidade de água e fundamentais para o estabelecimento das metas e do programa de efetivação de enquadramento, previstos na resolução nº 91/2008 do CNRH. Sendo assim, no atual estudo, para os procedimentos matemáticos, foi adotada a Classe 2 para os rios e os reservatórios.

Uma das maiores preocupações a respeito da qualidade das águas superficiais da bacia do Alto Piranhas está associada a eutrofização dos açudes, que representa uma das maiores ameaças à qualidade de água na bacia. Praticamente todos os açudes apresentam altas concentrações de fósforo, o que implica grande potencial de eutrofização. O reservatório de Engenheiro Ávidos, por exemplo, apresentou concentração média de fósforo total de 0,39 mg/L, valor superior ao máximo permitido pela resolução do CONAMA 357/05 para corpos d'água Classe 2, que é de 0,03 mg/L (ANA, 2018). Mais recentemente, em fevereiro de 2020, de acordo com o programa QUALIAGUA, dados fornecidos pela AESA, também foram registrados valores elevados de fósforo total, com médias em torno de 0,44 mg/L.

Para o reservatório de São Gonçalo, em maio de 2020, foram efetuadas medições significativas de fósforo total, com médias em torno de 0,54 mg/L, significativamente acima do nível máximo para a Classe considerada para o corpo hídrico (Classe 2).

## **4.2 Dados de entrada do sistema estudado**

No presente item estão presentes os dados de entrada obtidos do sistema de estudo que foram utilizados para a realização dos Cenários propostos. Os respectivos dados correspondem tanto a informações quantitativas como qualitativas. Os dados de precipitação, evaporação e evapotranspiração, para os diferentes componentes do sistema de recursos hídricos, correspondem a um período de 10 (dez) anos, entre 2011 e 2020, que está em consonância com o horizonte de planejamento adotado para os Cenários estudados.

### ***4.2.1 Precipitação nas áreas de irrigação difusa e nos reservatórios***

Os dados de precipitação média mensal para as áreas de irrigação difusa foram obtidos a partir dos postos pluviométricos de São Gonçalo, Marizópolis e Nazarezinho, uma vez que os mesmos são os mais próximos das áreas supridas pelo rio Piranhas e no entorno do reservatório de São Gonçalo, além do PISG, e que possuem uma série de dados consistentes para o estudo. Os mencionados dados foram empregados tanto para o cálculo das demandas das áreas agrícolas, por meio do balanço hídrico no solo, como para a geração dos escoamentos superficiais nas mesmas.

A contribuição correspondente à precipitação direta sobre os reservatórios, parte integrante do balanço hídrico na otimização quantitativa, foi calculada a partir dos dados

registrados nos postos pluviométricos de São Gonçalo, Engenheiro Ávidos e São José de Piranhas, com base na representatividade que os mesmos possuem em relação aos reservatórios em questão e na disponibilidade de dados

As médias mensais dos valores da precipitação nos postos pluviométricos de São Gonçalo, Nazarezinho, Marizópolis, Engenheiro Ávidos e São Jose de Piranhas podem ser observadas por meio da Tabela 1.

Tabela 1 - Precipitação média mensal para os postos pluviométricos (2011 a 2020).

Posto	Precipitação Mensal (mm.mês <sup>-1</sup> )											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
São Gonçalo	106,7	177,6	178,0	135,2	60,5	35,5	19,5	0,2	0,0	2,9	3,6	11,4
Nazarezinho	85,7	167,8	204,3	142,2	48,2	22,8	13,0	0,0	0,0	0,5	5,3	11,0
Marizópolis	97,3	190,4	144,3	163,3	44,6	29,2	17,1	0,0	0,0	3,5	6,2	15,0
Engenheiro Ávidos	117,6	160,3	185,6	145,9	62,8	22	12,8	0,4	2,1	24,3	29,9	34,2
São José de Piranhas	107,9	127	234,9	157,5	58,7	21	11,3	1,20	0,20	2,40	16,2	18,2

Fonte: AESA (2011 a 2020).

#### 4.2.2 Vazão afluente aos reservatórios e escoamento nas áreas agrícolas

No plano de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Pirancó-Piranhas-Açu (ANA, 2016), em sua etapa de modelagem da disponibilidade hídrica superficial, o modelo hidrológico determinístico SMAP-M foi ajustado a postos fluviométricos de interesse, com a calibração e validação dos parâmetros necessários. Desta forma, os parâmetros do modelo hidrológico foram obtidos já calibrados.

Com base no modelo SMAP-M, calibrado e validado junto à estação fluviométrica de Piancó (37340000), foram gerados os dados referentes às vazões afluentes aos reservatórios do sistema em estudo. Desta forma, no Quadro 3 é possível visualizar os postos cujas séries históricas de precipitação foram utilizadas para o cálculo dos volumes mensais afluentes aos reservatórios.

Quadro 3 – Postos selecionados para o cálculo da precipitação média nas áreas afluentes aos reservatórios.

Reservatório	Posto pluviométrico
Reservatório São Gonçalo	Fazenda Timbaúba, Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, Aguiar e Cajazeiras
Engenheiro Ávidos	Bonito de Santa Fé, Serra Grande, Fazenda Timbaúba, Arapuã, Engenheiro Ávidos, São José de Piranhas e Aguiar

Fonte: Autor (2022).

Para o cálculo da parcela da precipitação que possa resultar em escoamento superficial (precipitação efetiva), incorporando o nitrogênio e o fósforo disponíveis no solo, nas áreas fertilizadas, também foi utilizado o SMAP-M. Na Tabela 2 encontram-se os parâmetros de calibração do SMAP-M para a estação fluviométrica selecionada. Já as medias mensais para as vazões afluentes nos reservatórios, nós e áreas agrícolas do sistema encontram-se na Tabela 3.

Tabela 2 – Resumo dos parâmetros de calibração do modelo SMAP mensal.

Estação Fluviométrica	Período de Calibração	Parâmetros do Modelo SMAP - Mensal					
		Sat	Pes	Crec	K	Tuin	Ebin
Piancó	Jan/99 a dez/2004	539	3,9	0,0	3	19	0,0

Fonte: ANA (2018).

Tabela 3 – Vazões médias afluentes para os reservatórios, nós e áreas agrícolas (2011 a 2020) (continua).

	Vazão média mensal (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
<b>Engenheiro Ávidos</b>	0,76	8,14	9,28	9,63	3,32	0,81	0,21	0,01	0,01	0,05	0,02	0,06
<b>São Gonçalo</b>	0,39	4,12	4,74	4,89	1,66	1,40	0,10	0,00	0,00	0,03	0,01	0,02
<b>Nó 1 – Rio</b>	0,81	8,60	5,76	7,10	2,23	0,73	0,38	0,00	0,01	0,03	0,01	0,03
<b>Área de Irrigação Difusa 1*</b>	0,31	4,34	4,93	3,84	1,20	0,32	0,11	0,00	0,00	0,02	0,01	0,01

Tabela 3 – Vazões médias afluentes para os reservatórios, nós e áreas agrícolas (2011 a 2020) (conclusão).

Área de												
<b>Irrigação</b>	1,78	20,49	21,05	21,62	6,48	1,72	0,39	0,00	0,00	0,13	0,04	0,03
<b>Difusa 2*</b>												

\*multiplicado por  $10^3$ .

Fonte: Autor (2022).

#### 4.2.3 Evaporação nos reservatórios e evapotranspiração nas áreas de irrigação

O volume de água mensal evaporado nos reservatórios foi obtido a partir da multiplicação da área do espelho d'água pela lâmina evaporada em tanques evaporimétricos Classe A. Para os dois reservatórios foram utilizadas medições de evaporação registradas junto à estação climatológica de São Gonçalo, sendo adotados os valores mensais do coeficiente do tanque Kt estimados por Oliveira *et al.* (2005).

Os dados de evaporação média mensal nos reservatórios e os respectivos coeficientes do tanque Kt podem ser observados por meio da Tabela 4.

Tabela 4 – Evaporação média mensal do tanque Classe A e valores de Kt (2011 a 2020).

Estação Climatológica	Evaporação média mensal (mm.mês <sup>-1</sup> )											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
<b>São Gonçalo</b>	300,7	213,9	195,5	170,0	183,1	176,0	214,4	247,8	315,1	344,7	333,9	332,5
<b>Kt</b>	0,77	0,79	0,78	0,92	0,93	0,91	0,80	0,81	0,77	0,78	0,76	0,76

Fonte: AESA (2011 a 2020).

Para as áreas agrícolas, as informações de evapotranspiração utilizadas foram provenientes do banco de dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura – FAOCLIM, que disponibiliza o cálculo da evapotranspiração pelo método de Penman-Monteith. Por possuir um banco de dados mais representativo para as áreas de estudo, foi selecionada a estação climatológica de São Gonçalo. Os dados de evapotranspiração média de referência da respectiva estação estão presentes na Tabela 5.

Tabela 5 – Evapotranspiração de referência (2011 a 2020).

Evapotranspiração de referência (mm.mês <sup>-1</sup> )												
Estação Climatológica	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
São Gonçalo	210	183	189	173	164	148	162	189	202	222	217	220

Fonte: ANA (2018).

Assim, para uma cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  durante o mês  $t$ , a multiplicação do valor da evapotranspiração de referência pelo coeficiente de cultivo  $K_p$  resultará em sua evapotranspiração potencial.

#### 4.2.4 Agricultura

- ✓ Culturas selecionadas e plano de cultivo:

As principais culturas produzidas no sistema estudado, para irrigação difusa e concentrada, são banana, coco, milho e feijão, sendo as duas primeiras perenes e as duas últimas sazonais. Levando em consideração a tradição agrícola da região, adaptabilidade das culturas nas manchas de solo da região, dados de outorga obtidos para as áreas agrícolas estudadas, além dos estudos desenvolvidos por Farias (2004) e Vieira (2011), 5 (cinco) culturas foram estabelecidas durante o período de otimização selecionado.

As culturas perenes selecionadas foram o coco, a banana e a goiaba, já as temporárias foram o milho e a mandioca, respectivamente. Na Tabela 6 é possível verificar o plano de cultivo para as mesmas e os respectivos coeficientes de cultivos.

Tabela 6 – Plano de cultivo e coeficientes de cultivo ( $K_c$ ).

Culturas	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Banana	0,40	0,45	0,50	0,60	0,70	0,85	1,00	1,10	1,10	0,90	0,80	0,80
Coco	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
Goiaba	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70
Mandioca	-	-	0,30	0,30	0,60	1,07	1,10	1,10	1,10	1,10	-	-
Milho	-	0,75	1,00	1,00	0,70	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: Gomes (1999).

✓ Método de irrigação e produtividade:

Os dados de produtividade para cada cultura estudada, sistema de irrigação selecionado, eficiência de distribuição e aplicação, além das alturas manométricas requeridas (Hm), encontram-se na Tabela 7. Em relação à produtividade, foram obtidos dados médios da Produção Agrícola Municipal: Culturas Temporárias e Permanentes, publicados pelo IBGE, para o estado da Paraíba. O preço da energia elétrica considerado foi de 0.1244 R\$. Kwh<sup>-1</sup>, definido para a tarifa B2 e classe correspondente à “Rural Irrigação” (ENERGISA, 2021), já a tarifa de consumo por metro cúbico de água bruta captada, destinada à irrigação, foi de 0,474 R\$. m<sup>-3</sup> (ANA, 2021).

Tabela 7 – Dados do sistema de irrigação e produtividade das culturas.

Culturas	Método de irrigação	Esis (%)	Edis (%)	Hm (m)	Produtividade (Kg/ha/ano)/*(frutos/ha)
Banana	Gotejamento	90	90	10	13300
Coco	Gotejamento	90	90	10	6895*
Goiaba	Gotejamento	90	90	10	28405
Mandioca	Gotejamento	90	90	10	9402
Milho	Gotejamento	90	90	10	2664

\*dados referentes à produção do coco.

Fonte: Gomes (1999) e IBGE (2020).

Os custos para a produção de cada cultura (Cp) e a mão de obra requerida (Hdc) foram obtidos por meio da metodologia proposta pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2010). O preço médio de comercialização (Prc) foi obtido junto à Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas – EMPASA. Os dados mencionados no presente parágrafo estão na Tabela 8.

Tabela 8 – Custo de Produção, mão de obra requerida e preço médio de comercialização para as culturas (Continua).

Culturas	Custos de Produção (R\$/ha)	Hdc (diárias/ha/ano)	Preço Médio de Comercialização (R\$/Kg)
Banana	13250	213	1,55
Coco	4175	200	1,16*
Goiaba	40000	155	1,78
Mandioca	7835	126	1,20

Tabela 8 – Custo de Produção, mão de obra requerida e preço médio de comercialização para as culturas (Conclusão).

Milho	3727	66	1,00
-------	------	----	------

\*Preço da unidade.

Fonte: CONAB (2010) e EMPASA (2021).

## ✓ Fertilizantes nitrogenados e fosfatados:

A quantidade de fertilizantes nitrogenados e fosfatados fornecidos a cada cultura foi determinada em função da relação diretamente proporcional com a produtividade, ocorrendo de maneira análoga para a parcela desses nutrientes absorvida pelas culturas. Os fertilizantes selecionados foram a uréia (nitrogenado) e o superfosfato simples (fosfatado), devido a maior utilização dos mesmos na região de estudo e seu significativo emprego no cultivo das culturas em questão. Nas Tabelas 9 e 10 encontram-se os respectivos dados, juntamente com as fontes literárias que foram referência para o estabelecimento dos mesmos.

Tabela 9 – Quantidade de fertilizantes nitrogenados e fosfatados aplicados as culturas.

Culturas	Anos de formação (kg.ha <sup>-1</sup> )		Anos de produção (kg.ha <sup>-1</sup> )	
	Ureia	Superfosfato simples	Ureia	Superfosfato simples
<b>Culturas perenes</b>				
Banana	Ano1 156 <sup>a</sup>	Ano1 444 <sup>a</sup>	253 <sup>a</sup>	333 <sup>a</sup>
Coco	Ano1/Ano2/Ano3 40/81/122 <sup>b</sup>	Ano1/Ano2/Ano3 114/60/91 <sup>b</sup>	Ano4/Ano5/Ano6/Ano7 162/203/243/284 <sup>b</sup>	Ano4/Ano5/Ano6/Ano7 121/151/182/213 <sup>b</sup>
Goiaba	Ano1/Ano2/Ano3 80,7/160/323 <sup>c</sup>	Ano1/Ano2/Ano3 0/120/239 <sup>c</sup>	489 <sup>c</sup>	210 <sup>c</sup>
<b>Culturas temporárias</b>				
Mandioca	150 <sup>d</sup>	114 <sup>d</sup>	-	-
Milho	42 <sup>e</sup>	83,33 <sup>e</sup>	-	-

Fonte: a - Embrapa (2009); b – Embrapa (2002); c - Natale *et al.* (1996); d – Souza *et al.* (2006); e – Coelho (2006).

Tabela 10 – Quantidade média de fertilizantes nitrogenados e fosfatados removidos pelas culturas.

Culturas	Quantidade de N e P removida pelas culturas (kg.ha <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> ) e *(kg.ha <sup>-1</sup> .meses de cultivo <sup>-1</sup> )				
	Banana	Coco	Goiaba	Mandioca*	Milho*
<b>Nitrogênio</b>	27,5 <sup>a</sup>	38 <sup>b</sup>	10 <sup>c</sup>	19 <sup>d</sup>	11,3 <sup>e</sup>
<b>Fósforo</b>	9 <sup>a</sup>	5,45 <sup>b</sup>	1,8 <sup>c</sup>	4,6 <sup>d</sup>	4,5 <sup>e</sup>

Fonte: a – Embrapa (2009); b-Embrapa (2002); c-Natale *et al.* (2002); d-Sousa *et al.* (2006); e - Coelho e França (1995).

Dependendo das condições das áreas fertilizadas, as perdas de nitrogênio pelo escoamento superficial ocorrem, principalmente, na forma amoniacal (BOEIRA, 2004). Já para o fósforo, predominam as formas particuladas. Porém, como a escala temporal do modelo proposto é mensal, será considerado que as reações já ocorreram e, conseqüentemente, ao final de cada mês, predominam no solo basicamente nitrato e fósforo inorgânico.

- ✓ Áreas fertilizadas consideradas na geração do escoamento superficial e otimização quantitativa:

No presente estudo, o escoamento superficial foi calculado para as áreas agrícolas localizadas entre os dois reservatórios e no entorno de São Gonçalo. Conforme presente na Figura 25, não foram determinadas as contribuições de nitrogênio e fósforo provenientes do PISG, já que as mesmas se direcionam para o trecho do rio Piranhas a jusante do reservatório São Gonçalo, e, qualitativamente, a modelagem será feita até o respectivo reservatório. O PISG foi avaliado do ponto de vista quantitativo, com o atendimento às demandas agrícolas.

Com base em informações obtidas a partir dos irrigantes, dos dados de outorga emitidas para as áreas de estudo e do plano de recursos hídricos concernente à bacia (ANA, 2016), foram definidas as áreas fertilizadas. No entorno do reservatório São Gonçalo, a área corresponde à 39,5 ha, já a área considerada entre os dois reservatórios, no leito do rio Piranhas, foi de 213,5 ha.

Para cada cultura foi estabelecida uma área máxima de cultivo, não sendo definida um valor mínimo, uma vez que, se a cultura agrícola não possuir um retorno financeiro adequado, poderá ser removida da solução ótima. Quanto à fertilidade das áreas agrícolas, para definição

do índice de fertilidade F, foi considerado que os solos apresentam níveis médios de nutrição (LEITE *et al.*, 2012; EMBRAPA, 2006), ou seja, fertilidade moderada.

#### 4.2.5 Demandas hídricas

As demandas urbanas foram definidas de acordo com a Resolução conjunta ANA/AESA nº 76/2018, que dispõe sobre as condições de uso dos recursos hídricos do sistema Engenheiro Ávidos/São Gonçalo e o rio Piranhas. Assim, para Engenheiro Ávidos, a vazão demandada foi de  $0,19 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , já para o reservatório de São Gonçalo, a vazão de abastecimento urbano correspondeu a  $0,23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Para as áreas agrícolas, foi calculada a lâmina de água mensal para o atendimento da cultura  $i$  no perímetro agrícola  $j$  no mês  $t$  ( $Q_{irri_{i,j,t}}$ ), por meio da Equação 109.

$$Q_{irri_{i,j,t}} = \frac{NL_{i,j,t}}{(1 - LR_{i,j,t}) * Esis_{i,j} * Eap_{i,j}} \quad (109)$$

Em que  $Esis_{i,j}$  corresponde à eficiência do sistema de distribuição de água para cada cultura agrícola  $i$  na área agrícola  $j$ ;  $Eap_{i,j,t}$  é a eficiência da aplicação da irrigação por cultura agrícola;  $NL_{i,j,t}$  é a necessidade de irrigação líquida para a cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  e  $LR_{i,j,t}$  é a necessidade de lixiviação dos sais para a cultura agrícola  $i$  no perímetro irrigado  $j$  durante o mês  $t$ .

O balanço hídrico no solo, que resulta no cálculo da necessidade de irrigação líquida ( $NL_{i,j,t}$ ), é efetuado pela Equação 110.

$$NL_{i,j,t} = ETP_{i,j,t} - Pe_{j,t} - G_{i,j,t} - W_{j,t} \quad (110)$$

Sendo  $G_{i,j,t}$  a dotação de água por capilaridade à zona radicular da cultura  $i$ , na área agrícola  $j$  durante o mês  $t$ ;  $W_{j,t}$  a reserva de água do solo na área agrícola  $j$  no início do mês  $t$ ;  $ETP_{i,j,t}$  é a evapotranspiração máxima de uma cultura  $i$  na área ou perímetro irrigado  $j$  durante o mês  $t$ .

A dotação por capilaridade ( $G_{i,j,t}$ ) depende da existência de um lençol freático próximo a zona radicular da cultura, já a reserva ( $W_{j,t}$ ) pode ser estimada a partir do armazenamento de água no solo. No modelo proposto foi considerado que não existe dotação por capilaridade para a zona radicular e que as reservas de água no princípio de cada mês são desprezíveis, ou seja,  $G_{i,j,t}$  e  $W_{j,t}$  não são computados.

O valor de  $ETP_{i,j,t}$  diz respeito à água consumida, em um determinado intervalo de tempo, pela cultura em plena atividade vegetativa, livre de doenças, em um solo em que o conteúdo de água é próximo a capacidade de campo. A Equação 111 é utilizada para o cálculo da  $ETP_{i,j,t}$ .

$$ETP_{i,j,t} = Kc_{i,j,t} * ETO_{j,t} \quad (111)$$

Em que  $Kc_{i,j,t}$  é o coeficiente de cultivo mensal da cultura  $i$  para a área agrícola  $j$  durante o mês  $t$  e  $ETO_{j,t}$  corresponde à evapotranspiração de referência na área agrícola  $j$  durante o mês  $t$ .

O valor da  $ETO_{j,t}$  pode ser estimado, por exemplo, por meio de dados de evaporação de uma superfície livre, como o tanque evaporimétrico Classe A. A lâmina de água ( $E_t$ ) evaporada no tanque, relacionada com o coeficiente do tanque ( $K_t$ ) resulta no valor da  $ETO_{j,t}$ , como é mostrado na Equação 112.

$$ETO_{j,t} = Et_{j,t} * Kt_{j,t} \quad (112)$$

Sendo  $Et_{j,t}$  a evaporação mensal medida no tanque evaporimétrico na área agrícola  $j$  e no mês  $t$  e  $Kt_{j,t}$  o coeficiente do tanque evaporimétrico na área ou perímetro agrícola  $j$  no mês  $t$ .

Uma importante parcela para a determinação da necessidade de irrigação da cultura  $i$  diz respeito à fração da chuva que efetivamente permanece disponível para as raízes das plantas, ou precipitação efetiva ( $Pe_{j,t}$ ), uma vez que uma parte dela escoa superficialmente e outra pode ser perdida por percolação. A metodologia utilizada para o cálculo de  $Pe_{j,t}$  foi a estabelecida pela FAO (1988) apud Curi e Curi (2001), para terrenos com declividade entre 4 e 5%, como é mostrado nas Equações 113 e 114.

$$Pe_{j,t} = (0,8 * P_{j,t}) - 25, \text{ para } P_{j,t} \geq 75 \text{ mm} \quad (113)$$

$$Pe_{j,t} = (0,6 * P_{j,t}) - 10, \text{ para } P_{j,t} < 75 \text{ mm} \quad (114)$$

Foi utilizado o plano de cultivo (Tabela 7), as características do sistema de irrigação adotado e produtividade desejada (Tabela 8) e os dados de precipitação e evapotranspiração nas áreas irrigadas (itens 4.2.1 e 4.2.3, respectivamente).

Os sais contidos nas águas utilizadas para a irrigação, após a mesma ser consumida pela planta ou sofrer evaporação, acumulam-se no solo cultivado, aumentando a concentração de minerais já existentes. Para evitar danos às culturas irrigadas, decorrentes dos acentuados níveis de sais nos solos, foi necessário adotar técnicas adequadas de manejo e drenagem. A irrigação deve proporcionar uma quantidade de água suficiente para garantir a drenagem do excesso dos sais.

Rhoades e Merrill (1976) propuseram equações que permitem calcular a fração de água destinada a lixiviar os sais acumulados no solo ( $LR_{i,j,t}$ ), as mesmas são destacadas a seguir (Equações 115 e 116):

- Para irrigação por inundação e por aspersão de baixa frequência:

$$LR_{i,j,t} = \frac{CEa_{j,t}}{5CEe_{i,j,t} - CEa_{j,t}} \quad (115)$$

- Para as irrigações de alta frequência (gotejamento e microaspersão):

$$LR_{i,j,t} = \frac{CEa_{j,t}}{2CEe_{i,j,t}} \quad (116)$$

Sendo  $LR_{i,j,t}$  a água destinada a lavar os sais acumulados no solo onde está sendo cultivada a cultura  $i$  no perímetro ou área agrícola  $j$  durante o mês  $t$ ;  $CEa_{j,t}$  a condutividade elétrica da água de irrigação, medida a 25°C, aplicada a cultura  $i$ , no perímetro ou área agrícola  $j$  durante o mês  $t$  (dS.m<sup>-1</sup>);  $CEe_{i,j,t}$  a condutividade elétrica do extrato de solo saturado que acarreta determinada redução no rendimento potencial da cultura  $i$ , no perímetro ou área agrícola  $j$  durante o mês  $t$  (dS.m<sup>-1</sup>).

Para irrigação por microaspersão e por gotejamento, o valor estimado de  $CEe_{i,j,t}$  é aquele que reduz a zero o rendimento da cultura (redução de 100 %). Os valores da condutividade elétrica da água dos reservatórios foram fornecidos pela AESA. A condutividade elétrica do extrato de solo saturado que acarreta uma determinada redução no rendimento potencial da cultura agrícola foi obtida de Ayers e Westcot (1999).

#### 4.2.6 Reservatórios

No presente item encontram-se informações relacionadas aos reservatórios estudados, de caráter operacional e estrutural, como as capacidades máximas e mínimas, curvas cota x área x volume, dados dos vertedouros e descarregadores de fundo, volumes iniciais e metas.

✓ Curvas Cota x Área x Volume:

As curvas Cota x Área x Volume atualizadas para os dois reservatórios foram obtidas por meio das noras técnicas nº 73/2018/SGH - ANA e nº 001/ 2019 – AESA.

✓ Volumes máximos e mínimos dos reservatórios:

Como presente no item 4.1.3, os reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo tiveram as suas curvas Cota x Área x Volume atualizadas (notas técnicas nº 73/2018/SGH - ANA e nº 001/ 2019 - AESA). Assim, na Tabela 11 encontram-se os volumes máximos e mínimos dos reservatórios, este último correspondente ao volume morto.

Tabela 11 – Volumes máximos e mínimos dos reservatórios.

Reservatório	Volumes (hm <sup>3</sup> )	
	Máximo	Mínimo
Engenheiro Ávidos	293,6	29,9
São Gonçalo	40,6	2,04

Fonte: ANA (2018) e AESA (2019).

✓ Descarregadores de fundo e vertedouros:

Os dados utilizados para o cálculo da vazão máxima de descarga de fundo dos reservatórios, em cada mês, ( $Q_{fmax,r,t}$ ) estão presentes na Tabela 12, também sendo necessária a utilização das relações cota x volume para a respectiva etapa.

Tabela 12 – Dados dos descarregadores de fundo adotados para os reservatórios.

Reservatório	Coefficiente de vazão (Cf)	Diâmetro do tubo <sup>1</sup> (Df)	Cota da geratriz inferior <sup>2</sup> (Hfs)	Cota de entrada da tubulação <sup>3</sup> (HR)
Engenheiro Ávidos	0,6	1200	301	301
São Gonçalo	0,6	700	234	234

1 Em milímetros; 2 e 3 em metros. Fonte: DAEE (2005).

Para as vazões mínimas a serem liberadas pelos reservatórios, os valores definidos foram de acordo com o Plano de Recursos Hídricos da Bacia (ANA, 2018), que estabelece vazões regularizadas para estes corpos hídricos. Desta forma, os valores corresponderam a 10% da vazão que é igualada ou excedida em 90% do tempo ( $Q_{90}$ ), sendo  $0,23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  para Engenheiro Ávidos e  $0,080 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  para São Gonçalo.

Os volumes extravasados pelos vertedouros foram determinados com base nas cotas dos mesmos e na cota do nível da água dos reservatórios, esta última quantificada a partir do balanço hídrico mensal nos mesmos. Na Tabela 13 encontram-se dispostos dados dos vertedores dos reservatórios estratégicos.

Tabela 13 – Dados dos vertedouros dos reservatórios.

Reservatório	Tipo <sup>1</sup>	Largura (m) <sup>2</sup>	Cota da Soleira (m)	Vazão Máxima de Projeto (m <sup>3</sup> /s)
Engenheiro Ávidos	Soleira Espessa	160	317	1610
São Gonçalo	Creager	230	247	1150

Fonte: <sup>1</sup>Ana (2017), <sup>2</sup>Paraíba (1996a).

#### 4.2.7 Dados para a modelagem da qualidade da água

- ✓ Cargas poluidoras:

A vazão de esgotos da cidade  $i$ , durante o mês  $t$ , foi quantificada por meio da Equação 117.

$$Q_{esg_{i,t}} = Q_{abs_{i,t}} * CR \quad (117)$$

Sendo  $Q_{esg_{i,t}}$  a vazão de esgotos da cidade  $i$  durante o mês  $t$  ( $m^3.mês^{-1}$ );  $Q_{abs_{i,t}}$  a vazão de abastecimento da cidade  $i$  durante o mês  $t$  ( $m^3.mês^{-1}$ ) e  $CR$  o coeficiente de retorno, com valor de 0,80, segundo Von Sperling (2014).

A concentração do constituinte  $c$  presente nos esgotos domésticos foi determinada pela Equação 118.

$$C_{c,q,t} = \frac{Pop_{i,n} * CPC_c * Nsm_t}{Q_{esg_{i,t}}} \quad (118)$$

Sendo  $C_{c,q,t}$  a concentração do constituinte  $c$  na vazão de esgotos  $q$  durante o mês  $t$  ( $mg.L^{-1}$  ou  $g.m^{-3}$ );  $Pop_{i,n}$  a população do município  $i$  durante o ano  $n$ ;  $CPC_c$  a contribuição per capta do constituinte  $c$  ( $mg.hab^{-1}.dia^{-1}$ ) e  $Nsm_t$  o número de segundos no mês  $t$ .

A contribuição per capta da DBO e de cada forma de nitrogênio e fósforo presentes nos esgotos domésticos foi estabelecida de acordo com Von Sperling (2007), conforme mostrado na Tabela 14.

Tabela 14 – Contribuições per capta de nitrogênio e fósforo no esgoto doméstico bruto.

Parâmetro	Contribuições per capta ( $g.hab^{-1}.dia^{-1}$ )			
	Nitrogênio total	Nitrogênio orgânico	Amônia	Nitrato
Nitrogênio	8	3,5	4,5	0
Fósforo	Fósforo total	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	-
	1	0,3	0,7	-
DBO	50			

Fonte: Von Sperling (2007).

Para a contribuição das vazões afluentes aos reservatórios, devido à ausência de dados qualitativos dos trechos do rio Piranhas estudados, foram fixados os limites estabelecidos pela resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiental – CONAMA N° 357/2005 para a Classe em que os rios são enquadrados. Os trechos de rios contribuintes são enquadrados na Classe 2. Já para a vazão do PISF, que será incrementada ao reservatório Engenheiro Ávidos, também foram consideradas as concentrações de acordo com a Classe 2.

Como condição inicial para as concentrações de OD, DBO e das formas de nitrogênio e fósforo nos reservatórios, foram definidos valores médios fornecidos pela AESA, com base em seu programa de monitoramento qualitativo (QUALIÁGUA).

A contribuição da DBO nas áreas agrícolas foi determinada a partir do modelo MQUAL, que associa o uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas com a qualidade dos rios e reservatórios (MORUZZI *et al.*, 2012). Desta forma, com base na Equação 119, associada ao primeiro módulo de geração do MQUAL, foi estimada a carga de DBO nas áreas agrícolas.

$$DBO_j = A_j * CE \quad (119)$$

Sendo  $DBO_j$  a carga gerada na área agrícola  $j$  ( $\text{Kg.mês}^{-1}$ );  $A_j$  a área total da área agrícola  $j$  (ha), e  $CE$  a constante média de exportação para as áreas agrícolas ( $\text{Kg.ha}^{-1}.\text{mês}^{-1}$ ), com valor de  $2,196 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{mês}^{-1}$  (SMA, 2003). Assim, relacionando o valor de  $DBO_j$  com a vazão gerada na área agrícola  $j$  durante mês  $t$  chega-se às concentrações de DBO nos efluentes agrícolas.

✓ Concentração de saturação do oxigênio:

A concentração de saturação do oxigênio nos rios e reservatórios ( $ODsat_t$ ) sofre influência de fatores como a temperatura, altitude e salinidade. O valor de  $ODsat'_t$  para um mês  $t$  será calculado pela Equação 120 (POPEL, 1979).

$$ODsat'_t = 14,652 - 4,1022 * 10^{-1}T_t + 7,9910 * 10^{-3}T_t^2 - 7,774 * 10^{-5} * T_t^3 \quad (120)$$

Sendo  $T_t$  a temperatura da água no mês  $t$  ( $^{\circ}\text{C}$ ).

A influência da altitude foi quantificada por meio da Equação 121 (QASIM, 1985).

$$f_H = \frac{ODsat''_t}{ODsat'_t} = \left(1 - \frac{Alt}{9450}\right) \quad (121)$$

Em que  $f_H$  corresponde ao fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude;  $Alt$  à altitude (m) e  $ODsat'_t$  à concentração de saturação na altitude em questão ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

A presença dos sais dissolvidos na água foi inserida pela fórmula empírica desenvolvida por Popel (1979), descrita na Equação 122.

$$\gamma = 1 - 9 * 10^{-6} * C_{sais} \quad (122)$$

Onde  $\gamma$  é o fator de redução na solubilidade, com valor de 1 para a água pura;  $C_{sais}$  é a concentração de sais dissolvidos na água ( $\text{mg CL}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$ ).

Por fim, a multiplicação do valor de  $OD_{sat}$  por  $\gamma$  resulta na concentração de saturação da água corrigida pelos dados de temperatura, altitude e salinidade ( $OD_{sat_i}$ ).

Os dados de temperatura e concentração de sais dissolvidos nos reservatórios e trechos do rio foram obtidos junto à AESA, já que tais parâmetros integram o programa QUALIÁGUA. Em relação à altitude, os valores para os reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e o nó foram definidos por meio do Google Earth Pro. Na Tabela 15 encontram-se as informações relevantes para a modelagem qualitativa descritas no presente parágrafo.

Tabela 15 – Dados de qualidade da água dos reservatórios e nó do sistema.

Corpo Hídrico do Sistema	Concentração Media de Sais Dissolvidos (mg/L)	Temperatura média (°C)	Altitude (m)
Engenheiro Ávidos	139,2	24	313
São Gonçalo	142,6	25.2	
Nó 1	112,3	23.8	286

Fonte: AESA (2021).

✓ Coeficientes de reação para os rios e reservatórios:

De acordo com os processos cinéticos relacionados aos parâmetros de qualidade de água estudados, os coeficientes de reação foram definidos com base nas recomendações disponibilizadas por Von Sperling (2007) e CHAPRA (2008). Os coeficientes de reação variam de acordo com as condições encontradas nos ambientes aquáticos como, por exemplo, profundidade e regimes hidráulicos. Os valores médios dos coeficientes de reação, para os rios e reservatórios, na temperatura de 20°C, podem ser visualizados pela Tabela 16.

Tabela 16 – Coeficientes cinéticos de reação para os rios e reservatórios a 20°C

Coeficientes cinéticos para rios e reservatórios a 20°C			
Reservatórios		Rios	
<b>Koa (mês<sup>-1</sup>)</b>	8,5500	<b>Koa (mês<sup>-1</sup>)</b>	7,7283
<b>Kan (mês<sup>-1</sup>)</b>	8,2896	<b>Kan (mês<sup>-1</sup>)</b>	6,9984
<b>Kso (mês<sup>-1</sup>)</b>	1,6571	<b>Kso (mês<sup>-1</sup>)</b>	1,5729
<b>Knn (mês<sup>-1</sup>)</b>	10,9149	<b>Knn (mês<sup>-1</sup>)</b>	19,7318
<b>Koi (mês<sup>-1</sup>)</b>	9,0957	<b>Koi (mês<sup>-1</sup>)</b>	8,2216
<b>Kspo (mês<sup>-1</sup>)</b>	1,3257	<b>Kspo (mês<sup>-1</sup>)</b>	0,9437
<b>K<sub>1</sub> (mês<sup>-1</sup>)</b>	10,5000	<b>K<sub>1</sub> (mês<sup>-1</sup>)</b>	10,5000
<b>Kd (mês<sup>-1</sup>)</b>	0,0300	<b>Kd (mês<sup>-1</sup>)</b>	15,000
<b>Ks (mês<sup>-1</sup>)</b>	0,0000*	<b>Ks (mês<sup>-1</sup>)</b>	3,0000

\* Em corpos hídricos com profundidades mais elevadas, a influência da sedimentação pode ser desprezada.

Fonte: (VON SPERLING, 2007).

Os valores do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) dos trechos dos rios foram determinados a partir das variáveis hidráulicas do mesmo, com base na Equação 123, estabelecida por Owens *et al.*, apud Von Sperling (2007).

$$K_2 = 5,3 * V_{r,t}^{0,67} * H_{r,t}^{-1,85} \quad (123)$$

Em que  $V_{r,t}$  corresponde à velocidade do trecho de rio  $r$  durante o mês  $t$  e  $H_{r,t}$  à profundidade do trecho de rio  $r$  no mês  $t$ .

Como os valores de  $V_{r,t}$  e  $H_{r,t}$  estão intimamente relacionados à vazão, a Equação 123 pode ser reajustada, de maneira que o valor de  $K_2$  seja estabelecido em função da vazão nos trechos dos rios. Utilizando a fórmula de Manning, as relações da velocidade e profundidade com a vazão podem ser obtidas.

Inicialmente foram especificados valores para a profundidade, sendo calculadas as áreas molhadas, os raios hidráulicos e as vazões. Em seguida, com as vazões e as áreas molhadas, foram determinadas as velocidades. Nas Tabelas 17 e 18 encontram-se os parâmetros e as equações adotados para esta etapa. Os modelos de regressão, com os coeficientes de determinação, para os trechos podem ser visualizados na Tabela 19.

Tabela 17 – Parâmetros e critérios adotados para os trechos de rios.

Trecho	Seção adotada	Largura (m)	Declividade média (m.m <sup>-1</sup> )	Coefficiente de Rugosidade
Trecho 1	Retangular	14,53 <sup>1</sup>	0,0091 <sup>2</sup>	0,035 <sup>3</sup>
Trecho 2	Retangular	16,61 <sup>1</sup>	0,0091 <sup>2</sup>	0,035 <sup>3</sup>

Fonte: 1- Earth Explorer (2017); 2 - (SCIENTEC, 1997); 3 - Porto (2004).

Tabela 18 – Equações utilizadas para a determinação da profundidade e velocidade dos trechos dos rios.

Área molhada (m <sup>2</sup> )	Perímetro molhado (m)	Raio hidráulico (m)	Vazão (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Velocidade (m.s <sup>-1</sup> )
$L_{i,r} \times H_{i,r,t}$	$L_{i,r} + 2 \times H_{i,r,t}$	$\frac{L_{i,r} \times Pm_{i,r,t}}{L_{i,r} + 2 \times H_{i,r,t}}$	$\frac{1}{n_{i,r}} \times A_{i,r,t} \times Rh_{i,r,t}^{\frac{2}{3}} \times i_{i,r}^{\frac{1}{2}}$	$V_{i,r,t} = \frac{Q_{i,r,t}}{A_{i,r,t}}$

Fonte: Porto (2004).

Tabela 19 – Ajuste de profundidade e velocidade em função da vazão.

Trecho	Análise de regressão	R <sup>2</sup>	
Trecho 1	Profundidade x Vazão	$H_{i,r,t} = 0,1112 \times Q_{r,t}^{0,6419}$	0,9929
	Velocidade x Vazão	$V_{i,r,t} = 0,6148 \times Q_{r,t}^{0,3581}$	0,9978
Trecho 2	Profundidade x Vazão	$H_{i,r,t} = 0,1024 \times Q_{r,t}^{0,6383}$	0,9981
	Velocidade x Vazão	$V_{i,r,t} = 0,5879 \times Q_{r,t}^{0,3617}$	0,9941

Fonte: Autor (2022).

Sendo  $L_{i,r}$  a largura do trecho  $i$  do rio  $r$  (m);  $H_{i,r,t}$  a profundidade do trecho  $i$  do rio  $r$  no mês  $t$  (m);  $Pm_{i,r,t}$  o perímetro molhado em uma seção do trecho  $i$  no rio  $r$  e no mês  $t$  (m);  $n_r$  o coeficiente de rugosidade para o trecho  $i$  do rio  $r$ ;  $A_{i,r,t}$  a área molhada para uma seção do trecho  $i$  do rio  $r$ , no mês  $t$  (m<sup>2</sup>);  $Rh_{i,r,t}$  o raio hidráulico para uma seção do trecho  $i$ , no rio  $r$  e no mês  $t$  (m<sup>2</sup>);  $I_{i,r}$  a declividade para o trecho  $i$  do rio  $r$  (m.m<sup>-1</sup>);  $Q_{i,r,t}$  a vazão do trecho  $i$ , do rio  $r$  no mês  $t$  (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) e  $V_{i,r,t}$  a velocidade no trecho  $i$  do rio  $r$ , no mês  $t$  (m.s<sup>-1</sup>).

Desta forma, substituindo na Equação nas expressões presentes na Tabela 20, tem-se (Equações 124 e 125):

$$K_{2(1)} = mQr_1^n \quad (124)$$

$$K_{2(2)} = mQr_2^n \quad (125)$$

Sendo  $K_{2(1)}$  e  $K_{2(2)}$  os coeficientes de reatreação para os trechos 1 e 2, respectivamente, e  $Q_{r1}$  e  $Q_{r2}$  as vazões nos trechos destacados.

Para os reservatórios, o coeficiente de reatreação adotado foi de 6,9 mês<sup>-1</sup>, típico de corpos hídricos lânticos e de maior profundidade.

✓ Temperatura dos rios e reservatórios:

Os dados de temperatura da água obtidos junto à AESA também foram utilizados para a correção dos coeficientes de reação. Em posse dos dados de temperatura, os coeficientes cinéticos de reação foram corrigidos a partir da Equação 126.

$$K_{T2} = K_{T1} * \emptyset^{T2-T1} \quad (126)$$

Em que  $K_{T1}$  é a constante de reação para a temperatura 1;  $K_{T2}$  a constante de reação para a temperatura 2, ou 20°C;  $\emptyset$ : coeficiente de temperatura (adimensional).

### 4.3 Cenários Estudados

Para estudar o comportamento do modelo quali-quantitativo frente ao sistema de recursos hídricos foram estudados quatro Cenários distintos, sendo eles:

- 1) O primeiro compreende uma avaliação quantitativa do sistema, sem levar em consideração os parâmetros de qualidade de água (C1);
- 2) No segundo Cenário já foram inseridas as concentrações de DBO, OD, N e P nos corpos hídricos, juntamente com o atendimento das demandas hídricas (C2);
- 3) No terceiro Cenário são acrescentadas as contribuições dos efluentes das áreas fertilizadas, a fim de verificar o impacto das mesmas nos corpos hídricos (C3);
- 4) Por fim, no quarto Cenário foi considerado que os efluentes domésticos foram submetidos a um tratamento por meio de lagoas de estabilização (C4).

A ordem de prioridade definida para cada objetivo está sintetizada no Quadro 4.

Quadro 4 – Prioridade de atendimento dos objetivos nos Cenários estudados

Objetivos	Ordem de prioridade para os cenários			
	Cenário C1	Cenário C2	Cenário C3	Cenário C4
Abastecimento urbano (adutoras)	1º	1º	1º	1º
Receita líquida	2º	3º	3º	3º
Mão de obra	2º	3º	3º	3º
Volume meta	3º	4º	4º	4º
Perenização dos rios	4º	5º	5º	5º
Qualidade das águas	-	2º	2º	2º

Fonte: Autor (2022).

Para o primeiro Cenário, com os resultados quantitativos obtidos (volume dos reservatórios e vazões no rio), foram feitas simulações para determinar as concentrações dos parâmetros estudados, para comparar estes valores com os gerados na otimização quali-quantitativa (Cenários C2, C3 e C4). Assim, é possível verificar a eficiência do modelo na garantia de concentrações em consonância com a classe considerada.

O período de operação do sistema foi de dez anos (120 meses), sendo o volume inicial dos reservatórios a média dos valores medidos entre 2011 e 2020, sendo 52,32 hm<sup>3</sup> para Engenheiro Ávidos e 15,86 hm<sup>3</sup> para São Gonçalo, respectivamente. Para as concentrações máximas e mínimas nos rios e reservatórios, foram utilizadas as correspondentes à Classe 2 (CONAMA nº357/2005), de acordo com o que foi descrito no item 4.1.6.

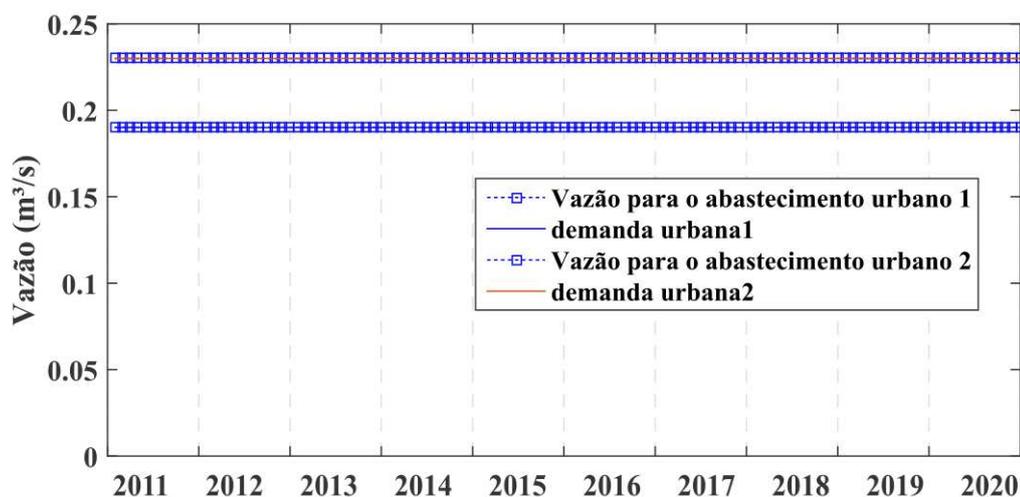
O modelo desenvolvido foi aplicado em um computador com processador Intel Core i5 (2.20 GHz), memória RAM de 6,00 Gigabytes, SSD de 256 Gigabytes e placa de vídeo dedicada NVIDIA GeForce 930M (2,00 Gigabytes). O tempo médio de otimização nos Cenários foi de 8,02 segundos.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Cenário C1

As vazões mensais destinadas ao abastecimento urbano do município de Cajazeiras (abastecimento urbano 1) e do sistema integrado Sousa, Marizópolis e Nazarezinho (abastecimento urbano 2), juntamente com as respectivas demandas, encontram-se na Figura 23. Foi possível atender o suprimento das demandas urbanas em todos os meses sem a ocorrência de falhas.

Figura 23 – Abastecimento urbano do município de Cajazeiras (abastecimento urbano 1) e dos municípios de Sousa, Marizópolis e Nazarezinho (abastecimento urbano 2) – Cenário C1



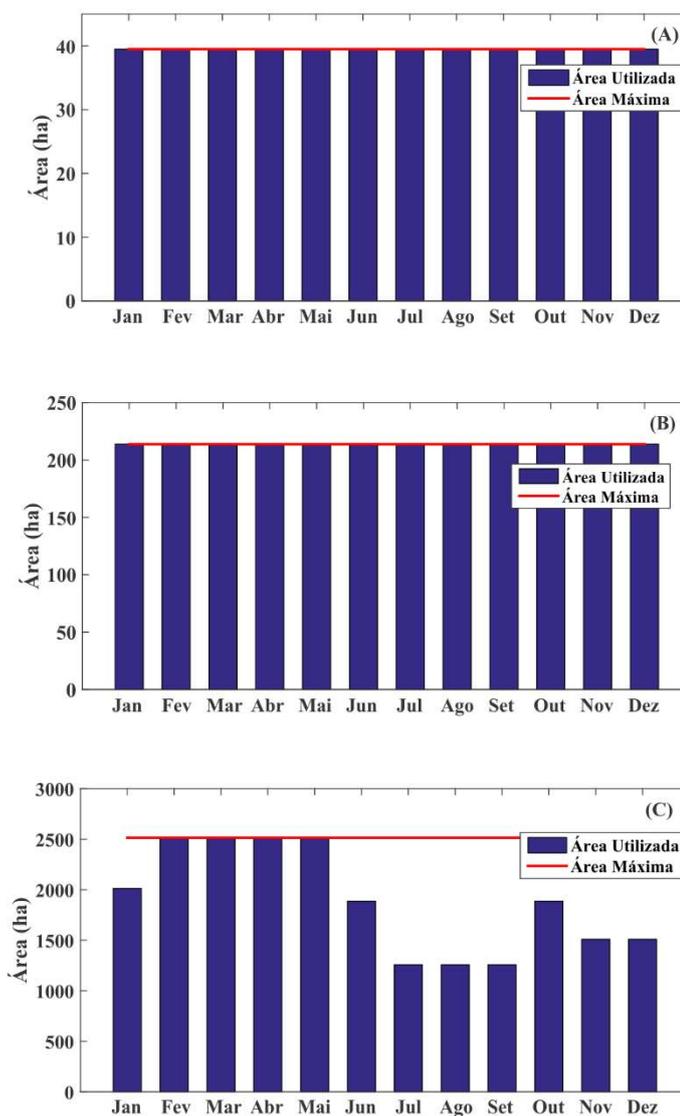
Fonte: Autor (2022).

As áreas médias mensais destinadas à prática agrícola estão representadas na Figura 24 (A, B e C), com valores máximos entre fevereiro e maio, período em que os aportes hídricos aos reservatórios foram mais significativos. A rotina de otimização permitiu alocar, em todos os meses de operação, a área total associada às áreas de irrigação difusa, no entanto, para o PISG não foi possível atender toda a área disponível.

O PISG possui uma elevada demanda, sendo mais de dois mil hectares de área irrigável, exercendo, desta forma, grande pressão sobre o sistema de recursos hídricos. Em estudo realizado no PISG, Melo Filho *et al.*, (2019) destacaram que o reservatório São Gonçalo, principalmente a partir de 2012, não suportou as demandas agrícolas a ele submetidas, fato esse

agravado pela crise hídrica que assolou a região na última década, resultando em uma considerável redução da área plantada.

Figura 24 – Áreas médias cultivadas para a irrigação difusa 1 (A), 2 (B) e o PISG (C) – Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

Informações como as parcelas das áreas totais destinadas à cada cultura, bem como a receita líquida e a mão de obra geradas para as mesmas, estão presentes na Tabela 20, sendo possível alocar as áreas máximas disponíveis para as irrigações difusas 1 e 2, já para o PISG, o valor médio anual foi cerca de 75% do máximo permitido para a prática agrícola.

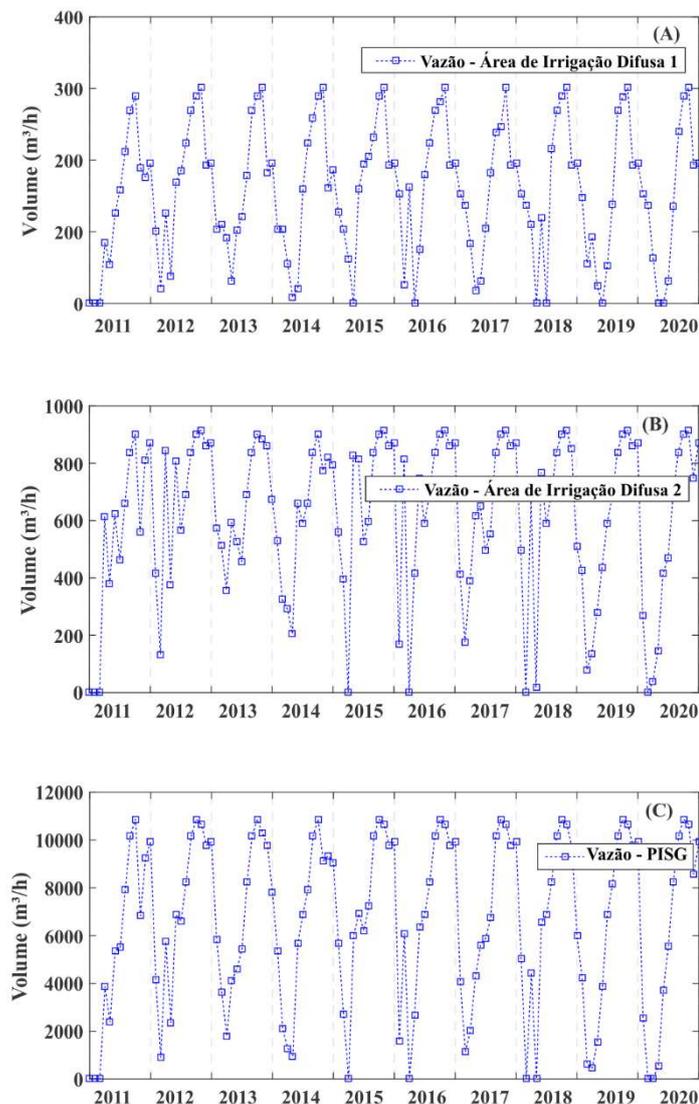
Tabela 20 – Área alocada, receita líquida, mão de obra e vazão para as áreas irrigadas – Cenário C1.

Área agrícola	Cultura	Área (ha/ano)	Receita Líquida (R\$/ano)	Mão de Obra (diárias/ano)
Área difusa 1	Mandioca	5,00	38.070,00	630,00
	Goiaba	9,00	112.080,00	1395,00
	Coco	12,00	154.612,60	2400,00
	Banana	13,50	127.350,00	2875,00
	<b>Total</b>	<b>39,50</b>	<b>432.112,60</b>	<b>7.300,00</b>
Área difusa 2	Milho	10,00	68.563,00	660,00
	Goiaba	32,70	407.224,00	5068,00
	Coco	128,30	1.653.066,38	25.660,00
	Banana	42,80	403.746,67	9.116,00
	<b>Total</b>	<b>213,80</b>	<b>2.532.600,05</b>	<b>40.504,00</b>
PISG	Coco	1.411,61	18.187.724,36	282.200,00
	Banana	474,54	4.476.494,04	100.602,00
	<b>Total</b>	<b>1.886,15</b>	<b>22.664.218,40</b>	<b>303.400,00</b>

Fonte: Autor (2022).

As vazões mensais destinadas ao suprimento hídrico das áreas de irrigação difusa 1, 2 e do PISG estão presentes nas Figuras 25 (A, B e C), com maiores valores correspondentes ao PISG, devido à maior área disponível para ser alocada e, conseqüentemente, demanda mais elevada.

Figura 25 – Vazões destinadas ao atendimento das áreas de irrigação difusa 1 (A), 2 (B) e do PISG (C) para o Cenário C1.



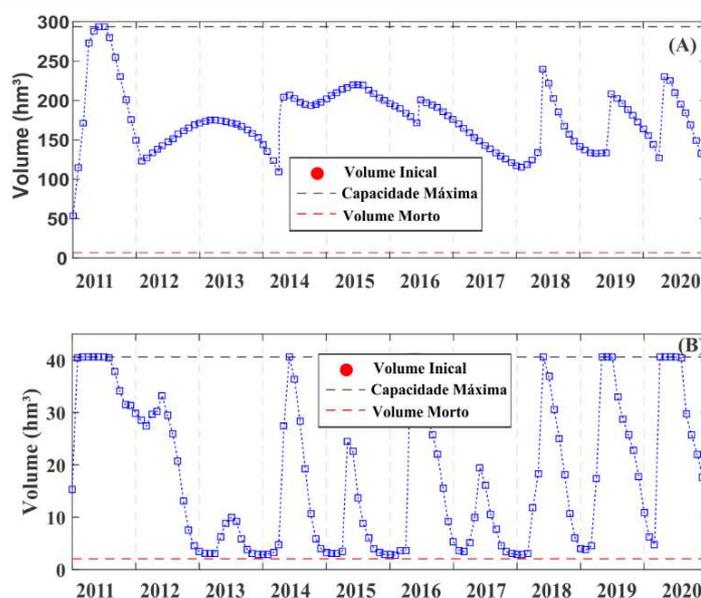
Fonte: Autor (2022).

Para o primeiro Cenário, os valores da variação do volume dos reservatórios podem ser visualizados na Figura 26 (A e B).

Reservatórios inseridos espacialmente em regiões com grande variabilidade intranual de precipitações, como é o caso, por exemplo, do Semiárido Nordestino, tendem a possuir um comportamento similar, com acúmulo de volumes de água nos meses de maiores índices pluviométricos para que as demandas possam ser atendidas também durante déficits hídricos (GOMES e LIMA, 2021). Esse comportamento pode ser observado na variação do volume dos reservatórios (Figura 26, A e B).

Engenheiro Ávidos possui maior capacidade de armazenamento e demandas hídricas inferiores, em termos volumétricos, a São Gonçalo, no entanto, apresenta grande relevância para a segurança hídrica deste último, fornecendo vazões defluentes para que as demandas urbanas e agrícolas associadas a São Gonçalo também possam ser atendidas. Estas afirmativas estão em consonância com os resultados fornecidos no Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piancó-Piranhas-Açú (ANA, 2018), tal documento destaca que, mesmo em seu volume máximo armazenado, São Gonçalo não é capaz de atender a totalidade de suas demandas hídricas.

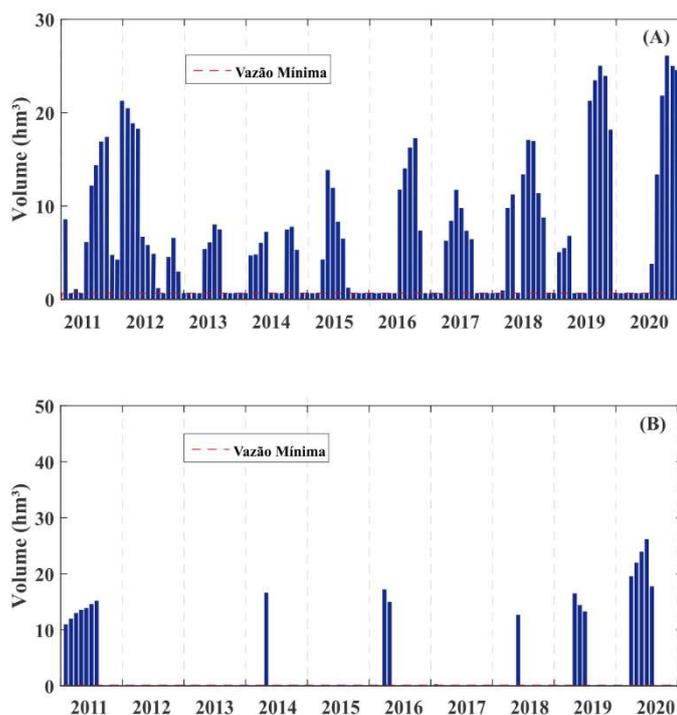
Figura 26 – Volume dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

Na Figura 27 (A e B) pode ser visualizada a variação mensal do volume defluente dos dois reservatórios, sendo verificado que as maiores vazões estão relacionadas ao reservatório Engenheiro Ávidos, devido à necessidade de auxiliar às demandas à jusante, seja a irrigação difusa no trecho do rio Piranhas ou as demandas do reservatório São Gonçalo, conforme discutido anteriormente.

Figura 27 – Volumes defluentes dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

Em posse dos volumes dos reservatórios e das vazões nos trechos do rio, foram calculadas as concentrações dos parâmetros de qualidade de água, apenas com os efluentes domésticos e considerando, juntamente com esses últimos, as cargas provenientes das áreas fertilizadas.

Nas Figuras 28 e 29 (A e B) estão presentes as concentrações para a DBO e OD nos dois reservatórios e no nó entre os mesmos, para as duas situações modeladas. Para Engenheiro Ávidos (Figuras 28 e 29, A), os níveis de DBO permaneceram abaixo dos valores máximos correspondentes à Classe 2, devido a maior capacidade de diluição deste corpo hídrico, desta forma, as concentrações de OD também permaneceram em níveis que respeitaram a legislação vigente.

No reservatório São Gonçalo foram observadas concentrações de DBO acima de 5 mg. L<sup>-1</sup> em vários meses (Figuras 28 e 29, A), principalmente quando este apresentou menores volumes armazenados. Além do mais, São Gonçalo possui menor capacidade de armazenamento e, conseqüentemente, de assimilação e diluição dos efluentes, além de receber contribuições diretas e indiretas. Sobre esta perspectiva, ocorreram concentrações de OD em São Gonçalo que permaneceram abaixo de 5 mg. L<sup>-1</sup> (Figura 28 e 29, B). Como neste Cenário

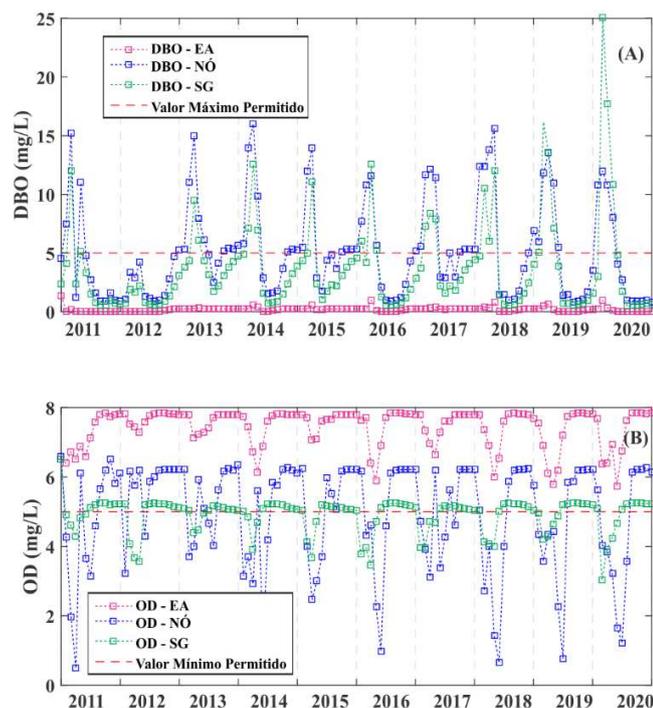
os aspectos qualitativos não foram priorizados na rotina de otimização, os corpos hídricos do sistema, com exceção de Engenheiro Ávidos, permaneceram com menor volume de água e mais vulneráveis às cargas de efluentes lançadas.

Ainda em relação às Figuras 28 e 29 (A), os níveis de DBO permaneceram iguais para as duas situações, devido ao fato de o balanço de massa nas áreas fertilizadas ter sido realizado apenas para os nutrientes estudados.

Com o auxílio das águas da transposição, em todos os meses ocorreram escoamentos no trecho do rio Piranhas entre os reservatórios, no entanto, a não consideração dos objetivos qualitativos fez com que em determinados períodos as vazões do rio não fossem suficientes para garantir qualidade adequada, resultando em valores de DBO e OD em dissonância com a legislação vigente. Schliemann *et al.*, (2021) destaca que, principalmente em regiões áridas e semiáridas, as vazões reduzidas, ou nulas, em períodos de estiagem interferem significativamente nos padrões qualitativos, visto que, na ocorrência do lançamento de efluentes, os mesmos escoam no leito dos rios e podem constituir a maior parte do fluxo, impactando de maneira importante o meio ambiente.

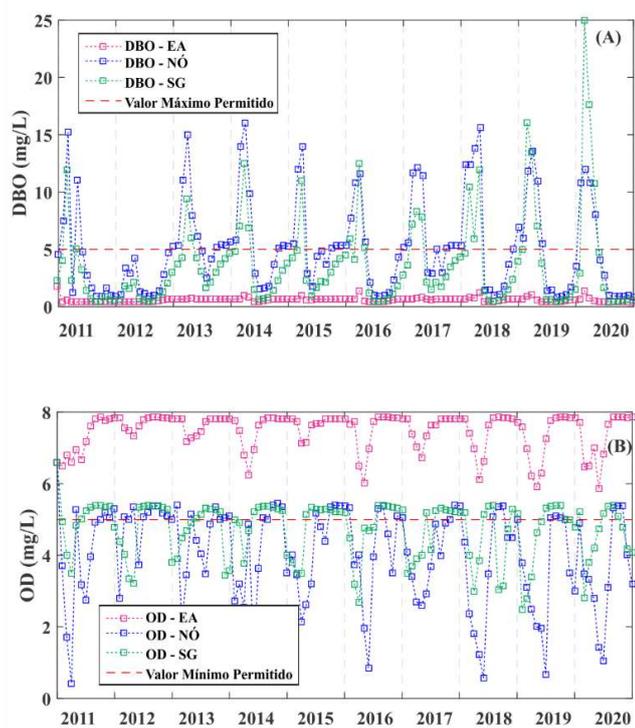
Quando foi considerado o aporte dos efluentes agrícolas, os níveis de OD foram mais baixos, podendo tais resultados serem justificados pelo consumo de OD devido à nitrificação, já que os níveis de nitrogênio foram elevados a partir do acréscimo destes efluentes (KHATER *et al.*, 2021).

Figura 28 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos no Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

Figura 29 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos e dos efluentes agrícolas no Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

As concentrações de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrato e nitrogênio total para os reservatórios e o nó, também nas duas situações modeladas, podem ser visualizadas nas Figuras 30 e 31 (A, B, C e D). Mesmo quando foi considerado apenas o lançamento dos efluentes domésticos, é possível observar concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato, no reservatório São Gonçalo, acima dos limites máximos definidos pela resolução 357 do CONAMA (Figura 30, B e C). Desta maneira, com o incremento das cargas provenientes da agricultura, os níveis das formas nitrogenadas tornaram-se ainda mais elevados (Figura 30, B e C).

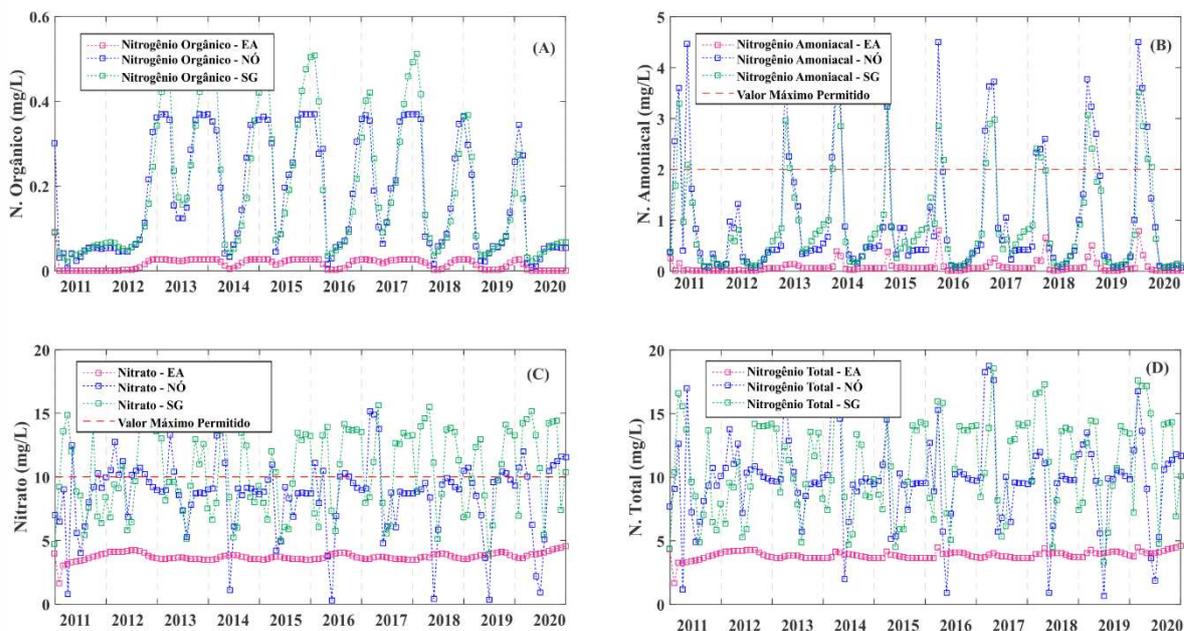
Segundo Wiegand *et al.*, (2021), em reservatórios inseridos em regiões semiáridas, como o Nordeste brasileiro, os baixos níveis de água implicam no aumento das concentrações dos nutrientes. Avaliando 65 reservatórios nesta região, os mesmos autores evidenciaram que 91% dos corpos hídricos apresentaram elevação em seu estado trófico durante períodos de baixo volume armazenado, com destaque para aqueles corpos hídricos submetidos a maiores cargas de nutrientes e menor capacidade de diluição dos efluentes, corroborando, desta forma, com os resultados aqui discutidos.

Para Engenheiro Ávidos, as concentrações das formas nitrogenadas permaneceram abaixo dos limites máximos (Figura 30 e 31, B e C), além do mais, este reservatório não recebe contribuições diretas ou indiretas de efluentes agrícolas.

No nó entre os reservatórios, os níveis das formas nitrogenadas estiveram acima dos limites máximos para a Classe adotada quando a vazão no rio não foi suficiente para proporcionar adequada diluição dos efluentes, mesmo quando foi considerado apenas o aporte dos esgotos domésticos (Figura 30, B e C). Com o incremento dos efluentes agrícolas, ocorreram elevações importantes nas concentrações das formas nitrogenadas (Figura 31, B e C).

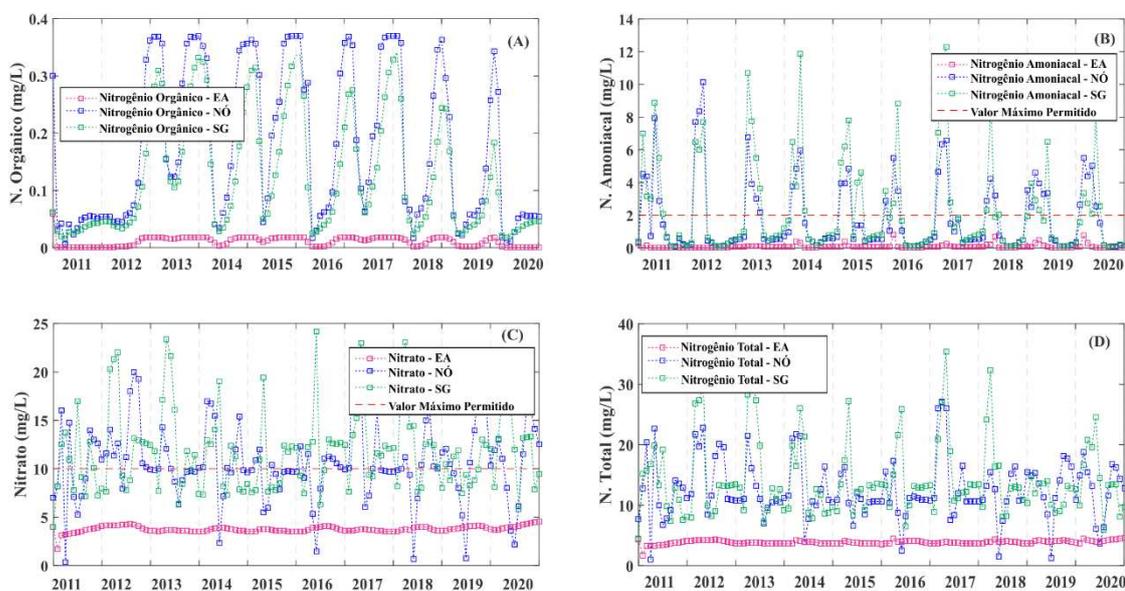
Poikane *et al.*, (2021) reforçam que nutrientes, como o nitrogênio, muitas vezes são os principais responsáveis pelas dificuldades ecológicas enfrentadas pelos rios. Os limites de concentrações definidos devem ser examinados e revisados, já que podem ser elevados e não protegem os rios.

Figura 30 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e nitrogênio total (D) nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos no Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

Figura 31 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e nitrogênio total (D) nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos e dos efluentes agrícolas no Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

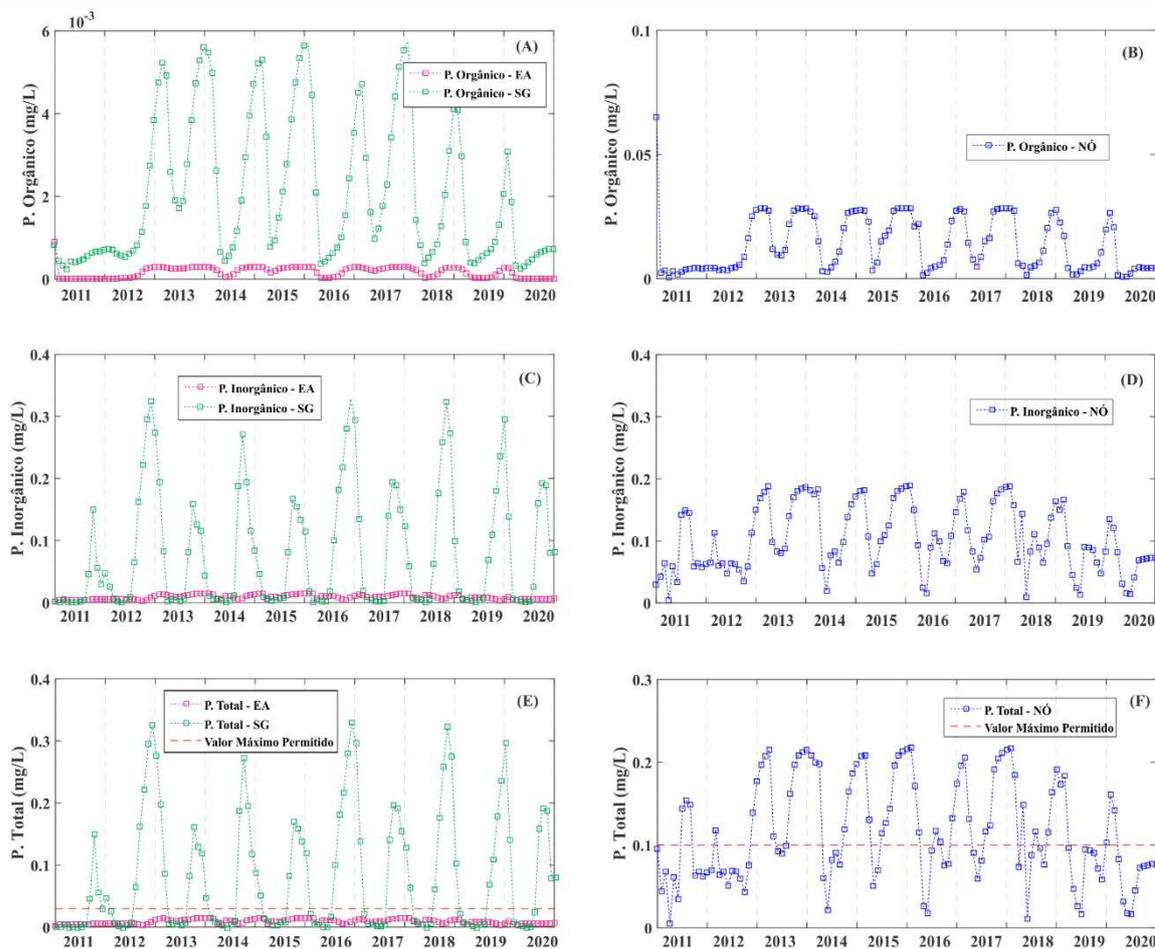
As concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó estão presentes nas Figuras 32, 33, (A, B, C, D, E e F). De maneira similar aos demais parâmetros, os níveis de fósforo total em Engenheiro Ávidos permaneceram, em todo o período modelado, em valores abaixo de  $0,03 \text{ mg. L}^{-1}$  (Figuras 32 e 33, E), valor este correspondente ao limite para ambientes lênticos.

No reservatório São Gonçalo, devido ao seu menor volume e maiores cargas lançadas, ocorreram meses em que as concentrações de fósforo foram superiores ao limite máximo, principalmente quando foram registrados menores volumes armazenados (Figuras 32 e 33, E). Estes resultados, juntamente com os calculados para os demais parâmetros no atual Cenário, reforçam a necessidade de tomada de decisões adequadas a respeito da qualidade das águas de reservatórios inseridos no semiárido brasileiro. Segundo Raulino *et al.*, (2021), em períodos de seca, reservatórios presentes no semiárido estão mais vulneráveis à eutrofização, já que as concentrações de fósforo podem aumentar significativamente.

Por contra partida, em meses de maior afluência, a perspectiva é que os corpos hídricos possuam maior capacidade de diluição dos efluentes, no entanto, nestes períodos, ocorrem aportes significativos de nutrientes das áreas fertilizadas, o que pode comprometer a autodepuração dos ecossistemas aquáticos (WALLER *et al.*, 2021). Carver *et al.*, (2022) destaca que práticas agrícolas adequadas reduzem as perdas potenciais de fósforo, permitindo maior flexibilidade no manejo de fertilizantes fosfatados e auxílio aos produtores na proteção da qualidade da água de maneira que o rendimento das culturas não seja reduzido.

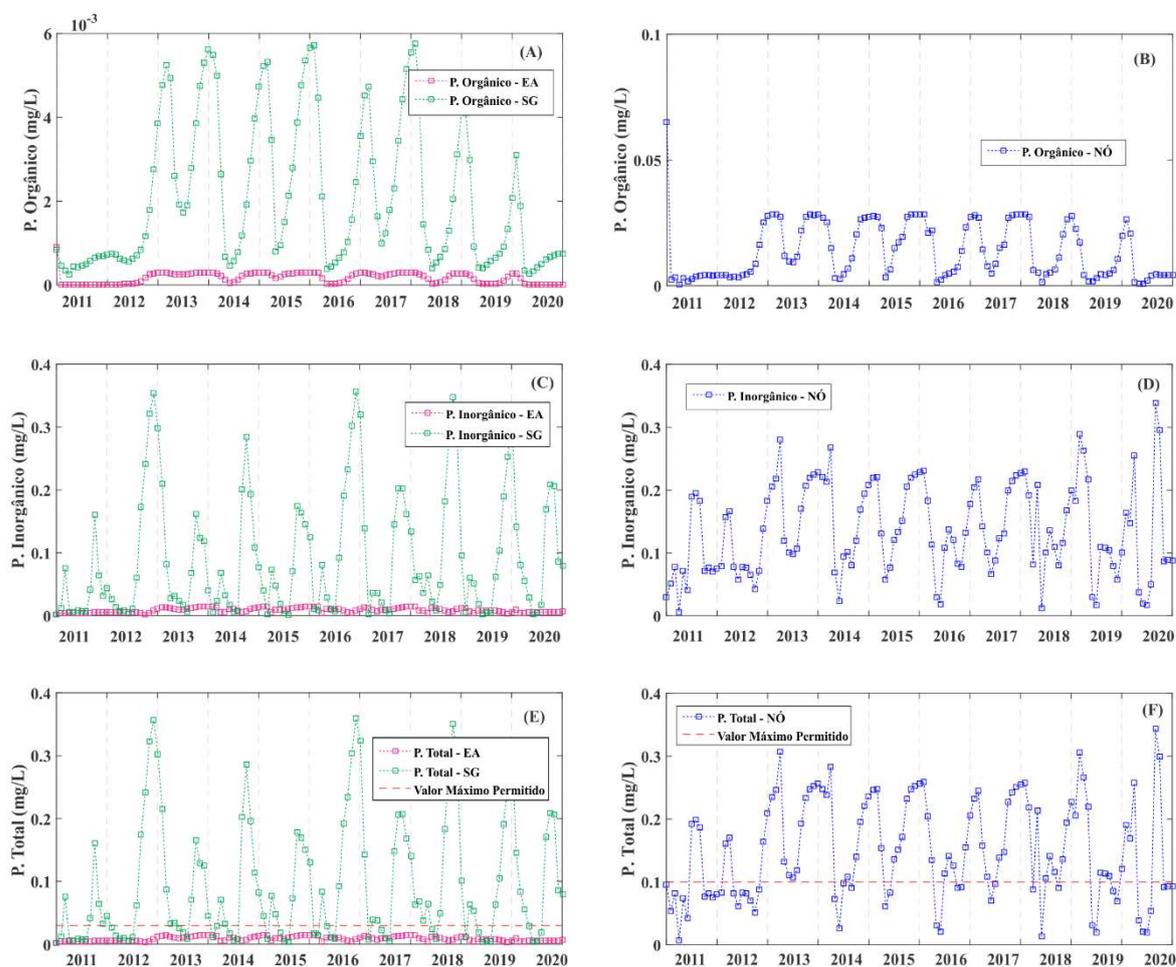
Para o nó entre os reservatórios, também foram observadas concentrações de fósforo total acima do valor máximo permitido ( $0,1 \text{ mg. L}^{-1}$ ), com elevações quando foram computados também os efluentes provenientes das áreas fertilizadas (Figura 33, F), justificando os impactos deletérios das pressões antrópicas sobre os sistemas aquáticos. Analisando as variações da qualidade da água em 11 bacias hidrográficas no semiárido brasileiro, Freire *et al.*, (2021) constataram que o fósforo total é um dos principais constituintes responsáveis pela deterioração das águas nesta região, recomendando restrições aos usos da água e do solo em certos períodos, como nos secos.

Figura 32 – Concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos no Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

Figura 33 – Concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total nos reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e no nó, considerando o lançamento de esgotos brutos e dos efluentes agrícolas no Cenário C1.



Fonte: Autor (2022).

Os resultados para os indicadores confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade, no Cenário C1, encontram-se na Tabela 21. Como as demandas urbanas foram atendidas sem a ocorrência de falhas, a confiabilidade para as mesmas foi de 100,00%, de maneira que o sistema não apresentou vulnerabilidade quanto ao suprimento hídrico das mesmas.

Em termos qualitativos, no reservatório Engenheiro Ávidos, em nenhum mês, foram observadas concentrações em dissonância com a Classe adotada para o mesmo, sendo assim, de maneira similar ao abastecimento urbano, o valor da confiabilidade também foi de 100%. Como este reservatório não recebe contribuições agrícolas, as concentrações dos parâmetros de qualidade de água mantiveram-se iguais nas duas situações modeladas para o Cenário C1.

De acordo com a Tabela 21, para o nó e o reservatório São Gonçalo os valores da confiabilidade e resiliência foram inferiores, refletindo em um aumento na vulnerabilidade, já que no atual Cenário os parâmetros de qualidade de água não foram considerados na rotina de otimização, o que resultou em uma menor capacidade de diluição dos corpos hídricos. Com o incremento dos efluentes agrícolas e consequente elevação dos níveis dos nutrientes nas águas, a confiabilidade e a resiliência para os nutrientes e oxigênio dissolvido (devido ao consumo do mesmo por meio da nitrificação) foram ainda mais reduzidas, tornando mais vulneráveis os corpos hídricos que recebem de maneira direta e/ou indireta tais contribuições.

Tabela 21 – Confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade para o Cenário C1.

Ponto de Controle	Índices de Desempenho	Aspectos quali-quantitativos					
		Abastecimento Urbano	DBO	OD	Nitrogênio Amoniacal	Nitrato	Fósforo Total
<b>Cenário C1 – Esgotos Domésticos</b>							
Reservatório	Confiabilidade	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
Engenheiro Ávidos	Resiliência	-	-	-	-	-	-
	Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-
Nó entre os reservatórios	Confiabilidade	-	54,17%	59,17%	80,83%	70,83%	50,83%
	Resiliência	-	20,00%	32,00%	43,48%	40,00%	20,34%
	Vulnerabilidade	-	72,64%	34,00%	35,60%	14,00%	68,50%
Reservatório São Gonçalo	Confiabilidade	100,00%	80,00%	75,00%	85,50%	50,00%	50,83%
	Resiliência	-	45,83%	33,33%	47,62%	31,67%	16,95%
	Vulnerabilidade	-	100,72%	12,63%	34,24%	30,41%	375,67%
<b>Cenário C1 – Esgotos Domésticos + Agricultura</b>							
Engenheiro Ávidos	Confiabilidade	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
	Resiliência	-	-	-	-	-	-
	Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-
Nó entre os reservatórios	Confiabilidade	-	54,17%	38,33%	70,83%	40,00%	37,50%
	Resiliência	-	20,00%	21,62%	34,29%	31,94%	16,00%
	Vulnerabilidade	-	72,64%	34,39%	118,00%	42,80%	96,00%
Reservatório São Gonçalo	Confiabilidade	100,00%	80,00%	53,33%	65,83%	40,00%	37,50%
	Resiliência	-	45,83%	25,00%	34,15%	31,94%	20,00%
	Vulnerabilidade	-	100,72%	18,72%	175,95%	45,75%	437,00%

Fonte: Autor (2022).

Os índices de eficiência para os reservatórios, no Cenário C1, estão presentes na Tabela 22. Os valores positivos para o índice nvr dos reservatórios indicam que os volumes finais dos mesmos ao final do período de operação foram iguais ou superiores aos iniciais, garantindo a sustentabilidade do sistema.

As relações entre os volumes evaporados e precipitados nos reservatórios e as afluições nos mesmos ( $n_E$  e  $n_P$ , respectivamente) foram superiores em Engenheiro Ávidos, já que este possui maior área de espelho d'água, estando, desta forma, mais susceptível a perdas por evaporação e a contribuições diretas das precipitações. Os valores mais elevados de  $n_E$  em relação aos de  $n_P$  indicam elevadas taxas de evaporação nos reservatórios, situação recorrente no semiárido nordestino.

Por possuir maior capacidade de armazenamento e ser responsável por contribuições importantes para o suprimento hídrico a jusante, o vertimento no reservatório Engenheiro Ávidos ocorreu em poucos meses, refletindo em um menor valor para este índice ( $n_V$ ). Já para São Gonçalo, o vertimento observado foi proporcionalmente superior, com perdas de 18,46% para este reservatório.

Para a relação entre a retirada de água nos reservatórios e as afluições ( $n_U$ ), é possível destacar o valor elevado para São Gonçalo, se comparado, por exemplo, às outras perdas, devido às significativas demandas associadas a este reservatório. Apesar de possuir menor demanda hídrica direta, Engenheiro Ávidos fornece o suporte hídrico tanto para o trecho do rio Piranhas como para São Gonçalo, o que também aumenta o valor de  $n_U$ .

Com relação aos demais índices (IAP, IUD e IUP), os resultados indicam um maior impacto associado às demandas do reservatório São Gonçalo, que estão mais próximas da potencialidade deste corpo hídrico. Assim, o incremento de novas demandas no sistema poderia gerar prováveis conflitos de uso dos recursos hídricos, principalmente no reservatório São Gonçalo, que já possui elevado valor de alocação de água para demandas.

Tabela 22 – Índices de eficiência para os reservatórios no Cenário C1.

Reservatório	Índices de eficiência associados aos reservatórios							
	IAP (%)	IUD (%)	IUP (%)	nvr (%)	$n_E$ (%)	$n_P$ (%)	$n_V$ (%)	$n_U$ (%)
Engenheiro Ávidos	38,85	25,18	43,13	0,04	50,80	14,82	13,66	49,63
São Gonçalo	40,03	91,42	65,92	0,00	20,73	4,51	18,46	65,92

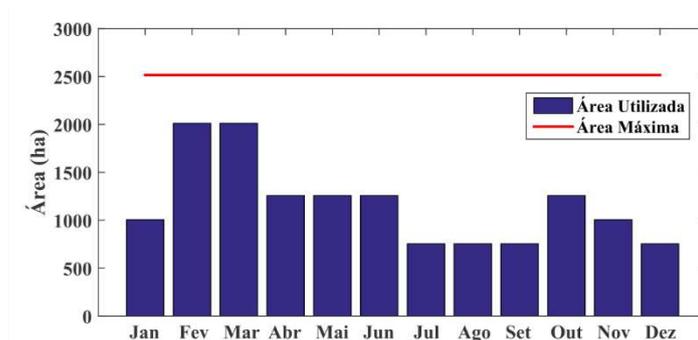
Fonte: Autor (2022).

## 5.2 Cenário C2

No Cenário C2 também foi modelado o comportamento dos parâmetros de qualidade da água, e em termos de prioridade, os mesmos ficaram abaixo apenas do abastecimento urbano. Para as demandas urbanas, assim como no Cenário C1, o atendimento ocorreu sem a presença de falhas, nos 120 meses de operação do sistema, ou seja, com comportamento idêntico ao presente na Figura 23.

Com a prioridade do atendimento aos parâmetros de qualidade de água em relação aos objetivos relacionados à agricultura, ocorreram modificações, por exemplo, na receita líquida e mão-de-obra provenientes das práticas agrícolas. O modelo buscou inicialmente manter volumes adequados nos reservatórios e vazões nos trechos do rio para favorecer os processos de conversão das cargas poluidoras. Sendo assim, devido à menor oferta hídrica para a agricultura irrigada, se comparado ao Cenário C1, ocorreu, apenas para o PISG, devido a maior área e demanda associada ao mesmo, uma redução da área total alocada para tal atividade. A variação média mensal das áreas destinadas à agricultura irrigada no PISG pode se visualizada na Figura 34.

Figura 34 – Áreas médias cultivadas no PISG – Cenário C2.



Fonte: Autor (2022).

Com a redução da área alocada para a agricultura irrigada no PISG, conseqüentemente, também houve diminuição da receita líquida e da mão de obra. Para as irrigações difusas 1 e 2, as áreas alocadas para as culturas permaneceram com o valor máximo disponível, resultando em receita líquida e mão de obra análogos aos calculados no Cenário C1. As respectivas informações podem ser visualizadas na Tabela 23.

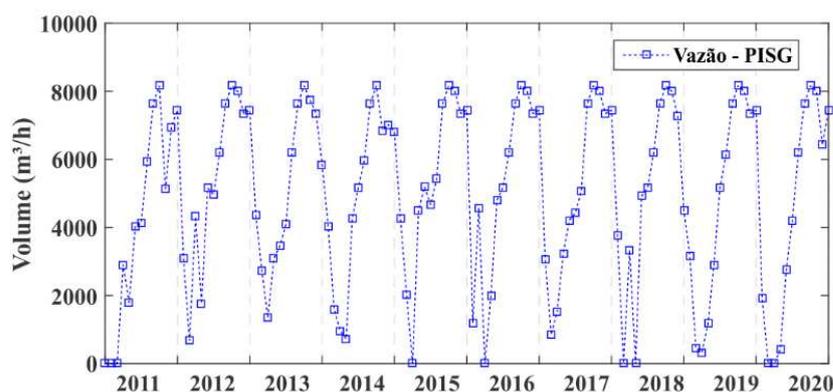
Tabela 23 – Área alocada, receita líquida, mão de obra e vazão para as áreas irrigadas – Cenário C2.

Área agrícola	Cultura	Área (ha/ano)	Receita Líquida (R\$/ano)	Mão de Obra (diárias/ano)
Área difusa 1	Mandioca	5,00	38.070,00	630,00
	Goiaba	9,00	112.080,00	1395,00
	Coco	12,00	154.612,60	2400,00
	Banana	13,50	127.350,00	2875,00
	<b>Total</b>	<b>39,50</b>	<b>432.112,60</b>	<b>7.300,00</b>
Área difusa 2	Milho	10,00	68.563,00	660,00
	Goiaba	32,70	407.224,00	5068,00
	Coco	128,30	1.653.066,38	25.660,00
	Banana	42,80	403.746,67	9.116,00
	<b>Total</b>	<b>213,80</b>	<b>2.532.600,05</b>	<b>40.504,00</b>
PISG	Coco	852,19	10.979.942,63	170.438,00
	Banana	321,41	3.031.967,67	68.460,33
	<b>Total</b>	<b>1.173,60</b>	<b>14.011.910,30</b>	<b>238.898,33</b>

Fonte: Autor (2022).

Como foi possível alocar toda as áreas disponíveis para as áreas de irrigação difusa 1 e 2, os volumes mensais para as mesmas foi o mesmo dos calculados para o Cenário C1 (Figura 25, A e B), para o PISG, no entanto, devido à menor área alocada, conseqüentemente, o volume também foi inferior ao do Cenário C1. Desta forma, as vazões destinadas ao suprimento hídrico do PISG encontram-se na Figura 35.

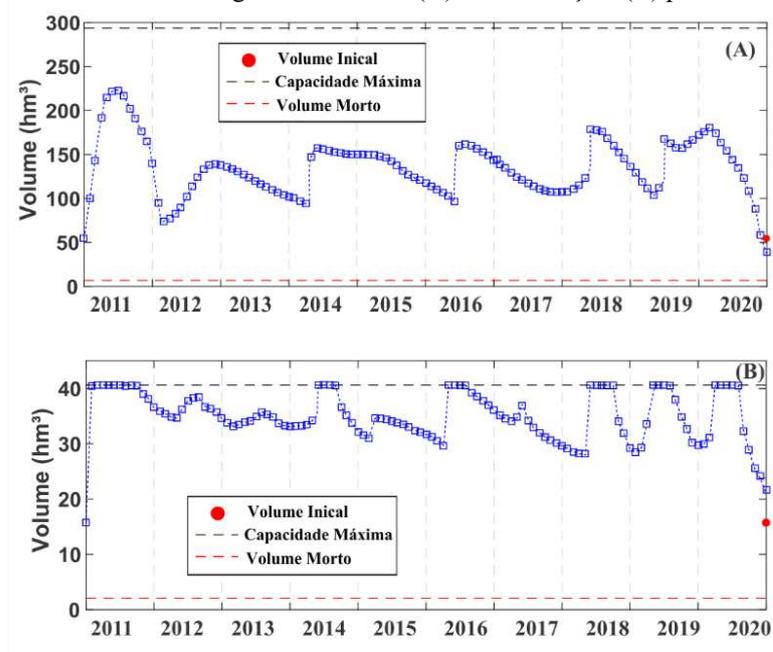
Figura 35 – Vazões destinadas ao atendimento do PISG para o Cenário C2.



Fonte: Autor (2022).

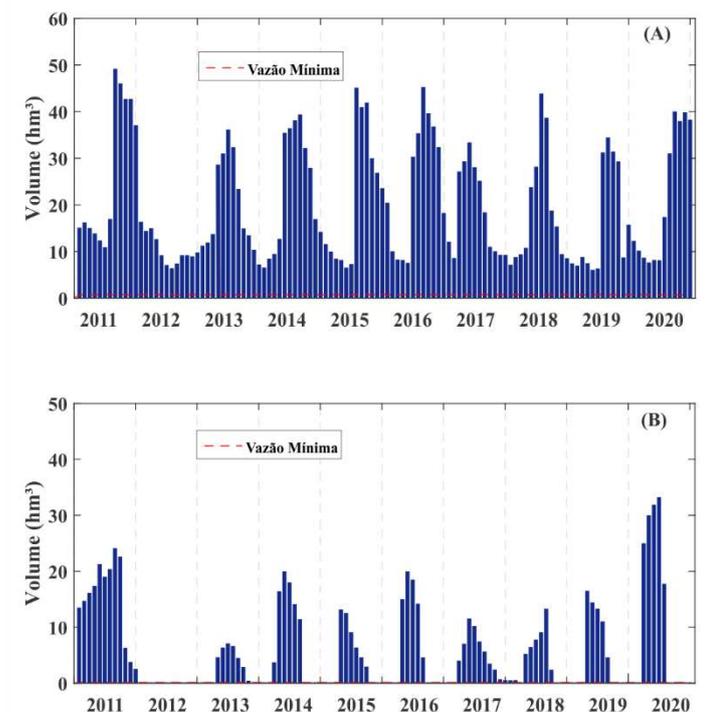
A variação mensal do volume armazenado nos reservatórios pode ser observada na Figura 36 (A e B). Após a consideração da modelagem qualitativa, é possível verificar uma redução no volume no reservatório Engenheiro Ávidos. Segundo Qin *et al.*, (2020), reservatórios de montante, como é o caso de Engenheiro Ávidos, têm papel fundamental na manutenção qualitativa de corpos hídricos a jusante, conduzindo vazões para que seja elevada a capacidade de diluição dos efluentes, de maneira que os limites máximos e mínimos definidos pela legislação vigente (CONAMA 357/2005) sejam respeitados. Em relação ao reservatório São Gonçalo, o mesmo recebeu incremento volumétrico, justificado pela maior defluência de Engenheiro Ávidos (Figura 37, A e B)

Figura 36 – Volume dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C2.



Fonte: Autor (2022).

Figura 37 – Volumes defluentes dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C2.



Fonte: Autor (2022).

Como já discutido, a consideração na rotina de cálculo das concentrações de DBO, OD, N e P elevou a contribuição de jusante do reservatório Engenheiro Ávidos, de maneira que a capacidade de assimilação dos efluentes no rio e em São Gonçalo foi aumentada. As concentrações de DBO e OD para os reservatórios Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e o nó entre os mesmos encontram-se na Figura 38 (A e B), juntamente com os limites máximos e mínimos estabelecidos na Resolução N°357/2005 do CONAMA.

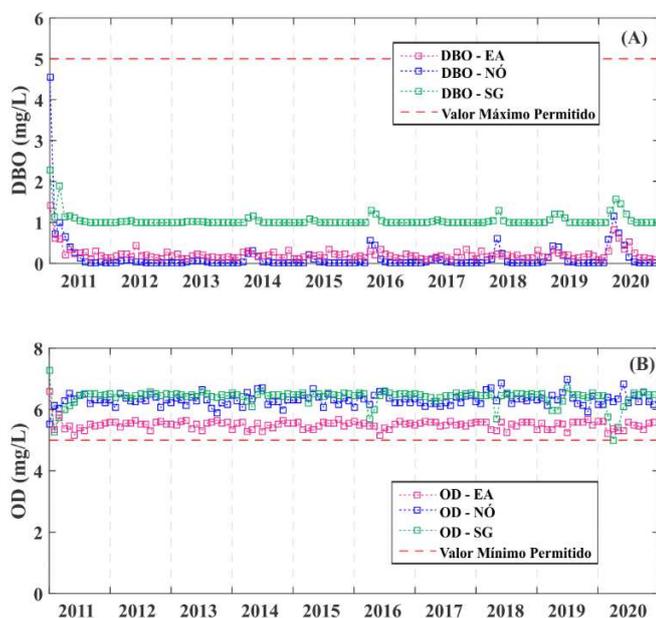
Durante todo o período de operação do sistema, as concentrações de DBO e OD permaneceram em níveis que respeitaram os limites legais, ou seja, não ocorreram falhas no atendimento destas demandas qualitativas. Desta forma, a diluição dos efluentes urbanos ocorreu de maneira satisfatória, principalmente devido às vazões provenientes do reservatório Engenheiro Ávidos.

O nó considerado no sistema de recursos hídricos tem importância considerável, sendo um ponto crítico do sistema, já que recebe a vazão liberada pelo reservatório Engenheiro Ávidos, efluente do município de Nazarezinho e a contribuição da subbacia do Riacho do Catolé. Desta forma, o respectivo nó é o ponto de mistura dessas afluições, em que são geradas as concentrações iniciais no segundo trecho do rio Piranhas. Outra consideração relevante deste

ponto é que, caso as concentrações resultantes da mistura estejam em níveis aceitáveis para a Classe do rio (Classe 2), consequentemente, toda a extensão a jusante também atenderá à legislação, já que não são inseridas novas cargas no trecho até o reservatório São Gonçalo.

Em todos os 120 meses de operação do sistema, o atendimento a tais demandas qualitativas no nó não falhou, ou seja, as concentrações de DBO permaneceram abaixo de 5 mg. L<sup>-1</sup> (Figura 38, A) e as de OD acima de 5 mg. L (Figura 38, B), desta forma, é possível afirmar que em todo o trajeto do segundo trecho do rio Piranhas, até a entrada no reservatório São Gonçalo, os valores respeitaram os limites definidos pelo CONAMA, já que atuaram apenas os processos físicos, químicos e biológicos que são responsáveis pela autodepuração dos corpos d'água.

Figura 38 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) para os reservatórios e o nó no Cenário C2.



Fonte: Autor (2022).

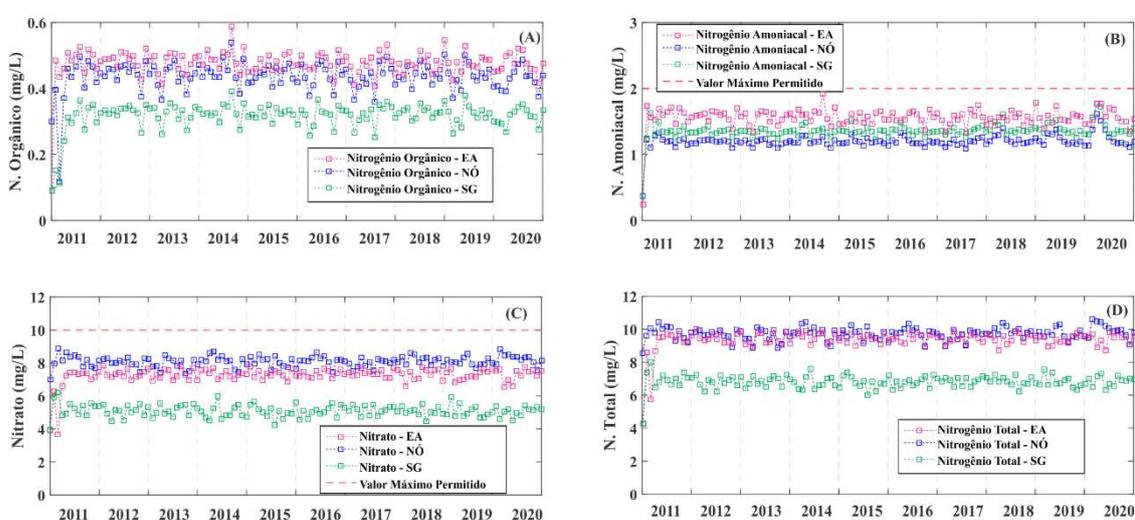
Em elevadas concentrações, formas nitrogenadas como amônia e nitrito podem apresentar caráter tóxico para os organismos aquáticos (JOHN *et al.*, 2020), além de estarem diretamente relacionados ao processo de eutrofização cultural, que, em estágios mais avançados, pode comprometer os recursos hídricos (SHAFIEI, 2021). O nitrato também possui potencial poluidor, e o seu consumo por meio das águas de abastecimento está associado a danos significativos à saúde humana, tais como: indução à metemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (JASEMIZAD *et al.*, 2021).

As concentrações das formas nitrogenadas para os reservatórios e o nó encontram-se na Figura 39 (A, B, C e D). Os níveis de nitrogênio amoniacal e de nitrato permaneceram abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA para águas de Classe 2. Desta forma, a rotina de otimização, para o atual Cenário, possibilitou que as concentrações nitrogenadas nos reservatórios respeitassem os limites máximos definidos pelo CONAMA.

A predominância de algumas formas de nitrogênio na água pode indicar o estágio da poluição. O nitrogênio na forma orgânica ou amoniacal diz respeito a lançamentos de efluentes recentes, uma vez que essas formas são as iniciais nos processos de conversão da matéria nitrogenada (BHAT e PANDIT, 2020). Já para poluição antiga, predomina, basicamente, o nitrato. Assim, ainda em relação à Figura 39 (C), é possível verificar concentrações mais acentuadas de nitrato, já que o intervalo temporal da otimização é mensal, tempo suficiente para que as reações de conversão ocorram e predomine a forma nitrogenada final deste processo.

A prioridade ao atendimento às demandas qualitativas em relação, por exemplo, à receita líquida e a mão de obra favoreceu a manutenção das concentrações dos parâmetros de qualidade de água em valores abaixo aos respectivos limites máximos, desta forma, após o suprimento hídrico das demandas urbanas, que possuem maior prioridade, a rotina de cálculo buscou favorecer os aspectos qualitativos dos recursos hídricos.

Figura 39 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e total (D) para os reservatórios e o nó no Cenário C2.



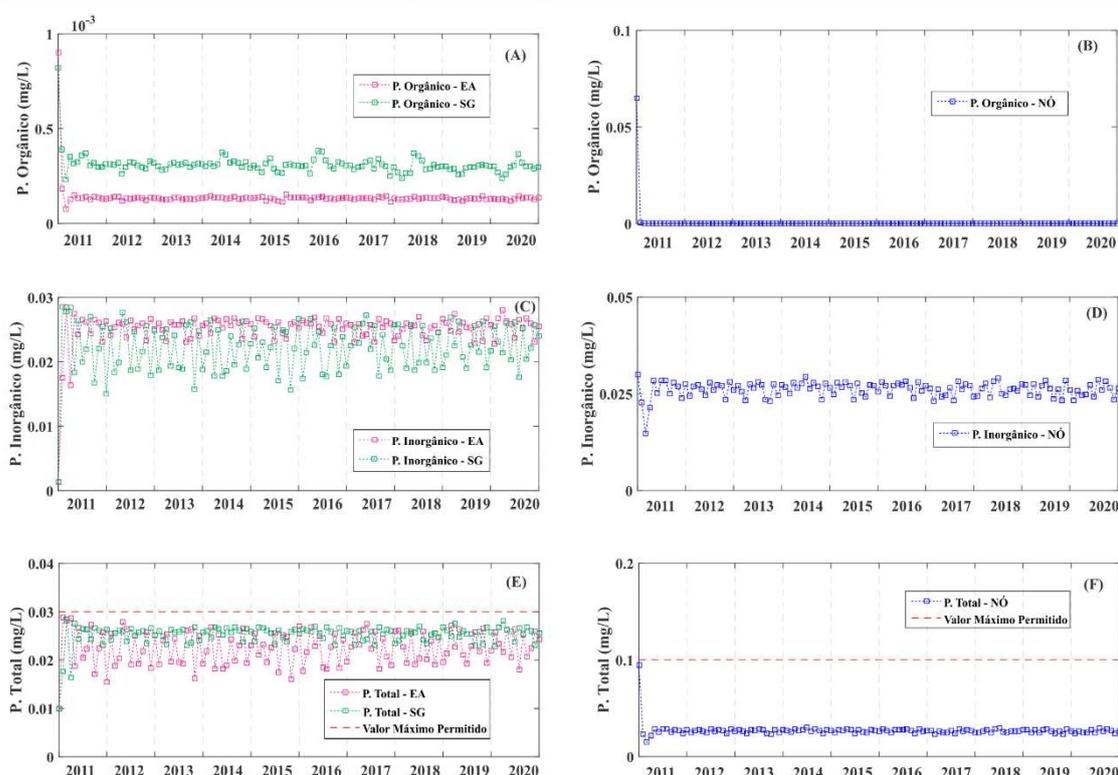
Fonte: Autor (2022).

Assim como para os demais parâmetros estudados, os limites de fósforo total nos reservatórios e nó também foram mantidos em valores aceitáveis pela legislação, conforme

presente nas Figura 40 (A, B, C, D, E e F). O fósforo geralmente é o fator limitante quando o processo de eutrofização está sendo estudado em ambientes lênticos (KUMAR *et al.*, 2019), desta forma, a otimização qualitativa pôde estabelecer condições em que as concentrações de fósforo total permanecessem em níveis aceitáveis nos reservatórios estudados, ou seja, abaixo de  $0,03 \text{ mg. L}^{-1}$  (Figura 40, E).

Segundo López *et al.*, (2020), rios intermitentes, o que muitas vezes é a realidade do rio Piranhas, estão mais vulneráveis à ação antrópica, já que em períodos de seca ou consumo total das disponibilidades hídricas não haverá diluição dos efluentes. Assim, as contribuições das vazões do reservatório Engenheiro Ávidos permitiram que, em nenhum mês, fossem observadas ausência de vazões no leito do rio, auxiliando na diluição dos efluentes em todos os meses de operação do sistema.

Figura 40 – Concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total para os reservatórios e o nó no Cenário C2.



Fonte: Autor (2022).

Mesmo o modelo de otimização possibilitando a obtenção de soluções em que as concentrações dos parâmetros de qualidade de água respeitaram os limites máximos e mínimos definidos pela resolução 357/2005 do CONAMA, deve ser evidenciado que é fundamental a realização do tratamento prévio dos efluentes domésticos antes da destinação final, de maneira

que condições sanitárias e ambientais sejam adequadamente atendidas (MARQUES *et al.*, 2020; BEZERRA *et al.*, 2021).

Em termos de coleta e tratamento dos esgotos gerados, a região do Alto Piranhas apresenta grande deficiência neste serviço (ANA, 2018; CÂNDIDO *et al.*, 2018; FUNDACE, 2021), essa situação torna-se ainda mais latente pelo fato deste sistema receber contribuições das águas do PISF, que possuem custos importantes, qualidade significativa e a elas estariam sendo lançados efluentes sem o devido tratamento. Em termos legais, o novo Marco Legal do Saneamento Básico, lei 14.026 de 2020, no Art. 3, destaca a necessidade de tratamento e disposição adequados dos esgotos sanitários para a correta universalização do acesso ao saneamento.

Os valores dos índices de desempenho para o Cenário C2 estão presentes na Tabela 24. Com a consideração dos parâmetros de qualidade de água na rotina de otimização, as concentrações de todos os parâmetros foram atendidas no período de operação, com valores de 100% para a confiabilidade, ou seja, não foram observadas falhas em nenhum mês, assim como o abastecimento urbano.

Tabela 24 – Confiabilidade, Resiliência e Vulnerabilidade para o Cenário C2.

Ponto de Controle	Índices de Desempenho	Aspectos quali-quantitativos					
		Abastecimento Urbano	DBO	OD	Nitrogênio Amoniacal	Nitrato	Fósforo Total
Reservatório Engenheiro Ávidos	Confiabilidade	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
	Resiliência	-	-	-	-	-	-
	Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-
Nó entre os reservatórios	Confiabilidade	-	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
	Resiliência	-	-	-	-	-	-
	Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-
Reservatório São Gonçalo	Confiabilidade	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
	Resiliência	-	-	-	-	-	-
	Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-

Fonte: Autor (2022).

Os índices de eficiência calculados para os reservatórios no atual Cenário podem ser visualizados na Tabela 25. Com a maior contribuição das vazões defluentes de Engenheiro Ávidos, para auxiliar na diluição dos efluentes, o volume deste reservatório ao final do período de otimização foi inferior ao inicial, implicando em um valor negativo para nvr, ocorrendo

situação oposta para São Gonçalo, que passou a receber maiores contribuições em seu volume armazenado.

Os menores volumes armazenados no reservatório Engenheiro Ávidos também reduziram a área disponível no espelho d'água, resultando em contribuições inferiores da precipitação direta no reservatório e baixas nos volumes perdidos por evaporação, o que foi refletido nos índices  $n_P$  e  $n_E$ . Situação distinta foi observada em São Gonçalo, com incrementos nestes índices supracitados a partir da maior área do espelho d'água presente no reservatório.

Como neste Cenário não foram registrados vertimentos no reservatório Engenheiro Ávidos, o valor de  $n_V$  foi igual à zero, já para a relação entre o volume retirado do reservatório e as afluições ( $n_U$ ) foi observada uma elevação, devido a maior defluência destinada ao rio Piranhas e ao Reservatório São Gonçalo. Com relação ao vertimento, ocorreu um incremento em São Gonçalo, por meio das contribuições afluentes mais elevadas provenientes do rio Piranhas.

Devido às reduções das perdas por evaporação e vertimento em Engenheiro Ávidos, ocorreu um aumento na disponibilidade do mesmo, refletindo na elevação do valor de IAP para este reservatório. Para São Gonçalo, o valor de IAP foi inferior ao Cenário C1, devido ao aumento das perdas por evaporação e vertimento, assim como o acréscimo na potencialidade a partir das contribuições de montante. Em relação ao índice IUD, para São Gonçalo, o valor foi mais baixo do que o calculado para o Cenário C1, pelo fato da redução das áreas alocadas para o cultivo no PISG que aumenta a elevação da capacidade de diluição dos efluentes no rio e no reservatório. Por fim, para o índice IUP, destaca-se também o valor calculado para São Gonçalo, que foi inferior ao Cenário C1, já que foram destinadas vazões inferiores para o PISG, com o objetivo de atender aos parâmetros de qualidade de água, além do aumento da potencialidade deste reservatório.

Tabela 25 – Índices de eficiência para os reservatórios no Cenário C2.

Reservatório	Índices de eficiência associados aos reservatórios							
	IAP (%)	IUD (%)	IUP (%)	n <sub>V</sub> (%)	n <sub>E</sub> (%)	n <sub>P</sub> (%)	n <sub>V</sub> (%)	n <sub>U</sub> (%)
<b>Engenheiro Ávidos</b>	44,95	25,18	62,78	-0,01	49,05	12,00	0,00	62,78
<b>São Gonçalo</b>	35,65	78,62	56,81	$5 \cdot 10^{-3}$	34,81	16,94	24,38	56,81

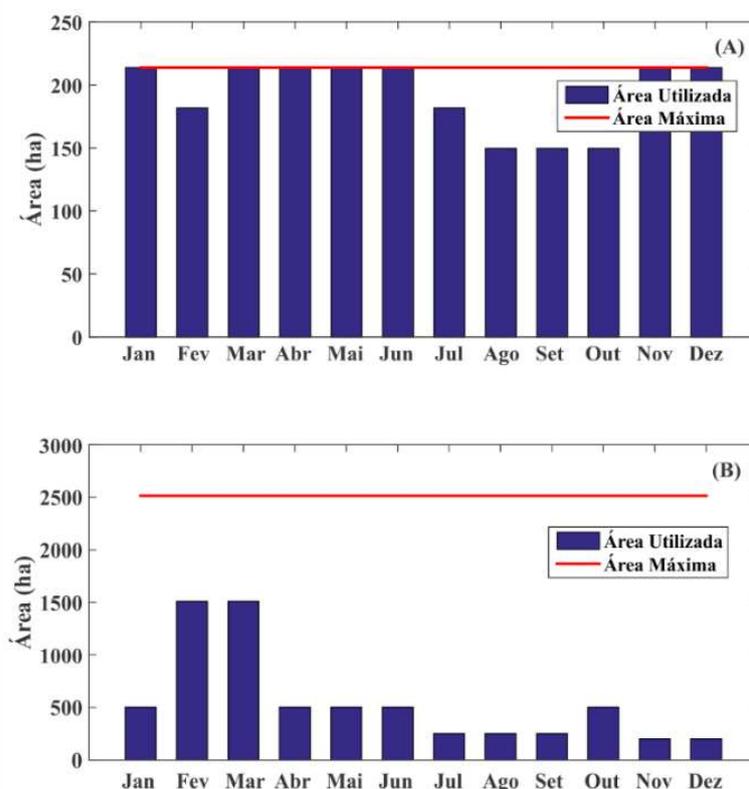
Fonte: Autor (2022).

### 5.3 Cenário C3

Neste Cenário, as prioridades de atendimento às funções objetivo foram as mesmas do Cenário C2, no entanto, foram acrescidas as cargas provenientes dos efluentes agrícolas, ou seja, computados os lançamentos dos esgotos domésticos brutos e das áreas fertilizadas. Para os abastecimentos das áreas urbanas, o atendimento ocorreu sem falhas, conforme a Figura 23, presente no Cenário C1.

Com o incremento dos efluentes agrícolas, a disponibilidade hídrica para o suprimento da irrigação foi mais reduzida do que no Cenário C2, com exceção da área de irrigação difusa 1, já que o novo aporte de nutrientes demandou uma elevação da capacidade de assimilação dos corpos hídricos. Sendo assim, para a área de irrigação difusa 2 e o PISG, as áreas destinadas à agricultura irrigada foram reduzidas, conforme presente na Figura 41 (A e B).

Figura 41 – Áreas médias cultivadas para a irrigação difusa 2 (A) e o PISG (B) – Cenário C3.



Fonte: Autor (2022).

Em consonância com os resultados da Figura 41 (A e B), a menor área para a prática da agricultura irrigada impacta diretamente nos valores da receita líquida e mão de obra dessa atividade, no caso, na irrigação difusa 2 e o PISG, conforme presente na Tabela 26.

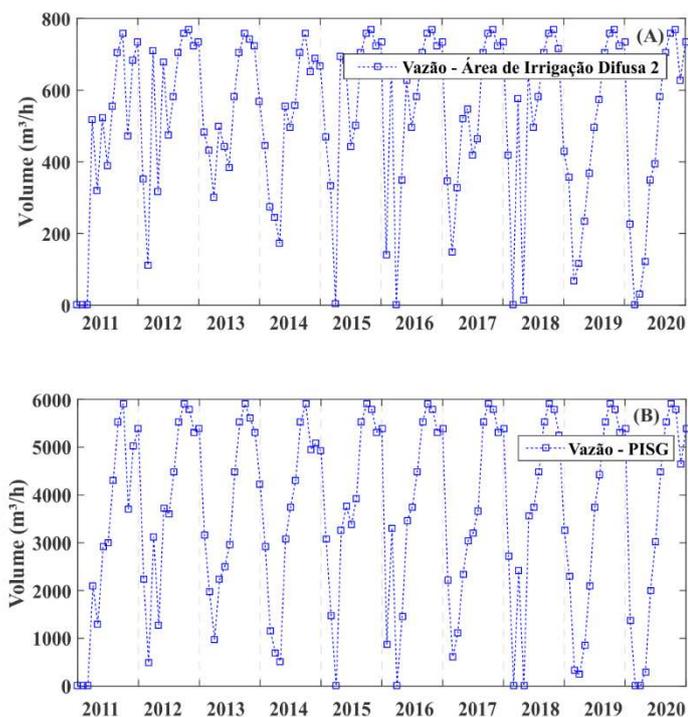
Tabela 26 – Área alocada, receita líquida, mão de obra e vazão para as áreas irrigadas – Cenário C3

Área agrícola	Cultura	Área (ha/ano)	Receita Líquida (R\$/ano)	Mão de Obra (diárias/ano)
Área difusa 1	Mandioca	5,00	38.070,00	630,00
	Goiaba	9,00	112.080,00	1395,00
	Coco	12,00	154.612,60	2400,00
	Banana	13,50	127.350,00	2875,00
	<b>Total</b>	<b>39,50</b>	<b>432.112,60</b>	<b>7.300,00</b>
Área difusa 2	Milho	-	-	-
	Goiaba	32,70	407.220,00	5.068,50
	Coco	119,25	1.536.462,71	23.850,00
	Banana	40,49	381.955,66	8.624,37
	<b>Total</b>	<b>192,44</b>	<b>2.325.638,37</b>	<b>37.542,87</b>
PISG	Coco	386,43	4.978.912,25	77.286,00
	Banana	171,03	1.613.383,00	36.429,39
	<b>Total</b>	<b>557,46</b>	<b>6.592.295,25</b>	<b>113715,39</b>

Fonte: Autor (2022).

Na Figura 42 (A e B) é possível visualizar a variação mensal dos volumes destinados ao abastecimento das áreas irrigadas, com reduções observadas na irrigação difusa 2 e no PISG, se comparado, por exemplo, aos Cenário C1 e C2, devido a menor área de cultivo alocada. Os volumes mensais ofertados para a área de irrigação difusa 1 foram os mesmos do Cenário C1 e C2 (Figura 25, A).

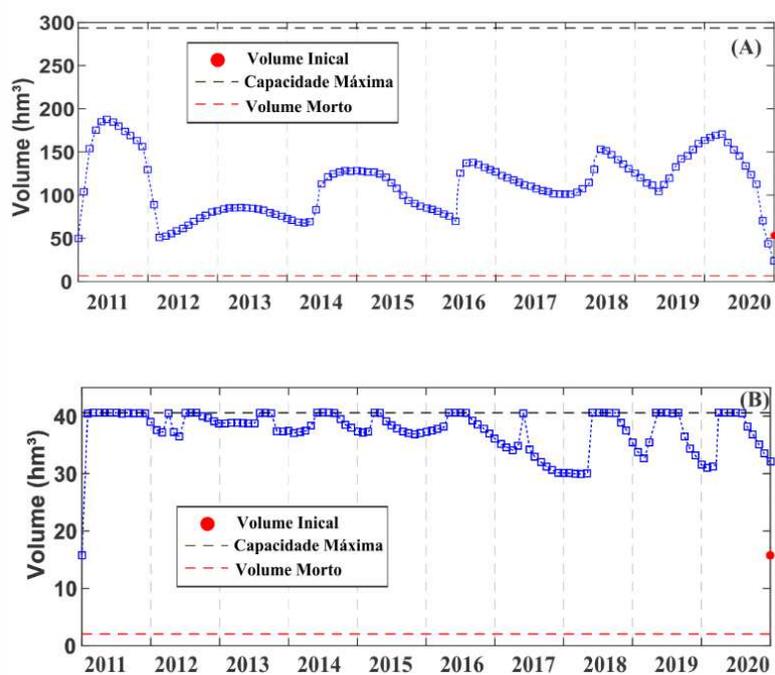
Figura 42 – Vazões destinadas ao atendimento da área de irrigação difusa 2 (A) e o PISG (B) para o Cenário C3.



Fonte: Autor (2022).

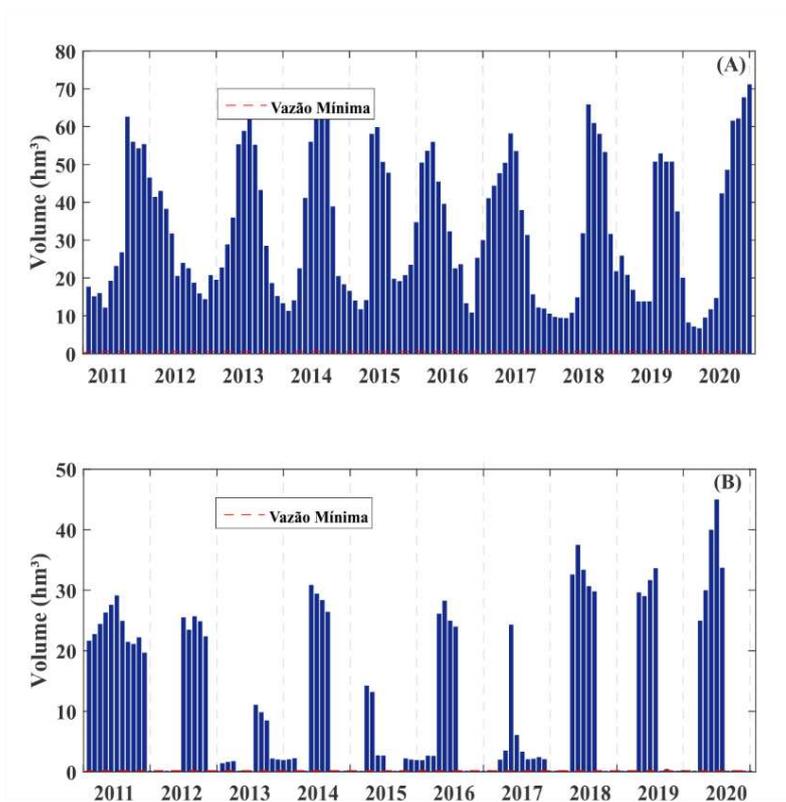
Em relação ao volume dos reservatórios, ocorreu uma redução mais significativa nos níveis armazenados em Engenheiro Ávidos. Esses menores níveis podem ser justificados pela necessidade de conduzir maiores volumes defluentes para que seja efetuada também a diluição dos efluentes agrícolas, tanto no trecho do rio Piranhas como no reservatório São Gonçalo. Para São Gonçalo, ocorreu um incremento em seu armazenamento, devido às contribuições mais significativas provenientes de Engenheiro Ávidos, sendo também observadas elevações nas vazões defluentes, podendo este fato estar associado a renovação das águas do reservatório, o que favorece os aspectos qualitativos dos mesmos (FENG *et al.*, 2018). Os resultados para a variação mensal do volume dos reservatórios e as vazões defluentes, no atual Cenário, estão presentes nas Figuras 43 e 44 (A e B).

Figura 43 – Volume dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C3.



Fonte: Autor (2022).

Figura 44 – Volumes defluentes dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C3.



Fonte: Autor (2022).

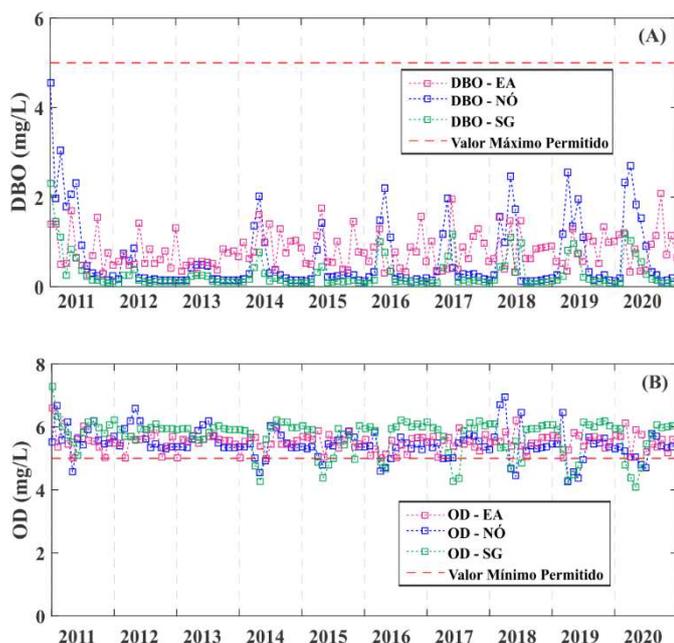
As concentrações de DBO e OD para os reservatório Engenheiro Ávidos e São Gonçalo encontram-se na Figura 45 (A e B). Para Engenheiro Ávidos, se comparado aos cenários anteriores, ocorreu uma elevação das concentrações de DBO (Figura 45, A), devido a maior destinação de água para os trechos de jusante. Mesmo assim, as concentrações deste parâmetro no reservatório Engenheiro Ávidos não ultrapassaram os limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005 para ambientes lênticos correspondentes à Classe 2.

Maiores concentrações de DBO no meio aquático reduzem a disponibilidade de oxigênio dissolvido, devido à atividade metabólica dos organismos aeróbios, podendo acarretar na degradação dos habitats aquáticos (BAXA *et al.*, 2021). Mesmo com maiores déficits de OD em Engenheiro Ávidos, tais reduções ainda não foram suficientes para que as concentrações deste parâmetro ficassem em desconformidade com a legislação vigente (Figura 42, B).

No reservatório São Gonçalo foram observadas concentrações de OD abaixo dos limites mínimos para a Classe 2 (Figura 45, B), esses resultados podem estar associados ao consumo de oxigênio devido ao processo da nitrificação, que integra o ciclo do nitrogênio, (KHATER *et al.*, 2021) uma vez que os efluentes agrícolas possuem formas nitrogenadas em sua composição. Em relação à DBO, as concentrações permaneceram com valores abaixo dos limites máximos (Figura 45, A), já que as contribuições agrícolas compreendem, basicamente, formas nitrogenadas e fosfatadas.

No nó, em alguns meses as concentrações de OD não atenderam aos limites determinados pelo CONAMA, devido ao incremento da demanda oxigenada associada ao processo da nitrificação (Figura 45, B). Para a DBO, as concentrações no nó permaneceram abaixo dos 5 mg. L<sup>-1</sup> (Figura 45, A).

Figura 45 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) para os reservatórios e o nó no Cenário C3.



Fonte: Autor (2022).

A variação mensal das concentrações das formas nitrogenadas nos reservatórios e no nó, para o atual Cenário, está presente na Figura 46 (A, B, C e D), sendo observado comportamento distinto do Cenário C2. Com o aporte das contribuições provenientes das áreas fertilizadas, houve meses em que ocorreram falhas ao atendimento às concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato, com destaque para o reservatório São Gonçalo (Figura 46, B e C), que recebe contribuições diretas das áreas agrícolas em seu entorno, além das cargas provenientes do rio Piranhas. Para Engenheiro Ávidos (Figura 46, B e C), apesar do aumento das concentrações, devido à redução de seus níveis, os valores não ultrapassaram os limites definidos pelo CONAMA 357/2005, pois este reservatório não é destino de nenhum efluente agrícola.

Segundo Paudel e Graco (2021), o aporte de fertilizantes às águas pode comprometer significativamente a qualidade dos corpos hídricos, sendo, por tanto, uma das principais causas da poluição no meio aquático. Segundo tal estudo, nos EUA, a elevação de 10% da utilização de fertilizantes pode aumentar em 1,52 % as concentrações das formas nitrogenadas nas águas, no entanto, com vistas a maiores ganhos de produtividade agrícola, esse percentual tende a ser bem mais significativo.

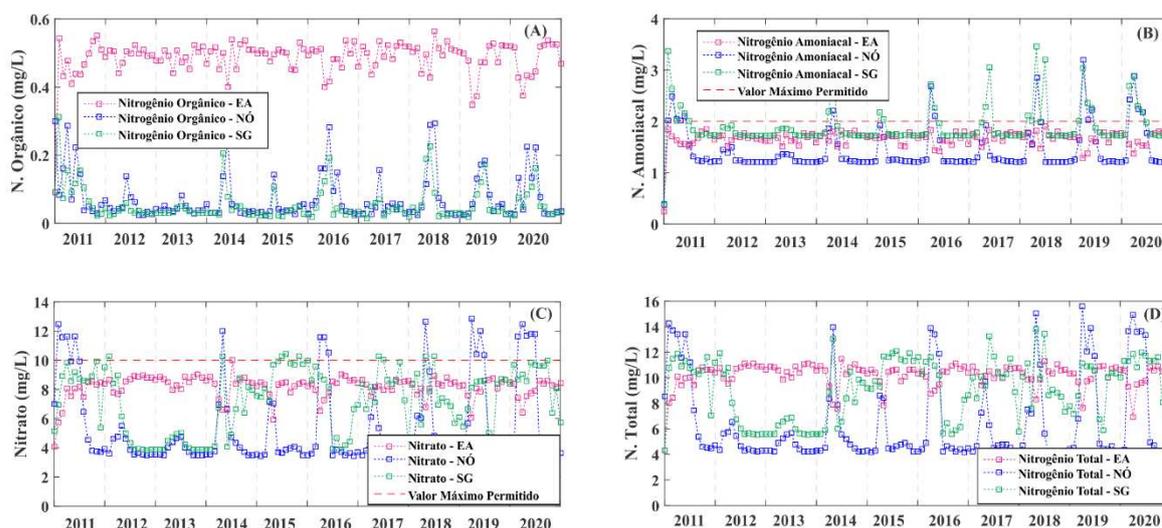
Mesmo com as concentrações nitrogenadas mais significativas em São Gonçalo (Figura 46, B e C), deve ser destacado que, com o aporte de esgotos brutos e cargas agrícolas, a rotina

de otimização ainda permitiu soluções em que na maioria dos meses foi possível respeitar os limites máximos para o nitrogênio amoniacal e o nitrato no reservatório.

No nó, as concentrações de amoniacal e nitrato estiveram acima dos limites para ambientes lóticos, Classe 2 (Figura 46, B e C). Mesmo em períodos de menor afluência, ocorreram meses com contribuições das áreas fertilizadas, ou seja, eram conduzidas menores vazões das áreas agrícolas, no entanto, com elevadas concentrações de nutrientes.

Os resultados qualitativos discutidos no atual Cenário, com influência também dos efluentes agrícolas, estão em consonância com o estudo desenvolvido por Mello *et al.*, (2020), em que foi verificado que a agricultura é um dos principais fatores responsáveis pela deterioração da qualidade das águas dos rios brasileiros, elevando significativamente as concentrações de fosforo, nitrato, nitrogênio amoniacal e de sedimentos nos corpos d'água. Assim, caso medidas adequadas de planejamento não forem tomadas, a situação será ainda mais crítica no futuro.

Figura 46 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e total (D) para os reservatórios e o nó no Cenário C3.



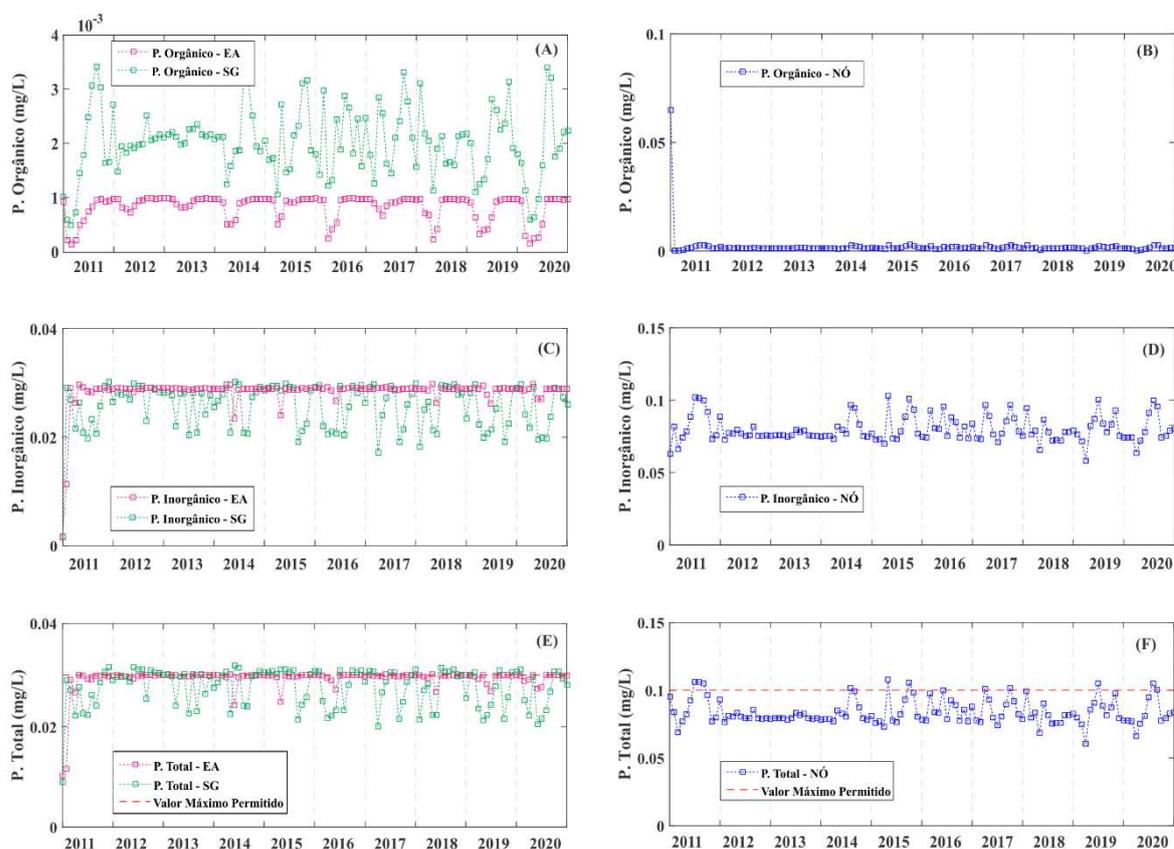
Fonte: Autor (2022).

Seguindo a mesma perspectiva das formas nitrogenadas, também ocorreram aumentos nas concentrações de fósforo no reservatório São Gonçalo e no nó, conforme presente nas Figura 47 (A, B, C, D, E e F). Para Engenheiro Ávidos, apesar de menores volumes armazenados, as concentrações de fósforo total permaneceram abaixo do limite definido para ambientes lênticos (Figura 47, E), no entanto, devido às contribuições fosfatadas da agricultura,

juntamente com os efluentes domésticos, ocorreram elevações das concentrações de fósforo no reservatório São Gonçalo (Figura 47, E).

De acordo com AKHTAR *et al.*, (2021), o fósforo é um dos principais problemas para a manutenção da qualidade da água em ambientes lênticos, podendo ser movido com facilidade juntamente com as partículas de solo que integram os escoamentos superficiais. Desta forma, as baixas velocidades encontradas nos reservatórios, resultando em maiores tempos de residência, torna esses corpos hídricos mais vulneráveis às cargas de nutrientes e mais sensíveis aos impactos da eutrofização cultural (XINYI *et al.*, 2021; WILLIAMSON *et al.*, 2021). Além do mais, as elevadas taxas de evaporação em regiões semiáridas também são um fator importante para a elevação das concentrações de nutrientes nas águas, acelerando o processo da eutrofização (MOHAMED *et al.*, al., 2020). Já para o nó entre os reservatórios, também ocorreram concentrações superiores aos limites máximos para ambientes lóticos correspondentes à Classe 2 (Figura 47, F).

Figura 47 – Concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total para os reservatórios e o nó no Cenário C3.



Fonte: Autor (2022).

Na Tabela 27 encontram-se os valores dos índices de desempenho calculados para o Cenário C3. Com o incremento dos efluentes agrícolas no sistema e presença de falhas em alguns meses, ocorreram reduções na confiabilidade e resiliência nos parâmetros OD, nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total no nó e no reservatório São Gonçalo, juntamente com o aumento da vulnerabilidade do sistema. Para o nó, a confiabilidade, por exemplo, permaneceu acima de 85,00% para todos os parâmetros, já para o reservatório São Gonçalo, o menor valor foi de 66,67%, correspondente ao fósforo total. Como o abastecimento urbano foi atendido sem a ocorrência de falhas, os valores dos índices permaneceram análogos aos encontrados nos Cenários C1 e C2.

Tabela 27 – Confiabilidade, Resiliência e Vulnerabilidade para o Cenário C3.

Ponto de Controle	Índices de Desempenho	Aspectos quali-quantitativos					
		Abastecimento Urbano	DBO	OD	Nitrogênio Amoniacal	Nitrato	Fósforo Total
Reservatório	Confiabilidade	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
Engenheiro Ávidos	Resiliência	-	-	-	-	-	-
	Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-
Nó entre os reservatórios	Confiabilidade	-	100,00%	88,33%	86,67%	85,00%	92,00%
	Resiliência	-	-	50,00%	37,50%	38,89%	80,00%
	Vulnerabilidade	-	-	10,15%	18,34%	17,50%	38,40%
Reservatório São Gonçalo	Confiabilidade	100,00%	100,00%	85,00%	78,33%	93,33%	66,67%
	Resiliência	-	-	44,44%	34,61%	87,50%	47,50%
	Vulnerabilidade	-	-	9,44%	28,54%	2,12%	6,46%

Fonte: Autor (2022).

Os resultados para o cálculo dos índices de eficiência dos reservatórios para o Cenário C3 estão dispostos na Tabela 28. Assim como no Cenário C2, nos valores dos índices foi refletida a necessidade de liberação de vazões de Engenheiro Ávidos para buscar o aumento da capacidade de assimilação e diluição dos efluentes, seja no trecho do rio Piranhas ou no reservatório São Gonçalo. No entanto, no Cenário C3, a respectiva necessidade foi intensificada devido a consideração dos efluentes agrícolas. Desta forma, a depleção do volume do reservatório Engenheiro Ávidos foi superior à do Cenário C2, com maiores vazões liberadas pelo descarregador de fundo.

Em São Gonçalo, o incremento volumétrico foi superior ao do Cenário C2, com maiores volumes vertidos e áreas de espelho d'água mais elevadas, o que aumentou tanto a

evaporação como as contribuições por meio da precipitação direta. A potencialidade deste reservatório foi superior, devido às contribuições do reservatório Engenheiro Ávidos, no entanto, esta oferta hídrica foi empregada prioritariamente para a manutenção dos parâmetros de qualidade de água (com exceção do abastecimento urbano), com reduções dos volumes de água para a irrigação difusa 2 e o PISG, resultando, por exemplo, em menores valores dos índices IUD e IUP.

Tabela 28 – Índices de eficiência para os reservatórios no Cenário C3.

Reservatório	Índices de eficiência associados aos reservatórios							
	IAP (%)	IUD (%)	IUP (%)	nvr (%)	n <sub>E</sub> (%)	n <sub>P</sub> (%)	n <sub>V</sub> (%)	n <sub>U</sub> (%)
<b>Engenheiro Ávidos</b>	49,03	25,18	70,47	-0,03	39,13	9,56	0,00	70,47
<b>São Gonçalo</b>	29,16	57,40	41,59	9*10 <sup>-3</sup>	46,06	22	33,82	41,59

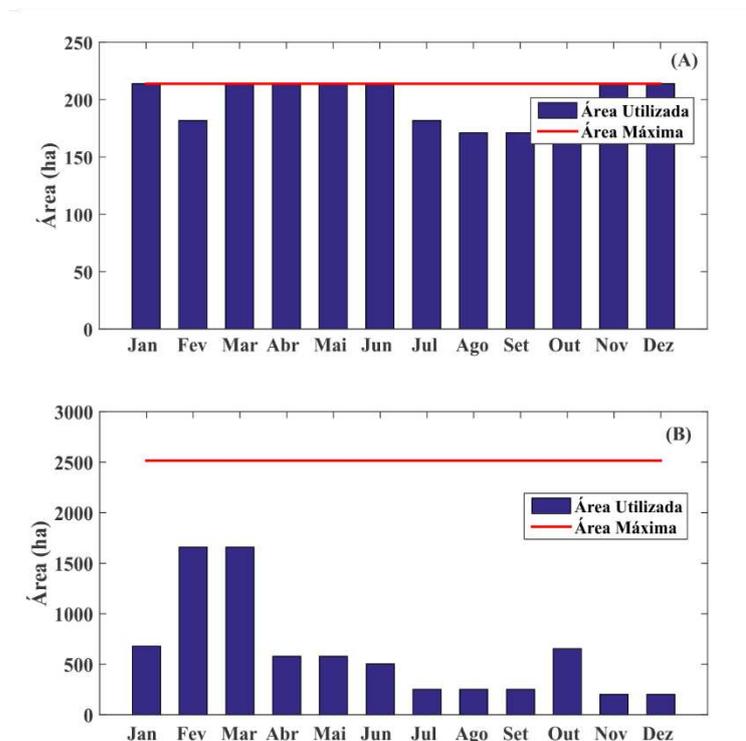
Fonte: Autor (2022).

#### 5.4 Cenário C4

Neste Cenário também foram inseridas as contribuições dos efluentes agrícolas e domésticos, no entanto, para estes últimos, foi considerado um tratamento por meio de lagoas anaeróbias seguidas de facultativas, sistema compatível com a área de estudo, devido, por exemplo, a áreas disponíveis para a implantação das unidades de tratamento e condições climáticas favoráveis ao processo da biodegradação (ADHIKARI e FEDLER, 2020). Em consonância com os Cenários C1, C2 e C3, o abastecimento urbano no Cenário C4 ocorreu com ausência de falhas em todo o período de otimização (Figura 23).

As áreas médias mensais destinadas ao cultivo na área de irrigação difusa 2 e no PISG, encontram-se na Figura 48 (A, B), sendo observados valores ligeiramente superiores aos alocados para o Cenário C3. Para a área de irrigação difusa 1, os valores alocados foram análogos aos demais Cenários (Figura 18, A). Os resultados da Figura 48 (A, B) podem ser justificados pela necessidade de manutenção, assim como no Cenário C3, de maiores níveis de água nos corpos hídricos, devido principalmente às cargas dos nutrientes presentes nos efluentes domésticos e agrícolas, sendo assim, a oferta hídrica, principalmente para o PISG, permaneceu reduzida se comparado, aos Cenário C1 e C2.

Figura 48 – Áreas médias cultivadas para a irrigação difusa 2 (A) e o PISG (B) – Cenário C4.



Fonte: Autor (2022).

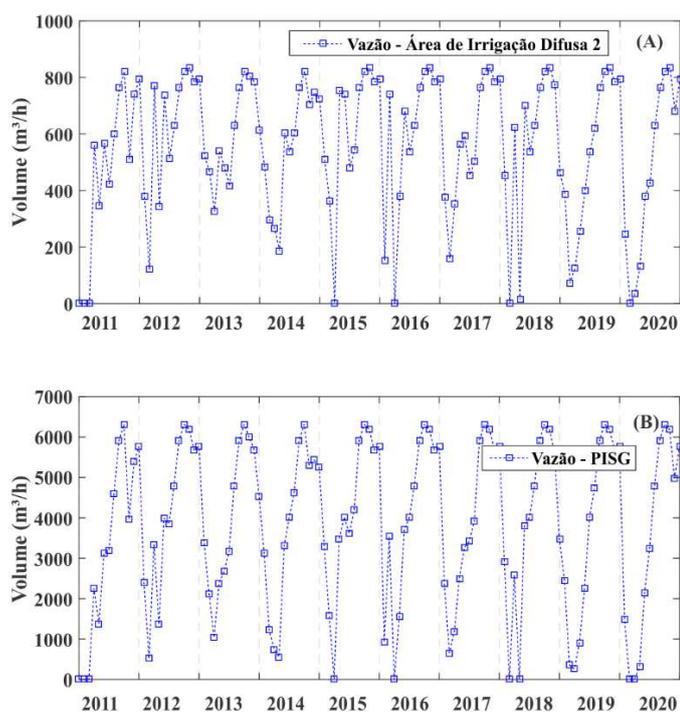
Na Tabela 29 estão as informações da receita líquida, mão de obra e áreas totais alocadas para as três áreas irrigadas, com incremento para a área de irrigação difusa 2 (5,36 ha) e o PISG (64,97 ha), se comparado ao Cenário C3. Desta forma, as receitas líquidas e a mão de obra calculadas também foram maiores, embora inferiores aos valores dos Cenário C1 e C2, respectivamente. As vazões mensais de abastecimento agrícola da área de irrigação difusa 2 e do PISG encontram-se na Figura 49 (B e C), para a área de irrigação difusa 1, o valor alocado foi igual aos Cenários anteriores (Figura 25, A).

Tabela 29 – Área alocada, receita líquida, mão de obra e vazão para as áreas irrigadas – Cenário C4

Área agrícola	Cultura	Área (ha/ano)	Receita Líquida (R\$/ano)	Mão de Obra (diárias/ano)
Área difusa 1	Mandioca	5,00	38.070,00	630,00
	Goiaba	9,00	112.080,00	1.395,00
	Coco	12,00	154.612,60	2.400,00
	Banana	13,50	127.350,00	2.875,00
	<b>Total</b>	<b>39,50</b>	<b>432.112,60</b>	<b>7.300,00</b>
Área difusa 2	Milho	-	-	-
	Goiaba	35,95	447.697,33	5.572,25
	Coco	119,25	1.536.462,71	23.850,00
	Banana	42,60	401.860,00	9.072,22
	<b>Total</b>	<b>197,80</b>	<b>2.386.020,04</b>	<b>38.494,47</b>
PISG	Coco	411,39	5.300.506,45	82.278,00
	Banana	211,04	1.990.810,67	44.943,70
	<b>Total</b>	<b>622,43</b>	<b>7.291.317,12</b>	<b>127.221,70</b>

Fonte: Autor (2022).

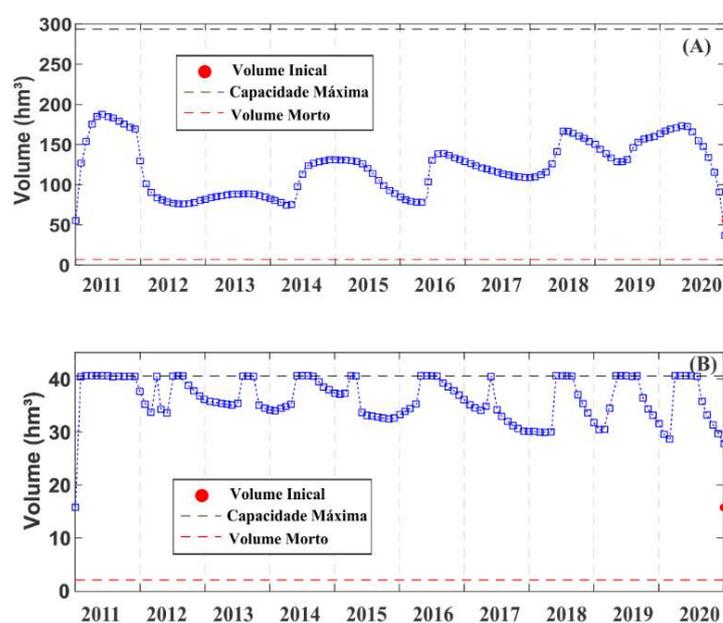
Figura 49 – Vazões destinadas ao atendimento da área de irrigação difusa 2 (A) e do PISG (B) para o Cenário C4.



Fonte: Autor (2022).

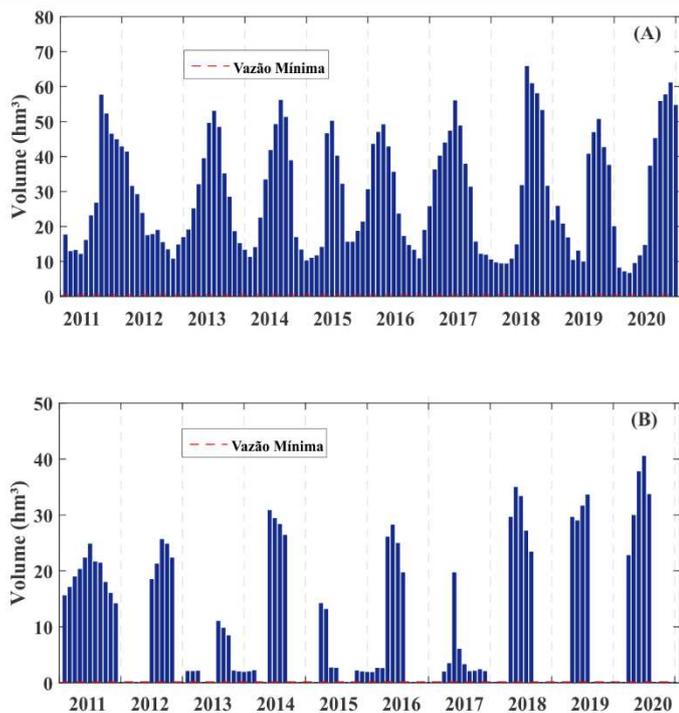
No atual Cenário, a variação mensal do volume armazenado nos dois reservatórios está presente na Figura 50 (A e B), com comportamentos similares aos encontrados no Cenário C3, já que, devido às cargas agrícolas, houve novamente a necessidade de defluência das águas de Engenheiro Ávidos para auxiliar a assimilação e diluição das concentrações dos nutrientes, o que justifica, por exemplo, valores de vazões defluentes superiores às do Cenário C1 e C2. As vazões defluentes dos reservatórios encontram-se na Figura 51 (A e B).

Figura 50 – Volume dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C4.



Fonte: Autor (2022).

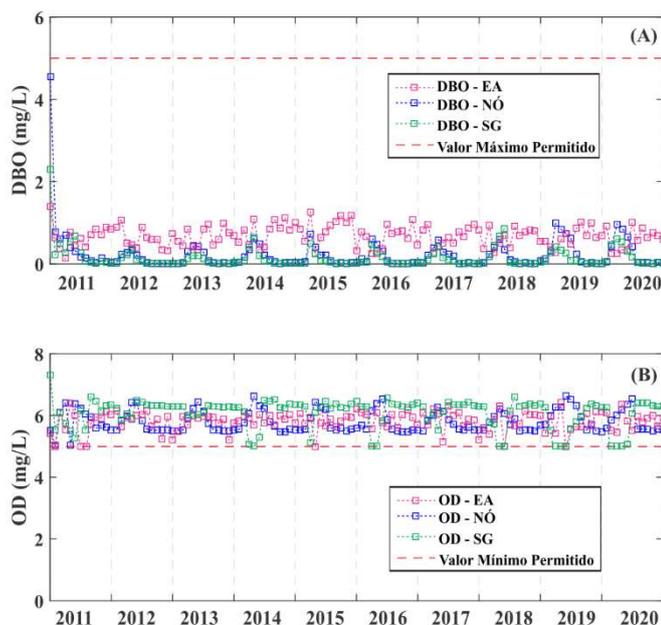
Figura 51 – Volumes defluentes dos reservatórios Engenheiro Ávidos (A) e São Gonçalo (B) para o Cenário C4.



Fonte: Autor (2022).

As concentrações da DBO e do OD para os reservatórios e o nó encontram-se na Figura 52 (A e B). Se comparado ao Cenário C3, ocorreram reduções nas concentrações de DBO nos dois reservatórios e no nó (Figura 50, A), esse fato se deve ao percentual de remoção do material orgânico devido ao tratamento por lagoas de estabilização. Com a diminuição da carga orgânica nos corpos hídricos, conseqüentemente, houve menor depleção das concentrações de OD, de maneira que os níveis puderam permanecer, durante todo o tempo, com valores em consonância com a resolução nº 357/2005 do CONAMA (Figura 52, B).

Figura 52 – Concentrações de DBO (A) e OD (B) para os reservatórios e o nó no Cenário C4

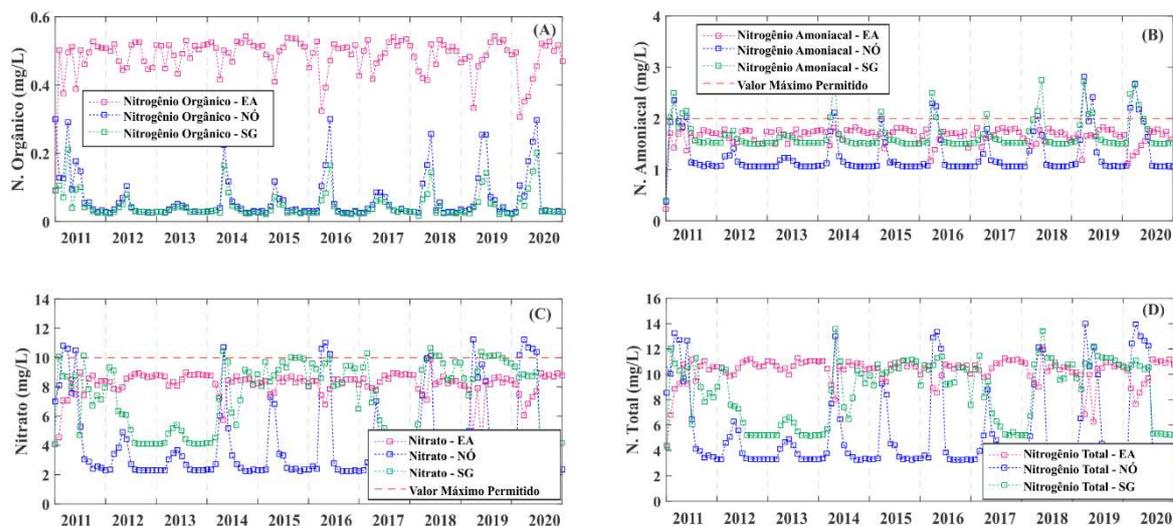


Fonte: Autor (2022).

Para as formas nitrogenadas e fosfatadas nos reservatórios e no nó, as concentrações podem ser visualizadas nas Figuras 53 (A, B, C e D) e 54 (A, B, C, D, E e F), com comportamento similar ao Cenário C3. A respectiva similaridade destacada pode ser justificada pelo fato de sistemas convencionais de tratamento de efluentes possuírem baixa eficiência na remoção de nutrientes (HELMECKE *et al.*, 2020), desta forma, as concentrações dos nutrientes ainda foram conduzidas aos corpos hídricos com níveis elevados, situação distinta da DBO.

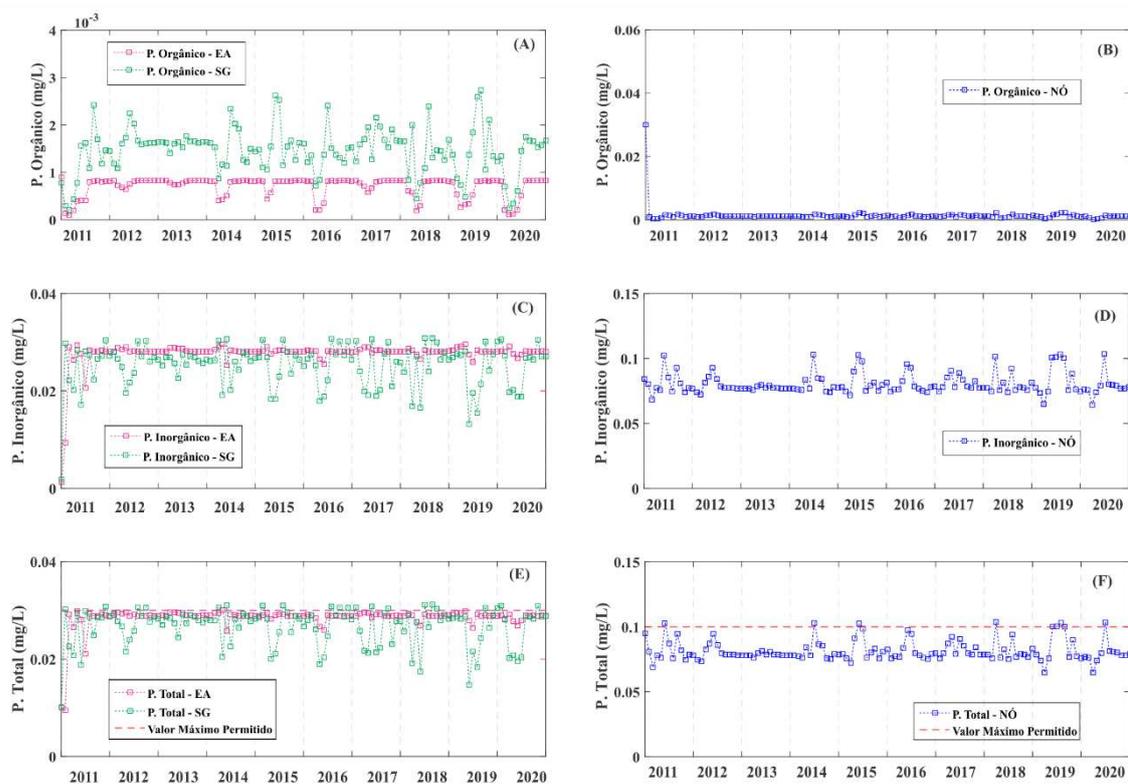
Assim como para os reservatórios, as concentrações das parcelas nitrogenadas e fosfatadas também se mantiveram, em alguns meses, elevadas no nó, conforme presente nas Figuras 53 e 54, devido ao menor percentual de remoção de nutrientes dos sistemas de lagoas de estabilização se comparado à matéria orgânica.

Figura 53 – Concentrações de nitrogênio orgânico (A), amoniacal (B), nitrato (C) e total (D) para os reservatórios e o nó no Cenário C4.



Fonte: Autor (2022).

Figura 54 – Concentrações de fósforo orgânico (A), inorgânico (B) e total (C) para os reservatórios e o nó no Cenário C4.



Fonte: Autor (2022).

Os valores da confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade para Cenário C4 podem ser visualizados na Tabela 30. Como foi considerado o tratamento por meio de sistemas de lagoas de estabilização, a confiabilidade e a resiliência para o OD no nó e no reservatório São Gonçalo foram superiores ao Cenário C3, já que em todos os meses de operação do sistema não foram concentrações acima do limite definido. Para os nutrientes, comparado ao Cenário C3, os valores da confiabilidade e da resiliência apresentaram elevações, embora de forma sucinta, devido à baixa eficiência do sistema de tratamento na remoção destes elementos. É possível destacar a ausência de falhas no atendimento às concentrações da DBO, em todos os corpos hídricos, devido aos percentuais de remoção de material orgânico nos sistemas de lagoa de estabilização.

Tabela 30 – Confiabilidade, Resiliência e Vulnerabilidade para o Cenário C4.

Ponto de Controle	Índices de Desempenho	Aspectos quali-quantitativos					
		Abastecimento Urbano	DBO	OD	Nitrogênio Amoniacal	Nitrato	Fósforo Total
Reservatório	Confiabilidade	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%
Engenheiro Ávidos	Resiliência	-	-	-	-	-	-
	Vulnerabilidade	-	-	-	-	-	-
Nó entre os reservatórios	Confiabilidade	-	100%	100%	90,83%	88,33%	95%
	Resiliência	-	-	-	72,72%	70%	100%
	Vulnerabilidade	-	-	-	6,83%	14,90%	2,51%
Reservatório São Gonçalo	Confiabilidade	100,00%	100%	100%	87,50%	93,33%	84,17%
	Resiliência	-	-	-	60%	75%	94,74%
	Vulnerabilidade	-	-	-	40,33%	1,68%	5,67%

Fonte: Autor (2022).

Para o Cenário C4, os índices de eficiência associados aos reservatórios podem ser visualizados na Tabela 31. Como já discutido, os volumes e vazões dos reservatórios neste Cenário foram similares aos calculados para o Cenário C3, sendo assim, os valores dos índices presentes na Tabela 31 também apresentaram baixa variabilidade se comparado ao Cenário C3, diferentemente dos resultados encontrados nos Cenário C1 e C2, em que não foi considerada a contribuição das áreas fertilizadas.

Tabela 31 – Índices de eficiência para os reservatórios no Cenário C4.

Reservatório	Índices de eficiência associados aos reservatórios							
	IAP (%)	IUD (%)	IUP (%)	nvr (%)	ne (%)	np (%)	nv (%)	nu (%)
Engenheiro Ávidos	51,11	25,18	69,65	-0,03	40,49	10,30	0,00	69,65
São Gonçalo	30,06	58,88	41,98	$8 \cdot 10^{-3}$	45,98	21,02	33,05	41,98

Fonte: Autor (2022).

Os resultados aqui discutidos reforçam a problemática relacionada às contribuições de nutrientes provenientes de áreas fertilizadas localizadas no entorno de corpos hídricos, que, a partir dos escoamentos superficiais, podem modificar a dinâmica dos fluxos biogeoquímicos de elementos nos locais, comprometendo a qualidade das águas (JIN *et al.*, 2020). Mesmo com a consideração de unidades de tratamento de efluentes, as concentrações de nitrogênio e fósforo permaneceram acima dos limites permitidos em determinados meses, tanto pelo fato da menor eficiência das lagoas de estabilização na remoção de nutrientes como devido às cargas dos efluentes agrícolas.

Nos sistemas que possuem a atual conjuntura, ou seja, áreas fertilizadas e presença de efluentes domésticos, uma alternativa recorrente na literatura especializada é o reuso de tais efluentes na agricultura. De acordo com Ungureanu *et al.*, (2020) e Alcalde-Sanz e Gawlik (2017), efluentes domésticos possuem em sua composição um teor significativo de nutrientes, com elevada aplicabilidade na irrigação agrícola.

Diversos estudos enfatizam o potencial da utilização de efluentes, principalmente tratados, na agricultura. Segundo Chojnacka *et al.*, (2020), devido à alta concentração de nutrientes, o reaproveitamento de águas residuais municipais tratadas em países como Brasil, Polônia e Arábia Saudita seria suficiente para suprir todas as necessidades de fósforo e potássio demandadas pela cultura do milho. Assim, pode ocorrer uma redução da aplicação de fertilizantes sintéticos (MANSIR *et al.*, 2021) e dos respectivos custos associados a tal prática. Outros estudos comprovam a eficiência do reuso de efluentes domésticos no cultivo de culturas como alface (BELTRÁN *et al.*, 2020), cenoura (HUSSAIN *et al.*, 2019), banana (PANIGRAHI *et al.*, 2019), alfafa (SHARMA *et al.*, 2020), entre outras.

Ainda sobre a possibilidade do reuso de efluentes domésticos na agricultura, Khatri *et al.*, (2020) reforçam que essa prática é uma importante ferramenta para a segurança alimentar

e hídrica das regiões (como o semiárido, que possui déficits hídricos consideráveis ao longo dos meses), no entanto, deve ser garantida a qualidade dos efluentes, que devem ser preferencialmente tratados, de maneira que riscos ao solo, as culturas e aos consumidores finais sejam mitigados.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

### 6.1 Considerações Finais

Em consonância com o objetivo do respectivo trabalho, foi possível desenvolver e aplicar um modelo de otimização que permite efetuar a operação de sistemas de recursos hídricos, levando em consideração aspectos quali-quantitativos dos mesmos, com a contribuição da modelagem do comportamento das formas orgânicas e inorgânicos de nitrogênio e fósforo, por meio de efluentes domésticos e também das áreas fertilizadas localizadas no entorno dos reservatórios.

Após a estruturação final do modelo, o mesmo demonstrou eficiência na análise multiobjetivo do sistema, priorizando as funções com maior importância atribuída. A integração dos aspectos quantitativos aos qualitativos também ocorreu de forma satisfatória, sendo obtida a convergência dos procedimentos matemáticos. Além do mais, as linearizações permitiram o emprego da programação linear, com as vantagens da respectiva técnica.

Desta forma, com o potencial fornecido por esta ferramenta metodológica, os resultados dos procedimentos de otimização podem servir para o estabelecimento de regras operacionais, principalmente em regiões com déficits hídricos significativos, que demandam usos eficientes de seus recursos. Assim, também ocorre uma contribuição para a tomada de decisões, alicerçando órgão gestores, pesquisadores e demais interessados na temática.

Em relação aos resultados para o sistema de estudo, foi possível atender às demandas urbanas e da área de irrigação difusa 1 em todos os Cenários analisados, no entanto, para o PISG, ocorreram períodos em que a área total disponível não sendo utilizada, principalmente nos meses de menor afluência, resultado este justificado pela grande área irrigável associada ao PISG, que exerce grande pressão hídrica sobre o sistema.

Nos meses de operação do sistema também foi verificada grande dependência do reservatório São Gonçalo das contribuições de montante provenientes de Engenheiro Ávidos, já que o primeiro possui menor capacidade de armazenamento e a ele estão associadas múltiplas demandas, urbanas e agrícolas. Também existe a necessidade do fornecimento de vazões para buscar atender as demandas qualitativas do sistema. Além do mais, deve ser destacado que a contribuição das vazões do PISF também auxiliou na busca pela segurança hídrica do sistema.

Em relação às concentrações dos parâmetros de qualidade de água, no Cenário C1, em que o objetivo qualitativo não foi levado em consideração, ocorreram concentrações em desacordo com a Classe adotada para todos os parâmetros, no nó e no reservatório São Gonçalo.

Apenas em Engenheiro Ávidos os níveis permaneceram em acordo com a legislação vigente, devido à maior capacidade deste reservatório e menores cargas lançadas no mesmo.

Quando foi considerado o objetivo qualitativo na rotina de otimização para o lançamento de esgotos brutos, foi possível garantir o atendimento em níveis que respeitaram a legislação vigente para ambientes lênticos e lóticos correspondentes à Classe 2 (CONAMA 357/2005), no entanto, a implementação da coleta, transporte, tratamento e destinação final correta dos efluentes domésticos é algo inexorável, que deve ser buscando, para que seja alcançada qualidade ambiental e sanitária das localidades. A perenização do rio Piranhas, a partir das águas do PISF, também favoreceu a diluição dos efluentes.

Com o incremento dos efluentes agrícolas, a partir do Cenário C3, houve meses em que as concentrações, principalmente de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total, estiveram em desacordo com a legislação, fato que reforça uma problemática recorrente em regiões com áreas fertilizadas localizadas no entorno de rios e reservatórios. Uma alternativa plausível para esses sistemas hídricos é o tratamento dos efluentes e posterior reuso para auxiliar o suprimento hídrico e nutricional das culturas, possibilitando, desta forma, melhorias quali-quantitativas na área de estudo.

A consideração do tratamento dos efluentes domésticos, Cenário C4, possibilitou reduções nas concentrações de DBO nos corpos hídricos, no entanto, os níveis de nitrogênio e fósforo permaneceram similares aos encontrados no Cenário C3, fato justificado pela baixa eficiência de sistemas convencionais na remoção de nutrientes, o que reforça a importância do reuso de efluentes.

Com base nos indicadores de desempenho calculados, é possível concluir que, de maneira geral, as demandas puderam ser atendidas com uma confiabilidade significativa, mesmo quando falhas foram observadas, o sistema mostrou-se resiliente em sua recuperação, no entanto, as maiores dificuldades foram observadas em relação às concentrações dos nutrientes no nó e no reservatório São Gonçalo, que tornam-se mais vulneráveis aos efluentes lançados. Em termos quantitativos, o suprimento do PISG apresentou menor resiliência e maior vulnerabilidade se comparado as demais demandas.

Com relação aos índices de eficiência para os reservatórios, os mesmos indicaram que Engenheiro Ávidos possui grande relevância para o suprimento quali-quantitativo do rio Piranhas e do reservatório São Gonçalo, com a defluência sendo elevada principalmente quando existiu a necessidade de auxiliar a diluição dos efluentes nos pontos à jusante. Também foi

verificado que grande parte das afluições do reservatório São Gonçalo são utilizadas para o suprimento de suas demandas quali-quantitativas.

Por fim, o modelo de otimização mostrou-se satisfatório, possibilitando a operação do sistema forma eficiente, de maneira que os aspectos quali-quantitativos dos recursos hídricos puderam ser integrados, tornando a análise do sistema mais fidedigna.

### **5.6.2 Recomendações**

Com base nos resultados da aplicação do modelo de otimização, é latente a necessidade da ação dos usuários e órgãos responsáveis pela gestão dos recursos hídricos da região, que além de ser assolada pela escassez hídrica, demanda condições sanitárias adequadas, como o tratamento dos efluentes domésticos gerados. Tal situação se torna ainda mais relevante pelo fato de o sistema ser alvo das contribuições das águas da transposição do rio São Francisco, que possuem qualidade satisfatória e custo significativo, que afluem em corpos hídricos com qualidade muitas vezes inadequada.

Para as áreas agrícolas, recomenda-se que práticas como o reuso dos efluentes sejam avaliadas, já que a estrutura do sistema apresenta grande potencial para essa vertente, de maneira que a demanda por fertilizantes inorgânicos possa ser reduzida e ocorra o auxílio no atendimento da necessidade suplementar líquida das culturas.

A partir da eficácia e aplicabilidade do modelo desenvolvido, surgem novas possibilidades a serem estudadas e desenvolvidas. A prática da piscicultura em reservatórios do semiárido brasileiro, por exemplo, é uma atividade comumente empregada, sendo assim, uma alternativa futura é a consideração desta demanda na rotina de cálculo, maximizando as receitas dessa atividade, além de considerar a sua influência na qualidade da água.

Como o método de linearização das equações que representam a dinâmica da qualidade de água nos corpos hídricos foi satisfatório, é possível inserir novos elementos de qualidade de água, como parâmetros microbiológicos, que também possuem grande relevância para estudos hídricos.

Outra importante recomendação diz respeito à possibilidade de automação do modelo, juntamente com a criação de um ambiente amigável que permita os usuários estruturar os mais variados sistemas, definindo objetivos e restrições a serem atendidos, fornecendo os dados

necessários e produzindo resultados que servirão como apoio às decisões a serem tomadas, sejam por órgãos públicos, privados, pesquisadores ou demais usuários interessados no planejamento e gestão dos recursos hídricos.

## REFERÊNCIAS

ABDEL-BASSET, Mohamed *et al*, A novel method for solving the fully neutrosophic linear programming problems, **Neural Computing and Applications**, v. 31, n. 5, p. 1595–1605, 2019.

ABOKIFA, Ahmed A.; BISWAS, Pratim; HODGES, Ben R.; *et al*. WUDESIM: a toolkit for simulating water quality in the dead-end branches of drinking water distribution networks. **Urban Water Journal**, v. 17, n. 1, p. 54–64, 2020.

ABOUTALEBI, Mahyar; BOZORG HADDAD, Omid; LOÁICIGA, Hugo A., Optimal Monthly Reservoir Operation Rules for Hydropower Generation Derived with SVR-NSGAI, **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 141, n. 11, p. 04015029, 2015.

Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA). NOTA TÉCNICA AESA/GEMOH: 001/2019, Campina Grande, p. 3, 2019.

Agência Nacional de Águas (ANA). Nota Técnica nº 73/2018/SGH, p. 7, 2018.

Agência Nacional de Águas (ANA). Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açú, resumo executivo. Brasília. 2016.

Agência Nacional de Águas (ANA). Resolução nº67/2021. Aprova as Tarifas para a Prestação de Serviço de Adução de Água Bruta do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, para o Ano de 2021. Brasília: ANA, 2021.

Agência Nacional das Águas (ANA). Resolução conjunta ANA/AESA-PB n ° 76, de 09 de outubro de 2018. Dispõe sobre condições de uso dos recursos hídricos no sistema hídrico Engenheiro Ávidos/São Gonçalo e rio Piranhas, localizado no Estado da Paraíba. Brasília: ANA, 2018.

Agência Nacional de Águas (ANA). Reservatórios do Semiárido Brasileiro - Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação. Anexo B - Piancó-Piranhas-Açu, p. 140, 2017.

Agência Nacional de Águas (ANA). Resolução nº 399/2004. Altera a Portaria nº 707, de 17 de outubro de 1994, do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica - DNAEE, e dá outras providências.

Agência Nacional de Águas (ANA). RESOLUÇÃO Nº 903/2013. Cria a Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade de Águas Superficiais – RNQA e estabelece suas diretrizes.

AGUILAR, Andrea C.; CERÓN-VIVAS, Alexandra; ALTUVE, Miguel. Multivariate prediction of nitrogen concentration in a stream using regression models. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 9, p. 363, 2021.

AHMED, Mohammad Hafez; LIN, Lian-Shin. Dissolved oxygen concentration predictions for running waters with different land use land cover using a quantile regression forest machine learning technique. **Journal of Hydrology**, v. 597, p. 126213, 2021.

ALEWELL, Christine; RINGEVAL, Bruno; BALLABIO, Cristiano; *et al.* Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 4546, 2020.

AKHTAR, N. et al. Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. **Water**, v. 13, n. 19, p. 2660, 27 set. 2021.

AMANI, Alireza; ALIZADEH, Hosein, Solving Hydropower Unit Commitment Problem Using a Novel Sequential Mixed Integer Linear Programming Approach, **Water Resources Management**, v. 35, n. 6, p. 1711–1729, 2021.

ANGELLO, Zelalem; BEHAILU, Beshah; TRÄNCKNER, Jens. Selection of Optimum Pollution Load Reduction and Water Quality Improvement Approaches Using Scenario Based Water Quality Modeling in Little Akaki River, Ethiopia. **Water**, v. 13, n. 5, p. 584, 2021.

AO, Chang; ZENG, Wenzhi; YANG, Peiling; *et al.* The effects of slope shape and polyacrylamide application on runoff, erosion and nutrient loss from hillslopes under simulated rainfall. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 4, 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.14130>>. Acesso em: 23 fev. 2022.

ARUOBA, S. Borağan; CUBA-BORDA, Pablo; HIGA-FLORES, Kenji; *et al.* Piecewise-linear approximations and filtering for DSGE models with occasionally-binding constraints. **Review of Economic Dynamics**, v. 41, p. 96–120, 2021.

ASADOLLAHFARDI, G. et al, Optimization of water quality monitoring stations using dynamic programming approach, a case study of the Mond Basin Rivers, Iran, **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 2, p. 2867–2881, 2021.

AYELE, Hailu Sheferaw; ATLABACHEW, Minaleshewa. Review of characterization, factors, impacts, and solutions of Lake eutrophication: lesson for lake Tana, Ethiopia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 12, p. 14233–14252, 2021.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

AYLAS-QUISPE, A; CAMPOS-LLANTOY, A; PEREZ-CORDOVA, M; *et al.* Evaluation of the Quality of Drinking Water and Rivers in the Mantaro Valley, Central Peru. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 943, n. 1, p. 012002, 2021.

BA, Wulong; DU, Pengfei; LIU, Tie; *et al.* Impacts of climate change and agricultural activities on water quality in the Lower Kaidu River Basin, China. **Journal of Geographical Sciences**, v. 30, n. 1, p. 164–176, 2020.

BALES, Clare *et al.* Low cost desalination of brackish groundwaters by Capacitive Deionization (CDI) – Implications for irrigated agriculture, **Desalination**, v. 453, p. 37–53, 2019.

BARBOSA, P. S. F. Modelos de Programação Linear em Recursos Hídricos. In: PORTO, R. L. L. (Org.). *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos*. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2002, p. 97-163.

BARTOSOVA, Alena; ARHEIMER, Berit; DE LAVENNE, Alban; *et al.* Large-Scale Hydrological and Sediment Modeling in Nested Domains under Current and Changing Climate. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 26, n. 5, p. 05021009, 2021.

BASAVEGOWDA, Nagaraj; BAEK, Kwang-Hyun. Current and future perspectives on the use of nanofertilizers for sustainable agriculture: the case of phosphorus nanofertilizer. **3 Biotech**, v. 11, n. 7, p. 357, 2021.

BAXA, Marek; MUSIL, Martin; KUMMEL, Miroslav; *et al.* Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond) – Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. **Science of The Total Environment**, v. 766, p. 142647, 2021.

BEHMEL, S. *et al.* Intelligent decision-support system to plan, manage and optimize water quality monitoring programs: design of a conceptual framework, **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 64, n. 4, p. 703–733, 2021.

BELL, Colin D.; WOLFAND, Jordyn M.; HOGUE, Terri S. Regionalization of Default Parameters for Urban Stormwater Quality Models. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 56, n. 6, p. 995–1009, 2020.

BEZERRA, V. G. DE S. *et al.* Desempenho de estação de tratamento de esgoto doméstico no semiárido brasileiro e potencial de seu efluente para fins de irrigação / Performance of domestic sewage treatment plant in the Brazilian semiarid region and potential of its effluent for irrigation purposes. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 4, p. 36159–36174, 8 abr. 2021.

BHAT, Sami Ullah; PANDIT, Ashok K. Water quality assessment and monitoring of Kashmir Himalayan freshwater springs-A case study. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 23, n. 3, p. 274–287, 2020.

BIERNAT, Lars; TAUBE, Friedhelm; VOGELER, Iris; *et al.* Is organic agriculture in line with the EU-Nitrate directive? On-farm nitrate leaching from organic and conventional arable crop rotations. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 298, p. 106964, 2020.

BOSTIC, E.M. & WHITE, J.R. Soil phosphorus and vegetation influence on wetland phosphorus release after simulated drought. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v.71, p.238-244, 2007.

BOUWMAN, L. *et al.* Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period, **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 52, p. 20882–20887, 2013.

BRASIL. Lei nº 9.433/1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, 1997. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. 2021.

Brasil, Lei nº 14.026, de 16 de julho de 2020. (2020). Diário Oficial da República Federativa

do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF.

BRASIL. Resolução 91/2008 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos.

BRASIL. Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. 2019

BRASIL. Resolução 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. 2022.

BRINGER, Luiza Mayer; REIS, José Antonio Tosta dos; MENDONÇA, Antonio Sérgio Ferreira, Wastewater treatment systems selection inside watersheds by using multiobjective analysis, **RBRH**, v. 23, n. 0, 2018.

BROWN, Casey M. *et al*, The future of water resources systems analysis: Toward a scientific framework for sustainable water management: THE FUTURE OF WATER RESOURCES SYSTEMS ANALYSIS, **Water Resources Research**, v. 51, n. 8, p. 6110–6124, 2015.

CÂNDIDO, L. L. T. *et al*. Sustentabilidade ambiental da pegada hídrica na sub-bacia do Alto Piranhas no sertão paraibano. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v. 13, n. 3, p. 361, 1 jul. 2018.

CANNAVO, Patrice; RECOUS, Sylvie; VALÉ, Matthieu; *et al*. Organic Fertilization of Growing Media: Response of N Mineralization to Temperature and Moisture. **Horticulturae**, v. 8, n. 2, p. 152, 2022.

CANIANI, Donatella *et al*, The Balance Between Capturing Phosphorus from Manure and Wastewater and the Demand for Crop Fertilizer in Italy, **Natural Resources Research**, v. 28, n. S1, p. 77–92, 2019.

CARVER, R. E. *et al*. Cover crop and phosphorus fertilizer management impacts on surface water quality from a no-till corn-soybean rotation. **Journal of Environmental Management**, v. 301, p. 113818, jan. 2022.

CASAGLI, Francesca; ZUCCARO, Gaetano; BERNARD, Olivier; *et al*. ALBA: A comprehensive growth model to optimize algae-bacteria wastewater treatment in raceway ponds. **Water Research**, v. 190, p. 116734, 2021.

CAVALI, Matheus; FAGUNDES, Ana Paula; LAZZAROTTO, Deise Regina. Determination of the water quality index in two rural properties in the Municipality of Guatambu-SC/ Determinação do índice de qualidade da água em duas propriedades rurais no Município de Guatambu-SC. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 4, p. 34480–34491, 2021.

CELESTE, A. B.; SUZUKI, K.; SANTOS, V. S. Análise de indicadores de sustentabilidade para reservatórios operados por regras derivadas de otimização estocástica implícita. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005, João Pessoa. Integrando a Gestão de Águas às Políticas Sociais e de Desenvolvimento Econômico, 2005.

CHANG, Hsing-Cheng; HSU, Yu-Liang; HUNG, San-Shan; *et al.* Autonomous Water Quality Monitoring and Water Surface Cleaning for Unmanned Surface Vehicle. **Sensors**, v. 21, n. 4, p. 1102, 2021.

CHAPRA, S. C. Métodos numéricos para engenharia / Steven C. Chapra, Raymond P. Canale; tradução técnica: Helena Castro. 5.ed – São Paulo: McGraw-hill, 2008.

CHAPRA, Steven C.; CAMACHO, Luis A.; MCBRIDE, Graham B. Impact of Global Warming on Dissolved Oxygen and BOD Assimilative Capacity of the World's Rivers: Modeling Analysis. **Water**, v. 13, n. 17, p. 2408, 2021.

CHEN, Chi-Feng; CHONG, Kean-Yip; LIN, Jen-Yang. A combined catchment-reservoir water quality model to guide catchment management for reservoir water quality control. **Water and Environment Journal**, v. 35, n. 3, p. 1025–1037, 2021.

CHEN, Xiaodong; CONDRON, Leo M.; DUNFIELD, Kari E.; *et al.* Impact of grassland afforestation with contrasting tree species on soil phosphorus fractions and alkaline phosphatase gene communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 159, p. 108274, 2021.

COHEN, M. B.; LEE, Y. T.; SONG, Z. Solving Linear Programs in the Current Matrix Multiplication Time. **Journal of the ACM**, v. 68, n. 1, p. 1–39, fev. 2021.

COELHO, A. M. Nutrição e adubação do milho. Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo. Sete Lagoas: Embrapa CNPMS, 2006. Circular Técnica, 78.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. Nutrição e adubação: seja doutor do seu milho. Arquivo do Agrônomo Potafos, Piracicaba, n. 2, set. 1995.

COELHO, Rosa, S.; *et al.* Stakeholders Perspectives on the Use of Indicators in Water Resources Planning and Related Strategic Environmental Assessment, **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 21, n. 01, p. 1950001, 2019.

Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), Custos de Produção Agrícola: A Metodologia da CONAB, Brasília, p. 60, 2010.

CORROCHANO-MONSALVE, Mario; BOZAL-LEORRI, Adrián; SÁNCHEZ, Cristina; *et al.* Joint application of urease and nitrification inhibitors to diminish gaseous nitrogen losses under different tillage systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 289, p. 125701, 2021.

CRAWLEY, Philip D.; DANDY, Graeme C., Optimal Operation of Multiple-Reservoir System, **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 119, n. 1, p. 1–17, 1993.

CUI, Meng; GUO, Qingjun; WEI, Rongfei; *et al.* Human-driven spatiotemporal distribution of phosphorus flux in the environment of a mega river basin. **Science of The Total Environment**, v. 752, p. 141781, 2021.

CURI, W. F e CURI, R. C. CISDERGO – Cropping and Irrigation System Design with Reservoir and Groundwater Optimal Operation. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Aracaju, 2001<sup>a</sup>. CD-ROM.

DAEE - DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. Guia Prático para Projetos de Pequenas Obras Hidráulicas. São Paulo, 2005. 116 p.

DAI, Yibin; LANG, Yunchao; WANG, Tiejun; *et al.* Modelling the sources and transport of ammonium nitrogen with the SPARROW model: A case study in a karst basin. **Journal of Hydrology**, v. 592, p. 125763, 2021.

DAMAR, A; ERVINIA, A; KURNIAWAN, F; *et al.* Eutrophication in a tropical estuary: Is it good or bad? **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 744, n. 1, p. 012010, 2021.

DANAPOUR, Mehrdis; FIENEN, Michael N.; HØJBERG, Anker Lajer; *et al.* Multi-Constrained Catchment Scale Optimization of Groundwater Abstraction Using Linear Programming. **Groundwater**, v. 59, n. 4, p. 503–516, 2021.

DE ARAUJO VIDAL, Iana Chaiene; DE OLIVEIRA, Rui; DE AMORIM COURA, Mônica; *et al.* Degradation of the macro-drainage water quality of an urban basin in Northeastern Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 3, p. 4342–4356, 2021.

DE BARROS, F.P.J.; COLBROOK, M.J.; FOKAS, A.S., A hybrid analytical-numerical method for solving advection-dispersion problems on a half-line, **International Journal of Heat and Mass Transfer**, v. 139, p. 482–491, 2019.

DE BARROS, F.P.J.; MILLS, W.B.; COTTA, R.M., Integral transform solution of a two-dimensional model for contaminant dispersion in rivers and channels with spatially variable coefficients, **Environmental Modelling & Software**, v. 21, n. 5, p. 699–709, 2006.

DE MARCO, Alessandra; FORNASIER, Maria Francesca; SCREPANTI, Augusto; *et al.* Nitrogen Budget and Statistical Entropy Analysis of the Tiber River Catchment, a Highly Anthropized Environment. **Soil Systems**, v. 6, n. 1, p. 17, 2022.

DEWULF, Jo *et al.*, Rumo à gestão sustentável de recursos: identificação e quantificação das ações humanas que comprometem a acessibilidade dos recursos metálicos, **Recursos, Conservação e Reciclagem**, v. 167, p. 105403, 2021.

DOBSON, Barnaby; JOVANOVIĆ, Tijana; CHEN, Yuting; *et al.* Integrated Modelling to Support Analysis of COVID-19 Impacts on London's Water System and In-river Water Quality. **Frontiers in Water**, v. 3, p. 641462, 2021.

DU, Zhenhong; QI, Jin; WU, Sensen; *et al.* A Spatially Weighted Neural Network Based Water Quality Assessment Method for Large-Scale Coastal Areas. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 4, p. 2553–2563, 2021.

ELSALAM, Hassan E. Abd; EL- SHARNOUBY, Mohamed E.; MOHAMED, Abdallah E.; *et al.* Effect of Sewage Sludge Compost Usage on Corn and Faba Bean Growth, Carbon and Nitrogen Forms in Plants and Soil. **Agronomy**, v. 11, n. 4, p. 628, 2021.

Empresa Brasileira de Agropecuária (EMBRAPA). Emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) provenientes de áreas agrícolas. Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa. Relatório de Referência. Ministério da Ciência e Tecnologia. 129p. 2002.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa do Solo. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2006. 306p.

Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviço Agrícola (EMPASA). Disponível em: <https://empasa.pb.gov.br/>. Acesso em: jan. 2022.

ERTÜRK, Ali; GÜREL, Melike; EKDAL, Alpaslan; *et al.* A Flexible Water Quality Modelling Simulator Based on Matrix Algebra. **Turkish Journal of Water Science and Management**, 2021. Disponível em: <<https://dergipark.org.tr/en/doi/10.31807/tjwsm.831510>>. Acesso em: 4 fev. 2022.

FADEL, Ali; KANJ, Malak; SLIM, Kamal. Water Quality Index variations in a Mediterranean reservoir: a multivariate statistical analysis relating it to different variables over 8 years. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 2, p. 65, 2021.

FARHAT, Nadia M. *et al.* Cartridge filter selection and replacement: Optimization of produced water quantity, quality, and cost, **Desalination**, v. 473, p. 114172, 2020.

FARIAS, E. E. V. DE; CURI, W. F.; DINIZ, L. DA S. São Francisco river Integration Project, Eastern Axis: losses analysis and performance indicators. **RBRH**, v. 22, n. 0, 18 set. 2017.

FARIAS, S. R. A.; Operação Integrada dos Reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo. Dissertação apresentada ao curso de pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, na área de Engenharia de Recursos Hídricos (2004).

FAVERE, Jorien; BARBOSA, Raquel G.; SLEUTELS, Tom; *et al.* Safeguarding the microbial water quality from source to tap. **npj Clean Water**, v. 4, n. 1, p. 28, 2021.

FENG, T. *et al.* Effect of inter-basin water transfer on water quality in an urban lake: A combined water quality index algorithm and biophysical modelling approach. **Ecological Indicators**, v. 92, p. 61–71, set. 2018.

FENG, J. Optimal allocation of regional water resources based on multi-objective dynamic equilibrium strategy. **Applied Mathematical Modelling**, v. 90, p. 1183–1203, fev. 2021.

FERREIRA, Danieli Mara; FERNANDES, Cristovão Vicente Scapulatempo; KAVISKI, Eloy; *et al.* Transformation rates of pollutants in rivers for water quality modelling under unsteady state: A calibration method. **Journal of Hydrology**, v. 585, p. 124769, 2020.

FILIMONOV, Valeriy Yu.; ZINOVIEV, Alexander T.; LOVTSKAYA, Olga V. Method for estimating the pollutant flow rate under diffuse pollution of small lowland rivers. **Mathematics and Computers in Simulation**, v. 182, p. 807–818, 2021.

FIJANI, Elham *et al*, Design and implementation of a hybrid model based on two-layer decomposition method coupled with extreme learning machines to support real-time environmental monitoring of water quality parameters, **Science of The Total Environment**, v. 648, p. 839–853, 2019.

FIRMINO, M. B. M. META-F: Um Modelo de Otimização Quali-Quantitativo para Operação de Sistemas de Recursos Hídricos e Poluição Fluvial. 2007. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

Food and Agriculture Organization – FAO. Assessment of Soil Nutrient Balance: Approaches and Methodologies, by Roy, R.N. et al. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin, paper n. 14. Rome. 2003.

Food and Agriculture Organization – FAO e International Fertilizer Industry Association - IFA. Estimaciones globales de la emisiones gaseosas de NH<sub>3</sub>, NO y NO<sub>2</sub> provenientes de las tierras agrícolas. 1ª versión, publicada por la FAO y IFA. Rome. 2004b.

FRANÇA, Rafaela Felix da; MEDEIROS, Erika Valente de; SILVA, Renata Oliveira; *et al*. Perspectives for Biochar as a vehicle for inoculation of phosphate solubilizing bacteria: a review. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 1, p. e36211124885, 2022.

FREDERICE, Aline; BRANDÃO, João Luiz Boccia, Efeito do Sistema Cantareira sobre o regime de vazões na bacia do rio Piracicaba, **RBRH**, v. 21, n. 4, p. 797–810, 2016.

FREIRE, L. L.; COSTA, A. C.; LIMA NETO, I. E. Spatio-temporal Patterns of River Water Quality in the Semiarid Northeastern Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 11, p. 452, 28 out. 2021.

FU, Denggao; WU, Xiaoni; DUAN, Changqun; *et al*. Different life-form plants exert different rhizosphere effects on phosphorus biogeochemistry in subtropical mountainous soils with low and high phosphorus content. **Soil and Tillage Research**, v. 199, p. 104516, 2020.

Fundação para Pesquisa e Desenvolvimento da Administração, Contabilidade e Economia (FUNDACE). Estudo Técnico. REGIONALIZAÇÃO DO SANEAMENTO BÁSICO: PARAÍBA. MICRORREGIÕES DE ÁGUAS E ESGOTO DO ESTADO DA PARAÍBA. Ribeirão Preto, São Paulo, 2021. 215.p.

GAO, Yang; ZHOU, Feng; CIAIS, Philippe; *et al*. Human activities aggravate nitrogen-deposition pollution to inland water over China. **National Science Review**, v. 7, n. 2, p. 430–440, 2020.

GENG, Mingming; WANG, Kelin; YANG, Nan; *et al*. Spatiotemporal water quality variations and their relationship with hydrological conditions in Dongting Lake after the operation of the Three Gorges Dam, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 283, p. 124644, 2021.

GIORDANO, Maria; PETROPOULOS, Spyridon A.; ROUPHAEL, Youssef. The Fate of Nitrogen from Soil to Plants: Influence of Agricultural Practices in Modern Agriculture. **Agriculture**, v. 11, n. 10, p. 944, 2021.

Gomes, Rafaela, e Kellen Carla Lima. “Influence of the Modes of Climate Variability in the Tropical Pacific and Atlantic on Accumulated Rainfall and Reservoir Water Volumes in the Northeast Brazil”. **International Journal of Climatology** 41, no 11 (setembro de 2021): 5331–49. <https://doi.org/10.1002/joc.7132>.

GOMES, H. P. (1999). Engenharia de Irrigação Hidráulica dos Sistemas Pressurizados, Aspersão e Gotejamento. Editora Universitária – UFPB, Campina Grande-PB, 3ª Edição. 412p.

GOMOLKA, Zbigniew; TWAROG, Boguslaw; ZESLAWSKA, Ewa. State Analysis of the Water Quality in Rivers in Consideration of Diffusion Phenomenon. **Applied Sciences**, v. 12, n. 3, p. 1549, 2022.

GOORANI, Zahra; SHABANLOU, Saeid. Multi-objective optimization of quantitative-qualitative operation of water resources systems with approach of supplying environmental demands of Shadegan Wetland. **Journal of Environmental Management**, v. 292, p. 112769, 2021.

GRARD, Aline; EVERBECQ, Etienne; MAGERMANS, Pol; *et al.* Modelling a Severe Transient Anoxia of Continental Freshwaters Due to a Scheldt Accidental Release (Sugar Industry). **Hydrology**, v. 8, n. 4, p. 175, 2021.

GRIFFITH, R. E.; STEWART, R. A., A Nonlinear Programming Technique for the Optimization of Continuous Processing Systems, **Management Science**, v. 7, n. 4, p. 379–392, 1961.

GRYGIER, Jan C.; STEDINGER, Jery R., Algorithms for Optimizing Hydropower System Operation, **Water Resources Research**, v. 21, n. 1, p. 1–10, 1985.

HAN, Jianxu; XIN, Zhuohang; HAN, Feng; *et al.* Source contribution analysis of nutrient pollution in a P-rich watershed: Implications for integrated water quality management. **Environmental Pollution**, v. 279, p. 116885, 2021.

HANRAHAN, Brittany R. *et al.* Cover crops differentially influenced nitrogen and phosphorus loss in tile drainage and surface runoff from agricultural fields in Ohio, USA, **Journal of Environmental Management**, v. 293, p. 112910, 2021.

HANRAHAN, Brittany R. *et al.* Nutrient balances influence hydrologic losses of nitrogen and phosphorus across agricultural fields in northwestern Ohio, **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 113, n. 3, p. 231–245, 2019.

HASANZADEH, Sepideh Kheirkhah; SAADATPOUR, Motahareh; AFSHAR, Abbas. A fuzzy equilibrium strategy for sustainable water quality management in river-reservoir system. **Journal of Hydrology**, v. 586, p. 124892, 2020.

HASHIMI, Rahmatullah; HASHIMI, Mohammad Hanif. Effect of Losing Nitrogen Fertilizers on Living Organism and Ecosystem, and Prevention Approaches of their Harmful Effect. **Asian Soil Research Journal**, p. 10–20, 2020.

HASHIMOTO, Tsuyoshi; STEDINGER, Jery R.; LOUCKS, Daniel P., Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation, **Water Resources Research**, v. 18, n. 1, p. 14–20, 1982.

HASIM, Hasim. Mangrove Ecosystem, Seagrass, Coral Reef: its Role in Self-Purification and Carrying Capacity in Coastal Areas. **International Journal Paper Advance and Scientific Review**, v. 2, n. 1, p. 37–49, 2021.

HAYGARTH, Philip M.; HINSINGER, Philippe; BLACKBURN, Daniel, Organic phosphorus: potential solutions for phosphorus security, **Plant and Soil**, v. 427, n. 1–2, p. 1–3, 2018.

HERMAN, Jonathan D. *et al*, Climate Adaptation as a Control Problem: Review and Perspectives on Dynamic Water Resources Planning Under Uncertainty, **Water Resources Research**, v. 56, n. 2, 2020.

HERMAN, J. D. *et al*. Climate Adaptation as a Control Problem: Review and Perspectives on Dynamic Water Resources Planning Under Uncertainty. **Water Resources Research**, v. 56, n. 2, fev. 2020.

HERNANDEZ, B. Y. *et al*. Oral exposure to environmental cyanobacteria toxins: Implications for cancer risk. **Environment International**, v. 148, p. 106381, mar. 2021.

HIEW, K. L. (1987). "Optimization algorithms for large-scale multireservoir hydro-electric systems," thesis presented to Colorado State University, at Fort Collins, Colo., in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy.

HOU, Enqing *et al*, Effects of climate on soil phosphorus cycle and availability in natural terrestrial ecosystems, **Global Change Biology**, v. 24, n. 8, p. 3344–3356, 2018.

HUSSAIN, Fida; YU, Hye-Weon; CHON, Kangmin; *et al*. Real-time biomonitoring of oxygen uptake rate and biochemical oxygen demand using a novel optical biogas respirometric system. **Journal of Environmental Management**, v. 277, p. 111467, 2021.

HUTCHINS, M.G.; HARDING, G.; JARVIE, H.P.; *et al*. Intense summer floods may induce prolonged increases in benthic respiration rates of more than one year leading to low river dissolved oxygen. **Journal of Hydrology X**, v. 8, p. 100056, 2020.

HWANG, Soonho; JUN, Sang-Min; SONG, Jung-Hun; *et al*. Application of the SWAT-EFDC Linkage Model for Assessing Water Quality Management in an Estuarine Reservoir Separated by Levees. **Applied Sciences**, v. 11, n. 9, p. 3911, 2021.

IGHALO, Joshua O.; ADENIYI, Adewale George; MARQUES, Gonçalo. Artificial intelligence for surface water quality monitoring and assessment: a systematic literature analysis. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 7, n. 2, p. 669–681, 2021.

IRFAN, Muhammad *et al*, Internal and External Phosphorus Requirements for Optimum Grain Yield are Associated with P-utilization Efficiency of Wheat Cultivars, **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 49, n. 22, p. 2843–2853, 2018.

ISHFAQ, Muhammad; AKBAR, Nadeem; ZULFIQAR, Usman; *et al*. Influence of Nitrogen Fertilization Pattern on Productivity, Nitrogen Use Efficiencies, and Profitability in Different Rice Production Systems. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 21, n. 1, p. 145–161, 2021.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Produção Agrícola Municipal: Culturas Temporárias e Permanentes. Nota Técnica. Vol. 47, 2020.

JALILI, Farhad; TRIGUI, Hana; GUERRA MALDONADO, Juan Francisco; *et al*. Can Cyanobacterial Diversity in the Source Predict the Diversity in Sludge and the Risk of Toxin Release in a Drinking Water Treatment Plant? **Toxins**, v. 13, n. 1, p. 25, 2021.

JASEMIZAD, Tahereh; SUN, Peizhe; PADHYE, Lokesh P. Aqueous *N* -nitrosamines: Precursors, occurrence, oxidation processes, and role of inorganic ions. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, p. 1–47, 2021.

JASIULEWICZ-KACZMAREK, Małgorzata; ŻYWICA, Patryk; GOLA, Arkadiusz. Fuzzy set theory driven maintenance sustainability performance assessment model: a multiple criteria approach. **Journal of Intelligent Manufacturing**, v. 32, n. 5, p. 1497–1515, 2021

JIA, Chenhui; YAN, Ping; LIU, Pei; *et al*. Energy industrial water withdrawal under different energy development scenarios: A multi-regional approach and a case study of China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 135, p. 110224, 2021.

JIANG, Xuejun; STOCKWELL, Brent R.; CONRAD, Marcus. Ferroptosis: mechanisms, biology and role in disease. **Nature Reviews Molecular Cell Biology**, v. 22, n. 4, p. 266–282, 2021.

JOHAN, Prisca Divra; AHMED, Osumanu Haruna; OMAR, Latifah; *et al*. Phosphorus Transformation in Soils Following Co-Application of Charcoal and Wood Ash. **Agronomy**, v. 11, n. 10, p. 2010, 2021.

JOHN, E. M.; KRISHNAPRIYA, K.; SANKAR, T. V. Treatment of ammonia and nitrite in aquaculture wastewater by an assembled bacterial consortium. **Aquaculture**, v. 526, p. 735390, set. 2020.

KAZEMI, M. *et al*. Optimal water resources allocation in transboundary river basins according to hydropolitical consideration. **Environment, Development and Sustainability**, v. 24, n. 1, p. 1188–1206, jan. 2022.

KHATER, El-Sayed; BAHNASAWY, Adel; EL-GHOBASHY, Hossam; *et al*. Mathematical model for predicting oxygen concentration in tilapia fish farms. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 24130, 2021.

KILIÇ, Zeyneb. The importance of water and conscious use of water. **International Journal of Hydrology**, v. 4, n. 5, p. 239–241, 2020.

KOUR, Divjot; RANA, Kusam Lata; KAUR, Tanvir; *et al.* Biodiversity, current developments and potential biotechnological applications of phosphorus-solubilizing and -mobilizing microbes: A review. **Pedosphere**, v. 31, n. 1, p. 43–75, 2021.

KOVÁCS, András. Bilevel programming approach to demand response management with day-ahead tariff. **Journal of Modern Power Systems and Clean Energy**, v. 7, n. 6, p. 1632–1643, 2019.

KRONQVIST, Jan; LUNDELL, Andreas; WESTERLUND, Tapio. Reformulations for utilizing separability when solving convex MINLP problems. **Journal of Global Optimization**, v. 71, n. 3, p. 571–592, 2018.

KUMAR, Prashanth Suresh; KORVING, Leon; VAN LOOSDRECHT, Mark C.M.; *et al.* Adsorption as a technology to achieve ultra-low concentrations of phosphate: Research gaps and economic analysis. **Water Research X**, v. 4, p. 100029, 2019.

LASAGNA, Manuela; DE LUCA, Domenico Antonio, Evaluation of sources and fate of nitrates in the western Po plain groundwater (Italy) using nitrogen and boron isotopes, **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 3, p. 2089–2104, 2019.

LEITE, M. J. de. *et al.* Avaliação da fertilidade do solo em perímetros irrigados: Engenheiro Arcoverde e São Gonçalo, PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 7. p. 214 – 225, 2012.

LI, Mo *et al.*, An optimal modelling approach for managing agricultural water-energy-food nexus under uncertainty, **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 1416–1434, 2019.

LI, Mo *et al.*, Managing agricultural water and land resources with tradeoff between economic, environmental, and social considerations: A multi-objective non-linear optimization model under uncertainty, **Agricultural Systems**, v. 178, p. 102685, 2020.

LI, Shuqin; XU, Haolin; AO, Chang, Polyacrylamide and Rill Flow Rate Effects on Erosion and Ammonium Nitrogen Losses, **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 230, n. 1, p. 11, 2019.

LI, Weiyu; LIU, Yaohua; TIAN, Zhi; *et al.* COLA: Communication-censored Linearized ADMM for Decentralized Consensus Optimization. *In: ICASSP 2019 - 2019 IEEE International Conference on Acoustics, Speech and Signal Processing (ICASSP)*. Brighton, United Kingdom: IEEE, 2019, p. 5237–5241. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/8682575/>>. Acesso em: 17 jan. 2022.

LI, Wuyan; WU, Hao; ZHU, Nanyang; *et al.* Prediction of dissolved oxygen in a fishery pond based on gated recurrent unit (GRU). **Information Processing in Agriculture**, v. 8, n. 1, p. 185–193, 2021.

LI, Xiaodi; XIE, Qiang; CHEN, Shouhui; *et al.* Inactivation of phosphorus in the sediment of the Lake Taihu by lanthanum modified zeolite using laboratory studies. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 9–17, 2019.

LI, Yanmei; LU, Shuangshuang. Study on the optimization of urban passenger traffic structure based on multi-objective linear programming—a case study of Beijing. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 8, p. 10192–10206, 2021.

LI, Yaying *et al*, Nitrification and nitrifiers in acidic soils, **Soil Biology and Biochemistry**, v. 116, p. 290–301, 2018.

LIANG, Zhongyao; ZOU, Rui; CHEN, Xing; *et al*. Simulate the forecast capacity of a complicated water quality model using the long short-term memory approach. **Journal of Hydrology**, v. 581, p. 124432, 2020.

LIM, Ji Yeon; ISLAM BHUIYAN, Mohammad Saiful; LEE, Seul Bi; *et al*. Agricultural nitrogen and phosphorus balances of Korea and Japan: Highest nutrient surplus among OECD member countries. **Environmental Pollution**, v. 286, p. 117353, 2021.

LIMA, Berthyer Peixoto; MAMEDE, George Leite; LIMA NETO, Iran Eduardo, Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida, **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 125–135, 2018.

LIMA, Camilo; RELVAS, Susana; BARBOSA-PÓVOA, Ana, Designing and planning the downstream oil supply chain under uncertainty using a fuzzy programming approach, **Computers & Chemical Engineering**, v. 151, p. 107373, 2021.

LIMA, H. V. C., LANNA, A. E. L. Modelos para Operação de Sistemas de Reservatórios: Atualização do Estado da Arte. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.10, n. 3, p.5-22, 2005.

LIMA, Robson Felipe de *et al*, Fibras de algodoeiro herbáceo sob déficit hídrico, **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 4, p. 427, 2018.

LIN, Song-Shun; SHEN, Shui-Long; ZHOU, Annan; *et al*. Assessment and management of lake eutrophication: A case study in Lake Erhai, China. **Science of The Total Environment**, v. 751, p. 141618, 2021.

LIU, Zimin; YANG, Dan; WEN, Tao, Agricultural production mode transformation and production efficiency: A labor division and cooperation lens, **China Agricultural Economic Review**, v. 11, n. 1, p. 160–179, 2019.

LÖHR, Lukas; HOUBEN, Raphaël; MOSER, Albert. Optimal power and gas flow for large-scale transmission systems. **Electric Power Systems Research**, v. 189, p. 106724, 2020.

LÓPEZ, E. *et al*. Water quality and ecological risk assessment of intermittent streamflow through mining and urban areas of San Marcos River sub-basin, Mexico. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 14, p. 100369, dez. 2020.

LU, Yilei *et al*, Avaliação baseada em cenário e otimização multi-objetivo do plano de desenvolvimento urbano com capacidade de carga do sistema de água, *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, v. 14, n. 2, pág. 21, 2020.

LV, Tianguí *et al.*, Evolutionary overview of water resource management (1990–2019) based on a bibliometric analysis in Web of Science, **Ecological Informatics**, v. 61, p. 101218, 2021.

MA, Nan; AVIV, Dorit; GUO, Hongshan; *et al.* Measuring the right factors: A review of variables and models for thermal comfort and indoor air quality. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 135, p. 110436, 2021.

MACIAN-SORRIBES, Hector; PULIDO - VELAZQUEZ, Manuel, Inferindo regras operacionais eficientes em sistemas multireservatórios de recursos hídricos: Uma revisão, **WIREs Water**, v. 7, n. 1, 2020.

MAJEDI, H. *et al.* Multi-Objective Optimization of Integrated Surface and Groundwater Resources Under the Clean Development Mechanism. **Water Resources Management**, v. 35, n. 8, p. 2685–2704, jun. 2021.

MALAVOLTA, E. Nutrição, Adubação e Calagem para o Cafeeiro. In: Simpósio Sobre Fatores que Afetam a Produtividade do Cafeeiro, 1986. Piracicaba. Associação Brasileira Para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1986. P. 165-274.

MARQUES, J. S. S. *et al.* DESAFIOS DA IMPLANTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM REGIÕES RIBEIRINHAS / CHALLENGES OF IMPLEMENTING SEWAGE TREATMENT IN RIVERSIDE REGIONS. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 12, p. 98817–98824, 2020.

MOHAMED, M.; ANIS, Z.; IMADE, F. Regional-Scale Modeling of Water Erosion and Sediment Yield in a Semi-Arid Context: Case Study of Ziz Upper Watershed in South-Eastern Morocco. *Proceedings of the 4th Edition of International Conference on Geo-IT and Water Resources 2020*, Geo-IT and Water Resources 2020.

MARTÍN SASTRE, Carlos; BARRO, Ruth; GONZÁLEZ-ARECHAVALA, Yolanda; *et al.* Life Cycle Assessment and Soil Nitrogen Balance of Different N Fertilizers for Top Dressing Rye as Energy Crop for Electricity Generation. **Agronomy**, v. 11, n. 5, p. 844, 2021.

MARTINSEN, Grith *et al.*, Joint optimization of water allocation and water quality management in Haihe River basin, **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 72–84, 2019.

MATOVELLE, Carlos, Analysis of a High Andean River's Behavior at Loads of Organic Matter Through the Use of Mathematical Models with Experimentally Determined Kinetic Rates, **International Journal of Sustainable Development and Planning**, v. 16, n. 4, p. 675–682, 2021.

MEDEIROS, Felipe J. De *et al.*, Condições hidrometeorológicas nas regiões semiárida e da costa leste do Nordeste do Brasil no período 2012-2017, *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 93, n. 1, pág. e20200198, 2021.

MELLO, K. DE *et al.* Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, set. 2020.

MELO FILHO, V. C de et al. Análise da pegada hídrica no perímetro irrigado de São Gonçalo, localizado no sertão paraibano. **Revista Interdisciplinar e do Meio Ambiente**, v. 1, p. 11, 2019.

MENDES, Thiago Augusto; ALVES, Fernanda Caroline Romanielo; FERREIRA, Diandra; *et al.* Avaliação de diferentes técnicas de medição do oxigênio dissolvido para o saneamento básico. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 10, n. 1, p. 406–426, 2021.

MILAŠINOVIĆ, Miloš *et al.* Control theory-based data assimilation for hydraulic models as a decision support tool for hydropower systems: sequential, multi-metric tuning of the controllers, **Journal of Hydroinformatics**, v. 23, n. 3, p. 500–516, 2021.

MILLER, Kenneth S.; GEISSELER, Daniel, Temperature sensitivity of nitrogen mineralization in agricultural soils, **Biology and Fertility of Soils**, v. 54, n. 7, p. 853–860, 2018.

NORDIN, S. Z.; JOHAR, F.; ABU, N. Linear Programming Model for Investment Problem in Maximizing the Total Return. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 1988, n. 1, p. 012064, 1 jul. 2021.

Águas da transposição do São Francisco chegam à Barragem Engenheiro Avidos, na Paraíba. **Ministério do Desenvolvimento Regional**, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/noticias/aguas-da-transposicao-do-sao-francisco-chegam-a-barragem-engenheiro-avidos-na-paraiba>. Acesso em: 15 de abril de 2022.

MOMENI, Yasaman; MONAJEMI, Parjang; AMIRI, Mehrab, Simulation of Diffusion Advection Phenomena with Retardation and Source/Sink Terms Using a Series of Completely Mixed Reactors, **Iranian Journal of Science and Technology, Transactions of Civil Engineering**, 2019.

MONTE, Christiane Do Nascimento; RODRIGUES, Ana Paula De Castro; MACEDO, Sara; *et al.* A influência antrópica na qualidade da água do rio Tapajós, na cidade de Santarém-PA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 6, p. 3695, 2021.

MORALES, Marina Moura; COMERFORD, Nicholas Brian; BEHLING, Maurel; *et al.* Biochar Chemistry in a Weathered Tropical Soil: Kinetics of Phosphorus Sorption. **Agriculture**, v. 11, n. 4, p. 295, 2021.

MORUZZI, Rodrigo Braga; HONDA, Felipe Pereira; NAVARRO, Guillermo Rafael Beltran, Avaliação de Cargas Difusas e Simulação de Auto Depuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (Sp), **São Paulo**, v. 31, n. 3, p. 12, 2012.

MOYLE, Madeleine; BOYLE, John F. A method for reconstructing past lake water phosphorus concentrations using sediment geochemical records. **Journal of Paleolimnology**, v. 65, n. 4, p. 461–478, 2021.

MUHAMMED, Shibu E.; COLEMAN, Kevin; WU, Lianhai; *et al.* Impact of two centuries of intensive agriculture on soil carbon, nitrogen and phosphorus cycling in the UK. **Science of The Total Environment**, v. 634, p. 1486–1504, 2018.

MUSTAFA, Hauwa M.; HAYDER, Gasim. Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. **Ain Shams Engineering Journal**, v. 12, n. 1, p. 355–365, 2021.

MUSTAFA, Hauwa Mohammed *et al*, Applications of IoT and Artificial Intelligence in Water Quality Monitoring and Prediction: A Review, *in*: **2021 6th International Conference on Inventive Computation Technologies (ICICT)**, Coimbatore, India: IEEE, 2021, p. 968–975.

MUSA, Ammar Ahmed, Goal programming model for optimal water allocation of limited resources under increasing demands, **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 4, p. 5956–5984, 2021.

MUSYOKA, Martha W. *et al*, Nitrogen release and synchrony in organic and conventional farming systems of the Central Highlands of Kenya, **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 113, n. 3, p. 283–305, 2019.

NAGHDI, Saeid *et al.*, Otimização multi-objetivo para alocação de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, **Science of The Total Environment**, v. 776, p. 146026, 2021.

NAIR, Drishya; ABALOS, Diego; PHILIPPOT, Laurent; *et al.* Soil and temperature effects on nitrification and denitrification modified N<sub>2</sub>O mitigation by 3,4-dimethylpyrazole phosphate. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 157, p. 108224, 2021.

NAJAH AHMED, Ali; BINTI OTHMAN, Faridah; ABDULMOHSIN AFAN, Haitham; *et al.* Machine learning methods for better water quality prediction. **Journal of Hydrology**, v. 578, p. 124084, 2019.

NAKHAEI, Nader; ACKERMAN, Josef D.; BOUFFARD, Damien; *et al.* Empirical modeling of hypolimnion and sediment oxygen demand in temperate Canadian lakes. **Inland Waters**, v. 11, n. 3, p. 351–367, 2021.

NATALE, W., COUTINHO, E.L.M., BOARETTO, A.E., PEREIRA, F.M., OIOLI, A.A.P., SALES, L. Nutrição e adubação potássica na cultura da goiabeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, n.2, p.247-250, 1996 b.

NATALE, W.; PRADO, R.M.; CORRÊA, M.C.M.; SILVA, M.A.C.; PEREIRA, L. Resposta de mudas de goiabeira à aplicação de zinco. *Revista Brasileira de Fruticultura*, Jaboticabal, v.24, n.3, p.770-773, 2002.

NEPOMUCENO, T. C. Modelo para Simulação de Nitrogênio e Fósforo em Sistemas de Recursos Hídricos, Aplicação em Região do Alto Curso do Rio Piranhas – PB. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018).

NOBILE, C.M.; BRAVIN, M.N.; BECQUER, T.; *et al.* Phosphorus sorption and availability in an andosol after a decade of organic or mineral fertilizer applications: Importance of pH and organic carbon modifications in soil as compared to phosphorus accumulation. **Chemosphere**, v. 239, p. 124709, 2020.

NUGRAHA, W D; SARMININGSIH, A; ALFISYA, B. The Study of Self Purification Capacity Based on Biological Oxygen Demand (BOD) and Dissolved Oxygen (DO) Parameters. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 448, n. 1, p. 012105, 2020.

OLIVEIRA, G. M.; LEITÃO, M. M. V. B. R.; GALVÃO, C. O.; LEITÃO, T. H. V. Estimativa da Evaporação e Análise de Uso do Coeficiente (kp) do Tanque “Classe A” nas Regiões do Cariri e Sertão da Paraíba. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 10, n. 4, p. 73-83. 2005.

ORTEGA, Paulo; PIRES, Natal; LIMA, Cláudio, O CRITÉRIO DE EULER COMO FERRAMENTA PARA O ESTUDO E DIFERENCIAÇÃO ENTRE FUNÇÕES DE ESTADO E VARIÁVEIS DE PROCESSO EM TERMODINÂMICA QUÍMICA, **Química Nova**, v. 2018, 2018.

OSTAD-ALI-ASKARI, Kaveh; SHAYANNEJAD, Mohammad. Quantity and quality modelling of groundwater to manage water resources in Isfahan-Borkhar Aquifer. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 11, p. 15943–15959, 2021.

OSTROUMOV, S. A., Water Quality and Conditioning in Natural Ecosystems: Biomachinery Theory of Self-Purification of Water, **Russian Journal of General Chemistry**, v. 87, n. 13, p. 3199–3204, 2017.

PAUDEL, J.; CRAGO, C. L. Environmental Externalities from Agriculture: Evidence from Water Quality in the United States. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 103, n. 1, p. 185–210, jan. 2021.

PARAÍBA. Plano Diretor de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba: Bacia dos rios Piancó e Alto Piranhas. Plano Diretor de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba, 1996a.

PAZOUKI, Mohammad; REZAIE, Kamran; BOZORGI-AMIRI, Ali. A fuzzy robust multi-objective optimization model for building energy retrofit considering utility function: A university building case study. **Energy and Buildings**, v. 241, p. 110933, 2021.

PENG, Tao; DENG, Hongwei. Comprehensive evaluation on water resource carrying capacity in karst areas using cloud model with combination weighting method: a case study of Guiyang, southwest China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 29, p. 37057–37073, 2020.

PHAM, Quoc Bao; MOHAMMADPOUR, Reza; LINH, Nguyen Thi Thuy; *et al.* Application of soft computing to predict water quality in wetland. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 1, p. 185–200, 2021.

PIROUZI, Sasan; LATIFY, Mohammad Amin; YOUSEFI, G. Reza. Conjugate active and reactive power management in a smart distribution network through electric vehicles: A mixed integer-linear programming model. **Sustainable Energy, Grids and Networks**, v. 22, p. 100344, 2020.

POIKANE, S. et al. Estimating river nutrient concentrations consistent with good ecological condition: More stringent nutrient thresholds needed. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107017, fev. 2021.

- PORTO, R.de M. Hidráulica Básica. 3ªed. São Paulo: EESC – USP, 2004. 540p.
- POPEL, H. J. Aeration and gas transfer. 2nd ed. Delft: Delft University of Technology, 1979. 169p
- PUEYO, José J.; QUIÑONES, Miguel A.; COBA DE LA PEÑA, Teodoro; *et al.* Nitrogen and Phosphorus Interplay in Lupin Root Nodules and Cluster Roots. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, p. 644218, 2021.
- Qasim, S. R. 1985 Wastewater Treatment Plants: Planning, Design and Operation. Hot, Rinehart and Winston, New York.
- QI, Mengmeng; HAN, Yanhe; ZHAO, Zikun; *et al.* Integrated Determination of Chemical Oxygen Demand and Biochemical Oxygen Demand. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 30, n. 2, p. 1785–1794, 2021.
- QI, Junyu; ZHANG, Xuesong; YANG, Qichuan; *et al.* SWAT ungauged: Water quality modeling in the Upper Mississippi River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 584, p. 124601, 2020.
- QIN, G. *et al.* Water quality assessment and pollution source apportionment in a highly regulated river of Northeast China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 7, p. 446, jul. 2020.
- QUAN, Zhi; ZHANG, Xin; FANG, Yunting. The undefined N source might be overestimated by <sup>15</sup>N tracer trials. **Global Change Biology**, v. 27, n. 3, p. 467–468, 2021.
- RAHIMI, Shadi; MODIN, Oskar; MIJAKOVIC, Ivan. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. **Biotechnology Advances**, v. 43, p. 107570, 2020.
- RAHMAN, Md. Mizanur; BISWAS, Jatish Chandra; SUTTON, Mark A.; *et al.* Assessment of Reactive Nitrogen Flows in Bangladesh's Agriculture Sector. **Sustainability**, v. 14, n. 1, p. 272, 2021.
- RAJU, B. C. K. *et al.* Optimization of Reservoir Operation using Linear Programming, International Journal of Recent Technology and Engineering, v. 8, n. 5, p. 1028–1032, 2020.
- RASHMI, I.; JHA, Pramod; BISWAS, A. K. Phosphorus Sorption and Desorption in Soils Amended with Subabul Biochar. **Agricultural Research**, v. 9, n. 3, p. 371–378, 2020.
- RAULINO, J. B. S.; SILVEIRA, C. S.; LIMA NETO, I. E. Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality of large semi-arid reservoirs in Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, v. 66, n. 8, p. 1321–1336, 11 jun. 2021.
- RAYMOND, Nelly S.; GÓMEZ-MUÑOZ, Beatriz; BOM, Frederik J. T.; *et al.* Phosphate-solubilising microorganisms for improved crop productivity: a critical assessment. **New Phytologist**, v. 229, n. 3, p. 1268–1277, 2021.
- REIS, J.A.T. & MENDONÇA, A.S.F. (2009). Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 353-362.

RIBEIRO, Paula Godinho; DINALI, Guilherme Soares; BOLDRIN, Paulo Fernandes; *et al.* Rare Earth Elements (REEs) Rich-Phosphate Fertilizers Used in Brazil are More Effective in Increasing Legume Crops Yield Than Their REEs-Poor Counterparts. **International Journal of Plant Production**, v. 15, n. 1, p. 1–11, 2021.

RODRIGUEZ, Andres F.; DAROUB, Samira H.; GERBER, Stefan; *et al.* Water management effect on soil oxidation, greenhouse gas emissions, and nitrogen leaching in drained peat soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 85, n. 3, p. 814–828, 2021.

ROBERTSON, Dale M.; SAAD, David A. Nitrogen and Phosphorus Sources and Delivery from the Mississippi/Atchafalaya River Basin: An Update Using 2012 SPARROW Models. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 57, n. 3, p. 406–429, 2021.

RODRIGUEZ-MIRANDA, Alvaro *et al.* Linear programming for the analysis and virtual recreation of historical events: the allocation of the artillery during the Siege of Bilbao in 1874. **Virtual Archaeology Review**, v. 12, n. 25, p. 99, 2021.

SAHINIDIS, Nikolaos V. Mixed-integer nonlinear programming 2018. **Optimization and Engineering**, v. 20, n. 2, p. 301–306, 2019.

SALIH, Sinan Q.; ALAKILI, Intisar; BEYAZTAS, Ufuk; *et al.* Prediction of dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, and chemical oxygen demand using hydrometeorological variables: case study of Selangor River, Malaysia. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 5, p. 8027–8046, 2021.

SANTOS SANTOS, Tania F.; CAMACHO, Luis A. An Integrated Water Quality Model to Support Multiscale Decisions in a Highly Altered Catchment. **Water**, v. 14, n. 3, p. 374, 2022.

SANTOS, Valterlin *et al.* Um Modelo de Otimização Multiobjetivo para Análise de Sistema de Recursos Hídricos I: Metodologia, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 4, p. 49–60, 2011.

SANTOS, V. S. Modelo de Otimização Quali-Quantitativo Multiobjetivo para o Planejamento dos Recursos Hídricos Superficiais, com Aplicação à Bacia do Rio Paraíba. 2011, 170 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

SCHLIEMANN, S. A.; GREVSTAD, N.; BRAZEAU, R. H. Water quality and spatio-temporal hot spots in an effluent-dominated urban river. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 1, jan. 2021.

SCHALLENBERG, Marc. The application of stressor–response relationships in the management of lake eutrophication. **Inland Waters**, v. 11, n. 1, p. 1–12, 2021.

SCHIFERL, Luke D. *et al.* An investigation of ammonia and inorganic particulate matter in California during the CalNex campaign: CALNEX AMMONIA AND INORGANIC FINE PM, **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 119, n. 4, p. 1883–1902, 2014.

SCIENTEC. Associação para o desenvolvimento da Ciência e Tecnologia. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Paraíba: Bacia do Piancó e do Alto Piranhas. SEPLAN. (1997).

SMA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Versão 1.5 do Modelo de Correlação Uso do Solo/ Qualidade de Água- MQUAL. São Paulo, SP. 2003.

SEIFAN, Mostafa; BERENJIAN, Aydin, Microbially induced calcium carbonate precipitation: a widespread phenomenon in the biological world, **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 103, n. 12, p. 4693–4708, 2019.

SHABANI, Amir; ASGARIAN, Behrouz; SALIDO, Miguel; *et al.* Search and rescue optimization algorithm: A new optimization method for solving constrained engineering optimization problems. **Expert Systems with Applications**, v. 161, p. 113698, 2020.

SHAFIEI, F. Nutrient mass balance of a large riverine reservoir in the context of water residence time variability. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 29, p. 39082–39100, ago. 2021.

SHAH, Muhammad Izhar; JAVED, Muhammad Faisal; ABUNAMA, Taher. Proposed formulation of surface water quality and modelling using gene expression, machine learning, and regression techniques. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 11, p. 13202–13220, 2021.

SHAMLOO, Nazila; BAKHTAVAR, Ezzeddin; HEWAGE, Kasun; *et al.* Optimization of hydraulic fracturing wastewater management alternatives: A hybrid multi-objective linear programming model. **Journal of Cleaner Production**, v. 286, p. 124950, 2021.

SHARMA, M. K.; KUMAR, Pradeep; BHANOT, Kunarika; *et al.* Assessment of non-point source of pollution using chemical mass balance approach: a case study of River Alaknanda, a tributary of River Ganga, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 7, p. 424, 2021.

SHEN, J.-J. *et al.* Large-Scale Unit Commitment for Cascaded Hydropower Plants with Hydraulic Coupling and Head-Sensitive Forbidden Zones: Case of the Xiluodu and Xiangjiaba Hydropower System. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 146, n. 11, p. 05020023, nov. 2020.

SI, Y. *et al.* Revealing the water-energy-food nexus in the Upper Yellow River Basin through multi-objective optimization for reservoir system. **Science of The Total Environment**, v. 682, p. 1–18, set. 2019.

SILVA, Thiago Abrantes *et al.* Efficiency of technologies to live with drought in agricultural development in Brazil's semi-arid regions, **Journal of Arid Environments**, v. 192, p. 104538, 2021.

SIMONOVIC, Slobodan P., Reservoir Systems Analysis: Closing Gap between Theory and Practice, **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 118, n. 3, p. 262–280, 1992.

SOLER-JOFRA, Aina; PÉREZ, Julio; VAN LOOSDRECHT, Mark C.M. Hydroxylamine and the nitrogen cycle: A review. **Water Research**, v. 190, p. 116723, 2021.

SRUTHY, G.S.; PRIYA, K.L.; MADHU, Athul M.; *et al.* Fuzzy logic approach for the assessment of trophic state of water bodies. **Ecological Engineering**, v. 169, p. 106314, 2021.

SUN, Fuhong *et al.* China is establishing its water quality standards for enhancing protection of aquatic life in freshwater ecosystems, **Environmental Science & Policy**, v. 124, p. 413–422, 2021.

SUWAL, N. *et al.* Optimisation of cascade reservoir operation considering environmental flows for different environmental management classes. **Renewable Energy**, v. 158, p. 453–464, out. 2020.

TALEB, Sirine; YERETZIAN, Aram; JABR, Rabih A.; *et al.* Optimization of building form to reduce incident solar radiation. **Journal of Building Engineering**, v. 28, p. 101025, 2020.

TELLES, W.R.; RODRIGUES, P.P.G.W.; SILVA NETO, A.J., Calibração automática da plataforma MOHID empregando um método estocástico de otimização e dados reais de um evento climático extremo em Nova Friburgo-RJ: parte 1 – preparação do modelo digital do terreno e aquisição dos dados experimentais de precipitação e nível, **Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería**, v. 33, n. 3–4, p. 164–170, 2017.

TEIXEIRA, Emmanuel Kennedy da Costa; POLICARPO, Letícia Gabriela Andrade; SILVA, Suely Riciati da; *et al.* Spatial-temporal variation and modeling of rainwater quality. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 3, p. e45810313598, 2021.

THU MINH, Huynh Vuong; TRI, Van Pham Dang; UT, Vu Ngoc; *et al.* A Model-Based Approach for Improving Surface Water Quality Management in Aquaculture using MIKE 11: A Case of the Long Xuyen Quadangle, Mekong Delta, Vietnam. **Water**, v. 14, n. 3, p. 412, 2022.

TIAN, J. *et al.* Adaptive optimal allocation of water resources response to future water availability and water demand in the Han River basin, China. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 7879, dez. 2021.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. Soil fertility and fertilizers. New York: Macmillan Publishing Company, 1985. 754p

TURKELTAUB, Tuvia; JIA, Xiaoxu; ZHU, Yuanjun; *et al.* A Comparative Study of Conceptual Model Complexity to Describe Water Flow and Nitrate Transport in Deep Unsaturated Loess. **Water Resources Research**, v. 57, n. 8, 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2020WR029250>>. Acesso em: 23 fev. 2022.

UDDIN, Md. Galal; NASH, Stephen; OLBERT, Agnieszka I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, p. 107218, 2021.

VASISTHA, Prachi; GANGULY, Rajiv. Water quality assessment of natural lakes and its importance: An overview. **Materials Today: Proceedings**, v. 32, p. 544–552, 2020.

VIEIRA, A. S. Modelo de Simulação Quali-Quantitativo Multiobjetivo para o Planejamento Integrado dos Sistemas De Recursos Hídricos. 2011, 296 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

VIGIAK, Olga *et al*, Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies, **Science of The Total Environment**, v. 666, p. 1089–1105, 2019.

VINÇON-LEITE, Brigitte; CASENAVE, Céline, Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review, **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 2985–3001, 2019.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007. 588 p.

WANG, Qipeng; LIAO, Zaiyi; YAO, Dongxin; *et al*. Phosphorus immobilization in water and sediment using iron-based materials: A review. **Science of The Total Environment**, v. 767, p. 144246, 2021.

WALLER, D. M. *et al*. Shifts in precipitation and agricultural intensity increase phosphorus concentrations and loads in an agricultural watershed. **Journal of Environmental Management**, v. 284, p. 112019, abr. 2021.

WANG, Cong; AMON, Barbara; SCHULZ, Karsten; *et al*. Factors That Influence Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Soils as Well as Their Representation in Simulation Models: A Review. **Agronomy**, v. 11, n. 4, p. 770, 2021.

WANG, Rongjia *et al*, Cleaner agricultural production in drinking-water source areas for the control of non-point source pollution in China, **Journal of Environmental Management**, v. 285, p. 112096, 2021.

WANG, Xinzi; WANG, Kejia; DING, Jiamu; *et al*. Predicting water quality during urbanization based on a causality-based input variable selection method modified back-propagation neural network. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 1, p. 960–973, 2021.

WANG, Weizong; PATIL, Bhaskar; HEIJKERS, Stjin; *et al*. Nitrogen Fixation by Gliding Arc Plasma: Better Insight by Chemical Kinetics Modelling. **ChemSusChem**, v. 10, n. 10, p. 2145–2157, 2017.

WIEGAND, M. C. *et al*. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, v. 184, p. 104321, jan. 2021.

WELLER, Donald E.; JORDAN, Thomas E. Inexpensive spot sampling provides unexpectedly effective indicators of watershed nitrogen status. **Ecosphere**, v. 11, n. 8, 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecs2.3224>>. Acesso em: 29 jan. 2022.

WEY, Hannah; HUNKELER, Daniel; BISCHOFF, Wolf-Anno; et al. Field-scale monitoring of nitrate leaching in agriculture: assessment of three methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 194, n. 1, p. 4, 2022. wey

WHITEHEAD, P.G.; JIN, L.; BUSSI, G.; et al. Water quality modelling of the Mekong River basin: Climate change and socioeconomics drive flow and nutrient flux changes to the Mekong Delta. *Science of The Total Environment*, v. 673, p. 218–229, 2019.

WILLIAMSON, Tanner J.; VANNI, Michael J.; RENWICK, William H. Spatial and Temporal Variability of Nutrient Dynamics and Ecosystem Metabolism in a Hyper-eutrophic Reservoir Differ Between a Wet and Dry Year. *Ecosystems*, v. 24, n. 1, p. 68–88, 2021.

WU, Yueqiu; WANG, Liping; ZHANG, Yanke; et al. Application of Marginal Rate of Transformation in Decision Making of Multi-Objective Reservoir Optimal Operation Scheme. *Sustainability*, v. 13, n. 3, p. 1488, 2021.

XIE, Y.L. et al, An inexact stochastic-fuzzy optimization model for agricultural water allocation and land resources utilization management under considering effective rainfall, *Ecological Indicators*, v. 92, p. 301–311, 2018.

XINYI, Fan; YIHONG, Yue; LIN, Mei; et al. Coupling effects of hydrological characteristics and nutrient load in sediments on the trophic state of reservoirs. *Acta Geochimica*, v. 40, n. 4, p. 640–649, 2021.

YAN, Lei; XUE, Lihong; PETROPOULOS, Evangelos; et al. Nutrient loss by runoff from rice-wheat rotation during the wheat season is dictated by rainfall duration. *Environmental Pollution*, v. 285, p. 117382, 2021.

YANG, Hailan; YE, Shujing; ZENG, Zhuotong; et al. Utilization of biochar for resource recovery from water: A review. *Chemical Engineering Journal*, v. 397, p. 125502, 2020.

YANG, Zhifang; LIN, Wei; QIU, Feng; et al. Correct the Piecewise Linearization Error of Quadratic Objective Function in DC OPF Model. *IEEE Transactions on Power Systems*, v. 34, n. 6, p. 5083–5086, 2019.

YASEEN, Zaher Mundher et al, A hybrid bat–swarm algorithm for optimizing dam and reservoir operation, *Neural Computing and Applications*, v. 31, n. 12, p. 8807–8821, 2019.

YOUNG, James C.; VANROLLEGHEM, Peter A. Carbonaceous vs. total biochemical oxygen demand as a basis for WRRF design and performance monitoring. *Water Environment Research*, v. 93, n. 9, p. 1510–1515, 2021.

YU, Yang; ZHAO, Rui; ZHANG, Jiahe; et al. Multi-objective game theory optimization for balancing economic, social and ecological benefits in the Three Gorges Reservoir operation. *Environmental Research Letters*, v. 16, n. 8, p. 085007, 2021.

ZECH, Konstantin M.; SCHNEIDER, Uwe A., Carbon leakage and limited efficiency of greenhouse gas taxes on food products, *Journal of Cleaner Production*, v. 213, p. 99–103, 2019.

ZHANG, Chenglong *et al*, Towards sustainable water resources planning and pollution control: Inexact joint-probabilistic double-sided stochastic chance-constrained programming model, **Science of The Total Environment**, v. 657, p. 73–86, 2019.

ZHI, Wei; FENG, Dapeng; TSAI, Wen-Ping; *et al*. From Hydrometeorology to River Water Quality: Can a Deep Learning Model Predict Dissolved Oxygen at the Continental Scale? **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 4, p. 2357–2368, 2021.

ZHANG, Ming; SONG, Ge; GELARDI, Danielle L.; *et al*. Evaluating biochar and its modifications for the removal of ammonium, nitrate, and phosphate in water. **Water Research**, v. 186, p. 116303, 2020.

ZHANG, X.; DAVIDSON, E. A.; ZOU, T.; *et al*. Quantifying Nutrient Budgets for Sustainable Nutrient Management. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 34, n. 3, 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2018GB006060>>. Acesso em: 28 fev. 2022.

ZHANG, Zengyu; FURMAN, Alex. Soil redox dynamics under dynamic hydrologic regimes - A review. **Science of The Total Environment**, v. 763, p. 143026, 2021.

ZHOU, Peng; HUANG, Qihua. A Spatiotemporal Model for the Effects of Toxicants on Populations in a Polluted River. **SIAM Journal on Applied Mathematics**, v. 82, n. 1, p. 95–118, 2022.

ZHU, Zhixin *et al*, The habitat type and trophic state determine benthic macroinvertebrate communities in lowland shallow lakes of China, **Journal of Limnology**, 2016.