

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GESTÃO E REGULAÇÃO DE
RECURSOS HÍDRICOS**

MURILO BRAZZALI RODRIGUES

**EMPREGO DE CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE COMO SUBSÍDIO
AO PROCESSO DE ENQUADRAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA**

**VITÓRIA
2018**

MURILO BRAZZALI RODRIGUES

**EMPREGO DE CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE COMO SUBSÍDIO
AO PROCESSO DE ENQUADRAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, na área de concentração em Regulação e Governança dos Recursos Hídricos.
Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis

VITÓRIA
2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial Tecnológica,
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

R696e Rodrigues, Murilo Brazzali, 1993-
Emprego de curvas de permanência de qualidade como
subsídio ao processo de enquadramento de cursos d'água /
Murilo Brazzali Rodrigues. – 2018.
216 f. : il.

Orientador: José Antônio Tosta dos Reis.
Dissertação (Mestrado em Rede Nacional em Gestão e
Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua) – Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Água – Qualidade. 2. Esgotos. 3. Benevente, Rio, Bacia
(ES). 4. Enquadramento de cursos d'água. 5. Capacidade de
autodepuração. 6. Curva de permanência de qualidade.
7. Modelagem matemática. I. Reis, José Antônio Tosta dos.
II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico.
III. Título.

CDU: 628

EMPREGO DE CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE COMO SUBSÍDIO AO PROCESSO DE ENQUADRAMENTO DE CURSOS D'ÁGUA

Murilo Brazzali Rodrigues

Banca Examinadora:



Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis
Orientador - PPGEA/CT/UFES



Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça
Examinador Interno – PPGEA/UFES



MSc. Celio Bartole Pereira
Examinador Externo – SPRH/ANA



Profª. Drª. Lilians Lazzari Albertin
Examinadora Externa – DEC/UNESP

Edmilson Costa Teixeira
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos
Hídricos
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória-ES, 27 de setembro de 2018.

AGRADECIMENTOS

À força divina, pela iluminação e proteção concedidas a mim, durante toda minha vida.

Aos meus pais, Antônio Carlos Bianque Rodrigues e Dinéia Maria Brazzali Rodrigues que por meio de seu amor incondicional, estiveram sempre presentes, cuidando e me apoiando para que pudesse concluir esta pesquisa.

Ao prof. José Antônio Tosta dos Reis, meu orientador, pela paciência e incentivo e orientação inigualável. Agradeço pelo apoio incondicional prestado, a forma interessada, extraordinária e pertinente como acompanhou a realização deste trabalho. As suas críticas construtivas, as discussões e reflexões foram fundamentais ao longo de todo o percurso. Não posso esquecer a sua grande contribuição para o meu crescimento pessoal e profissional. Eternamente grato por todo o apoio.

Ao Antônio Sérgio Ferreira Mendonça e Marco Aurélio Costa Caiado não posso deixar de referenciar meu sincero agradecimento pelas valiosas considerações feitas na banca de qualificação do projeto de pesquisa.

À banca examinadora, pela aceitação ao convite e contribuição para esta pesquisa.

Aos professores do ProfÁgua, pelos ensinamentos ao longo do curso.

Aos amigos e familiares que, nas diferentes etapas desse trabalho, tanto me ajudaram, tornando mais fácil minha caminhada.

Aos amigos que fiz no ProfÁgua, pela ajuda e amizade durante o curso.

Aos amigos que fiz no Laboratório de Modelagem e Otimização em Recursos Hídricos, Gláucia e Karinnie, pela disposição e colaboração na conclusão deste trabalho.

À Agência Nacional de Águas, à CAPES e ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, incentivadores e apoiadores do programa ProfÁgua.

Meus sinceros agradecimentos a todos que de alguma forma contribuíram, incentivaram e acreditaram neste trabalho.

EPÍGRAFE

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

Albert Einstein

RESUMO

Este trabalho teve como principal perspectiva discutir a aplicação das curvas de permanência de qualidade como ferramenta para subsidiar as decisões sobre o enquadramento de cursos d'água superficiais. A bacia hidrográfica do rio Benevente, curso d'água de domínio do estado do Espírito Santo e que já passou por processo de enquadramento legal, constituiu a área de estudo na qual foram avaliadas as respostas do eventual emprego das curvas de permanência de qualidade como subsídio ao processo de enquadramento. As cargas totais de demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) foram apropriadas para três seções de controle considerando-se o esgotamento sanitário como a única fonte poluidora da bacia. Com o auxílio do modelo QUAL-UFMG foram avaliados os resultados associados a distintos cenários de simulação da autodepuração segundo três panoramas de tratamento de esgoto, duas condições de abatimento de matéria orgânica e três horizontes de análise (2017, 2022 e 2032). Foram simulados os parâmetros OD e $DBO_{5,20}$ associados a vazão de referência Q_{90} . As curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$ foram construídas por classe de enquadramento estabelecida pela Resolução CONAMA n° 357/2005, para os rios de água doce Classes 1, 2 e 3. A capacidade de autodepuração do rio Benevente permitiu a redução de aproximadamente 17% da carga total de $DBO_{5,20}$ aportada. Independentemente do cenário de simulação avaliado, o rio Benevente apresentou condições de qualidade usualmente mais próximas dos padrões estabelecidos para a Classe 1 de enquadramento; exceção foi observada para o trecho à jusante da sede municipal de Alfredo Chaves, porção do curso d'água que se apresentou mais alinhada com a perspectiva de enquadramento na Classe 2. Nesse sentido, as curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$ apontaram condições de qualidade da água, mesmo com o tratamento de esgoto atualmente implantado e em operação na bacia hidrográfica do rio Benevente, mais restritivas do que acordado no enquadramento legal.

Palavras-chave: Enquadramento. Curva de Permanência de Qualidade. Modelagem Matemática. Qualidade de Água. Rio Benevente.

CONSIDERAÇÕES PARA O SINGREH¹ – SÍNTESE

O Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profágua) tem como uma das perspectivas desenvolver metodologias que ofereçam suporte à gestão de recursos hídricos. É relevante observar que, no Brasil, ainda que o enquadramento dos corpos d'água exista há mais de trinta anos, sua implementação é ainda muito incipiente. Nesse sentido, a dificuldade metodológica é apontada como uma das principais deficiências que contribuem com essa situação. Neste contexto, considerando-se as dificuldades de implementação do enquadramento de cursos d'água, sejam elas técnicas e/ou metodológicas, as curvas de permanência de qualidade constituem ferramentas que podem oferecer subsídio ao processo de elaboração da proposta de enquadramento. Ao relacionar os parâmetros de qualidade da água com a curva de permanência de vazões, as curvas de permanência de qualidade permitem aos gestores identificar a permanência no tempo em que um determinado padrão de qualidade é respeitado, oferecendo diferentes cenários de avaliação de qualidade da água, além de representarem, de forma consistente, a inter-relação dos aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos, essencial a adequada gestão hídrica. A principal proposta das curvas de permanência de qualidade está na definição dos objetivos de qualidade em função das probabilidades de ocorrência. Essas probabilidades podem subsidiar o processo de enquadramento, ao permitirem analisar o atendimento ou não das metas intermediárias e finais de enquadramento de corpos hídricos em classes de uso. Desse modo, as curvas constituem uma representação gráfica de fácil compreensão, pela sociedade e gestores, dos processos que ocorrem nos corpos hídricos, em função das fontes de poluição. Nesse contexto, a adoção das curvas pode tornar o processo de enquadramento mais adaptável, relacionando as metas de qualidade da água e a sazonalidade das vazões.

¹ SINGREH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

ABSTRACT

This study proposes as a main perspective water quality flow-duration curves application as a tool to support the establishment of rivers water quality class framework. Benevente river watershed, a water course located in the state of Espírito Santo, represents the scenario in which the results were evaluated based on the water quality flow-duration curves as part of the process. Total Biochemical Oxygen Demand (BOD) Loads were appropriated for three control sections considering river watershed sewage discharges as the unique pollution source. For the analysis was used the QUAL-UFMG model, which results were associated with three different self-purification simulation scenarios, according to three sewage treatment conditions, two organic loads conditions and three time horizons (2017, 2022 e 2032). BOD and DO parameters were simulated considering the flow rate reference Q_{90} . BOD Flow-Duration Curves were associated with environmental standards established by CONAMA Resolution 357/2005 for classes 1, 2 and 3 rivers. Benevente river self-purification capacity allowed 17% reduction of $BOD_{5,20}$ total loads. Apart of the simulation scenario evaluated, the Benevente river presented quality conditions similar to Class 1 standard. On the other hand, part of the water course located downstream Alfredo Chaves presented quality conditions close to Class 2 standards. Therefore, water quality Flow-Duration Curves for the $BOD_{5,20}$ parameter, even with the sewage treatment currently in operation in Benevente river watershed, water quality conditions more restrictive than the corresponding to legal framework requirement.

Keywords: Framework. Quality Flow-duration curves. Mathematical modeling. Water quality. Benevente river.

CONSIDERATIONS FOR SINGREH – SYNTHESIS

The Program ProfÁgua Water Resources Management and Regulation present as a perspective, the development of methodologies to offer support for water resources management. It is important to point out that in Brazil even there has been water quality classification started more than thirty years, its implementation is still limited. In this regard, methodological difficulty is identified as one of the main failures that contribute to this problem. In this context, considering the implementation difficulties, either technical or methodological, for water quality class framework, the water quality flow-duration curves can be tools for helping the elaboration of framework proposals. By connecting water quality parameters with flow-rate curves, water quality flow-duration curves allow managers identify the percentage of time in which a specific quality standard should be respected, providing different water quality assessment scenarios and also representing water resources quantitative and qualitative aspects interrelation consistently, essential for water resources management. The main objective of water quality flow-duration curves is the definition of quality goals according to occurrence probabilities. These probabilities can support the water quality framework problem, permitting identification of intermediate and final goals identifying for water quality classes. Thus, the curves allow with easy graphical representation comprehension by society and managers, of processes occurring in water courses in function of pollution sources. Thus, by curves implementation, turn the quality water class framework process be more adaptable by linking water quality goals and flows seasonality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Bacias hidrográficas interestaduais e estaduais com rios enquadrados.	52
Figura 02 – Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) para as bacias interestaduais e estaduais.....	54
Figura 03 – Probabilidade de permanência nas classes de enquadramento subbacia IR1.....	81
Figura 04 – Localização da bacia hidrográfica do rio Benevente no estado do Espírito Santo.....	83
Figura 05 – Identificação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do rio Benevente, com destaque para a área de Manguezal, junto a foz da bacia.	84
Figura 06 – Enquadramento legal para a bacia do rio Benevente.....	91
Figura 07 – Etapas metodológicas de aplicação das curvas de permanência de qualidade da água.....	92
Figura 08 – Fluxograma dos processos utilizados para a obtenção do MDE-HC e determinação da área de drenagem utilizando-se a ferramenta ArcHydro.	94
Figura 09 – Comparação da rede de drenagem obtida por meio do MDE, com a do GEOBASES, de uma porção da área de estudo.....	97
Figura 10 – MDE-HC da bacia do rio Benevente.	98
Figura 11 – Fluxograma dos processos utilizados para a regionalização da curva de permanência de vazões.	99
Figura 12 – Localização das estações fluviométricas selecionadas para a regionalização.	102
Figura 13 – Localização espacial das seções de controle A, B e C e, representação das bacias contribuintes consideradas na construção das curvas de permanência nas seções de controle.	106

Figura 14 – Fluxograma dos processos utilizados para a apropriação das cargas totais de DBO.	107
Figura 15 – Malha digital de setores censitários que compõe a bacia hidrográfica do rio Benevente.	110
Figura 16 – Representação gráfica das informações utilizadas para a modelagem com o QUAL-UFMG.	116
Figura 17 – Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Benevente	119
Figura 18 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Pau D'alto.	134
Figura 19 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Pau D'alto.	135
Figura 20 – Relação entre as cargas produzidas de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 1, ano 2032.	137
Figura 21 – Relação entre as cargas produzidas de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 2, ano 2032.	138
Figura 22 – Relação entre as cargas produzidas de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 3, ano 2032.	139
Figura 23 – Percentual da população e da carga total de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 1, ano 2032.	141
Figura 24 – Percentual da população e da carga total de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 2, ano 2032.	141

Figura 25 – Percentual da população e da carga total de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 3, ano 2032.....	142
Figura 26 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Benevente segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.....	145
Figura 27 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Benevente segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.	145
Figura 28 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Santa Maria segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.....	146
Figura 29 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Santa Maria segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.	146
Figura 30 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o ribeirão São Joaquim segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.....	147
Figura 31 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o ribeirão São Joaquim segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.	147
Figura 32 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Batatal segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.	148
Figura 33 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Batatal segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.	148

Figura 34 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Caco do Pote segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.....	149
Figura 35 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Caco do Pote segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.	149
Figura 36 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pongal segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.	150
Figura 37 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pongal segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.	150
Figura 38 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2032, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	155
Figura 39 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2032, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	156
Figura 40 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2032, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	156
Figura 41 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2032, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	157
Figura 42 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2032, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	157

Figura 43 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2032, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	158
Figura 44 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2032.	162
Figura 45 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente atual (Panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2032.	162
Figura 46 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente tratado a 70% de remoção de $DBO_{5,20}$ (Panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2032.	163
Figura 47 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2032.	166
Figura 48 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2032.	166
Figura 49 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2032.	167
Figura I.1 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Córrego do Galo.	190
Figura I.2 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Fazenda Jucuruaba.	190

Figura I.3 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Matilde.....	191
Figura I.4 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Iconha Montante.	191
Figura III.1 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2017, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	194
Figura III.2 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2017, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	194
Figura III.3 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2022, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	195
Figura III.4 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2022, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	195
Figura IV.1 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2017, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	196
Figura IV.2 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2017, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	196
Figura IV.3 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2022, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	197

Figura IV.4 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2022, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	197
Figura V.1 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2017, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	198
Figura V.2 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2017, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	198
Figura V.3 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2022, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).....	199
Figura V.4 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2022, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).	199
Figura VI.1 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2017.	200
Figura VI.2 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2017.	201
Figura VI.3 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2017.	201
Figura VI.4 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente	

bruto (Panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2022.	202
Figura VI.5 – Cargas de DBO _{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2022.	202
Figura VI.6 – Cargas de DBO _{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2022.	203
Figura VII.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2017.	204
Figura VII.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2017.	204
Figura VII.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2017.	205
Figura VII.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2017.	205
Figura VII.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2017.	206
Figura VII.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2017.	206
Figura VII.7 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2017.	207
Figura VII.8 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2017.	207
Figura VII.9 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2017.	208

Figura VIII.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2022.	209
Figura VIII.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2022.	209
Figura VIII.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2022.	210
Figura VIII.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2022.	210
Figura VIII.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2022.	211
Figura VIII.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2022.	211
Figura VIII.7 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2022.	212
Figura VIII.8 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2022.	212
Figura VIII.9 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2022.	213
Figura IX.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2032.	214
Figura IX.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2032.	214
Figura IX.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2032.	215
Figura IX.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2032.	215

Figura IX.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2032.216

Figura IX.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2032.216

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d) (base e, 20 °C).....	63
Tabela 02 – Valores médios de K_2 (base e, 20 °C)	64
Tabela 03 – Valores do coeficiente K_2 /dia segundo modelos baseados na velocidade e profundidade dos cursos d'água (base e, 20 °C).	65
Tabela 04 – Diferentes equações para apropriação do coeficiente de reaeração (base e, 20 °C).....	65
Tabela 05 – Valores típicos de K_s (base e, 20 °C).....	68
Tabela 06 – Parâmetros da bacia hidrográfica do rio Benevente.....	98
Tabela 07 – Vazões com permanência de 50 e 95% no tempo para as estações fluviométricas adotadas na regionalização.....	104
Tabela 08 – Taxa média geométrica de crescimento populacional do IBGE para os municípios da bacia hidrográfica do rio Benevente.	111
Tabela 09 – Projeção populacional para os anos de 2017, 2022 e 2032, para a seção de controle A.	111
Tabela 10 – Projeção populacional para os anos de 2017, 2022 e 2032, para a seção de controle B.	111
Tabela 11 – Projeção populacional para os anos de 2017, 2022 e 2032, para a seção de controle C.....	112
Tabela 12 – Faixas típicas de consumo per capita de água.	113
Tabela 13 – Índices de atendimento de coleta e tratamento de esgoto dos distritos que apresentam este serviço.	115
Tabela 14 – Altitude média das áreas de contribuição dos cursos d'água da bacia do rio Benevente e respectivas concentrações de saturação de oxigênio.	120

Tabela 15 – Vazões referenciais Q_{90} para as respectivas seções de controle.....	122
Tabela 16 – Outorgas concedidas na bacia hidrográfica do rio Benevente, até o ano de 2012.	122
Tabela 17 – Vazão de esgoto doméstico estimada para as fontes localizadas na área de contribuição da Seção A, considerando o Panorama 1 de tratamento de esgoto e diferentes horizontes de análise.....	123
Tabela 18 – Vazão de esgoto doméstico estimada para as fontes localizadas na área de contribuição da Seção B, considerando o Panorama 1 de tratamento de esgoto e diferentes horizontes de análise.....	123
Tabela 19 – Vazão de esgoto doméstico estimada para as fontes localizadas na área de contribuição da Seção C, considerando o Panorama 1 de tratamento de esgoto e diferentes horizontes de análise.....	124
Tabela 20 – Concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado relativo à população urbana por localidade da bacia do rio Benevente.....	125
Tabela 21 – Valores da carga direta incremental de $DBO_{5,20}$ relativos à população rural.....	126
Tabela 22 – Valores de coeficientes de remoção de DBO adotados na modelagem da qualidade da água do rio Benevente e seus tributários.....	127
Tabela 23 – Identificação das estações fluviométricas adotadas na regionalização e respectivas vazões com permanência de 50% no tempo.	133
Tabela 24 – Identificação das estações fluviométricas adotadas na regionalização e respectivas vazões com permanência 95% no tempo.	133
Tabela 25 – Equações empíricas para a construção da curva de permanência de vazões regionalizadas das seções de controle.	135
Tabela 26 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle C, segundo os horizontes de tempo e Panorama 1 de tratamento de esgoto (0%).	137

Tabela 27 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle C, segundo os horizontes de tempo e Panorama 2 de tratamento de esgoto (Atual).	138
Tabela 28 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle C, segundo os horizontes de tempo e Panorama 3 de tratamento de esgoto (70%).	139
Tabela 29 – Valores de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para as seções de controle estudadas, considerando os diferentes cenários de simulação.....	144
Tabela 30 – Carga total, remanescente e assimilada de $DBO_{5,20}$ para as seções de controle, considerados os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e horizontes de tempo avaliados.	152
Tabela 31 – Percentual de redução da carga total de $DBO_{5,20}$ em função da autodepuração, para as diferentes seções, considerados os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e horizontes de tempo avaliados.	153
Tabela 32 – Percentagem de compatibilidade com as diferentes classes de enquadramento.	160
Tabela 33 – Cargas máximas admissíveis de $DBO_{5,20}$ por seções de controle e cenários de enquadramento.....	160
Tabela 34 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas para o estabelecimento de classes de enquadramento, por cenário de simulação proposto.	161
Tabela 35 – Capacidade de diluição de cargas de $DBO_{5,20}$ não utilizada no estabelecimento de classes de enquadramento, por cenário de simulação proposto.	164
Tabela II.1 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o Panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.	192
Tabela II.2 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o Panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.	192

Tabela II.3 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o Panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.	192
Tabela II.4 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle B, considerando o Panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.	193
Tabela II.5 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle B, considerando o Panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.	193
Tabela II.6 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle B, considerando o Panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.	193

LISTA DE QUADROS

Quadro 01 – Ações que estão sendo desenvolvidas em favor da implementação do enquadramento dos corpos d'água no Brasil.	53
Quadro 02 – Disponibilidade de dados históricos das estações fluviométricas selecionadas.	101
Quadro 03 – Localização e caracterização das estações fluviométricas existentes nas bacias hidrográficas dos rios Jucu, Benevente e Novo.	102
Quadro 04 – Identificação e localização das estações de tratamento de esgoto na bacia hidrográfica do rio Benevente.	109
Quadro 05 – Cenários de simulação associados às perspectivas de crescimento populacional e abatimento da carga orgânica.	128

LISTA DE SIGLAS E ABREVEATURAS

AGERH – Agência Estadual de Recursos Hídricos

ANA – Agência Nacional de Águas

CBH – Comitê de Bacia Hidrográfica

CERH-ES – Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Espírito Santo

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CRH-DF – Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Distrito Federal

CRH-RJ – Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Rio de Janeiro

CRH-RS – Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul

CRH-SP – Conselho Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DHI – Danish Hydraulic Institute

ESRI – Environmental Systems Research Institute

ETE – estação de tratamento de esgoto

GEOBASES – Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo

HidroWeb – Sistema de Informações Hidrológicas

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICE – Índice de Conformidade ao Enquadramento

HEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

LDCs – Load duration curves

MDE – Modelo Digital de Elevação

MDE-HC – Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistido

OD – Oxigênio Dissolvido

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

PRH – Plano de Recursos Hídricos

ProfÁgua – Mestrado profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos

SIHQAL – Simulação Hidrodinâmica e de Qualidade da Água

SINGREH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SisCAH – Sistema Computacional para Análises Hidrológicas

SRTM – Shuttle Radar Topography Mission

SWAT - Soil Water and Analysis Tools

TMDL – Total Maximum Daily Load

UFPR – Universidade Federal do Paraná

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

USP – Universidade de São Paulo

WGS-84 – World Geodetic System 1984

WQSAM – Water Quality Systems Assessment Model

LISTA DE SÍMBOLOS

$\%E_{fo}$ – Percentual de eficiência do tratamento de esgoto por fossa séptica em relação à remoção de $DBO_{5,20}$

$\%E_T$ – Percentual de eficiência do tratamento de esgoto em relação à remoção de $DBO_{5,20}$

$\%C$ – Índice de atendimento por coleta de esgoto doméstico urbano

$\%T$ – Índice de tratamento de esgoto doméstico urbano

$C_{(DBO)}$ – Concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico bruto

$C_{pad(DBO_{5,20})}$ – Concentração de $DBO_{5,20}$ referentes aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para os rios classes 1, 2 e 3 (3, 5 e 10 mg/L, respectivamente)

$C_{SC(DBO_{5,20})}$ – Concentração de $DBO_{5,20}$ simulada para a seção de controle com o auxílio do modelo de qualidade de água

C_0 – Concentração de oxigênio inicial

$Cad_{(DBO_{5,20})}$ – Carga máxima admissível de $DBO_{5,20}$ na seção de controle

$Cad'_{(DBO_{5,20})}$ – Carga máxima admissível de $DBO_{5,20}$ na seção de controle, considerando percentual de 50% da vazão de referência Q_{90}

$CAP_{(DBO_{5,20})}$ – Capacidade de diluição do corpo d'água não utilizada para diluição de carga de $DBO_{5,20}$

$Cast_{(DBO_{5,20})}$ – Carga de $DBO_{5,20}$ a ser tratada para atendimento dos padrões de qualidade associados à determinada classe de enquadramento na seção de controle

$CDi_{DBO_{5,20}}$ – Carga direta incremental de $DBO_{5,20}$, relativa à população rural

$CDr_{(DBO_{5,20})}$ – Carga direta de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico referente a população rural

$C_{re(DBO_{5,20})}$ – Carga remanescente de $DBO_{5,20}$ na seção de controle

$C_{Ru(DBO_{5,20})}$ – Carga remanescente de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico referente a população urbana

C_S – Concentração de saturação de OD

C'_S – Concentração de saturação na altitude (A), em metros

$CT_{(DBO_{5,20})}$ – Carga total de DBO de esgoto doméstico na seção de controle

C_t – Concentração de OD no tempo

D_0 – Déficit de oxigênio Inicial

D – Déficit de oxigênio dissolvido

$DBO_{5,20}$ – Concentração de $DBO_{5,20}$

DBO_u – Concentração da demanda última de oxigênio

D_t – Déficit de oxigênio no tempo

f_A – Fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude;

$F_{Área}$ – Área da fração do setor censitário contida na área de contribuição

F_i – Frequência acumulada

Fr – Número de Froude

H – Profundidade do canal

$K_{(1,d)_{20}}$ – K_1 ou K_d a uma temperatura $T = 20$ °C

$K_{(1,d)_T}$ – K_1 ou K_d a uma temperatura T qualquer

$K_{(2)_{20}}$ – K_2 a uma temperatura $T = 20$ °C

$K_{(2)_T}$ – K_2 a uma temperatura T qualquer

K_1 – Coeficiente de desoxigenação

K_2 – Coeficiente de reaeração

K_d – Coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio

K_r – Coeficiente de remoção global de DBO no rio

K_s – Coeficiente de sedimentação

K_t – Constante para transformação da $DBO_{5,20}$ em DBO_u ;

L_0 – Concentração de DBO remanescente em $t = 0$.

L_0 – Concentração de DBO ultima logo após a mistura

L – Concentração de DBO remanescente em um tempo, t , qualquer;

L_t – Extensão total dos cursos d'água

N_{qi} – Número de vazões de cada intervalo

NT – Número total de vazões

P – Probabilidade de ocorrência

$P_{(u,r)}$ – População urbana ou rural

P_{Cen} – População do setor censitário

P_{Dist} – População residente na fração do setor censitário, contida na área de contribuição

Q – Vazão

Q_{50} – Vazão com permanência de 50%

Q_{50R} – Vazão regionalizada com permanência de 50%

$Q_{7,10}$ – Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de recorrência de 10 anos

Q_{90} – Vazão com permanência de 90%

Q_{95} – Vazão com permanência de 95%

Q_{95R} – Vazão regionalizada com permanência de 95%

$Q_{(u,r)}$ – Vazão média de esgotos domésticos inerente à população urbana ou rural

Q_{PR} – Vazão de permanência regionalizada

Q_{CPV} – Vazões da curva de permanência de vazões relativas à seção de controle

QPC – Quota per capita de água

QR – Vazões regionalizadas

Q_r – Vazão de esgoto doméstico relativa a população rural

Q_{SC} – Vazão média de esgoto domésticos simulada na seção de controle

Q_u – Vazão de esgoto doméstico relativo a população urbana

R – Coeficiente de retorno esgoto/água

R^2 – Coeficientes de correlação

S – Declividade

T – Temperatura do líquido

t – Tempo

u^* – Velocidade de corte

v – Velocidade do curso d'água

v_s – Velocidade de sedimentação

θ – Coeficiente de temperatura

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	35
2	OBJETIVOS	40
2.1	OBJETIVO GERAL	40
2.2	OBJETIVOS ESPECIFICOS.....	40
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	41
3.1	ENQUADRAMENTO DE CORPOS HÍDRICOS.....	41
3.1.1	Procedimentos para o enquadramento no Brasil	46
3.1.2	Arcabouço legal e panorama do enquadramento no Brasil	50
3.2	SUBSIDIOS A IMPLEMENTAÇÃO DO ENQUADRAMENTO	55
3.2.1	Modelagem matemática de qualidade da água	55
3.2.1.1	Coeficiente de desoxigenação (K1) e Coeficiente de decomposição da DBO (Kd)	61
3.2.1.2	Coeficiente de reaeração atmosférica (K2).....	63
3.2.1.3	Coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (KS).....	67
3.2.1.4	Modelo QUAL-UFMG	68
3.3	CURVA DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE.....	72
4	ÁREA DE ESTUDO.....	83
4.1	ENQUADRAMENTO LEGAL DOS CURSOS D'ÁGUA DA BACIA DO RIO BENEVENTE.....	86
5	METODOLOGIA.....	92
5.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSIOGRÁFICA DA BACIA HIDROGRÁFICA.....	93
5.2	DETERMINAÇÃO DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL DA BACIA DO RIO BENEVENTE.....	98
5.2.1	Pré-seleção das estações fluviométricas.....	99

5.2.2	Construção das curvas de permanência de vazões regionalizadas das estações fluviométricas selecionadas.....	103
5.3	DETERMINAÇÃO DAS CARGAS TOTAIS DE DBO _{5,20}	107
5.3.1	Estimativa da vazão média de esgotos domésticos.....	112
5.3.2	Estimativa da carga direta de DBO_{5,20} no esgoto doméstico	113
5.3.3	Estimativa da carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico urbano	114
5.3.4	Estimativa das cargas totais de DBO_{5,20} no esgoto doméstico	115
5.4	AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CURSOS D'ÁGUA DA BACIA DO RIO BENEVENTE.....	115
5.4.1	Caracterização do sistema fluvial simulado.....	118
5.4.2	Dados de entrada do modelo.....	120
5.4.3	Cenários considerados para a simulação da qualidade das águas.....	128
5.5	DETERMINAÇÃO DAS CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE PARA O PARÂMETRO DBO _{5,20}	128
5.6	FREQUÊNCIA DE ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE QUALIDADE RELATIVOS AO PARÂMETRO DBO _{5,20}	129
5.7	DETERMINAÇÃO DA CARGA DE DBO _{5,20} A SER TRATADA POR CLASSE DE ENQUADRAMENTO	130
5.8	COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS OBTIDOS POR MEIO DAS CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE COM O ENQUADRAMENTO LEGAL DO RIO BENEVENTE.....	132
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	133
6.1	DISPONIBILIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL.....	133
6.2	DETERMINAÇÃO DAS CARGAS TOTAIS DE DBO _{5,20}	136

6.3 AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO BENEVENTE.....	142
6.4 FREQUÊNCIA DE ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE QUALIDADE RELATIVOS AO PARÂMETRO DBO _{5,20}	153
6.5 CARGAS DE DBO _{5,20} A SEREM TRATADAS PARA O ESTABELECIMENTO DE CLASSES DE ENQUADRAMENTO.....	160
6.6 CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE VERSUS ENQUADRAMENTO LEGAL.....	167
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	170
8 CONTRIBUIÇÕES PARA O SINGREH.....	173
9 REFERÊNCIAS	176
APÊNDICES	189
APÊNDICE I – Curva de permanência de vazões regionalizadas para as estações fluviométricas	190
APÊNDICE II – Cargas totais de DBO_{5,20} doméstica produzidas por distrito, relativas às áreas de contribuição associadas às seções de controle A e B ..	192
APÊNDICE III – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A anos de 2017 e 2022.	194
APÊNDICE IV – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B, anos de 2017 e 2022.	196
APÊNDICE V – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C, anos de 2017 e 2022.	198
APÊNDICE VI – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle (A, B e C), conforme condições de abatimento de carga orgânica (condições 1 e 2), por panorama de tratamento de esgoto, considerando as perspectivas de enquadramento nos anos de 2017 e 2022.....	200
APÊNDICE VII – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2017	204

APÊNDICE VIII – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2022	209
APÊNDICE IX – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2032	214

1 INTRODUÇÃO

A deterioração da qualidade da água está relacionada com a falta de saneamento básico, poluição dos rios e aquíferos, desmatamento, avanço da agropecuária, urbanização e industrialização, ocupação das áreas de preservação permanente e má gestão dos recursos hídricos disponíveis (BACCI; PATACA, 2008), assim como impactos gerados por outras atividades humanas que, direta ou indiretamente, promovem alterações na estrutura e funcionamento dos sistemas hídricos (SILVA; FARIA; MOURA, 2017). Segundo Pinheiro *et al.* (2013), para que sejam minimizados os danos que o atual modelo de desenvolvimento podem causar ao meio ambiente, é necessária a plena implementação das políticas públicas ambientais.

Em 8 de janeiro de 1997, foi aprovada a Lei Federal nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, alterando o antigo Código de Águas, de 1934, que até então era o único instrumento legal abrangente e específico sobre recursos hídricos no Brasil (FABRO NETO; SOUZA, 2017; BRASIL, 1997). Entre os fundamentos da PNRH está o reconhecimento da bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento, estabelecendo-se ainda que o processo de gerenciamento das águas e a implementação da Política devem ocorrer no âmbito dessa unidade, de forma a regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos (BRASIL, 1997; CALMON *et al.*, 2016).

Com a promulgação da PNRH foram criados cinco instrumentos de gestão de recursos hídricos que devem ser implementados em cada bacia hidrográfica. Deste modo, constituem instrumentos da Política Nacional os planos de recursos hídricos (PRHs), o enquadramento de corpos de água, a outorga, a cobrança pelo uso da água e os sistemas de informações sobre recursos hídricos (BRASIL, 1997).

Particularmente, o enquadramento de cursos d'água em classes de acordo com os usos preponderantes se configura como uma ferramenta de planejamento, uma vez que busca garantir água em qualidade e quantidade, reduzindo a poluição, por meio da proposição de metas de qualidade que as águas devem manter ou alcançar para garantir o uso sustentável dos recursos hídricos, considerando a saúde e o bem-estar da sociedade, assim como o equilíbrio ecossistêmico aquático (BRASIL, 2005).

Nesse sentido, reconhecida a necessidade de uso múltiplo das águas nas bacias hidrográficas, é por vezes comum a existência de conflitos de usos e entre usuários. Assim torna-se necessário que o instrumento enquadramento de corpos hídricos compatibilize a oferta com as demandas dos recursos hídricos e dos demais recursos ambientais, garantindo a quantidade e a qualidade das águas por meio de um processo de planejamento da bacia hidrográfica. Dessa forma, passa a constituir tarefa relevante desenvolver subsídios que auxiliem na implementação do enquadramento de corpos hídricos, uma vez que, segundo Diniz *et al.* (2006), é o principal instrumento integrador dos aspectos qualitativos e quantitativos das águas.

O processo de implementação é considerado, no entanto, o maior desafio do enquadramento no Brasil devido, principalmente, aos baixos investimentos em melhoria das condições das bacias hidrográficas (ANA, 2009). A grande maioria das bacias hidrográficas brasileiras não possui enquadramento total ou parcial de seus cursos d'água e a implementação do enquadramento entre as unidades da federação apresenta uma situação bastante diversa (ANA, 2007; 2017b).

A implementação do enquadramento como instrumento de gestão na bacia hidrográfica constitui importante avanço nesta unidade territorial de análise, uma vez que busca, dentre outras coisas, a sustentabilidade no desenvolvimento regional a partir da fixação de metas de qualidade com base em informações e estudos técnicos, observada a participação dos usuários e da sociedade civil organizada.

Para Ferreira, Fernandes e Kaviski (2016), a implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, no tocante ao estabelecido pela PNRH, constitui questão de caráter conceitual e técnico. Entretanto, necessita-se de uma ampla combinação de dados consistentes e ferramentas computacionais que permitam auxiliar a definição de regras justas de gestão, baseada em uma adequada representação das condições físico-químicas e microbiológicas da bacia hidrográfica (PESSÔA; FONTES; MEDEIROS, 2015; FERREIRA; FERNANDES; KAVISKI, 2016).

Contudo, enquanto não estabelecidas as metas de qualidade da água, as mesmas atividades humanas que dependem da água como recurso estão degradando-a, prejudicando o equilíbrio aquático e colocando em risco a própria sociedade e os ecossistemas naturais que dela dependem, o que vem provocando, em alguns lugares, escassez quali-quantitativa (BARROSO *et al.*, 2012).

Nesse sentido, no Brasil em áreas próximas a aglomerações urbanas a poluição de natureza orgânica é a que mais contribui em termos de volume e carga para a deterioração da qualidade das águas, principalmente por estar relacionada à composição de esgoto doméstico que, segundo Freitas, Oliveira e Silva (2017) é a principal causa de impacto na qualidade ambiental no Brasil. Os resultados obtidos com o diagnóstico das condições do esgotamento sanitário nas sedes municipais do País indicam que, de toda a carga orgânica gerada no Brasil (9,1 mil toneladas de DBO/dia), apenas 39% é removida com a infraestrutura de tratamento de esgotos existente nas sedes municipais, o que resulta em cerca de 5,5 mil toneladas DBO/dia em termos de carga orgânica remanescente que podem alcançar os corpos receptores sem tratamento adequado (ANA, 2017a).

Neste contexto, entre as ferramentas que podem oferecer subsídio ao enquadramento dos cursos d'água estão inseridas a modelagem matemática de qualidade da água e as curvas de permanência de qualidade.

Tendo em vista que o processo de enquadramento envolve o planejamento da bacia hidrográfica para um longo período, a modelagem matemática de qualidade da água vem sendo utilizada para quantificar e prever os impactos atuais e futuros da poluição orgânica sobre a qualidade das águas. Por meio dos modelos é possível projetar cenários baseados nas condições atual e futura dos ecossistemas aquáticos frente a degradação das águas e, simultaneamente, avaliar a capacidade de autodepuração dos cursos d'água, visto que grande parte dos esgotos domésticos produzidos pela população pode alcançar os corpos receptores sem tratamento. Assim o fenômeno da autodepuração torna-se o principal meio de assimilação da carga poluente, ainda que seja um processo limitado (TIAN; WANG; SHANG, 2011).

Para Xue, Yin e Ming (2015), a modelagem da qualidade da água é considerada um elemento necessário para apoiar as decisões de gestão da qualidade da água, não só na determinação dos requisitos para atender aos padrões de qualidade da água, mas também no cálculo da eficácia das ações na limitação das fontes poluentes para um determinado uso.

Nesse sentido, os modelos de qualidade da água têm sido utilizados para o monitoramento e, principalmente, o controle da poluição das massas de água (SLAUGHTER *et al.*, 2017). Basicamente, a modelagem em suporte ao processo de

enquadramento permite avaliar o atendimento às distintas classes de qualidade das águas e/ou propor medidas para que determinado corpo hídrico atenda a um padrão desejado pela sociedade num horizonte de tempo especificado.

Em paralelo, alguns autores vêm abordando o emprego das curvas de permanência de qualidade, estabelecidas a partir da relação entre a curva de permanência de vazões e concentrações de parâmetros de qualidade da água, como ferramenta de apoio a decisão sobre a definição de objetivos de qualidade da água, estabelecidos por meio do enquadramento.

As curvas de permanência de qualidade correlacionam os registros de quantidade com os critérios de qualidade da água, permitindo estimar a capacidade de carga de poluentes específicos em diferentes regimes de vazão para uma dada seção fluviométrica (EPA, 2007). De acordo com Shen e Zhao (2010), as curvas de permanência de qualidade constituem alternativa simples e direta, particularmente útil para abordar o papel essencial desempenhado pela vazão na determinação da capacidade de carga de poluentes presentes nos corpos hídricos. As curvas de permanência de qualidade permitem identificar a frequência de atendimento aos padrões de qualidade associados às diferentes classes de enquadramento.

Calmon *et al.* (2014), ressaltam que as curvas de permanência de qualidade permitem aos gestores avaliarem os investimentos necessários ao atendimento dos padrões de qualidade associada a diferentes classes de enquadramento. Formigoni *et al.* (2011), ressaltam ainda, que as curvas podem auxiliar os gestores na definição das metas para efetivação dos objetivos de qualidade pretendidos, além de permitir o estabelecimento de medidas de controle de carga poluente em função do risco de não atendimento dos padrões de qualidade compatíveis com os usos da água.

Para Cunha, Calijuri e Mendiondo (2012), as informações obtidas por meio das curvas de permanência de quantidade e de qualidade da água são úteis para avaliar a evolução do processo de enquadramento dos corpos de água. Ainda segundo os referidos autores, tais curvas podem ser aplicadas em diversos estudos ambientais e dar suporte à conciliação entre os aspectos qualitativos e quantitativos da água nos programas de gerenciamento dos recursos hídricos, funcionando como ferramenta para exploração adequada dos serviços ambientais prestados pelos cursos d'água e concessões de outorga de uso dos recursos hídricos nos sistemas aquáticos, além de

subsidiar a análise de eventuais processos de licenciamento de atividades que neles lancem seus efluentes.

De acordo com Calmon *et al.* (2016), as curvas de permanência de qualidade podem constituir uma importante ferramenta de apoio a processos de enquadramento, uma vez que permitem avaliar não apenas se o padrão de qualidade da classe foi atendido, mas com que permanência o padrão foi respeitado.

Neste contexto, este trabalho teve como principal perspectiva discutir a aplicação das curvas de permanência de qualidade como ferramenta para subsidiar as decisões sobre o enquadramento de segmentos de cursos d'água superficiais. A bacia hidrográfica do rio Benevente, curso d'água de domínio do estado do Espírito Santo e que já passou por processo de enquadramento legal, constituiu a área de estudo na qual foram avaliadas as respostas do eventual emprego das curvas de permanência de qualidade como subsídio ao processo de enquadramento.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o uso de curvas de permanência de qualidade como subsídio ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais.

2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Avaliar a capacidade de autodepuração de cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente para diferentes cenários de simulação;
- Analisar a frequência de atendimento dos padrões de qualidade relativos ao parâmetro $DBO_{5,20}$ associados às diferentes possíveis classes de enquadramento, considerando diferentes horizontes de tempo, panoramas de tratamento de esgotos domésticos e condições de abatimento de cargas orgânicas;
- Avaliar, para diferentes cenários de simulação, as demandas de remoção de cargas orgânicas para o estabelecimento de diferentes classes de enquadramento.
- Confrontar os resultados obtidos por meio das curvas de permanência de qualidade com o enquadramento legal dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 ENQUADRAMENTO DE CORPOS HÍDRICOS

A adequada gestão dos recursos hídricos é tema recorrente, uma vez que a disponibilidade da água, em especial para fins nobres como o abastecimento humano, tem sofrido restrições significativas em função do comprometimento de seus aspectos de qualidade e quantidade (CUNHA; CALIJURI, 2010). No Brasil, a primeira legislação elaborada para tratar da apropriação e uso das águas foi o Código de Águas, Decreto Federal nº 24.643, de 10 de julho de 1934, que foi promulgado em um contexto nacional de modernização e desenvolvimento econômico no qual a água era tida como um bem em abundância (ANA, 2017b).

Todavia, em decorrência da industrialização e do crescimento populacional após a década de 1970, a água disponível começou a tornar-se mais escassa em algumas regiões, o que levou à intensificação dos conflitos entre usuários de água e impôs a necessidade da elaboração de mecanismos de planejamento e coordenação para os usos, direcionados à sua otimização (ANA, 2017b).

Nesse sentido, os instrumentos de gestão constituem mecanismos criados pela administração pública com o intuito de induzir o alcance das metas e objetivos de políticas ambientais. Segundo seus princípios orientadores, os instrumentos de gestão devem evitar ou, quando de sua impossibilidade, minimizar e mitigar os impactos advindos em função dos usos antrópicos pretendidos dos recursos naturais e, para tanto, precisam ser utilizados de forma coordenada, visando objetivos finais comuns (PIZELLA; SOUZA, 2007).

Grisotto e Philippi Júnior. (2003) argumentam que os instrumentos de gestão se constituem nas ferramentas e nos recursos necessários à consecução de um processo de gestão, sendo indispensáveis, portanto, no desenvolvimento e implementação das Políticas Públicas e Governamentais, como no caso das Políticas de Recursos Hídricos.

Nesse contexto, no Brasil, a Lei nº 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), estabelece como um de seus objetivos “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade

adequados aos respectivos usos” e determina como um de seus instrumentos de gestão o enquadramento de corpos hídricos em classes, de acordo com os usos preponderantes da água.

O enquadramento dos corpos d’água é o estabelecimento de metas de qualidade a serem atingidas ou mantidas na totalidade ou em um trecho de um corpo d’água ao longo do tempo. Esta definição dar-se-á de acordo com os seus usos preponderantes, considerando os usos mais restritivos em termos de qualidade da água (BRASIL, 1997). De acordo com a PNRH, o enquadramento tem por objetivos: assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que são destinadas, e; diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. O enquadramento é um processo de planejamento da bacia, que busca compatibilizar a oferta, a demanda e outros elementos que afetem a qualidade e a quantidade da água (VIEGA; MAGRINI, 2009).

Na legislação brasileira, o enquadramento das águas superficiais é regulamentado pela Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que “*dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais e diretrizes ambientais para o seu enquadramento*”. A referida Resolução também define classe de qualidade como sendo “*conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros.*” (BRASIL, 2005).

Tendo em vista que os diferentes usos da água requerem condições de qualidade distintas, o enquadramento deve ser elaborado considerando as classes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que classifica as águas doces em 5 Classes (classe especial e a classes de 1 a 4) e as águas salobras e salinas em 4 Classes (classe especial e classes de 1 a 3). Enquanto não enquadrados, os cursos d’água de água doce são classificados como classe 2 e as águas salobras e salinas como classe 1 (BRASIL, 2005).

De acordo com Gomes e Simões (2014), com o advento do enquadramento, o conceito de qualidade da água ganhou um entendimento muito mais amplo, por meio do qual a água é considerada de qualidade ou não, dependendo do atendimento aos padrões determinados para a classe em que o corpo hídrico esteja enquadrado. Nesse sentido, a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece, para as classes de

enquadramento, independentemente da salinidade da água, padrões e condições de qualidade da água que representam valores máximos individuais para os parâmetros em cada classe. Assim, é possível monitorar a qualidade da água e avaliar se a sua condição atende aos usos a que é destinada (CUNHA, *et al.*, 2013).

Segundo Veról e Volschan (2007), ao estabelecer padrões de qualidade de água, instrumentos legais aplicáveis ao controle da poluição, a Resolução CONAMA nº 357/2005 objetiva a preservação da qualidade no corpo d'água, de modo que esse tenha seus usos assegurados conforme seu enquadramento.

Apesar do reconhecimento do enquadramento como um sistema de planejamento que requer metas progressivas intermediárias e finais, os objetivos de qualidade e os padrões finais a serem alcançados estabelecidos no arcabouço legal permaneceram fixos e obrigatórios ao longo do tempo, o que não possibilitou a flexibilidade das decisões de acordo com as peculiaridades locais, sendo impraticável ou arbitrário condicionar padrões ambientais nacionalmente uniformes sem desrespeitar as diferenças regionais, climáticas, dentre outras, que existem no Brasil (PIZELLA; SOUZA, 2007).

Todavia, o enquadramento deve ser realizado de forma à compatibilizar os usos múltiplos dos recursos hídricos com a qualidade desejada para eles, garantindo o desenvolvimento econômico e social das bacias hidrográficas (GARCIA *et al.*, 2012). No entanto, a Resolução CONAMA nº 357/2005, não reconhece a obrigatoriedade de melhoria progressiva da qualidade hídrica, como preconizado em seu preâmbulo e nas demais leis que regem os objetivos da gestão hídrica, dada a aceitação do enquadramento final de corpos de água em classes permissivas à degradação, como a Classe 4 (PIZELLA; SOUZA, 2007).

Todavia, é importante ressaltar que o enquadramento não se limita apenas a melhoria da qualidade da água. Por ser uma expressão dos usos preponderantes para um determinado segmento de corpo de água em que o acesso à água está relacionado a usos eventualmente conflitantes, o enquadramento assume um papel de pacto social, uma vez que os conflitos são discutidos e expressos em objetivos de qualidade da água (PESSÔA, 2013).

Christ e Burritt (2017), observam, adicionalmente, que a água é um recurso compartilhado, onde as atividades de um usuário têm a capacidade de ter um impacto negativo nas atividades de outros usuários. Desta forma, segundo os referidos autores, o uso da água incorpora um elemento de risco compartilhado e, como resultado, incumbe aos governos, a comunidade e o setor produtivo serem responsáveis em relação ao uso dos recursos hídricos, evitando assim o início de conflitos entre os múltiplos usuários das águas.

Outro aspecto relevante dos instrumentos de gestão de recursos hídricos são as suas inter-relações. O enquadramento se relaciona com todos os outros instrumentos estabelecidos pela PNRH e com instrumentos de gestão ambiental. O plano de recursos hídricos e o enquadramento são os dois instrumentos de planejamento previstos na PNRH e, sempre que possível, devem ser elaborados simultaneamente. O enquadramento deve ser elaborado em consonância com o plano de recursos hídricos da bacia. Ao se avaliar os pedidos de outorga dos direitos de uso de recursos hídricos para captação de água e lançamento de efluentes deve ser considerada a classe de enquadramento do respectivo curso d'água, assim como, as classes de enquadramento podem ser consideradas na cobrança pelo uso de recursos hídricos para diluição de efluentes, proporcionando assim às entidades gestoras de recursos hídricos e meio ambiente mecanismos para assegurar a disponibilidade quantitativa e qualitativa das águas. No que se refere a integração com sistema de informações, não há gestão plausível sem informações sobre o que será gerido (ANA, 2009a; FABBRO NETO; SOUZA, 2017).

Por meio do licenciamento ambiental, o enquadramento também se relaciona com o uso e ocupação do solo, uma vez que, definidas as metas de qualidade dos corpos hídricos da bacia hidrográfica, naturalmente irão ser impostas restrições a determinadas empresas potencialmente poluidoras que poderão ser impedidas de se instalarem em determinados locais, caso as mesmas não consigam cumprir com as metas de qualidade previstas (ANA, 2007; PESSÔA, 2013).

Assim, o enquadramento de corpos hídricos pode ser um fator limitante ao desenvolvimento socioeconômico de uma região, caso as classes de qualidade da água sejam muito rígidas, assim como também não podem ser flexíveis demais a ponto de prejudicar a qualidade da água e o bem-estar e a saúde da população. Por

fim, ao se estabelecerem os critérios de qualidade, naturalmente estão sendo definidos padrões para o lançamento de efluentes tratados oriundos das empresas que prestam serviço de saneamento, criando-se assim um elo entre o enquadramento e a política de saneamento estabelecida pela Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (ANA, 2013).

Conclui-se, com isso, que embora o enquadramento pareça tratar-se de um instrumento estático, seu dinamismo encontra-se na necessidade da atuação constante das entidades do Sistema de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, com vistas a atingir padrões de qualidade mais elevados, viabilizando seus múltiplos usos por meio do monitoramento e acompanhamento dos parâmetros avaliados segundo os usos estabelecidos, seguindo as recomendações da Resolução CONAMA nº 357/2005 (PEREIRA; MEDEIROS, 2009).

Nesse sentido, deve-se resgatar a premissa de que a Resolução CONAMA nº 357/2005 deve servir principalmente como ferramenta de planejamento dos recursos hídricos e não como simples documento que fixa valores característicos de cada classe de enquadramento, enaltecendo o papel dos comitês de bacia, que podem, por meio da resolução, planejar a melhoria progressiva dos rios e reservatórios buscando atender aos usos mais nobres da água e com vistas à sustentabilidade em longo prazo, por meio do enquadramento (CUNHA *et al.*, 2013).

Dessa forma, o enquadramento fica caracterizado como instrumento de planejamento de recursos hídricos, do qual dependerão instrumentos de comando e controle (licenciamento, outorga, padrões de qualidade hídrica) e econômicos (cobrança) (PIZELLA; SOUZA, 2007). Os referidos autores complementam que a implementação da PNRH no país e as dificuldades estruturais, políticas, econômicas e sociais em se consolidar um arcabouço institucional moderno e compatível com as exigências legais, dificultam sua execução.

Para Pizella e Souza (2007), a implementação do enquadramento deve ser realizada em etapas progressivas, de acordo com as metas iniciais, intermediárias e finais estabelecidas, sendo que para cada meta são definidas estratégias de controle da poluição, recuperação e regulamentação dos usos da água, de forma adequada e em períodos determinados. Veról e Volschan (2007), complementam que o alcance de metas de qualidade da água em etapas progressivas constitui atitude mais factível

sob o ponto de vista econômico, que os investimentos públicos sejam realizados gradualmente, de forma a se atingir gradativamente os objetivos propostos.

3.1.1 Procedimentos para o enquadramento no Brasil

Na implementação do enquadramento é preciso reconhecer “o rio que se tem”, identificando suas fragilidades e fatores que afetam os usos a que são destinadas suas águas e a partir desta perspectiva atual, estabelecer “o rio que se deseja”, que sintetize os desejos futuros da sociedade para com a melhoria da qualidade do corpo d’água. Como nem sempre as aspirações da sociedade são factíveis do ponto de vista econômico e o que se espera de desenvolvimento para a bacia, estes eventuais conflitos de interesse são expressados a partir da etapa em que se considera “o rio que se pode ter”, que pondera uma multiplicidade de aspectos na definição dos objetivos de qualidade pretendidos a serem alcançados dentro de um horizonte de tempo pré-determinado (ANA, 2009a).

Nesse sentido, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), por meio da Resolução nº 91, de 5 de novembro de 2008, dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. De acordo com a Resolução, o processo é dividido nas seguintes etapas:

- Diagnóstico da bacia;
- Prognóstico da bacia (cenários futuros);
- Propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento; e,
- Programa para efetivação.

No estágio do diagnóstico deve-se elaborar a avaliação da realidade atual dos usos da água e das demandas de água associadas, bem como o equilíbrio entre a disponibilidade e demanda (CORAL; TOMMASELLI; LEAL, 2015), identificando as potencialidades, limitações e riscos relativos aos recursos hídricos na região, bem como também a identificação de áreas que possam requerer tratamento especial, como áreas indígenas ou unidades de conservação (PESSÔA, 2013; ANA, 2009a). Conforme a Resolução CNRH nº 91/2008, o diagnóstico também deverá abordar a capacidade de investimentos em ações de gestão de recursos hídricos, contribuindo

para a definição de metas intermediárias e finais condizentes com a realidade socioeconômica da região.

Estas e outras são informações e avaliações encontradas nos PRHs, instrumentos de planejamento da PNRH que apresentam o diagnóstico da situação atual da bacia hidrográfica. Daí a necessidade de o enquadramento ser elaborado em conjunto com o PRH (DINIZ *et al.*, 2006). Deverão também ser analisados os planos e os programas regionais existentes – especialmente os planos setoriais (ex.: saneamento), de desenvolvimento socioeconômico, plurianuais governamentais e os planos diretores dos municípios (ANA, 2009a). Trata-se, portanto, do reconhecimento da bacia hidrográfica na qual estão inseridos os corpos hídricos para o qual será proposto enquadramento (PESSÔA, 2013; ANA, 2009a).

Na sequência, procede-se a etapa de prognóstico que, de acordo com a Resolução CNRH nº 91/2008, a partir de informações como vazão de referência, parâmetros prioritários estabelecidos, cenários de evolução das cargas poluidoras e das demandas pelo uso da água, devem ser avaliados cenários de curto, médio e longo prazos. Nesta etapa deverão ser realizadas projeções considerando-se: a potencialidade, disponibilidade e demanda hídrica; cargas poluidoras; condições de quantidade e qualidade dos corpos hídricos; usos pretendidos para os recursos hídricos. Dessa forma, a etapa de prognóstico está diretamente relacionada ao direcionamento econômico e demográfico na bacia e, com base no arcabouço de informações coletadas, deve reunir projeções com modelos matemáticos para prever as condições futuras dos corpos de água e propor ações para mitigar potenciais impactos.

Nesse sentido, a modelagem da qualidade da água é considerada um elemento necessário para apoiar as decisões de gestão da qualidade da água, não só na determinação dos requisitos para atender aos padrões de qualidade da água, mas também na verificação da eficácia das ações na limitação das fontes poluentes para um uso designado (XUE; YIN; MING, 2015). Os modelos matemáticos de qualidade da água permitem simular a evolução temporal e espacial das concentrações de poluentes no corpo de água, considerando as particularidades das bacias hidrográficas e relacionando diretamente os aspectos quantitativos e qualitativos da

água, interação sistêmica essencial a definição de metas de qualidade da água ao longo do tempo (KEUPERS; WILLEMS, 2017).

Baseada nos usos atuais e futuros desejados para os corpos hídricos, a proposta de enquadramento deve ser elaborada levando-se em conta aspectos técnicos, econômicos, sociais e políticos. Desse ponto de vista, as classes de qualidade devem ser definidas com base nestes aspectos, relacionando-os ao cumprimento da meta e evitando-se, assim, a proposição de um nível de qualidade que não poderá ser alcançado e de uma meta que prejudique os usos múltiplos da água na bacia (ANA, 2013).

A proposta deve ser elaborada com base nos cenários de curto, médio e longo prazos, desenvolvidos na etapa de prognóstico, bem como também se relacionar com o diagnóstico da bacia, compatibilizando as metas com as características econômicas, ambientais e sociais da unidade geográfica (ANA, 2009a).

Adicionalmente, segundo a Resolução CNRH nº 91/2008, as propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento deverão ser elaboradas em função dos parâmetros prioritários de qualidade da água e da vazão de referência definidos na etapa de prognóstico. Ainda segundo a Resolução, as metas devem manter ou melhorar as condições de qualidade da água pretendida em atendimento aos usos múltiplos, tendo como base os cenários de curto médio e longo prazos definidos.

Devido ao seu caráter técnico, a elaboração da proposta de enquadramento é de responsabilidade das agências de bacia e na sua ausência, cabe ao órgão gestor de recursos hídricos desenvolver a proposta de forma participativa e integrada ao comitê de bacia e demais organismos de proteção ambiental, conforme legislação vigente (ANA, 2011).

Na elaboração da proposta de enquadramento devem ser estimados os custos das ações para implantação das metas progressivas e da efetivação do enquadramento dos corpos d'água. Essa estimativa é essencial para que se possa priorizar as alternativas de investimentos em ações de despoluição, já que as obras de saneamento são relativamente onerosas e os recursos geralmente não são suficientes para atendimento de todas as ações necessárias (ANA, 2009a).

Nessa perspectiva, e paralelamente a aplicação dos modelos de qualidade da água, as curvas de permanência de qualidade, vem sendo apontadas como uma possível ferramenta para subsidiar as decisões sobre a definição de metas de qualidade da água (CALMON *et al.*, 2014; CALMON *et al.*, 2016). A perspectiva gráfica de análise da qualidade da água, proporcionada pelas curvas de permanência de qualidade, permite estimar o esforço necessário para cumprir as metas de qualidade quando considerado o perfil de investimento previsto no horizonte de planejamento estabelecido (BABBAR-SEBENS; KARTHIKEYAN, 2009).

O programa para efetivação, por sua vez, representa as ações e seus prazos de execução, os planos de investimentos e os instrumentos de compromisso, que resultarão no alcance da meta final de enquadramento que visam a recuperação, conservação e a proteção dos recursos hídricos (BRASIL, 2005; PESSÔA; 2013).

Finalizados os estudos de diagnóstico, prognóstico e elaborada a proposta de enquadramento com o programa para efetivação, cabe ao comitê de bacia, como primeira instância deliberativa e a partir dos cenários construídos, selecionar a alternativa de enquadramento e o respectivo programa para a efetivação. Na sequência, o comitê submete a proposta de enquadramento ao conselho de recursos hídricos, que, se aceita é deliberada por meio de resolução (ANA, 2009a).

As etapas de monitoramento que compõe o processo de enquadramento, como o acompanhamento e a fiscalização, devem ser realizadas pelos órgãos gestores de recursos hídricos e de controle ambiental. Por sua natureza de planejamento, o enquadramento é elaborado para um longo período e deve ser revisado sempre que for necessário (ANA, 2009a).

De acordo com Carvalho e Moreira (2017), em todas as etapas de implementação, a participação social é imprescindível para o sucesso da proteção e do uso sustentável das águas, pois permite a intervenção dos diversos segmentos sociais na tomada de decisões, que não se restringe apenas a este instrumento. A sociedade deve ter participação efetiva no processo de enquadramento, tanto nas oficinas e audiências públicas, bem como também na discussão da proposta de enquadramento (MEIER; COSTA; BASSO, 2015).

Todavia, mesmo que nas últimas décadas tenha ocorrido no Brasil uma ampliação dos espaços oferecidos à participação social nos fóruns de decisão, ainda existe uma considerável dificuldade de participação equitativa face a pouca formação educacional da população (CARVALHO; MOREIRA,2017). Entretanto, a definição das classes de qualidade deve ser amplamente discutida com a sociedade, uma vez que a gestão dos recursos hídricos deve acontecer de forma participativa, levando-se em conta os usos múltiplos prioritários da bacia, uma vez que o enquadramento é um ato politizado e deve ser amplamente discutido (ANA, 2007).

3.1.2 Arcabouço legal e panorama do enquadramento no Brasil

A primeira iniciativa na esfera federal, de um sistema de classificação dos corpos d'água, foi estabelecida pela Portaria nº 13, de 15 de janeiro de 1976, do Ministério do Interior, que definia o sistema de classificação da qualidade da água para águas doces de acordo com os usos preponderantes em nível federal, com a finalidade de atender padrões de balneabilidade e recreação (ANA, 2007). A referida portaria foi revogada com a publicação da Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986, que dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional em 9 classes de qualidade, de acordo com os usos preponderantes. A Resolução CONAMA nº 20/86 também foi revogada com a publicação da Resolução CONAMA nº 357/2005, que foi alterada pela Resolução CONAMA nº 397, de 03 de março de 2008.

De acordo com ANA (2016), as principais regulamentações para o enquadramento de rios de domínio da União são resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). São elas:

- Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes;
- Resolução CONAMA nº 396, de 03 de março de 2008, que estabelece o enquadramento das águas subterrâneas;
- Resolução CONAMA nº 397, de 03 de março de 2008, que altera o art. 34 da Resolução CONAMA nº 357/2005;

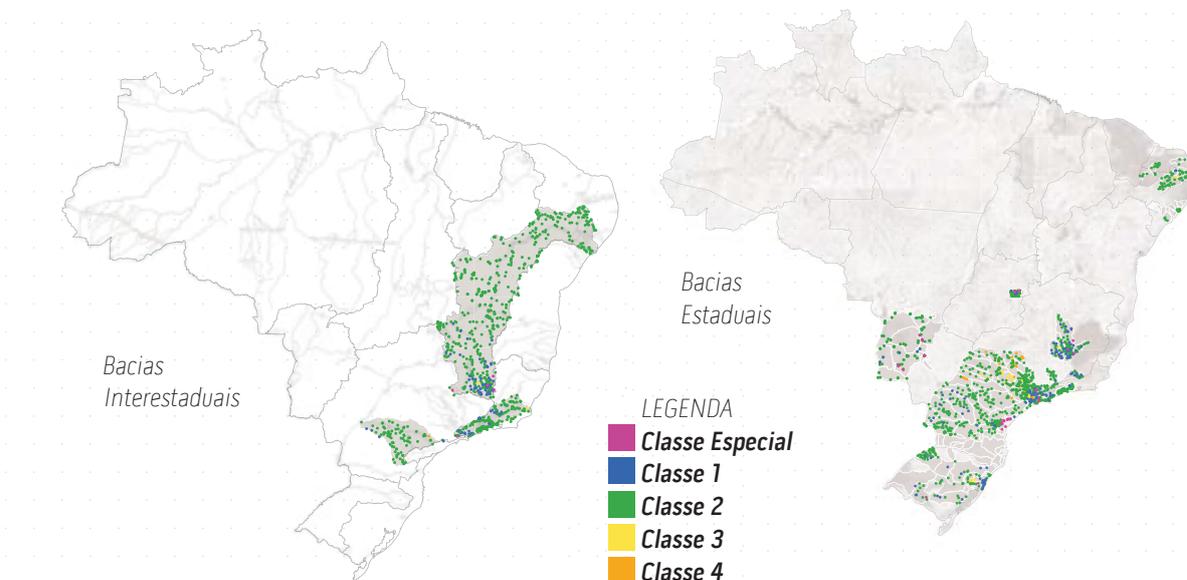
- Resolução CNRH nº 91, de 05 de novembro de 2008, que estabelece os procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos d'água superficiais e subterrâneos;
- Resolução CNRH nº 141, de 14 setembro de 2012, que estabelece critérios e diretrizes para implementação dos instrumentos de outorga de direito de uso de recursos hídricos e de enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, em rios intermitentes e efêmeros.

Embora o enquadramento exista no País há mais de 30 anos, tem-se poucos resultados da aplicação desse instrumento no Brasil. Em apenas três bacias hidrográficas interestaduais (Paranapanema, Paraíba do Sul e São Francisco) existe instrumento legal enquadrando os corpos d'água (ANA, 2017b).

Das 27 unidades federativas brasileiras, apenas 13 unidades possuíam, em 2016, atos normativos que enquadravam total ou parcialmente seus corpos d'água. São elas: Alagoas, Bahia, Mato grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Rio grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Espírito Santo (ANA, 2016), Rio de Janeiro (ANA, 2015), Distrito Federal (ANA, 2015) e São Paulo, totalizando 125 bacias hidrográficas com cursos d'água enquadrados (ANA, 2017b).

A Figura 01 apresenta o panorama das bacias hidrográficas interestaduais e estaduais que apresentam enquadramento, não necessariamente atualizados com base na Resolução CONAMA nº 357/2005, conforme apresentado na Conjuntura de Recursos Hídricos referente ao ano de 2017 (ANA, 2017b). Nos poucos casos em que há definição de metas progressivas de enquadramento, foram utilizados como referência as classes de qualidade previstas nas metas finais.

Figura 01 – Bacias hidrográficas interestaduais e estaduais com rios enquadrados.



Fonte: ANA (2017b).

A partir de uma breve inspeção da Figura 01, é possível observar que a implementação do enquadramento no Brasil ainda é incipiente e, mesmo para as bacias que apresentam enquadramento definido, algumas terão que reenquadrar seus cursos d'água em virtude da evolução dos instrumentos legais que embasam o Enquadramento de cursos de água no Brasil, como as bacias hidrográficas interestaduais do rio Panapanema e Paraíba do Sul (que foram elaborados conforme procedimentos estabelecidos pela Portaria do Ministério do Interior nº 13/1976) e os cursos d'água da bacia do rio São Francisco cuja definição de metas de qualidade foi conduzida a partir da Resolução CONAMA nº 20/1986) (ANA, 2007).

Contudo, observam-se alguns esforços para mudança desse cenário de Enquadramento no país. Os Relatórios de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil (ANA, 2009b, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017b) apresentam ações que estão sendo desenvolvidas em favor da implementação do Enquadramento dos corpos d'água no Brasil.

O Quadro 01 apresenta uma síntese das principais ações relativas às conjunturas de 2015 e 2016 (ANA, 2015, 2016). Calmon (2015), por sua vez, apresentou uma sinopse das ações referentes às demais conjunturas que, em suma, constituíram ações relacionadas ao enquadramento a nível estadual, nos estados do Rio de Janeiro, Alagoas, Bahia, Santa Catarina, Rio grande do Sul, Paraná, Espírito santo,

Pernambuco, Mato Grosso do Sul, São Paulo e Minas Gerais. Em relação às bacias interestaduais, foram registradas ações nas bacias dos rios Paranaíba, Piranhas Açu, Taquari-Antas, afluentes da margem esquerda do rio Amazonas, Doce, Tocantins-Araguaia, São Francisco.

Quadro 01 – Ações que estão sendo desenvolvidas em favor da implementação do enquadramento dos corpos d'água no Brasil.

ANO	AÇÕES
2014	O Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (CRH-RS), aprovou por meio da Resolução nº 149, publicada em 04 de julho de 2014, o Enquadramento das águas superficiais da Bacia do Rio dos Sinos;
	O Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Rio de Janeiro (CRH-RJ), aprovou por meio da Resolução nº 127, publicada em 15 de setembro 2014, o Enquadramento de corpos d'água em classes de uso para 24 trechos de cursos d'água da Região Hidrográfica Guandu;
	O Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Distrito Federal (CRH-DF), aprovou por meio da Resolução nº 02, de 17 de dezembro de 2014, o Enquadramento dos corpos d'água superficiais do Distrito Federal em classes segundo os usos preponderantes, e dá encaminhamentos.
	O Conselho Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo (CRH-SP), referendou por meio da Deliberação nº 162, de 09 de setembro de 2014, a proposta de alteração da classe de qualidade do Rio Jundiá, entre a foz do Ribeirão São José e a foz do Córrego Barnabé, contida na Deliberação dos Comitês PCJ nº 206/2014, de 08 de agosto de 2014;
	O CRH-SP, referendou por meio da Deliberação nº 168, de 9 de setembro de 2014, a proposta de alteração da classe de qualidade da água do Ribeirão Lavapés, no trecho compreendido da nascente até a confluência com o Córrego Desbruido no município de Botucatu, contida na Deliberação CBH - Sorocaba/ Médio Tietê Ad referendum nº 317, de 08 de novembro de 2014.
2015	O CRH-RS, aprovou por meio da Resolução nº 172, publicada em 15 de maio de 2015, o Enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Baixo Jacuí;
	O Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Espírito Santo (CERH-ES), homologou por meio da Resolução nº 005/2015 de 17 de junho de 2015, o Enquadramento dos corpos de água apresentado pelo Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Benevente.

Fonte: ANA (2015, 2016) (Adaptado).

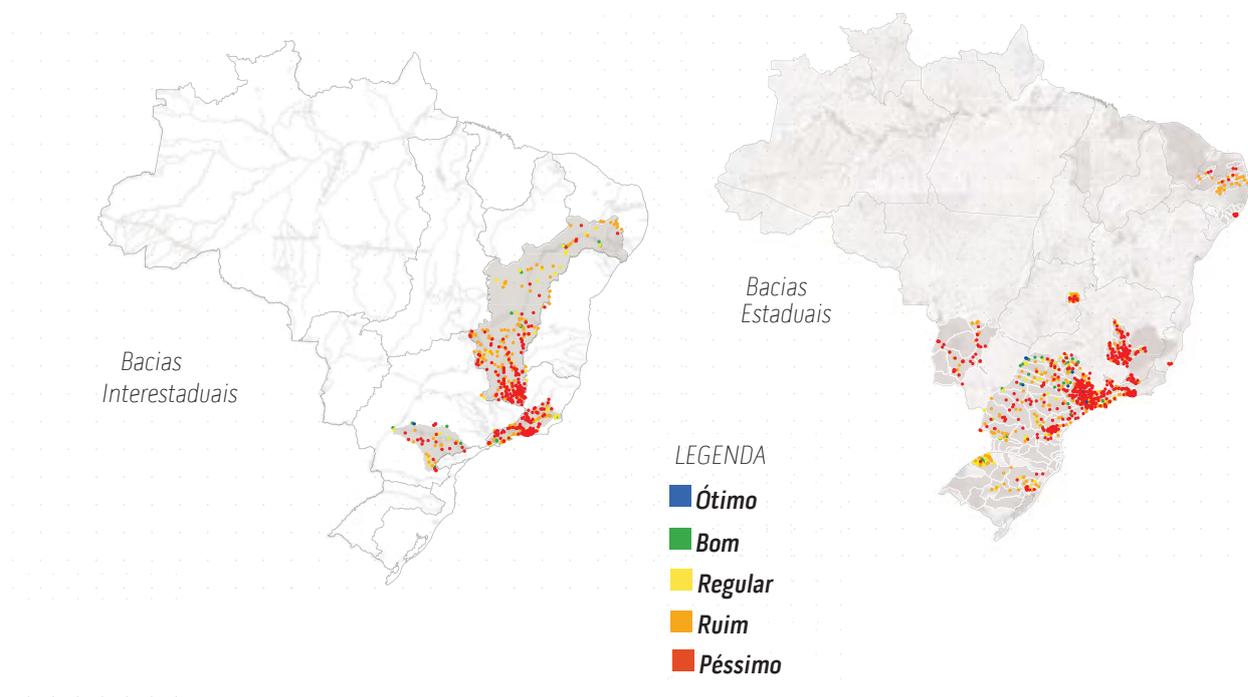
Aplicado para as bacias que já apresentam enquadramento estabelecido, na conjuntura de 2013 foi apresentado o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), que tem por objetivo medir a distância entre a condição atual de um corpo d'água e a meta de qualidade estabelecida pelo enquadramento. Segundo Amaro, (2009) o ICE é composto por três eixos que representam a abrangência do impacto

causado pela desconformidade, a frequência com que as desconformidades ocorrem e a amplitude da desconformidade, isto é, o desvio em relação ao valor objetivo da variável de qualidade da água.

O ICE é medido em uma escala de 0 a 100. Quanto mais próximo de 100 o ICE, mais o ponto de monitoramento estará de acordo com o enquadramento do curso d'água. Quanto mais próximo de zero o ICE, mais o enquadramento estará sendo desrespeitado, seja pela abrangência, pela frequência ou pela amplitude das violações dos padrões de qualidade preconizados pelo enquadramento (ANA, 2013).

A Figura 02 apresenta o ICE com dados de qualidade da água reunidos entre 2001 e 2015. A classe ótima, indicada em azul, representa que a qualidade de água está mantida, com variações insignificantes quando comparados aos padrões de referência. O vermelho, por sua vez, indica a classe péssima, remetendo à degradação da qualidade da água e à desconformidade com os padrões vigentes.

Figura 02 – Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) para as bacias interestaduais e estaduais.



Fonte: ANA (2017b).

Como pode ser observado na Figura 02, predominam os pontos com ICE péssimo. Os resultados mostram, portanto, uma distância entre a realidade do Enquadramento dos corpos d'água em classes de usos preponderantes conforme padrões de

qualidade das águas superficiais do Brasil e os padrões adotados no instrumento legal (ANA, 2017b).

3.2 SUBSÍDIOS A IMPLEMENTAÇÃO DO ENQUADRAMENTO

3.2.1 Modelagem matemática de qualidade da água

A bacia hidrográfica constitui a porção do território geográfico adotado pela PNRH, para a implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos (BRASIL, 1997). Nesse sentido, Porto e Porto (2008) consideram que é sobre o território definido como bacia hidrográfica que se desenvolvem as atividades humanas e conseqüentemente no seu exutório, estarão representados todos os processos que fazem parte do seu sistema, ou seja, o que ali ocorre é conseqüência das formas de ocupação do território e da utilização das águas que para ali convergem.

Nesse contexto, o desenvolvimento industrial, a urbanização, a agropecuária e o crescimento populacional, resultados de um processo de desenvolvimento econômico crescente, intensificam a poluição das águas e aceleram a degradação dos recursos naturais (NOORHOSSEINI, 2017).

Observando-se este cenário, nos últimos anos a qualidade da água de rios tem sido constantemente alterada pela ação antrópica, o que justifica a busca por ferramentas que possibilitem o controle da poluição hídrica, causa de redução da biodiversidade, prejuízo ao bem-estar e saúde da população e à segurança hídrica (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

Nesse contexto, os modelos de qualidade da água, merecem especial destaque, uma vez que estão sendo cada vez mais utilizados no gerenciamento de recursos hídricos (SLAUGHTER *et al.*, 2017), principalmente, por projetarem cenários futuros com base na perspectiva de desenvolvimento econômico-social, frente a degradação das águas, identificando as principais fontes de poluição e, simultaneamente, oferecendo suporte para proposição de medidas mitigadoras (FLECK; TAVARES; EYNG, 2013). Cox (2003) argumenta que os modelos matemáticos são frequentemente utilizados na pesquisa e na engenharia fluvial e podem ser ferramentas efetivas para simular a qualidade da água e o transporte de poluentes no meio hídrico.

De acordo com Silva, Faria e Moura (2017), no contexto histórico, os aspectos quantitativos e qualitativos foram tratados de forma independente na gestão das águas; no entanto, em função do estado de degradação dos corpos d'água, a avaliação conjunta destes aspectos tornou-se atualmente indispensável, como necessidade do planejamento apropriado dos recursos naturais. Nesse sentido, Keupers e Willems (2017) observam que os modelos matemáticos de qualidade da água permitem considerar as particularidades das bacias hidrográficas e relacionam diretamente os aspectos quantitativos e qualitativos da água, conduzindo à caracterização da autodepuração dos corpos hídricos.

O fenômeno de autodepuração é definido como o conjunto dos complexos processos naturais que permitem aos corpos hídricos restabelecerem seu equilíbrio após as alterações induzidas pelas fontes de poluição (NAGALLI; NEMES, 2009). Para Tian, Wang e Shang (2011), a autodepuração é um importante indicador do equilíbrio aquático, podendo ser adotada como referência para a regulação de padrões de lançamento. Nessa perspectiva, a Resolução CONAMA nº 357/2005, permite o lançamento de efluentes em desacordo com os padrões estabelecidos na referida resolução, desde que os estudos da autodepuração demonstrem que o corpo receptor possua capacidade de assimilação da carga de poluentes, sem risco aos usos múltiplos e à biota aquática (BRASIL, 2005).

Nesse sentido, a capacidade de autodepuração está intimamente relacionada com as características do rio, incluindo a vazão, a velocidade e a profundidade da água, a temperatura, carga de sedimentos e aos organismos aquáticos que vivem nos rios (TIAN; WANG; SHANG, 2011).

A entrada de material orgânico no meio hídrico, provoca uma série de perturbações no equilíbrio aquático, e a autodepuração consiste na resposta do meio buscando o reestabelecimento do equilíbrio. A presença da matéria orgânica provoca um decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido, devido ao seu consumo pelos microrganismos no processo de conversão da matéria orgânica, ao longo do rio e do tempo, em compostos inertes. Ao final do processo as concentrações de oxigênio e da matéria orgânica na coluna d'água, tendem a retornar para a condição de equilíbrio (VON SPERLING, 2007; ANDRADE, 2010; VAGNETTI *et al.*, 2003; VON SPERLING, 1996).

Neste contexto, a decomposição da matéria orgânica por microrganismos representa um dos mais importantes processos que ocorrem na autodepuração (FIGUR; REIS, 2017). Como forma de monitorar a evolução da matéria orgânica ao longo do tempo são usualmente empregados os parâmetros de qualidade da água, como o oxigênio dissolvido – essencial a vida – e a demanda bioquímica de oxigênio – principal parâmetro adotado para quantificar os impactos das cargas orgânicas na água (VON SPERLING, 2007).

O oxigênio dissolvido na água é um parâmetro extremamente importante, constituindo condição essencial a vida da maior parte dos organismos aquáticos. Dessa forma, funciona como um indicador do estado de saúde do sistema, ou seja, quando as suas concentrações estão baixas significa que o meio não está suportando a carga orgânica recebida (FIGUR; REIS, 2017).

A quantificação do oxigênio dissolvido consumido pelas bactérias no processo de estabilização da matéria orgânica é representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), parâmetro de qualidade de água mais adotado para se mensurar o impacto do despejo de material orgânico na água (ANDRADE, 2010). Assim, a DBO é uma variável importante e de referência para legislação ambiental e estudos de autodepuração de rios. Para a quantificação da DBO, realiza-se a incubação da amostra de água por 5 dias a 20 °C, obtendo-se a $DBO_{5,20}$ por meio da diferença entre o oxigênio dissolvido antes e após a incubação, quantificando-se o oxigênio exercido na estabilização bioquímica da matéria orgânica realizada pelos microrganismos (MATOS *et al.*, 2014). Conforme Jouanneau (2014), a determinação da $DBO_{5,20}$ possui três grandes aplicações: é um indicador da conformidade do lançamento de águas residuais tratadas, com a legislação vigente; nas estações de tratamento de efluentes indica a fração biodegradável do efluente; e, auxilia no dimensionamento de estações de tratamento de águas residuais para um local específico.

A capacidade de autodepuração dos corpos d'água, pode ser avaliada por meio dos modelos matemáticos de qualidade da água (VAGNETTI *et al.* 2003; BAHADUR *et al.*, 2013; GONZÁLEZ *et al.*, 2014; PANAGOPOULOS; MAKROPOULOS; MIMIKOU, 2012).

Von Sperling (2007) no entanto, afirma que a utilização dos modelos matemáticos de qualidade da água no planejamento e controle dos recursos naturais possui distintos

objetivos quando avaliados os países em desenvolvimento e desenvolvidos. O autor afirma que, nos países em desenvolvimento, onde a qualidade da água está deteriorada e frequentemente em desacordo com os padrões, a modelagem estabelece-se como ferramenta para planejar atividades a serem implementadas, objetivando-se a melhoria ambiental e o atendimento a legislação. Nos países desenvolvidos, por outro lado, os objetivos voltam-se para a manutenção da qualidade e do atendimento aos padrões, uma vez que estes já foram cumpridos.

De acordo com Nkwonta *et al.*, (2017), a modelagem de sistemas de recursos hídricos é um componente essencial do processo de planejamento dos recursos hídricos, pois fornece um ambiente de teste para avaliar o comportamento de um sistema sob qualquer número de cenários selecionados antes da experiência real. E, portanto, fornece uma base importante para testar os impactos potenciais da implementação de projetos de infraestrutura, operacionais e de gerenciamento e outras medidas, além de fornecer uma base confiável para tomar decisões importantes a esse respeito.

Os modelos matemáticos são, usualmente, equações diferenciais que permitem simular a evolução temporal e espacial das concentrações de poluentes no corpo de água, caracterizando o fenômeno da autodepuração e seu impacto sobre as concentrações de diferentes parâmetros de qualidade no rio, incluindo-se as alterações provocadas pelos efeitos da advecção, dispersão, decaimento da matéria orgânica dissolvida e reaeração da atmosfera (KEUPERS; WILLEMS, 2017; TYAGI; GAKKHAR; BHARGAVA, 1999).

Os processos de advecção e dispersão estão intimamente relacionados ao transporte de poluentes nos corpos d'água, enquanto que o decaimento de matéria orgânica, está intimamente relacionado ao consumo de oxigênio, que é incorporado ao meio aquático pelos processos de reaeração atmosférica ou fotossíntese (VON SPERLING, 2007). O processo de consumo de oxigênio no rio, também inclui a oxidação de compostos nitrogenados e outras substâncias redutoras, a respiração de animais aquáticos, plantas e micróbios (LIANG *et al.*, 2015).

O precursor dos modelos de qualidade da água foi o modelo proposto por Streeter e Phelps (1925), aplicado originalmente em um estudo sobre o rio Ohio, nos Estados Unidos, para melhorar a eficiência das ações de controle da poluição, sendo o primeiro modelo capaz de descrever o fenômeno da autodepuração. O modelo assume, dentre

outras hipóteses, que a concentração de oxigênio dissolvido nos corpos hídricos é influenciada por dois processos: a biodegradação da matéria orgânica e a reaeração atmosférica, e que ambos os processos são caracterizados a partir de reações de primeira ordem (COX, 2003). Estes processos são descritos a partir de duas equações diferenciais ordinárias, que modelam a oxidação da matéria orgânica (Equação 01) e descrevem a entrada de oxigênio no meio líquido pela reaeração atmosférica (Equação 02) (BEZERRA; MENDONÇA; FRISCHKORN, 2008).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L \quad (01)$$

Segundo Von Sperling (2007), a taxa de variação do déficit de OD é igual a diferença entre o consumo (Equação 01) e a produção de OD, conforme Equação (02).

$$\frac{dD}{dt} = K_d \cdot L - K_2 \cdot D \quad (02)$$

Nas expressões (01) e (02):

L: concentração de DBO remanescente (mg/L);

D: déficit de oxigênio dissolvido (mg/L);

t: tempo (dia);

K_d : coeficiente de desoxigenação (/dia);

K_2 : coeficiente de reaeração atmosférica (/dia).

A integração da Equação (02), por sua vez, conduz a Equação (03), por meio da qual pode ser estabelecido o perfil do déficit de OD num rio.

$$D_t = \frac{K_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (03)$$

A concentração de oxigênio ao longo do tempo é dada por meio da Equação (04).

$$C_t = C_S - D_t \quad (04)$$

Ao se substituir a Equação (03) na (Equação 04), tem-se função que permite estimar a concentração de OD em um instante de tempo t qualquer (Equação 05).

$$C_t = C_S - \left\{ \frac{K_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + (C_S - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right\} \quad (05)$$

Nas equações (03), (04) e (05):

C_t : concentração de OD no tempo (mg/L);

C_S : concentração de saturação de OD (mg/L);

D_t : déficit de oxigênio no tempo (mg/L);

D_0 : déficit de oxigênio Inicial (mg/L);

L_0 : concentração de DBO ultima logo após a mistura (mg/L); e,

C_0 : concentração de oxigênio inicial (mg/L).

A concentração de saturação de oxigênio pode ser determinada a partir de considerações teóricas ou por meio de fórmulas empíricas, sendo a formulação proposta por Popel (1979) (Equação 06) usualmente empregada (VON SPERLING, 2007).

$$C_S = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3 \quad (06)$$

Na equação (06), T representa a temperatura da água em °C, sendo C_S concentração obtida em mg/L.

Adicionalmente, a influência da altitude na concentração de saturação de OD foi incorporada na Equação (06) por meio da proposição de Qasim (1985) (Equação 07).

$$f_A = \frac{C'_S}{C_S} = \left(1 - \frac{A}{9495}\right) \quad (07)$$

Na expressão (07):

f_A : fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude;

C'_S : concentração de saturação na altitude (A), em metros (mg/L).

Para Bezerra, Mendonça e Frischkorn (2008), não existe nenhum método de determinação que forneça resultados precisos para os coeficientes K_d e K_2 que se ajustem à realidade de um corpo hídrico qualquer. Nesse contexto os autores argumentam que, na literatura, encontram-se alguns métodos de estimativa de K_d e K_2 que fornecem aproximações razoáveis, dentro de limites predefinidos. Nos

dois itens subsequentes são apresentados os coeficientes de desoxigenação e de reaeração.

3.2.1.1 Coeficiente de desoxigenação (K_1) e Coeficiente de decomposição da DBO (K_d)

Os coeficientes K_1 e K_d representam a taxa de oxidação da matéria orgânica, sendo a determinação do primeiro realizada em laboratório e, do segundo, a partir de observações em campo. Entretanto, a estimativa dos valores para coeficiente de desoxigenação em testes de laboratório, a partir da quantificação do parâmetro DBO, pode variar quando observado o real valor no curso d'água, uma vez que o teste em laboratório, em virtude de seus padrões de análise, pode acarretar em valores inferiores de K_d , por não representar a influência da sedimentação da matéria orgânica e nem da decomposição carbonácea pelo lodo de fundo, presente nos corpos hídricos (VON SPERLING, 2007; CHAPRA, 1997; EPA, 1985).

A formulação matemática da cinética de decomposição da matéria orgânica em um tempo qualquer, é representada a partir da integração da Equação (01). Considerando-se um intervalo de tempo entre $t = 0$ e um tempo t qualquer, obtêm-se, a partir da integração, a Equação (08).

$$L = L_0 \cdot e^{-K_d \cdot t} \quad (08)$$

Entretanto, a modelagem de OD é baseada na demanda última de oxigênio (DBO_u), sendo, portanto, necessário a conversão da $DBO_{5,20}$ para a DBO_u , que pode ser realizada por meio do fator de conversão K_t , proposto pela Equação (09) (VON SPERLING, 2007; EPA, 1985).

$$K_t = \frac{DBO_u}{DBO_{5,20}} = \frac{1}{1 - e^{-K_1 \cdot t}} \quad (09)$$

Nas expressões (08) e (09):

L : concentração de DBO remanescente em um tempo, t , qualquer (mg/L);

L_0 : concentração de DBO remanescente em $t = 0$ (mg/L).

t : tempo em dias;

K_t : constante para transformação da $DBO_{5,20}$ em DBO_u ;

DBO_u : concentração da demanda última de oxigênio, DBO última (mg/L);

$DBO_{5,20}$: concentração da DBO (mg/L);

K_1 : coeficiente de desoxigenação (/dia).

A apropriação do coeficiente de desoxigenação depende diversos fatores como tipo da matéria orgânica e grau de tratamento do efluente, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras, sendo um parâmetro de grande importância na modelagem do oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 1996).

Nesse sentido, diferentes autores relacionam a apropriação dos valores de K_d com características hidráulicas dos corpos d'água, como Hydroscience Inc. (1971) e Wright e McDonnell (1979).

Para profundidades (H) inferiores a 2,5 m, os valores de K_d podem ser apropriados por meio da expressão (10), originalmente proposta por Hydroscience Inc. (1971).

$$K_d = 0,3 \cdot \left(\frac{H}{2,5}\right)^{-0,434} \quad (10)$$

Para profundidades superiores a 2,5 m, o referido autor sugere o valor de K_d igual a 0,3/dia.

Segundo Wright e McDonnell (1979), o valor de K_d também pode ser estimado, em função da vazão (Q) conforme Equação (11). Essa expressão é válida para profundidades entre 0,3 e 10 m e vazões entre 0,15 e 250 m³/s.

$$K_d = 1,80 \cdot Q^{-0,49} \quad (11)$$

Na Tabela 01 são apresentadas faixas de valores típicos dos coeficientes K_1 e K_d , indicados por Von Sperling (2007), consideradas diferentes profundidades e condições dos corpos d'água.

Tabela 01 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d) (base e, 20 °C).

Origem	K_1 (Laboratório)	K_d (Rio)	
		Rios rasos	Rios profundos
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45	0,50 – 1,00	0,35 – 0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30 – 0,40	0,40 – 0,80	0,30 – 0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20	0,08 – 0,20

Fonte: Von Sperling, (2007).

Notas: rios rasos: profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 metros; rios profundos: profundidade superior a cerca de 1,0 ou 1,5 metros.

Como pode ser observado na Tabela 01, os valores típicos dos coeficientes são estabelecidos para a temperatura de 20 °C. Como anteriormente mencionado, a temperatura influencia a velocidade com que as reações químicas acontecem. Todavia, esses valores devem ser readequados para a temperatura do corpo d'água a ser modelado, por meio da expressão (12).

$$K_{(1,d)_T} = K_{(1,d)_{20}} \cdot \theta^{(t-20)} \quad (12)$$

Na última equação:

$K_{(1,d)_T}$: K_1 ou K_d a uma temperatura T qualquer (/dia);

$K_{(1,d)_{20}}$: K_1 ou K_d a uma temperatura T = 20 °C (/dia);

T: temperatura do líquido (°C);

θ : coeficiente de temperatura.

Segundo EPA (1985), emprega-se usualmente o valor de 1,047 para o coeficiente θ .

3.2.1.2 Coeficiente de reaeração atmosférica (K_2)

A reaeração, é o processo natural de absorção de oxigênio da atmosfera por um corpo de água, sendo considerado um dos fatores mais importantes que controlam a capacidade de assimilação de poluentes de um curso d'água (COX, 2003b). A transferência de oxigênio ocorre por meio da superfície de contato entre a água e a

atmosfera (SZELIGA; ROMA, 2009). A reaeração atmosférica é uma das principais fontes de oxigênio nos sistemas aquáticos e pode ser quantificada por meio do coeficiente de reaeração (K_2) (COX, 2003b).

A formulação matemática da cinética da reaeração é apresentada na Equação (02). Assim, quanto maior o déficit, maior a demanda de oxigênio pela coluna d'água, implicando em maiores taxas de transferência (VON SPERLING, 2007).

Von Sperling, (2007), salienta que a apropriação do coeficiente de reaeração de uma amostra de água pode ser realizada a partir da análise de regressão, tendo-se como dados de entrada, concentração de oxigênio dissolvido em diversos períodos. Entretanto, o referido autor destaca que a determinação de K_2 , em um curso d'água é complexa.

Na falta de estudos específicos na apropriação do coeficiente para o curso d'água de interesse, assim como o coeficiente K_d , recorre-se aos valores médios tabelados ou aos valores apropriados por meio das características hidráulicas do curso d'água (VON SPERLING, 2007). A Tabela 02, apresenta valores típicos de K_2 .

Tabela 02 – Valores médios de K_2 (base e, 20 °C)

Corpo d'água	K_2 (/dia)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios Vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Fair *et al.*, (1973); Arceivala, (1981), *apud* VON SPERLING, (2007).

Barros *et al.* (2011) argumentam que os cursos de água rasos e mais velozes tendem a possuir maior coeficiente de reaeração, devido, respectivamente, à maior mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície. Os valores de K_2 reunidos na Tabela 02 refletem estes aspectos. Entretanto, as equações mais utilizadas na apropriação do K_2 , estão reunidas na Tabela 03, equações que permitem a estimativa do coeficiente K_2 a partir da velocidade e profundidade dos cursos d'água (EIGER 2003; VON SPERLING 2007; JORDÃO, PESSÔA 2009).

Tabela 03 – Valores do coeficiente K_2 /dia segundo modelos baseados na velocidade e profundidade dos cursos d'água (base e, 20 °C).

Pesquisador	Fórmula	Faixa de Aplicação
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,73 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 0,8 \text{ m/s}$
Churchill et al. (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,8 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$
Owens et al. 1964	$5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	$0,1 \text{ m} \leq H < 0,6 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$

Fonte: Von Sperling (2007).

Notas: v : velocidade do curso d'água (m/s); H : profundidade do canal (m).

Observada a limitação definida pelas faixas de aplicação das equações reunidas na Tabela 03, Queiroz, Matos e Von Sperling (2015) apresentam uma relação de equações para a estimativa de K_2 , considerando diferentes variáveis, conforme Tabela 04.

Tabela 04 – Diferentes equações para apropriação do coeficiente de reaeração (base e, 20 °C).

Autor	Equação
Krenkel e Orlob (1962)	$K_2 = 24,9 \cdot (1 + Fr^{0,5}) \cdot u^* \cdot H^{-1}$
Thackston e Krenkel (1969)	$K_2 = 173,45 \cdot (v \cdot S)^{0,408} \cdot H^{-0,66}$
Cadwallader e McDonnell (1969)	$K_2 = 2506,7 \cdot (u^* \cdot v^{-2} \cdot H^{-1})$
Parkhurst e Pomeroy (1972)	$K_2 = 185,5 \cdot (v \cdot S)^{0,5} \cdot H^{-1}$
Lau (1972)	$K_2 = 23,04 \cdot (10,17Fr^2) \cdot (v \cdot S)^{0,375} \cdot H^{-1}$
Melching e Flores (1999)	$K_2 = 517 \cdot (v \cdot S)^{0,524} \cdot Q^{-0,242}$
Langbein e Durum (1967)	$K_2 = 5,1349 \cdot v \cdot H^{-1,33}$
Tsivoglou e Wallace (1972)	$K_2 = 31200 \cdot S \cdot v$
Bennett e Rathbun (1972)	$K_2 = 5,5773 \cdot v^{0,607} \cdot H^{-1,689}$
Smoot (1988)	$K_2 = 543 \cdot S^{0,6236} \cdot v^{0,5325} \cdot H^{-0,7258}$
Moog e Jirka (1998)	$K_2 = 1740 \cdot v^{0,46} \cdot S^{0,79} \cdot H^{0,74}$
Jha, Ojha e Bhatia (2001)	$K_2 = 5,792 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-0,25}$
Jha, Ojha e Bhatia (2004)	$K_2 = 0,603286 \cdot v^{0,4} \cdot H^{0,154} \cdot S^{-1}$

Fonte: Queiroz; Matos; Von Sperling (2015) (Adaptado).

Notas: Fr : Número de Froude (adimensional); S : declividade (m/m); v : velocidade média (m/s); u^* : velocidade de corte (m/s); H : profundidade (m); Q : vazão (m³/s).

Segundo Szeliga e Roma (2009) os fatores mais importantes que afetam o valor de K_2 são a temperatura e turbulência. A turbulência influencia no processo de reaeração

ao auxiliar na inserção de componentes advectivas na transferência gasosa, pela ampliação da superfície de contato entre a água e a atmosfera ou pela renovação da camada superficial. O efeito da temperatura no coeficiente de reaeração, por sua vez, é geralmente expresso por meio da Equação (13).

$$K_{(2)T} = K_{(2)20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (13)$$

Na última expressão:

$K_{(2)T}$: K_2 a uma temperatura t qualquer (/dia);

$K_{(2)20}$: K_2 a uma temperatura $t = 20$ °C (/dia);

T : temperatura do líquido (°C);

θ : coeficiente de temperatura.

Segundo EPA (1985), emprega-se usualmente valores na faixa de 1,022-1,024 para o coeficiente θ .

Apesar do grande avanço científico proporcionado pela concepção do modelo de Streeter e Phelps (1925), principalmente para a área de Engenharia Ambiental e Sanitária, o modelo não considera a redução da concentração de oxigênio dissolvido em função da degradação de compostos nitrogenados (CALMON, 2015). Tampouco considera a redução na carga orgânica, em função da sedimentação (TYAGI; GAKKHAR; BHARGAVA, 1999). Em condições de anaerobiose o modelo não é válido (BEZERRA; MENDONÇA; FRISCHKORN, 2008).

A partir da proposição inicial estabelecida pelo modelo de Streeter e Phelps (1925), vários outros modelos foram sendo construídos ao longo dos anos, ampliando o panorama de parâmetros modelados e, conseqüentemente ampliando a complexidade dos processos em busca da melhor representação das reações no meio líquido e do ambiente em que se encontram (BEZERRA; MENDONÇA; FRISCHKORN, 2008). São exemplos os modelos: MIKE 11 ECO Lab (DHI, 2011), CALHIDRA 3.0 (CARDONA, *et al.*, 2011), SWAT (ARNOLD, *et al.*, 2012), QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987), WQSAM (SLAUGHTER, *et al.*, 2017), QUAL2K (CHAPRA, *et al.*, 2007), QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007), entre muitos outros.

Tendo em vista que o modelo clássico de Streeter e Phelps (1925) não considera, no seu balanço de massa, a influência da sedimentação, este mecanismo de remoção de DBO foi incorporado nos modelos posteriores, a exemplo no QUAL-UFMG. Este coeficiente foi considerado no presente estudo e, portanto, no item subsequente apresenta-se uma breve descrição.

3.2.1.3 Coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (K_S)

A formulação matemática que dá forma ao coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (K_S) é apresentada na Equação (14).

$$K_S = \frac{v_s}{H} \quad (14)$$

Na equação (14):

K_S : Coeficiente de sedimentação (/dia);

v_s : velocidade de sedimentação (m/dia);

H: profundidade do rio (m).

Os valores de K_S precisam ser corrigidos em função da temperatura, podendo-se adotar a estrutura da Equação (13). Para EPA (1987), o valor típico do coeficiente de temperatura (θ) é igual a 1,024.

Para Kozerski (2002), a apropriação dos valores de K_S depende de uma avaliação de longo prazo para se obter valores confiáveis, devido às fortes variações temporais e espaciais, que podem ser observadas num curso d'água o que torna a sua quantificação custosa e complexa. Todavia, estão disponíveis na literatura valores médios de K_S que podem ser utilizados com base nas características hidráulicas e na condição do corpo receptor. Na Tabela 05 são apresentadas faixas de valores típicos do coeficiente K_S indicados por Von Sperling (2007).

Tabela 05 – Valores típicos de K_s (base e, 20 °C).

Origem	K_s (Rio)	
	Rios rasos	Rios profundos
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,10 – 0,35	0,05 – 0,20
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,05 – 0,25	0,00 – 0,15
Curso d'água recebendo efluente primário	0,05 – 0,10	0,00 – 0,05
Curso d'água recebendo efluente secundário	-	-
Curso d'água com águas limpas	-	-

Fonte: Von Sperling, (2007).

Notas: rios rasos: profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 metros; rios profundos: profundidade superior a cerca de 1,0 ou 1,5 metros.

O coeficiente K_s é considerado na modelagem em conjunto com o coeficiente de decomposição da DBO (K_d), dando origem ao coeficiente de remoção global de DBO no rio ($K_r = K_d + K_s$). A partir desse entendimento o coeficiente de sedimentação pode ser facilmente incorporado no modelo de Streeter e Phelps (1925).

Considerando-se que presente trabalho emprega o modelo Qual-UFMG para simulação das condições de qualidade da água e, conseqüentemente, fenômeno da autodepuração, o modelo foi descrito no item subsequente.

3.2.1.4 Modelo QUAL-UFMG

O modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007), é uma adaptação em ambiente computacional da planilha Excel de um dos modelos mais utilizados no mundo, o QUAL2E, desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA). Segundo Lima, Mamede e Lima Neto (2018), a construção do modelo QUAL-UFMG em plataforma Excel proporcionou um modelo de melhor clareza em cada etapa da modelagem, tornando o processo mais simples, se comparado a linguagem computacional na qual está apoiado o modelo QUAL2E.

O Qual2E é um modelo matemático unidimensional que trabalha com a condição de regime permanente não uniforme, disponível como software de uso livre para simular as condições de qualidade da água de um sistema fluvial (PALMIERE; CARVALHO, 2006). O transporte dos constituintes é realizado apenas pelos mecanismos de dispersão e advecção que são significativos apenas ao longo da direção principal do fluxo (direção longitudinal) (COX, 2003a). O modelo considera a presença de múltiplas

descargas poluidoras, captações e tributários, sendo capaz de modelar até 15 variáveis de qualidade da água (PALMIERE; CARVALHO, 2006).

Segundo Von Sperling, (2007), caso se desconsidere na modelagem com o QUAL2E a influência das algas, obtém-se em termos práticos, os mesmos resultados obtidos com a utilização do QUAL-UFMG.

Assim, o modelo QUAL-UFMG, possui algumas simplificações, a saber (PINHEIRO *et al.*, 2013; VON SPERLING, 2007):

- Não são incluídas as algas nem suas interrelações com os demais constituintes, visto que estes processos são mais importantes na simulação de ambientes lênticos. Adicionalmente, vale destacar que sua representação é extremamente complexa;
- Não é considerada a dispersão longitudinal no cálculo dos perfis de concentração dos parâmetros modelados uma vez que seu efeito sobre as distribuições das concentrações é muito pequeno. Assim, o transporte de constituintes ocorre inteiramente por advecção, considerando-se mistura completa do poluente na largura e profundidade do rio.
- É utilizado o método de Euler na integração numérica das equações diferenciais ordinárias utilizadas na construção dos perfis longitudinais de concentração dos constituintes simulados pelo modelo, sendo a forma de integração numérica mais simples e de fácil compreensão pelo usuário da planilha.

De forma similar ao modelo QUAL2E, a estrutura conceitual do QUAL-UFMG consiste na compartimentação do curso d'água em um número de segmentos ou elementos computacionais de igual comprimento e com as mesmas propriedades hidrogeométricas e taxas de reações físicas e bioquímicas (COX, 2003a). Para cada segmento de curso d'água, o incremento de vazão e o balanço de massa são calculados para cada constituinte modelado, permitindo descrever o comportamento do constituinte ao longo do tempo e do espaço (COX, 2003a).

As planilhas do modelo QUAL-UFMG permitem modelar ao longo do rio os parâmetros DBO, OD, nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes (fecais ou E. coli). O modelo incorpora os fenômenos, mecanismos e processos interagentes no balanço do OD, levando-se em conta a desoxigenação, reaeração atmosférica, sedimentação da matéria orgânica, consumo de oxigênio pela nitrificação, cargas difusas internas sem vazão (demanda do sedimento, fotossíntese e respiração) e externas (VON SPERLING, 2007).

Em função da simplicidade do modelo, do seu fácil manuseio e aplicação, apresenta satisfatória aceitação, sendo amplamente utilizados em trabalhos técnico-científicos como, Costa e Teixeira (2011), Teodoro *et al.* (2013), Salla *et al.* (2013), Lima, Mamede e Lima Neto (2018), Oliveira Filho e Lima Neto (2018), Gomes *et al.* (2018), Lima (2016), Fernandes (2016), Pinheiro *et al.*, (2013), Amorim Junior, Lima e Vieira (2011), Mourão Júnior (2010), Rodrigues *et al.* (2009) e Calmon *et al.* (2016), dentre outros.

Costa e Teixeira (2011), ao avaliarem a qualidade das águas do ribeirão do Ouro, em Araraquara (SP), aplicaram o modelo QUAL-UFMG para modelar os parâmetros OD e DBO e, com bases nos resultados obtidos, foi possível determinar as zonas de autodepuração e verificar o atendimento dos padrões de qualidade de águas estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005. Os autores concluíram que os resultados do modelo e a caracterização e identificação da zona de autodepuração poderá ser utilizado pelos gestores da bacia para subsidiar, de forma preventiva e corretiva, o gerenciamento dos problemas ambientais existentes no corpo de água.

Em um estudo de caso no Rio Taquarizinho localizado no pantanal sul-mato-grossense, Teodoro *et al.* (2013) adicionaram ao modelo QUAL-UFMG equações que permitem a determinação de vazão de diluição e cobrança pelo lançamento de efluentes. Assim, foram simulados cenários hipotéticos de qualidade da água para estimar a capacidade de autodepuração e diluição de efluentes. Os resultados demonstraram que o modelo foi capaz de estimar as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos e contabilizar os custos dos mesmos variando-se as vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada no rio. Dessa forma concluíram que o rio Taquarizinho possui uma elevada capacidade de autodepuração.

Salla *et al.* (2013) aplicaram o modelo QUAL-UFMG para avaliar a capacidade de autodepuração do Rio Jordão em Minas Gerais, considerando as contribuições reais do córrego Brejo Alegre no período de estiagem, e simular cenários de lançamentos de cargas poluidoras efluentes de estação de tratamento de esgoto (ETE), lançadas diretamente na confluência do córrego com o Rio Jordão para período crítico (vazão $Q_{7,10}$). Foram modelados OD, DBO, série nitrogenada, fósforo total, coliformes termotolerantes. As simulações permitiram concluir que o Rio Jordão não possui capacidade de autodepuração natural para receber efluente tratado pelo sistema 'australiano' e lodo ativado convencional, principalmente para uma análise sobre os parâmetros OD e DBO.

Lima, Mamede e Lima Neto (2018), aplicaram o QUAL-UFMG, para modelar a concentração de fósforo do rio Pacoti e dos riachos Canabrava, Brenha e Calção, pertencentes a microbacia do Açude Acarape do Meio no semiárido cearense. O estudo tinha como objetivos, diagnosticar e avaliar a qualidade da água, além de classificar os referidos corpos hídricos como plataforma básica para um futuro processo de enquadramento dos corpos hídricos. A partir da simulação do parâmetro fósforo no QUAL-UFMG, concluiu-se que o rio Pacoti, apresentou condições de qualidade compatíveis com a Classe 4, salvo o trecho da sua nascente, que permaneceu na Classe 2. Os outros três riachos também apresentaram qualidade compatíveis com a Classe 4, ou seja, água imprópria para o abastecimento humano. A aplicação do modelo QUAL-UFMG possibilitou verificar que o Rio Pacoti não conseguiu se autodepurar até a entrada do Açude Acarape do Meio, sendo que este também apresentou condições de qualidade compatíveis com a Classe 4. Os autores concluíram que as propostas de intervenção para a melhora da qualidade da água, passam pelos investimentos para aumentar a eficiência de remoção de fósforo dos efluentes domésticos nas estações de tratamento de esgoto, e simultaneamente programas de controle da carga de fósforo geradas no meio rural.

Oliveira Filho e Lima Neto (2018) aplicaram a plataforma QUAL-UFMG para modelar um trecho de 36,8 km de extensão do rio Poti, que pertence à bacia hidrográfica do rio Parnaíba, situada majoritariamente no estado do Piauí e, parcialmente, no Ceará. Foram modelados os parâmetros OD, DBO e coliformes termotolerantes. Foram realizadas simulações para diferentes cenários de vazão (mínimas e máximas). Os resultados da modelagem indicaram que os lançamentos irregulares de esgoto no rio

Poti causaram desconformidades no parâmetro coliformes termotolerantes, quando considerados os padrões de qualidade da legislação vigente (Resolução CONAMA nº 357/2005). Os autores concluíram que o QUAL-UFMG pode ser utilizado para predição da qualidade da água em rios localizados em regiões semiáridas, apresentando resultados coerentes e que podem ser utilizados para a gestão dos recursos hídricos do estado do Piauí.

3.3 CURVA DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE

A adequada avaliação da disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas constitui tarefa central para o adequado planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos (SLAUGHTER *et al.*, 2017). Nesse sentido, a curva de permanência de vazões é uma das ferramentas gráficas mais utilizadas em Hidrologia para se determinar a disponibilidade hídrica superficial de uma bacia hidrográfica (FENNESSEY; VOGEL, 1990).

A curva de permanência sintetiza a variabilidade das vazões, ou seja, o regime hidrológico de uma bacia hidrográfica, caracterizando a base de comportamento para a sustentabilidade de sistemas aquáticos (CRUZ; TUCCI, 2008) e, representa a relação entre a magnitude e a frequência da vazão, indicando a porcentagem de tempo que uma determinada vazão é igualada ou excedida durante um período de registro especificado (VOGEL; FENNESSEY, 1994; 1995).

As curvas de permanência de vazões são amplamente utilizadas em todo o mundo em inúmeras aplicações relacionadas ao planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, como construção de hidrelétricas, projeto de sistemas de irrigação, gerenciamento de poluição de rios, controle da sedimentação de rios e reservatórios e erosão fluvial (CASTELLARIN; CAMORANI; BRATH, 2007).

Na última década, vários autores têm abordado a aplicação das curvas de permanência no planejamento ambiental, alguns deles com vistas a desenvolverem subsídios à implementação do enquadramento. São exemplos os trabalhos desenvolvidos por Brites (2010), Brites, Porto e Fernandes (2009), Machado *et al.*, (2007), USP/URPR, (2007), Knapik *et al.* (2007), Cunha e Calijuri (2010), Formigoni *et al.* (2011), Cunha, Calijuri e Mediondo (2012), dentre outros.

EPA (2007) argumenta que é possível estabelecer duas relações tendo por base a curva de permanência: a curva de permanência de concentração e a curva de permanência de carga. A curva de permanência de concentração relaciona a concentração de um parâmetro de qualidade de água com a curva de permanência de vazões. A multiplicação das vazões com diferentes permanências no tempo pela concentração de um determinado constituinte de qualidade da água permite apropriar a curva de permanência de carga.

Searcy (1959) demonstrou o processo de construção de uma curva de permanência para os parâmetros sedimentos, turbidez e dureza, e afirmou que o mesmo processo poderia ser aplicado a outras características de qualidade da água, caso os dados de qualidade forem insuficientes para o cálculo direto por meio de algum método estatístico descritivo, como distribuição de frequência. Esse método relaciona os dados de qualidade de água com os de vazão (no momento da coleta), por meio de uma curva de permanência, que passam a ser denominadas de curva de frequência de qualidade da água. Vogel e Fennessey (1995) observaram que a proposta apresentada por Searcy (1959) pode ser aplicada para outros parâmetros como pesticidas orgânicos, metais, clorofila, DBO, etc.

Vogel e Fennessey (1995) discutiram a aplicabilidade das curvas de permanência para diversas áreas relacionadas aos recursos hídricos e apresentaram as curvas de duração de índice de recursos hídricos, que podem ser aplicadas no gerenciamento da qualidade da água, sendo estabelecida de forma similar a metodologia empregada por Searcy (1959). Segundo os referidos autores, tais curvas são úteis para determinar a frequência com que um padrão de qualidade da água será violado. A probabilidade de excedência da vazão, torna-se a probabilidade com que o padrão de qualidade da água não foi violado (excedido).

Segundo EPA (2007), a TMDL é um termo regulatório referente ao processo usado para quantificar a quantidade máxima de carga de poluentes que uma massa de água pode assimilar sem violar os padrões de qualidade da água, auxiliando os gestores no controle de fontes de poluição por meio de melhores práticas de gerenciamento (BMPs) ou outros meios. Depreende-se pelo exposto, que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), por meio da Lei de Águas Limpas (*U.S. Clean Water Act*), exige que os estados desenvolvam a carga máxima total diária

(TMDLs) para os corpos de água que não atendem aos padrões estaduais de qualidade da água (EPA, 2007). Segundo Shen e Shao (2010), as principais etapas para a construção das curvas *Total Maximum Daily Loads* (TMDLs) incluem: (1) gerar uma curva de permanência de vazões (frequência cumulativa) com base nos dados históricos de vazão disponíveis; (2) calcular a *load duration curves* (LDC), multiplicando a meta numérica de qualidade da água pela vazão e plotando em relação à frequência cumulativa; (3) estimar as cargas instantâneas existentes multiplicando os dados de qualidade da água observados com as vazões médias nas datas de amostragem e plotando em relação à frequência cumulativa correspondente no LDC; e (4) calcular a margem de segurança, alocação de carga e redução para diferentes regimes de vazão baseados no LDC.

Cabe destacar que Oliveira *et al.* (2011) construíram as curvas TMDLs que possibilitaram verificar a carga total máxima diária de $\text{DBO}_{5,20}$, fósforo total e nitrato, para o rio Rio Anhanduí em Campo Grande, estado do Mato Grosso do Sul, com o objetivo de integrar as informações quali-quantitativas da qualidade da água do corpo hídrico. As curvas TMDLs possibilitaram analisar a carga total máxima diária permitida de poluentes em condições críticas do corpo d'água e para as diversas vazões de permanência. Os autores concluíram que as curvas TMDLs obtidas podem auxiliar o órgão ambiental no monitoramento e fiscalização da qualidade da água do rio Anhanduí, quanto ao atendimento de padrões de qualidade de água definidos na Resolução CONAMA n° 357/2005. Bittencourt e Gobbi (2006) também se propuseram a estudar a TMDL para o fósforo, com vistas a aplicação na gestão e planejamento dos recursos hídricos no Brasil.

O desenvolvimento das curvas TMDLs está embasado principalmente nas LDCs. A LDC mostra a porcentagem de tempo, ou intervalo de duração, para o qual um dado valor de carga de poluente é igualado ou excedido dentro de uma determinada bacia hidrográfica (KIM *et al.*, 2012). De acordo com Cleland (2003), essas curvas são úteis para identificar soluções de melhoria da qualidade da água. Uma curva de permanência de carga é criada multiplicando-se as vazões, com diferentes permanências no tempo, por um valor numérico referente a concentração padrão de um parâmetro de qualidade da água, sendo necessário uma conversão de unidade a depender do poluente em questão (EPA, 2007; CLELAND, 2003; MORRISON; BONTA, 2008).

Por meio da integração quali-quantitativa das águas, base para o desenvolvimento das curvas, é possível identificar a probabilidade de ocorrência estimando-se o percentual de tempo em que a concentração de um poluente é igualada ou superada pelo menos uma vez ao longo do tempo (BABBAR-SEBENS; KARTHIKEYAN, 2009). Assim, quando determinada carga é plotada na curva LDC, ela pode fornecer informações sobre padrões de carga em várias condições de vazão, impactos de fontes pontuais e difusas, e condições de vazão sob as quais as cargas de poluentes são excedidas (CLELAND, 2002).

Wang, Bi e Ambrose (2015) aplicaram a modelagem matemática associada a curva de permanência de carga para avaliar as reduções de cargas de $DBO_{5,20}$, nitrogênio e fósforo necessário ao atendimento dos padrões de qualidade da água dos rios Taigeyunhe, Caoqiaohe e Yincungan, na China. Segundo os referidos autores, as reduções de carga, calculadas em razão da carga máxima permitida para o corpo hídrico, podem fornecer uma base científica para o órgão gestor na tomada de decisões acerca do gerenciamento de poluição da água.

Segundo Brites (2010) a discussão que permite relacionar a vazão e a concentração dos parâmetros de qualidade de água teve início, no Brasil, no âmbito do projeto "*Bacias críticas: bases para a definição de metas progressivas para seu Enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão*", projeto que foi desenvolvido entre os anos de 2005 e 2007, e teve como estudo de caso a bacia do Alto Iguaçu, localizada na região metropolitana de Curitiba (PR). Este projeto foi executado por meio de uma parceria entre a Universidade de São Paulo e a Universidade Federal do Paraná, e financiado pela FINEP/CT-HIDRO. A pesquisa teve como principal objetivo investigar a existência de relação entre a DBO e a vazão em quatro postos fluviométricos, onde foi aplicado o teste t de Student, buscando descrever a relação entre essas variáveis, e verificar o comportamento entre a DBO e a vazão. Após a conclusão dos testes probabilísticos, os pesquisadores concluíram que existe correlação. A partir desta confirmação, as vazões com diferentes permanência no tempo e seus respectivos valores de concentração de DBO foram ordenadas, permitindo avaliar a relação entre as variáveis em questão e, na sequência, essas vazões de referência foram separadas a cada 5% de permanência (Q_{95} , Q_{90} , ...até Q_5), definindo-se um intervalo com limites de 2,5 pontos acima e abaixo para cada vazão de referência (por exemplo, para a vazão Q_{30} tomou-se acima

a vazão $Q_{32,5}$ e abaixo, a vazão $Q_{27,5}$). Para cada intervalo de vazões, obteve-se a média das amostras de concentração de DBO observadas no intervalo considerado. Assim, o valor da concentração de DBO de cada vazão de referência foi dado pelo valor médio correspondente ao intervalo de análise (USP/UFPR, 2007; MACHADO *et al.*, 2007).

Segundo Brites (2010) a probabilidade de ocorrência dos parâmetros de qualidade da água vem a ser o estabelecimento da distribuição de frequências da concentração do parâmetro analisado, com o objetivo de caracterizar a probabilidade de um determinado valor ser igualado ou superado ao menos uma vez dentro de uma série amostral. Conforme, Brites, Porto e Fernandes (2009), a ideia central é associar a distribuição de probabilidades com as frequências de ocorrência de vazões e, desta forma, estabelecer estratégias de enquadramento para as classes, associando-se seu potencial de risco de não atendimento dos requisitos dentro de cada classe.

Machado *et. al* (2007) desenvolveram um método simplificado para relacionar a concentração de DBO e vazão, baseado na metodologia proposta por USP/UFPR (2007). O método proposto relaciona vazão e concentração de DBO através da curva de permanência. Este processo permite, além de associar valores de vazão a valores de concentração de DBO, associar concentrações de DBO ao tempo de permanência e a partir desta, definido o enquadramento pelo uso mais restritivo ou permissível e dos valores máximos de concentração por classe, determinar a vazão de referência que atenda o enquadramento, o número de dias que o enquadramento será violado no longo prazo e o risco de que a violação ocorra durante um número de dias n em um ano qualquer.

Brites (2010) argumenta que a confirmação da existência de correlação entre a DBO e a vazão fornece embasamento teórico para a utilização da probabilidade de ocorrência dos parâmetros de qualidade da água, a qual é determinada a partir da permanência das vazões, representando um avanço significativo para a gestão de recursos hídricos.

Tendo em vista esta possibilidade, de associar concentração de DBO à frequência de ocorrência, outros critérios de análise foram elaborados durante o desenvolvimento do projeto “Bacias Críticas” (USP/UFPR, 2008). Brites, Porto e Fernandes (2009) e Brites (2010) apresentaram um novo critério de análise para auxiliar a aplicação do

instrumento de enquadramento dos corpos d'água. Este critério considera a probabilidade de ocorrência dos parâmetros de qualidade da água dentro das classes estabelecidas pela Resolução CONAMA n° 357/2005. Na metodologia desenvolvida pelos autores foram adotadas vazões com permanência de 95% e 80% e vazão média de longo período (Q_{95} , Q_{80} e Q_{mip}), a partir das quais, por meio da modelagem matemática, foram simulados, para o rio Iguaçu, três cenários de tratamento de esgoto. Dessa forma, para cada vazão de referência adotada, foi gerado um resultado de qualidade da água relacionado à permanência da vazão utilizada em cada simulação.

Brites, Porto e Fernandes (2009) e Brites (2010) consideram que a metodologia proposta estabelece a possibilidade de se associar valores de vazão a valores de concentração da DBO e, desta forma, relacionar estas concentrações a uma probabilidade de ocorrência. Segundo os referidos autores, esta associação de parâmetros possibilita analisar a permanência da classe de enquadramento no tempo e, com isso, definir uma probabilidade mínima de ocorrência desejada, dentro da qual o enquadramento deverá ser obedecido, ou seja, quanto maior o investimento em tratamento de esgoto, maior a será a permanência nas classes de enquadramento mais restritivas.

Knapik *et al.* (2007) construíram curvas semelhantes para os parâmetros de OD e DBO para 26 afluentes da Bacia do Alto Iguaçu. Os perfis de OD e DBO foram simulados com o auxílio do modelo de qualidade de água QUAL2E, considerando as cargas de poluição provenientes de esgoto doméstico e industrial, para diferentes horizontes de tempo e vazões referenciais.

Cunha e Calijuri (2010) discutiram o uso da análise probabilística de ocorrência de incompatibilidades entre a qualidade da água e o enquadramento legal dos sistemas aquáticos brasileiros como ferramenta complementar ao monitoramento corriqueiramente realizado nesses ambientes. Os parâmetros adotados na análise foram OD, turbidez, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e clorofila-a, que foram monitorados no rio Pariquera-Açu ao longo do ano de 2007. A partir destes dados foram construídas as curvas de probabilidade de incompatibilidade de cada variável em relação ao estabelecido pelo seu enquadramento. A probabilidade de interesse na pesquisa conduzida por Cunha e Calijuri (2010) referiu-se, nos casos de

não excedência ou de excedência, ao valor da probabilidade para um dado padrão ambiental, considerando-se rios de Classe 2. Tal porcentagem representou, em termos práticos, a probabilidade de incompatibilidade com o enquadramento legal. Segundo os autores, o estabelecimento de uma probabilidade máxima tolerável de excedência de determinada concentração de um parâmetro de qualidade de água pode contribuir para maior eficácia do monitoramento dos sistemas aquáticos, sobretudo daqueles em que se processam usos múltiplos. Complementam que essa alternativa de enquadramento pode ser mais adequada ao se tratar de ambientes que apresentam significativa heterogeneidade espacial e variabilidade temporal, com vistas à redução da probabilidade de conflitos com o enquadramento legal do rio.

Formigoni *et al.* (2011) passaram a denominar as curvas que relacionam as concentrações de características de qualidade da água com a vazão, como curva de permanência de qualidade da água, e descreveram em seu trabalho duas formas distintas de obtenção dessas curvas para os parâmetros OD e DBO, ambas obtidas através da série histórica, porém por métodos distintos. O primeiro método partiu-se da possibilidade de associar as concentrações dos parâmetros de qualidade da água às frequências das vazões, sendo estes dados monitorados integradamente, conforme proposição de Brites (2010). No segundo método, a curva de permanência foi obtida a partir da análise da série histórica das estações de monitoramento, não sendo considerada sua relação com a vazão, sendo apenas adotado a sua concentração, que foi ordenada e posteriormente calculados as frequências de ocorrência.

Formigoni *et al.* (2011) concluíram que a utilização deste conceito apresenta vantagens para a gestão da qualidade da água e representa o papel integrador entre o processo de gestão ambiental e de recursos hídricos, o qual fornece diretrizes para o processo de planejamento, fiscalização e monitoramento dos órgãos licenciadores, formulação de critérios de penalidades, assim como, para os instrumentos de gestão de recursos hídricos, como a outorga de lançamento de efluentes e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

Cunha, Calijuri e Mediondo (2012) avaliaram, para o parâmetro fósforo total, a integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade, como uma ferramenta para a gestão eficiente dos recursos hídricos, para os rios Paraíba do Sul

e Sorocaba. A integração é baseada em uma representação gráfica entre a curva de permanência de vazão, carga específica observada nos cursos d'água e a carga específica obtida compatível com o enquadramento do sistema aquático. As cargas específicas observadas devem ser obtidas pela multiplicação entre as vazões do sistema aquático e as respectivas concentrações observadas do parâmetro de qualidade de água de interesse. As cargas compatíveis com o enquadramento, por sua vez, também utilizam como base as vazões características das diferentes estações do ano, mas associadas a uma concentração única, estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para cada variável (BRASIL, 2005). A relação estabelecida entre as curvas de permanência de quantidade e qualidade permitiram identificar a probabilidade de excedência compatível com o enquadramento dos cursos d'água.

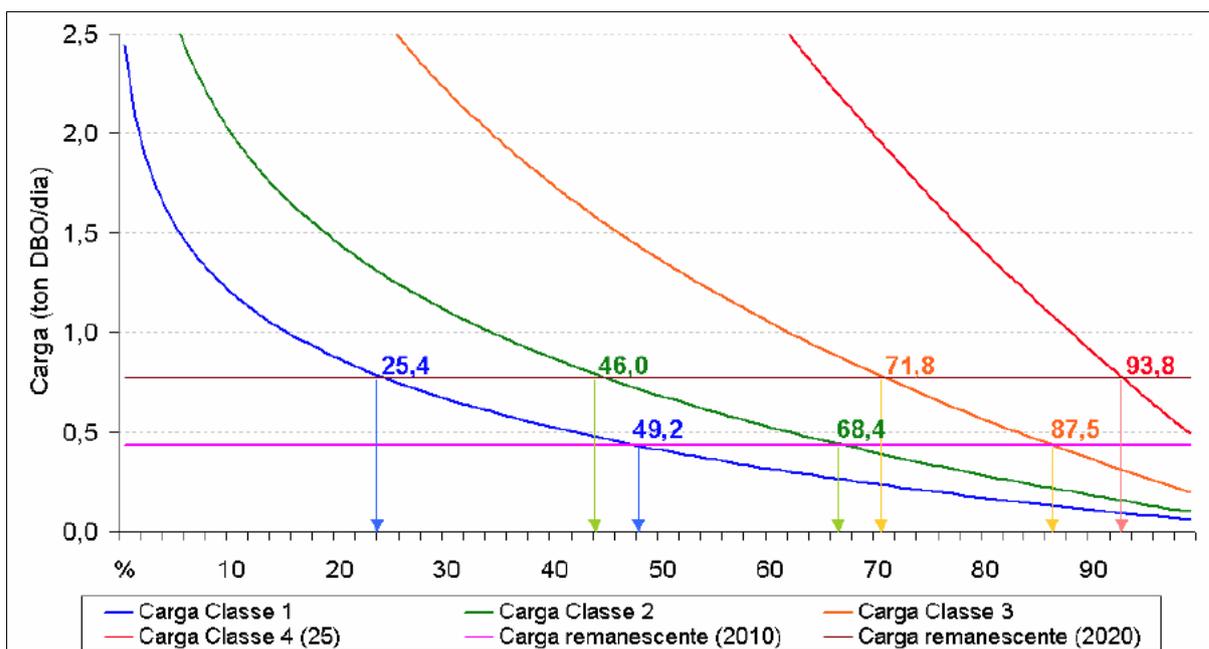
Garcia *et al.* (2012) assim como, Cunha, Calijuri e Mediondo (2012), baseado no conceito de curva de permanência de carga, desenvolveram as curvas de permanência de qualidade, relacionando as probabilidades de ocorrência com a carga do poluente e não com a concentração. Tais curvas foram estabelecidas considerando-se o produto das vazões regionalizadas com diferentes durações no tempo (curva de permanência de vazões regionalizadas) pelos padrões de DBO estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para os rios de água doce classes 1, 2 e 3, sendo 3, 5 e 10 mg/L, respectivamente. Essa metodologia permitiu apropriar curvas de permanência de qualidade para as distintas classes de enquadramento e seções fluviométricas, onde as curvas representam a máxima carga do poluente, em distintas condições de vazão (probabilidade de ocorrência), para a qual o enquadramento seria respeitado.

Nesse sentido, a proposição de curvas de permanência tem por finalidade garantir flexibilidade ao enquadramento ou verificar a frequência de transgressão de padrões de qualidade ambiental. A partir da relação quantidade-qualidade é possível inferir, ainda, quais os locais críticos, definindo-se um planejamento adaptável para retiradas de água e lançamento de efluentes ao longo do ano. Do mesmo modo, em trechos de maior demanda, regula-se a cobrança pelo uso da água. (FERREIRA; FERNANDES; KAVISKI, 2016).

Assim de acordo com Cunha, Calijuri e Mediondo (2012), as curvas de permanência de qualidade funcionam como uma ferramenta de auxílio para o processo de gestão de recursos hídricos. Nesse contexto vários autores vêm abordando o uso das curvas de permanência de qualidade da água para auxiliar o planejamento dos recursos hídricos, dentre eles, Garcia *et al.* (2012), Calmon *et al.* (2014), Calmon *et al.* (2016) e Ferreira, Fernandes e Kaviski (2016).

Garcia *et al.* (2012) estabeleceram curvas de permanência de qualidade para o parâmetro DBO, com o intuito de avaliar diferentes cenários de enquadramento para os rios das bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira, na região metropolitana de Curitiba (PR), sob a ótica do setor do saneamento básico. A região de estudo foi subdividida em 64 subbacias, onde foram calculadas para os horizontes de 2010 e 2020 as cargas remanescentes de DBO (t.DBO/dia), considerando-se o setor de saneamento básico como o único poluidor da bacia. Foram estabelecidas as curvas de permanência de qualidade para cada subbacia, por meio do produto das vazões regionalizadas pela concentração de DBO, sendo esta estabelecida segundo os limites preponderantes às classes 1, 2 e 3, da Resolução CONAMA n° 357/2005. Na sequência, foram relacionadas as cargas remanescentes apropriadas para os horizontes de tempo com as respectivas curvas, conforme ilustra a Figura 03, que apresenta as curvas de permanência de qualidade estabelecidas para uma subbacia da área de estudo (a subbacia IR1), e as respectivas cargas remanescentes de DBO. A intercessão das cargas com as respectivas curvas indica a frequência de atendimento as distintas classes do enquadramento.

Figura 03 – Probabilidade de permanência nas classes de enquadramento subbacia IR1.



Fonte: Garcia *et al.* (2012).

Baseado no trabalho desenvolvido por Garcia *et al.* (2012), Calmon *et al.* (2014) avaliaram a aplicação das curvas de permanência de qualidade para o parâmetro DBO_{5,20} conforme os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, com vistas a utilização das curvas como subsídio ao processo de enquadramento. O trabalho foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, localizada no sul do estado do Espírito Santo e parcialmente inserida no estado de Minas Gerais. Os autores consideraram o esgotamento sanitário como única fonte poluidora da bacia. As cargas remanescentes de DBO foram apropriadas por subbacia da área de estudo, segundo diferentes panoramas de tratamento de esgoto e horizontes de tempo. Assim, foram construídas curvas de permanência de qualidade de DBO, que foram relacionadas com as respectivas cargas de DBO apropriadas para cada subbacia da área de estudo, o que permitiu identificar as frequências de atendimento às distintas classes de enquadramento, considerando-se os diferentes cenários de tratamento de esgoto e horizontes de tempo.

No entanto, Calmon *et al.* (2014) e Garcia *et al.* (2012) não levaram em consideração o decaimento natural dos poluentes ao longo do rio, fenômeno decorrente da autodepuração das águas.

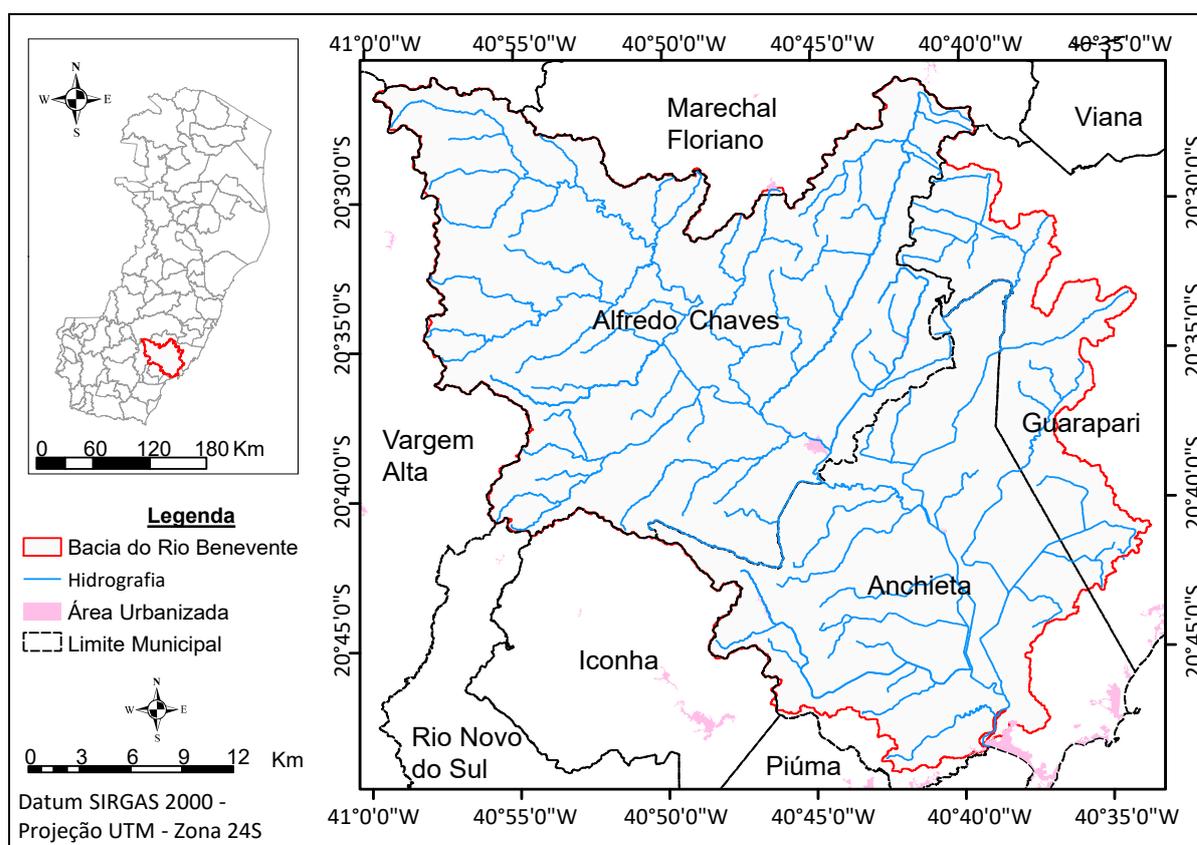
Calmon *et al.* (2016) avaliaram o uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de Enquadramento de cursos d'água superficiais. O trabalho foi realizado no rio Pardo, curso d'água localizado na bacia hidrográfica do rio Itapemirim, entre os estados do Espírito Santo e Minas Gerais. Para incluir o fenômeno da autodepuração, a variação da qualidade da água foi descrita com o auxílio do modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG. Foram simulados os perfis de OD e DBO e o lançamento de esgoto doméstico foi considerada a única fonte poluidora da bacia. Foram consideradas na modelagem distintas eficiências de remoção de DBO e distintos horizontes de tempo. Segundo os autores, a sobreposição das curvas de permanência de qualidade para o parâmetro de $DBO_{5,20}$, segundo diferentes classes de uso e cargas remanescentes e totais de $DBO_{5,20}$, permitiu a apropriação do percentual de tempo em que cada seção de controle estudada apresentaria qualidade compatível com a qualidade exigida por cada classe de enquadramento.

Ferreira, Fernandes e Kaviski (2016) empregando a curva de permanência de qualidade na análise de qualidade da água, aplicaram o modelo SIHQAL no rio Iguaçu, localizado na região metropolitana de Curitiba, onde foram modelados os parâmetros DBO e OD. O trabalho teve o intuito de analisar potenciais impactos de avaliações de qualidade baseadas em uma comparação de condições de estado permanente e não-permanente como forma de subsidiar elementos para a gestão do uso da água. Segundo os autores, a relação entre os aspectos de quantidade e qualidade de água, estabelecida por meio da curva de permanência, tem aplicações potenciais na gestão de recursos hídricos.

4 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Benevente (Figura 04) está localizada no sul do estado do Espírito Santo, possui área de drenagem 1091,5 Km², abrange em sua totalidade o município de Alfredo Chaves e, parcialmente os municípios de Anchieta, Marechal Floriano, Guarapari e Iconha, todos pertencentes ao estado do Espírito Santo. O rio Benevente, principal curso d'água da bacia, possui 81,5 Km de extensão.

Figura 04 – Localização da bacia hidrográfica do rio Benevente no estado do Espírito Santo.

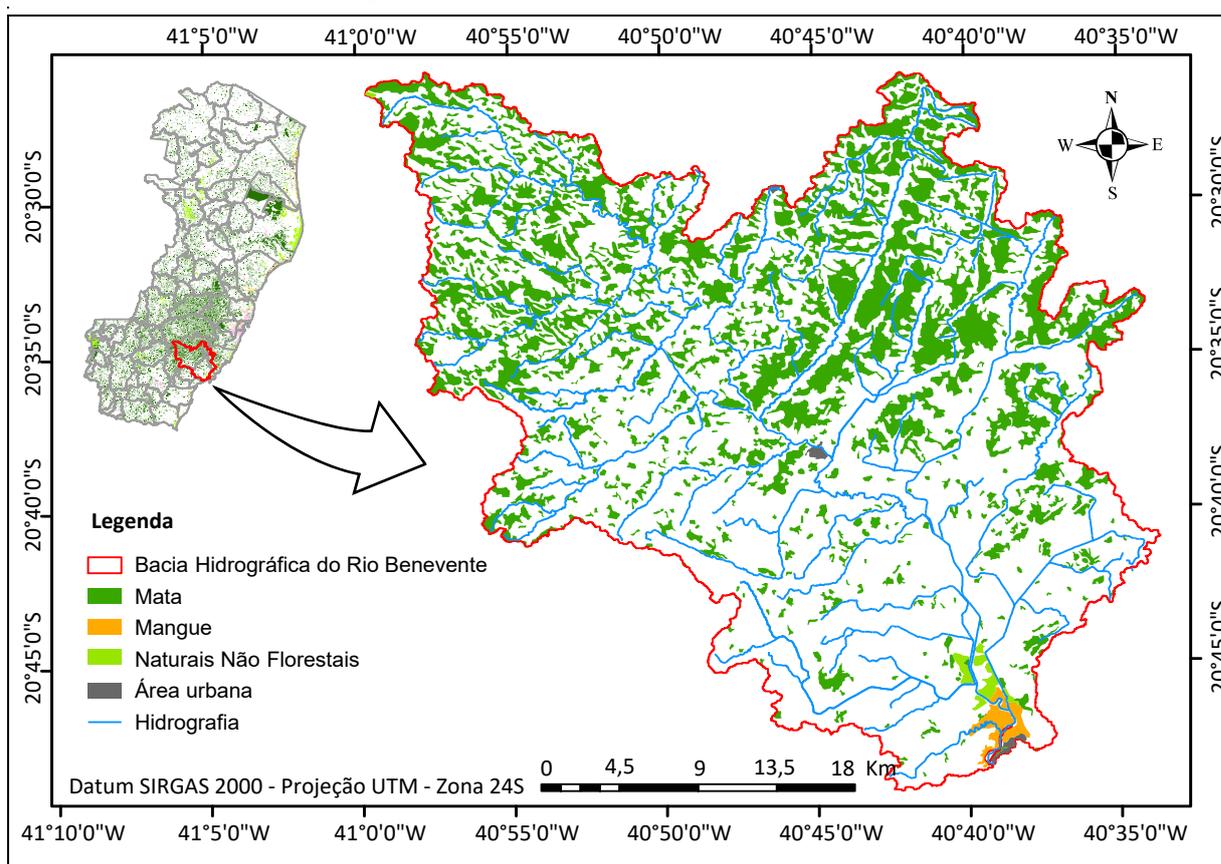


A nascente geográfica do rio Benevente localiza-se a uma altitude aproximada de 1268 metros, na Serra do Redentor, entre os municípios de Alfredo Chaves e Vargem Alta. Sua foz, por sua vez, está localizada no município de Anchieta, onde o rio Benevente deságua diretamente no oceano Atlântico. Tal condição caracteriza a bacia do rio Benevente como uma bacia costeira e, portanto, os cursos d'água próximos à foz sofrem influência da maré, o que torna as águas salobras ou salinas e formam o estuário da bacia, locais caracterizados pela presença de mangues. Segundo Pereira *et al.* (2009) a bacia hidrográfica do rio Benevente apresenta aproximadamente 4,6 km² de área ocupada por manguezais, que se estendem por aproximadamente 7 km

rio a dentro, conforme Figura 05. Cabe destacar que o manguezal do rio Benevente é considerado o mais preservado do estado (PEREIRA *et al.*, 2009).

A Figura 05 apresenta os remanescentes florestais da bacia do rio Benevente. A partir da Figura 05 pode-se inferir a vegetação natural, mesmo com a crescente exploração antrópica do solo, ainda é significativa nas partes mais elevadas da bacia, principalmente sobre o território do município de Alfredo Chaves. Segundo o sitio eletrônico da prefeitura municipal de Alfredo Chaves, 56% de seu território é coberto pela mata Atlântica (ALFREDO CHAVES, 2015). Em contrapartida, ocorreram mais desmatamentos nas áreas que compõem principalmente os municípios de Anchieta e Guarapari, onde parte do manguezal foi subtraída para a locação de núcleos urbanos.

Figura 05 – Identificação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do rio Benevente, com destaque para a área de Manguezal, junto a foz da bacia.



Fonte: SOS Mata Atlântica; INPE, (2016). (Adaptado).

Na região, os cursos d'água da bacia do rio Benevente assumem importante papel para o abastecimento público, recreação de contato primário e irrigação, dentre outros usos (LUME, 2013). Apresentam-se como os principais tributários do rio Benevente os rios Maravilha, Iiritimirim, Santa Maria, Batatal, Piripitinga, Crubixá, Caco do Pote,

Jobá, Corindiba, Grande, Pongal e rio Salinas (ESPÍRITO SANTO, 2015a). Por suas particularidades, desde praias a climas mais temperados nas montanhas, a bacia hidrográfica do rio Benevente apresenta-se como destino de turistas, atraídos por suas inúmeras cachoeiras, picos, vales e serras, conformando rico potencial de atrativos naturais. Nesse sentido, a economia dos municípios que compõem majoritariamente a bacia se baseia principalmente na agricultura (banana, café, etc.), pecuária (produtos laticínios), agroturismo, indústria e pesca.

A bacia hidrográfica apresenta diferentes índices de precipitações pluviométricas. Nas cabeceiras do rio Benevente os totais anuais precipitados médios variam entre 1860 e 2020 mm. Já nas proximidades da foz os referidos totais são um pouco menores, variando entre 1160 e 1300 mm (IEMA, 2013). Apresenta apenas dois tipos climáticos: tropical úmido típico nas faixas litorâneas e, nas regiões mais elevadas, o tropical úmido de altitude, ambos apresentando estação chuvosa no verão e seca no inverno (VERVLOET; ROSS, 2013).

O esgoto sanitário produzido pela população urbana da bacia é coletado e tratado de forma parcial. A bacia do rio Benevente apresenta 9 (nove) estações de tratamento de esgoto, sendo que 8 (oito) estão localizadas no município de Alfredo Chaves e 1 (uma) no município de Anchieta (LUME, 2013). O rio Benevente e seus tributários são receptores dos esgotos tratados e não tratados produzidos pelos núcleos urbanos localizados na bacia.

Cabe destacar que o Conselho Estadual de Recursos Hídricos do estado do Espírito Santo (CERH-ES), por meio da Resolução nº 05, de 17 de junho de 2015, homologou o enquadramento dos corpos de água apresentado pelo Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Benevente (ESPÍRITO SANTO, 2015b). A proposta de enquadramento aprovada foi elaborada pela Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH) por meio da contratação da empresa Lume Estratégia Ambiental Ltda. Foram enquadrados 14 (quatorze) cursos d'água, subdivididos em 45 (quarenta e cinco) trechos (LUME, 2015).

4.1 ENQUADRAMENTO LEGAL DOS CURSOS D'ÁGUA DA BACIA DO RIO BENEVENTE

A empresa LUME Estratégia Ambiental Ltda., responsável pelo Contrato nº 042/2012, com a AGERH, vencedora do edital de concorrência nº 002/2012, foi a responsável técnica pela elaboração do processo de enquadramento dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente, realizado em conjunto com a elaboração do plano de recursos hídricos da bacia. Nesse sentido, as etapas para a elaboração destes instrumentos foram subdivididas em 3 fases (LUME, 2012), listadas a seguir:

- ✓ **Fase A** – Diagnóstico e Prognóstico: consolidação das informações existentes e realização de estudos complementares.
- ✓ **Fase B** – Cenários Futuros de Enquadramento: definição dos usos futuros desejados para as águas superficiais.
- ✓ **Fase C** – Plano de Recursos Hídricos: ações prioritizadas, critérios de outorga e cobrança definidos, estratégia para monitoramento das Informações.

O processo de elaboração do enquadramento seguiu as diretrizes estabelecidas pela Resolução CNRH nº 91/2008. Assim, as informações obtidas na etapa de diagnóstico (Fase A) foram utilizadas para proposição de enquadramento, principalmente as informações relacionadas aos recursos hídricos (LUME, 2013). São elas: socioeconomia, fatores de pressão antrópica, uso do solo, cobertura vegetal, outorgas, fontes pontuais de poluição (doméstica, industrial e serviços), poluição difusa (agrotóxicos, erosão e outras), ictiofauna, unidades de conservação, dentre outros. Esse diagnóstico com dados secundários foi complementado por trabalho de campo. Da mesma forma, o prognóstico realizado para as demandas hídricas, possibilitou avaliar o crescimento econômico e demográfico tendencial esperado para a região.

Na sequência, os cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente foram subdivididos em 45 trechos e suas águas foram classificadas em doce, salobra ou salina, como estabelece a Resolução CONAMA nº 357/2005. Uma vez identificado o uso da água preponderante nos distintos trechos estabelecidos, foi definida a classe limitante ao enquadramento. Adicionalmente, os trechos foram caracterizados com relação ao uso do solo, principais usos da água, localização das fontes de poluição.

Particularmente, o rio Benevente foi subdividido em 4 trechos, sendo que os trechos 1 e 2 apresentam água doce e os trechos 3 e 4 águas salobra e salina, respectivamente.

As principais fontes de poluição identificadas estão relacionadas com o lançamento de esgoto doméstico. Os principais usos das águas identificados foram irrigação, abastecimento humano, dessedentação animal, diluição de efluentes, geração de energia, pesca amadora, proteção de comunidades aquáticas e recreação de contato primário. Mais próximo à foz, prevalecem os usos aquicultura, pesca, navegação, harmonia paisagística, diluição de efluentes e recreação de contato primário.

Na sequência da elaboração da proposta de enquadramento, a qualidade da água requerida pelo uso preponderante estabelecido por trecho, definida pela Resolução CONAMA nº 357/2005, foi confrontada com os dados de monitoramento de qualidade da água, identificando assim os parâmetros que não atendem aos critérios definidos pela classe limitante. Foram avaliados os parâmetros, OD, DBO, fósforo total, nitrogênio amoniacal total, coliformes termotolerantes, turbidez, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e fenóis totais, em dois períodos distintos, sendo, um seco e um chuvoso. Foram considerados, na verificação, os parâmetros para os quais haviam dados de qualidade disponíveis, ou seja, não foram considerados todos os parâmetros para todos os trechos. De forma geral, as piores condições de qualidade das águas no rio Benevente relacionaram-se aos coliformes termotolerantes, parâmetro que apresentou concentrações que excedem ao limite imposto pelo uso preponderante, na maior parte da extensão do curso d'água. Também foram expressivos os teores médios de Fenóis totais no rio Benevente no trecho 2, compatíveis com as classes 3 e 4.

Na sequência a empresa LUME Estratégia Ambiental Ltda., propôs a utilização da modelagem matemática de qualidade da água para subsidiar as decisões do comitê Benevente, bem como da comunidade envolvida. Como modelo de qualidade das águas do processo de elaboração do enquadramento e PRH Benevente foi aplicado o modelo QUAL-UFMG.

A aplicação da modelagem em suporte ao enquadramento teve por objetivo avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, bem como analisar os cenários de intervenção e as medidas de controle ambiental necessárias dentro da bacia,

considerando as projeções de carga, população e sistemas de tratamento existentes ou previstos para a Bacia.

Além da calha principal do rio Benevente, foram modelados outros 5 cursos d'água. Apenas foram modelados os trechos do sistema hídrico que apresentavam dados de qualidade da água consistentes, assim como lançamento de fontes pontuais de poluição, conhecidas e significativas. No cálculo da carga poluidora, foram considerados os esgotos domésticos gerados pela população de 9 núcleos urbanos localizados na bacia e os respectivos índices de coleta e tratamento de esgoto doméstico. A avaliação da disponibilidade hídrica, foi realizada a partir da regionalização de vazões, onde a bacia do rio Benevente, foi subdividida em 13 subbacias e, assim, foi apropriada a vazão referencial, para cada uma delas. Nos cálculos levou-se em consideração a vazão de referência Q_{90} .

Neste estudo, foram modelados os seguintes parâmetros, associados ao lançamento de esgotos domésticos:

- ✓ Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO;
- ✓ Oxigênio Dissolvido – OD;
- ✓ Série de Nitrogênio: orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato;
- ✓ Fósforo: orgânico e inorgânico;
- ✓ Organismo indicador de contaminação fecal: Coliformes Termotolerantes

Foram construídos 7 cenários de simulação da qualidade da água baseada na evolução das cargas poluidoras:

- Cenário 1: Foram consideradas as populações no ano de 2010 dos núcleos urbanos e condições atuais de coleta e tratamento de esgoto. Foram consideradas as captações para abastecimento público dos núcleos urbanos e as outorgas efetivadas.
- Cenário 2 a 6: Foram consideradas as populações dos núcleos urbanos com base no ano de 2012, 2017, 2022, 2027 e 2032, respectivamente. Foi considerada a situação atual de tratamento de esgoto. Com relação à coleta de esgotos, considerou-se que, de alguma forma, todo o esgoto gerado nos núcleos urbanos,

alcançaria os cursos d'água. Foram consideradas ainda, as captações para abastecimento público dos núcleos urbanos e as outorgas concedidas.

- Cenário 7: Foram consideradas as populações dos núcleos urbanos com base no ano de 2032 e assumiu-se, neste cenário, que todo o esgoto gerado na bacia seria coletado e tratado. Foram consideradas as captações para abastecimento público dos núcleos urbanos e as outorgas concedidas. As eficiências de tratamento adotadas, compatíveis com o nível de tratamento secundário, foram de:
- 70 % na remoção de matéria orgânica;
 - 90 % na remoção de Coliformes Termotolerantes;
 - 40 % na remoção de fósforo e nitrogênio.

De maneira geral, os resultados da modelagem indicaram uma qualidade da água muito boa para a bacia. A ressalva acontece no trecho do rio Benevente a jusante da sede do município de Alfredo Chaves, para o parâmetro coliformes termotolerantes (LUME 2014a, b).

O Processo de definição do enquadramento, contou com alguns movimentos distintos de participação social: por meio das instâncias representativas, no caso, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente e o IEMA (reuniões técnicas e/ou encontros de validação); e por meio de reunião pública, envolvendo os diversos atores sociais da Bacia, incluindo ainda, o encontro setorial com representantes de segmentos estratégicos inseridos na região. Esses encontros se repetiram outras vezes durante o processo de elaboração do enquadramento.

Na reunião técnica, foi apresentado a classificação das águas segundo os usos preponderantes, a avaliação da condição de qualidade e o cenário tendencial com as intervenções previstas. A reunião pública teve por objetivo a definição de usos futuros desejados, com intervenção da sociedade, o que permitiu que a sociedade manifestasse suas pretensões quanto aos usos das águas da bacia, considerando as condições de qualidade apresentadas. Também teve o intuito de colher subsídios dos atores sociais para as prioridades de usos futuros. A reunião técnica setorial, por sua vez, reuniu representantes de cinco segmentos distintos (agrícola, indústria/energia, poder público, sociedade civil e saneamento) e, a partir das ações sugeridas pela

empresa de consultoria, foram consolidadas as propostas de cada setor para os trechos apresentados, além das intervenções planejadas ou em curso.

Ao final do relatório foi apresentado um quadro que sintetiza a compatibilização entre os estudos técnicos e a vontade e anseios da comunidade, na definição das classes de enquadramento. De forma geral a classe limitante foi adotada como enquadramento pretendido na maior parte dos cursos d'água. Entretanto, em trechos que apresentavam mais de uma opção de classe limitante, optou-se pela classe menos restritiva.

Com base nas contribuições, resultado das etapas de participação social e nos estudos técnicos desenvolvidos, a proposta de enquadramento foi elaborada compatibilizando os usos identificados em campo e usos manifestados pela sociedade (LUME, 2014b). Na sequência, a classe de qualidade proposta foi comparada com os padrões de qualidade da água obtida por meio de monitoramento, e foram apresentados os parâmetros que apresentavam desconformidade, sendo o parâmetro coliformes termotolerantes, apontado com maior frequência.

Simultaneamente, as classes de enquadramento propostas para os trechos de drenagem da bacia do rio Benevente, foram confrontadas com as classes de enquadramento estabelecidas a partir da modelagem matemática de qualidade da água, considerando o cenário 7 e parâmetro coliformes termotolerantes, uma vez que, dentre os parâmetros avaliados, os coliformes termotolerantes destacaram-se em relação à degradação das águas e, como consequência, interferindo em seus usos prioritários. A comparação resultou na contradição em apenas 4 trechos, sendo os trechos 1, 3, 12 e 22 daqueles que apresentaram classes de qualidade inferiores à proposta como meta final de enquadramento, quando avaliado a modelagem. Dessa forma, foram estabelecidas ações visando o atendimento a classe de enquadramento proposta, como a implantação de estações de tratamento secundário de esgoto doméstico.

O enquadramento proposto (Figura 06) foi aprovado pelo comitê de bacia hidrográfica do rio Benevente, o que inclui o plano de efetivação e um custo total estimado para a efetivação no horizonte de 20 anos (2012-2032) da ordem de R\$ 124 milhões de reais.

Figura 06 – Enquadramento Legal para a Bacia do Rio Benevente.

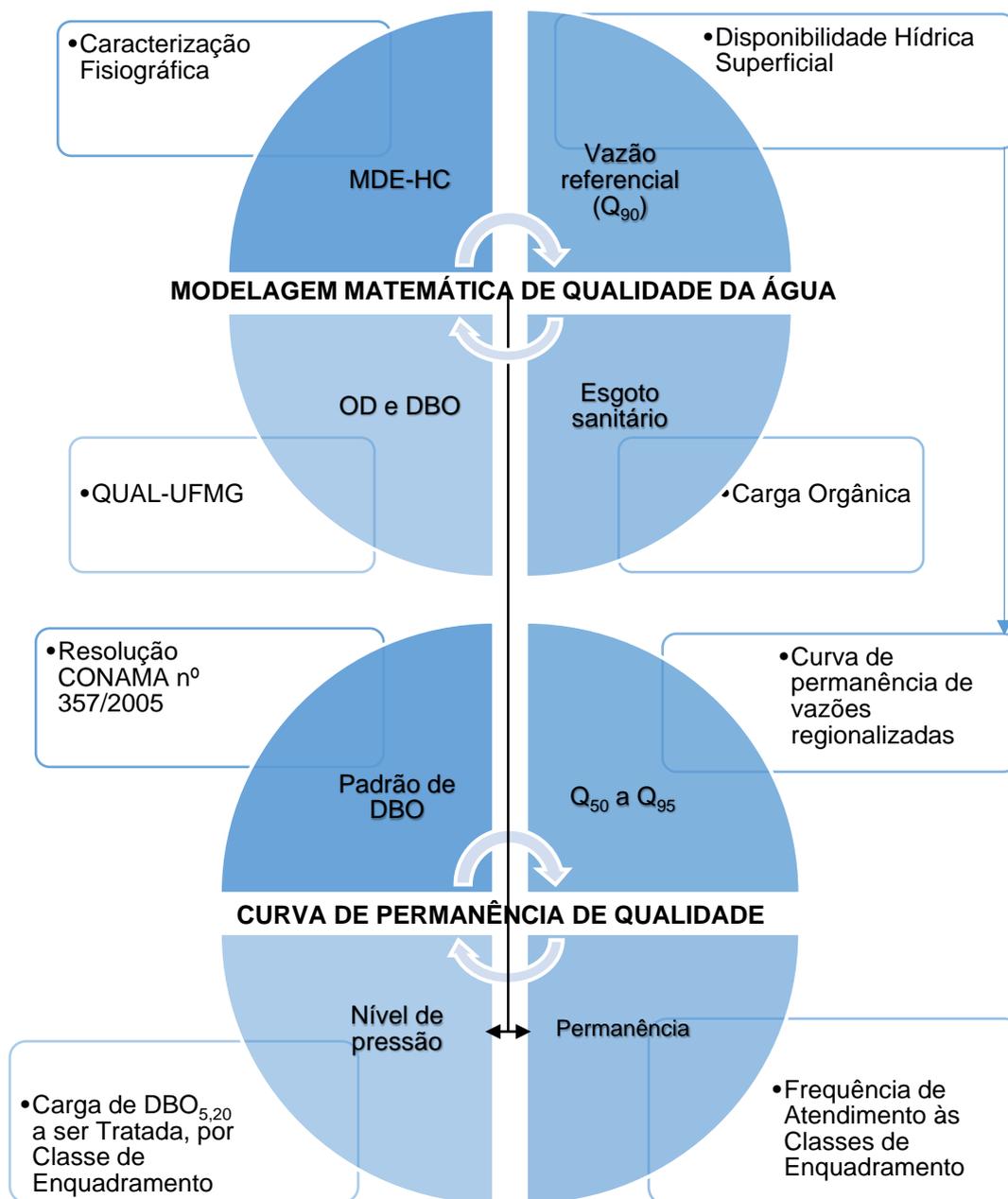


Fonte: LUME (2015) (Adaptado).

5 METODOLOGIA

A Figura 07, ilustra as etapas metodológicas associadas à aplicação das curvas de permanência de qualidade como ferramenta de auxílio ao processo de definição do enquadramento.

Figura 07 – Etapas metodológicas de aplicação das curvas de permanência de qualidade da água.



Fonte: Calmon *et. al.*, (2014); Calmon *et. al.*, (2016) (Adaptado).

A caracterização fisiográfica da bacia do rio Benevente foi realizada conforme procedimentos estabelecidos por Farias *et al.* (2017). A avaliação da disponibilidade hídrica superficial foi conduzida a partir dos procedimentos metodológicos

estabelecidos por Calmon *et al.* (2014). A construção das curvas de permanência de qualidade, a análise da frequência de atendimento dos padrões de qualidade relativos ao parâmetro de $DBO_{5,20}$ e a avaliação das cargas de $DBO_{5,20}$ a serem removidas foram conduzidas a partir dos procedimentos metodológicos estabelecidos por Calmon *et al.* (2016). A simulação matemática da qualidade de água seguiu metodologia empregada por LUME (2014c). Todas as atividades que conformam a metodologia empregada neste trabalho estão sumariamente apresentadas nos itens subsequentes.

5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSIOGRÁFICA DA BACIA HIDROGRÁFICA

A determinação das características fisiográficas da bacia hidrográfica do rio Benevente foi realizada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) obtido por meio de dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), disponibilizados no endereço eletrônico do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 2018), com resolução espacial de aproximadamente 30 metros e baseada no *datum World Geodetic System 1984* (WGS 84). Foi selecionada a área relacionada com a área de estudo e realizado o download da imagem SRTM correspondente. Procedeu-se, então, à conversão do sistema de projeção para UTM e Datum SIRGAS 2000, fuso 24S.

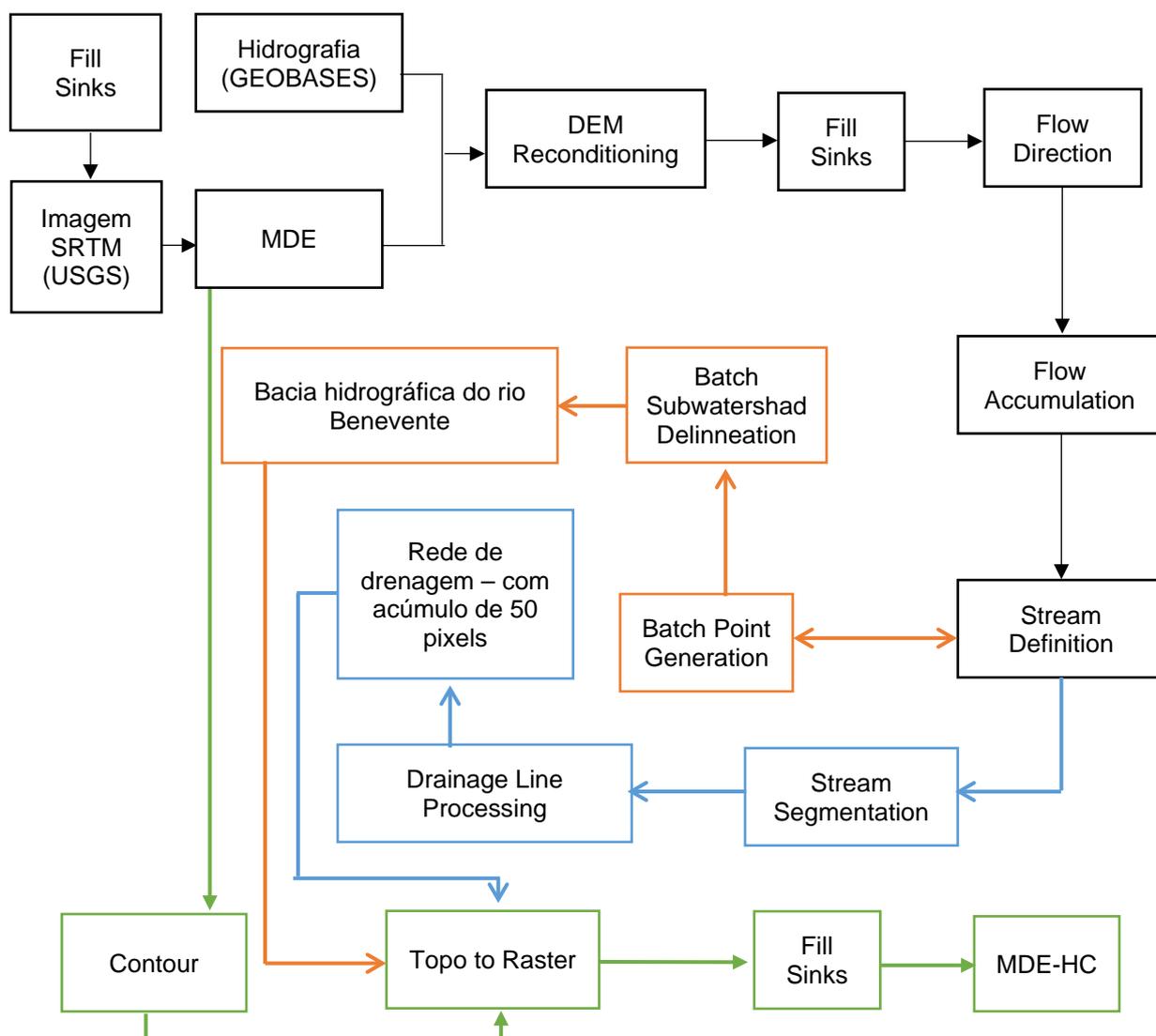
Na manipulação da imagem SRTM selecionada, para obtenção do modelo digital de elevação hidrológicamente consistido (MDE-HC) e apropriação de características fisiográficas da região de estudo, foi utilizado o programa ArcGIS 10.4, da empresa *Environmental Systems Research Institute* (ESRI), com auxílio da extensão ArcHydroTools 10.4. Os procedimentos empregados reproduzem aqueles empregados por Farias *et al.* (2017), Ribeiro e Ferreira (2014), Novais (2015), Azizian e Shokoohi (2015), Sobrinho *et al.* (2010), Esri (2010) e Correia *et al.* (2016). O ArcGIS 10.4 também foi utilizado para determinar a localização de núcleos urbanos e a distribuição da população.

O ArcHydro é um módulo para análises hidrológicas do ArcGIS (ALCARAZ *et al.*, 2009). O ArcHydro foi desenvolvido para a construção de sistemas de informações hidrológicas, buscando sintetizar dados de recursos hídricos geoespaciais e temporais que suportam modelagem e análise hidrológica (MAIDMENT, 2002).

Este módulo tem sido utilizado para diferentes aplicações associadas à gestão de recursos hídricos, tais como análise de cheias, gestão de recursos hídricos e extração de fluxos de dados do MDE (RAMROOP, 2005; KAWASAKI *et al.*, 2008a, 2008b; KARAGIOZI *et al.*, 2011). A ferramenta ArcHydro gera vários conjuntos de dados que descrevem o padrão de drenagem de uma bacia hidrográfica (SIMÕES, 2013).

Os procedimentos descritos na Figura 08 referem-se aos passos básicos para geração de informações para modelos hidrológicos, incluindo-se delimitação de bacias hidrográficas e extração da definição de fluxo, referentes a operações de geoprocessamento sobre o MDE.

Figura 08 – Fluxograma dos processos utilizados para a obtenção do MDE-HC e determinação da área de drenagem utilizando-se a ferramenta ArcHydro.



Fonte: Farias *et al.*, (2017) (Adaptado).

Foi realizada operação de pré-processamento do MDE, na qual foi aplicada a ferramenta *Fill Sinks* sobre a imagem SRTM. De acordo com Novais (2015), a ferramenta *Fill Sinks*, permite a correção de falhas no MDE, de forma a considerar as altitudes dos pixels vizinhos para preencher os 'sumidouros', suavizando a consistência no mapa do MDE, corrigindo valores nulos na matriz e nas zonas mortas de escoamento. Azizian e Shokoohi (2015) complementam que os MDEs devem estar livres de sumidouros antes de se extrair a rede de drenagem e outros parâmetros necessários para a modelagem hidrológica, a fim de se aumentar a precisão do MDE e garantir o desempenho do modelo.

Em seguida, foi aplicado o comando *DEM Reconditioning*, que tem por objetivo ajustar a elevação da superfície para que a mesma seja consistente com a localização da rede de drenagem de referência. Desta forma, os pixels coincidentes com a drenagem de referência são aprofundados na superfície, forçando o escoamento superficial para dentro deles (RIBEIRO; FERREIRA, 2014). Em função da dificuldade de geração automática de linhas de fluxo em áreas muito planas, esse procedimento foi necessário para a região com baixa declividade próxima à zona estuarina da bacia do rio Benevente. Neste contexto, a hidrografia adotada no recondicionamento do MDE, foi obtida a partir do Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES).

Posteriormente, a direção de fluxo da água na rede de drenagem foi obtida pela ferramenta *Flow Direction*, que gera uma grade regular definindo as direções de fluxo, tomando-se por base a linha de maior declividade do terreno. A nova grade numérica gerada determina a direção de maior declividade de um pixel em relação a seus oito pixels vizinhos (FARIAS *et al.*, 2017). Assim, ocorre a descrição numérica da direção que a água irá percorrer após atingir cada pixel (SOBRINHO *et al.*, 2010), identificando-se assim o caminho mais provável para a rede de drenagem.

A ferramenta *Flow Accumulation*, por sua vez, foi usada para definir onde o fluxo superficial se acumula no solo. Esse fluxo acumulado refere-se à rede de bacias hidrográficas. No entanto, é possível obter uma nova grade contendo os respectivos valores do acúmulo de água dentro de cada pixel (FARIAS *et al.*, 2017). Esta etapa indica o número de pixels acumulados até determinado ponto e, com essa acumulação, é possível apropriar a área de drenagem à montante do ponto, bastando-

se para isso multiplicar esse número de pixels pela área do pixel (CORREIA *et al.*, 2015).

Após a definição do fluxo superficial foi realizada a delimitação da rede de drenagem em formato vetorial, com a ferramenta *Stream Definition*. O processamento exige um número mínimo de pixels para geração de fluxo. Neste trabalho foram utilizados os valores de 150, 100, 50 e 10 pixels. Quanto menor o número de pixels, maior o detalhamento da rede de drenagem e conseqüentemente, maior o tempo de processamento (FARIAS *et al.*, 2017).

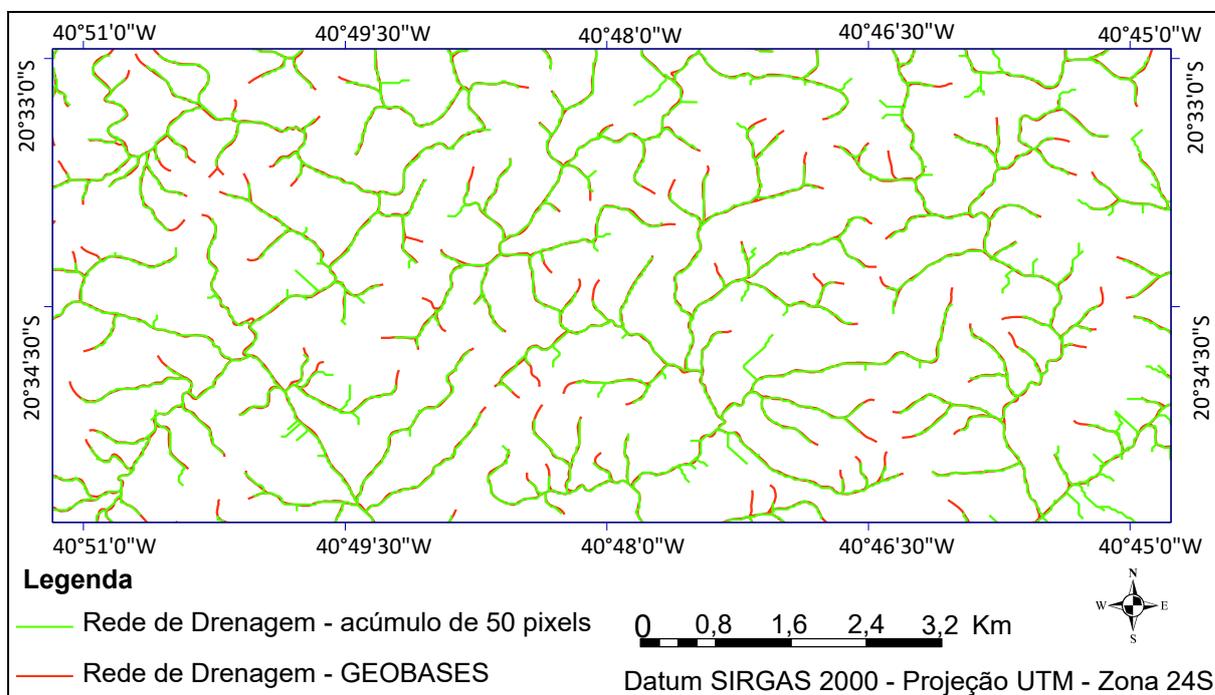
Na sequência, identificada a localização da foz da bacia hidrográfica do rio Benevente com base na hidrografia de referência, procedeu-se a utilização da ferramenta *Batch Point Generation* para criar, sobre a rede de drenagem vetorial, o ponto que corresponde ao exutório do rio Benevente. Por fim, para delimitar a bacia do rio Benevente foi utilizada a ferramenta *Batch Subwatershad Delinneation* (FARIAS *et al.*, 2017).

A delimitação da bacia do rio Benevente se mostrou consistente com a delimitação apresentada pelo GEOBASES segundo o método desenvolvido por Otto Pfafstetter, considerando-se o nível 6. O mesmo procedimento foi empregado para delimitar a área de contribuição (área de drenagem) em outros pontos de interesse na região de estudo.

Em seguida, foi empregada a ferramenta *Stream Segmentation* que define as confluências que geram a hierarquia de drenagem. Para a determinação da hidrografia foi utilizada a ferramenta *Drainage Line Processing*, que permitiu apropriar as redes de drenagem com os diferentes níveis de acúmulo de pixels (FARIAS *et. al.*, 2017).

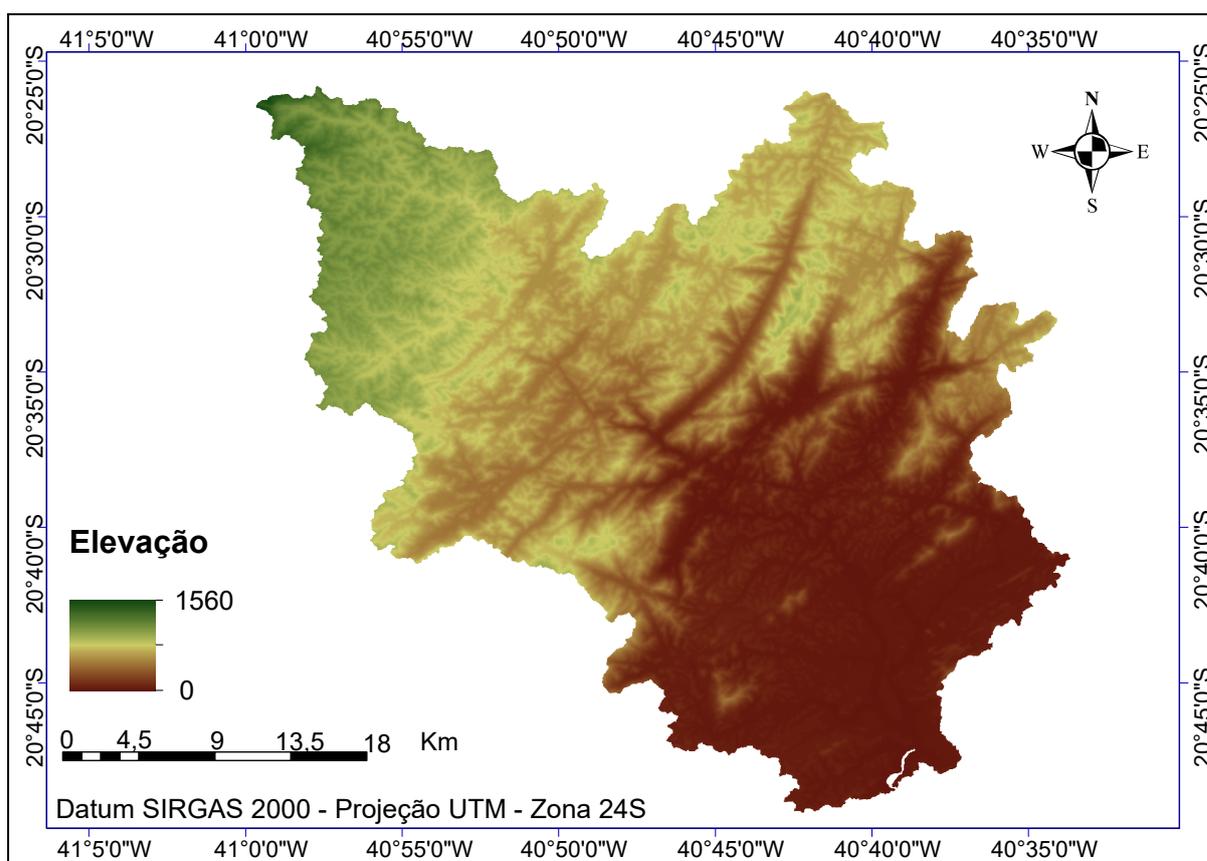
A verificação da consistência hidrológica do MDE baseou-se na análise cruzada da hidrografia numérica inferida com a hidrografia mapeada pelo GEOBASES. Foi selecionada a rede de drenagem gerada com acúmulo não inferior a 50 pixels, rede que apresentou melhor consistência com a hidrografia do GEOBASES. A Figura 09 apresenta a comparação entre a hidrografia do MDE gerada com acúmulo não inferior a 50 pixels com a disponibilizada pelo GEOBASES.

Figura 09 – Comparação da rede de drenagem obtida por meio do MDE, com a do GEOBASES, de uma porção da área de estudo.



Para geração do MDE-HC da bacia do rio Benevente foi empregada a ferramenta *Topo to Raster*, tendo como dados de entrada para o interpolador, o limite da bacia, a rede de drenagem selecionada e as curvas de nível com equidistância de 10 m (extraídas a partir da imagem SRTM selecionada, por meio da ferramenta *Contour*), considerando na interpolação a resolução espacial do MDE (30 metros). Para finalizar a consistência hidrológica do modelo, foram removidas as depressões falsas remanescentes e elevações abruptas por meio da ferramenta *Fill Sinks*. O MDE-HC foi gerado com resolução espacial de 30 metros. Com a criação do MDE-HC da bacia do rio Benevente, refez-se o procedimento para cálculo da direção do fluxo superficial do escoamento. A Figura 10 apresenta o MDE-HC gerado para a bacia do rio Benevente.

Figura 10 – MDE-HC da bacia do rio Benevente.



Na Tabela 06 são apresentados alguns parâmetros apropriados para a região de estudo, como área, perímetro e declividade.

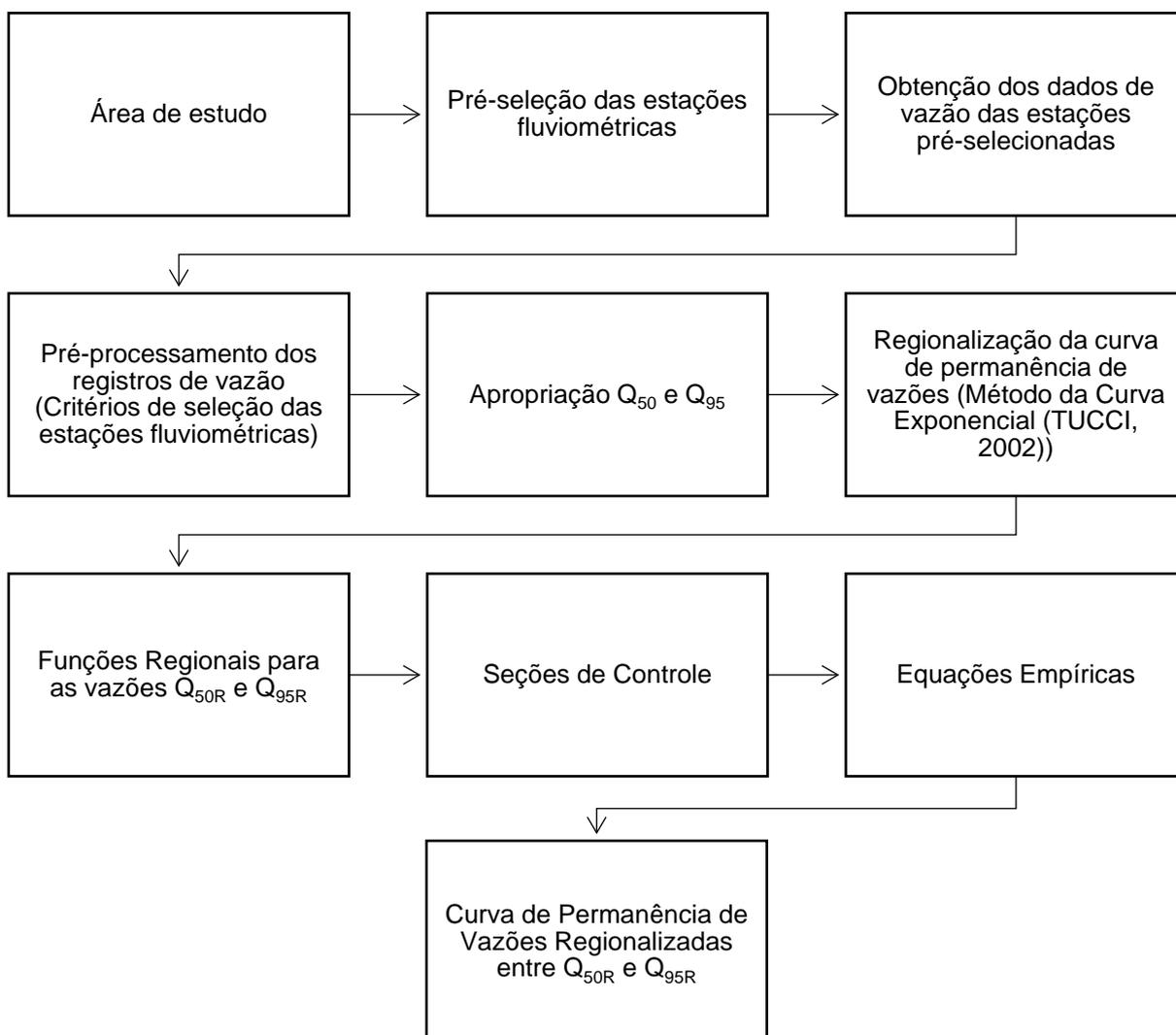
Tabela 06 – Parâmetros da bacia hidrográfica do rio Benevente.

Parâmetros da bacia hidrográfica do rio Benevente	Valor	Unidade
Área da bacia	1091,48	Km ²
Perímetro	312,18	Km
Declividade média da bacia	29	%
Altitude máxima do rio principal	1268	m

5.2 DETERMINAÇÃO DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL DA BACIA DO RIO BENEVENTE.

A análise da disponibilidade hídrica superficial do rio Benevente e seus tributários foi realizada a partir da regionalização da curva de permanência de vazões utilizando-se o Método da Curva Exponencial. As etapas referentes a está atividade estão descritas nos itens subsequentes e são apresentadas na Figura 11.

Figura 11 – Fluxograma dos processos utilizados para a regionalização da curva de permanência de vazões.



Fonte: Calmon *et al.*, (2014) (Adaptado).

5.2.1 Pré-seleção das estações fluviométricas

A regionalização foi conduzida buscando-se atualização de funções regionais já estabelecidas para a área de estudo em trabalhos anteriores desenvolvidos por Espírito Santo (2009) e Reis *et al.* (2006). Os referidos trabalhos, consideraram que as bacias hidrográficas dos rios Jucu, Novo e Benevente pertencem a uma região hidrologicamente homogênea.

Nesse sentido, foram pré-selecionadas as estações fluviométricas em operação localizadas nas referidas bacias hidrográficas. As séries históricas de vazões das

estações fluviométricas existentes na região de interesse (Quadro 02) foram obtidas a partir da base de dados hidrometeorológicos gerenciada pela Agência Nacional das Águas (HidroWeb).

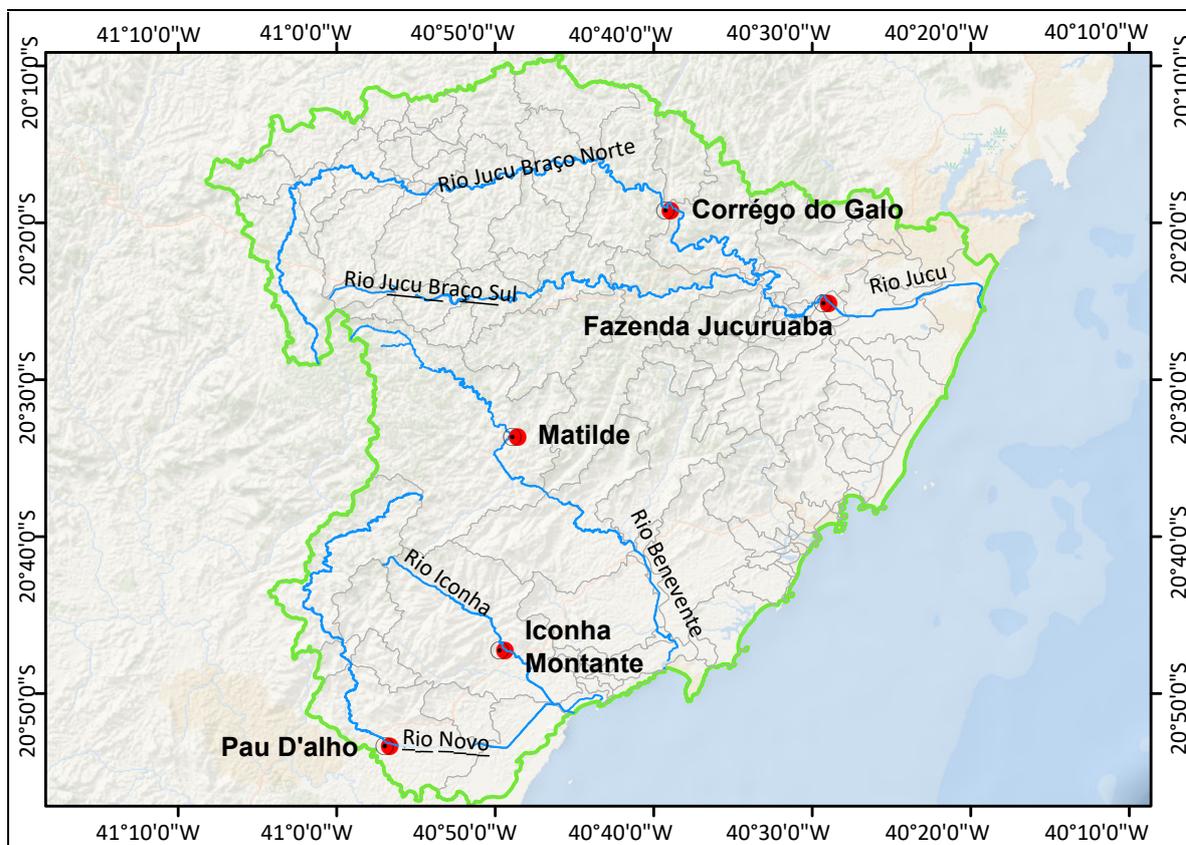
Na sequência, com auxílio do programa SisCAH 1.0 (Sistema Computacional para Análises Hidrológicas), desenvolvido e gratuitamente disponibilizado pelo grupo de pesquisa em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa, foi realizado o pré-processamento dos dados, avaliando-se a qualidade e quantidade dos dados hidrológicos para cada uma das estações pré-selecionadas. Foram considerados os seguintes critérios para a seleção das estações fluviométricas e respectivas séries históricas de vazões:

- Foram eliminadas as estações com séries históricas inferiores a 20 anos;
- Foram eliminados os anos com percentuais de falhas iguais ou superiores a 10%.

Adotando-se os referidos critérios, foram selecionadas 5 estações fluviométricas, das quais foram considerados os dados de vazão entre os anos de 1970 e 2014. A ocorrência das falhas nas estações e período selecionados foi considerada insignificante (menor ou igual a 8% em apenas 2 estações). Deste modo, optou-se por não realizar o preenchimento de falhas e considerar a série como um período contínuo de registro.

Observa-se, na Figura 12, a localização das estações fluviométricas consideradas no presente estudo. O Quadro 03, por sua vez, apresenta os códigos e nomes das estações selecionadas, rios nos quais as estações estão localizadas, áreas de drenagem, extensão das séries históricas de vazões e coordenadas geográficas.

Figura 12 – Localização das estações fluviométricas selecionadas para a regionalização.



Quadro 03 – Localização e caracterização das estações fluviométricas existentes nas bacias hidrográficas dos rios Jucu, Benevente e Novo.

Código	Estação	Área de Drenagem (km ²)	Rio Principal	Extensão da série histórica (Anos)*	Coordenadas Geográficas	
					Latitude	Longitude
57170000	Córrego do Galo	979	Jucu	60	-20°18'59"	-40°39'06"
57230000	Fazenda Jucuruaba	1688	Jucu	39	-20°24'54"	-40°29'07"
57250000	Matilde	211	Benevente	66	-20°33'25"	-40°48'43"
57300000	Pau D'alho	304	Novo	44	-20°53'08"	-40°56'47"
57320000	Iconha Montante	149	Iconha	46	-20°46'38"	-40°49'41"

* Nota: Quantidade de anos com registros de vazões disponíveis na base de dados do HidroWeb

5.2.2 Construção das curvas de permanência de vazões regionalizadas das estações fluviométricas selecionadas.

Após definição das séries históricas a serem efetivamente utilizadas na análise regional foram determinadas, com o auxílio do programa SisCAH 1.0, as vazões com permanência de 50% (Q_{50}) e 95% (Q_{95}) para cada uma das estações.

O programa SisCAH 1.0 adota, na apropriação da curva de permanência, metodologia empírica, utilizando-se a série histórica de dados diários. As vazões são ordenadas de forma decrescente em classes de acordo com a sua magnitude (classes de frequência), sendo definidos 50 intervalos de classe com base na escala logarítmica. Posteriormente, são definidos os limites dos intervalos e o número de vazões associadas em cada intervalo, sendo a frequência acumulada associada ao seu limite inferior obtida a partir da Equação (15) (BAZZO *et al.*, 2017; PRUSKI *et al.*, 2011).

$$F_i = \frac{N_{qi}}{NT} \cdot 100 \quad (15)$$

Na expressão (15):

F_i : frequência acumulada (%);

N_{qi} : número de vazões de cada intervalo;

NT : número total de vazões.

Na regionalização da curva de permanência foi adotado o método da curva exponencial, por meio do qual se ajusta uma função exponencial (Equação 16) às vazões com permanência variando entre 50% e 95%. O Método da Curva Exponencial é detalhadamente apresentado por Tucci (2002).

$$Q_R = e^{[(a \cdot P) + b]} \quad (16)$$

Na equação (16): Q_R representa a vazão regionalizada (m^3/s), P a probabilidade de ocorrência das vazões (em %) e a e b os coeficientes determinados por meio das Equações (17) e (18), respectivamente.

$$a = - \frac{\ln(Q_{50R}/Q_{95R})}{0,45} \quad (17)$$

$$b = \ln(Q_{50R}) - (0,5 \cdot a) \quad (18)$$

Nas equações (17) e (18):

Q_{50R} : vazão regionalizada com permanência de 50% (m^3/s);

Q_{95R} : vazão regionalizada com permanência de 95% (m^3/s);

Adicionalmente, para o estabelecimento das funções regionais para apropriação das vazões Q_{50R} e Q_{95R} , foram estabelecidas, por análise de regressão, curvas que relacionassem as vazões Q_{50} e Q_{95} com as áreas de drenagem das estações fluviométricas analisadas, assumindo-se uma equação do tipo potência (Equação 19), conforme proposição originalmente estabelecida para a área de estudo por Reis *et al.* (2006).

$$Q_{PR} = c \cdot A^d \quad (19)$$

Na equação (19): Q_{PR} representa a vazão de permanência regionalizada (m^3/s), c e d os parâmetros da equação e A a área de drenagem das estações fluviométricas (variável independente da função regional) (Km^2). A Tabela 07 apresenta as vazões observadas com permanência mínima de 50% e 95% no tempo para cada uma das estações fluviométricas.

Tabela 07 – Vazões com permanência de 50 e 95% no tempo para as estações fluviométricas adotadas na regionalização.

Código da Estação	Nome da Estação	Q_{50} (m^3/s)	Q_{95} (m^3/s)
57170000	Córrego do Galo	11,13	5,84
57230000	Fazenda Jucuruaba	20,27	10,69
57250000	Matilde	4,55	2,62
57300000	Pau D'alho	5,27	2,39
57320000	Iconha Montante	3,06	1,30

A verificação da existência de homogeneidade hidrológica da região de estudo foi realizada por meio da análise da qualidade do ajuste do modelo de regressão de vazões específicas (Q_{50} e Q_{95}). Essa análise foi baseada na significância do coeficiente de correlação (R^2) da equação de regressão no desvio percentual entre os valores das vazões observadas e estimadas pelo modelo.

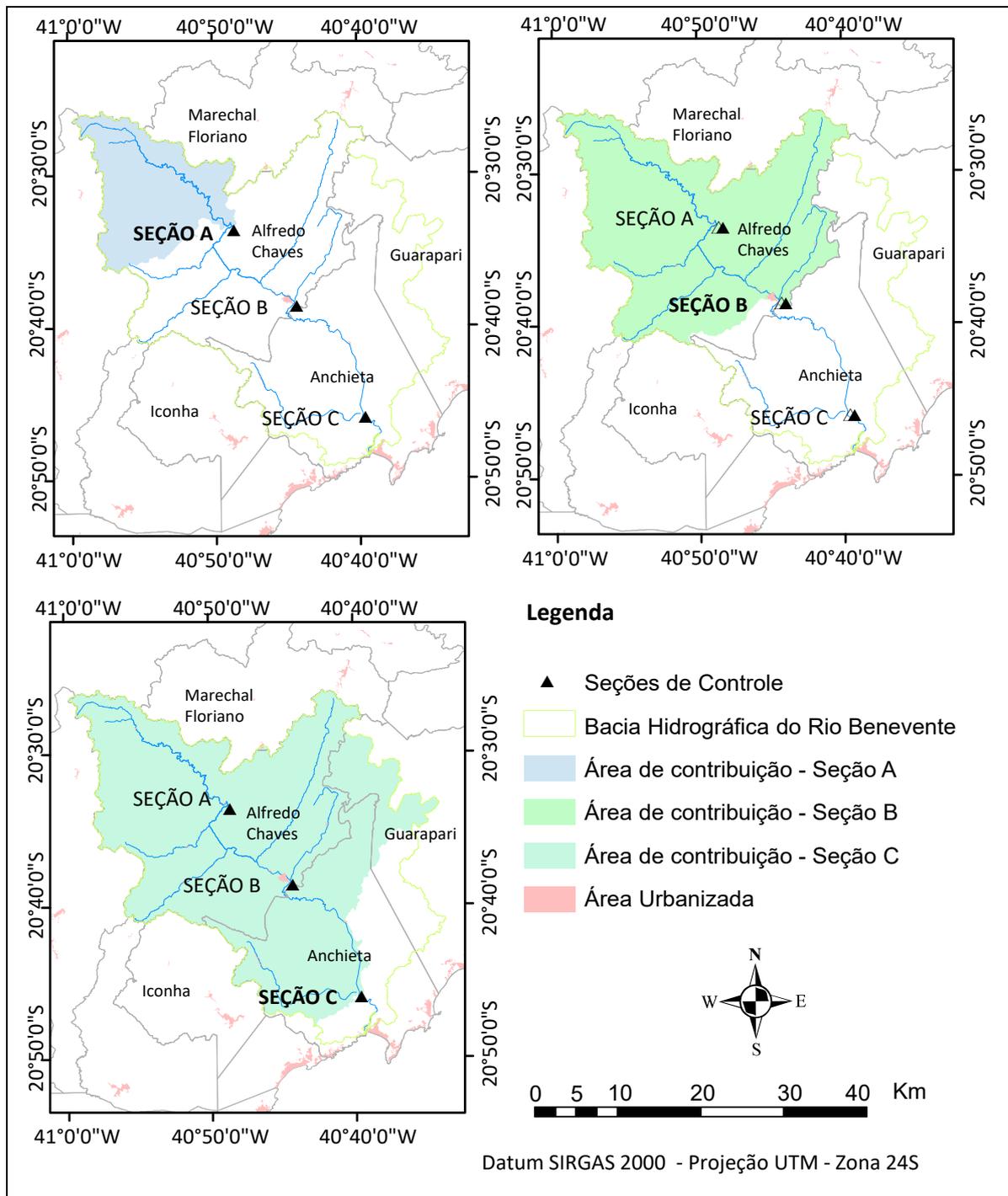
Para a bacia hidrográfica do rio Benevente foram estabelecidas equações empíricas para construção das curvas de permanência de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para as três seções de controle.

A Figura 13 apresenta a localização espacial das seções de controle e representação das respectivas áreas de contribuição consideradas na construção das curvas de permanência de vazões. A seção de controle A localiza-se a jusante do distrito de Matilde. A Seção B, por sua vez, encontra-se à jusante da sede municipal de Alfredo Chaves, na confluência do rio Caco do Pote com o Rio Benevente. Já a seção de controle C está localizada na confluência do rio Pongal com o rio Benevente. Assumiu-se que as águas neste último segmento de rio sofrem pouca ou nenhuma influência da maré, uma vez que está localizada a 7,5 km de distância da foz.

A bacia do rio Benevente é costeira e trabalhos como de Petri *et al.* (2011) e Pereira *et al.* (2009) indicam que a água salobra avança 6,5 km a montante da foz do rio Benevente. Vieira e Gasparini e Macieira (2014), por sua vez, argumentam que a maré influencia a salinidade das águas por cerca de 7 km rio acima. Ao se considerar a Figura 05, que apresenta os remanescentes florestais da mata atlântica na bacia hidrográfica do rio Benevente, nota-se que a área compreendida pelo manguezal se estende até bem próximo da confluência do rio Pongal com o rio Benevente. A presença do manguezal indica que a região está sujeita ao regime das marés (SILVA *et al.*, 2005).

O estabelecimento das curvas de permanência regionalizadas permitiu apropriar a vazão Q_{90} , vazão esta utilizada no estado do Espírito Santo como referência na concessão de outorga e, por isso, adotada nos estudos dos processos de autodepuração. Nota-se que a definição de seções de controle ao longo do rio Benevente teve com intuito avaliar a influência do processo de autodepuração sobre a melhoria da qualidade da água em virtude do abatimento de cargas orgânicas lançadas nos corpos d'água estudados que, conseqüentemente, influenciam as diferentes perspectivas de enquadramento dos mesmos.

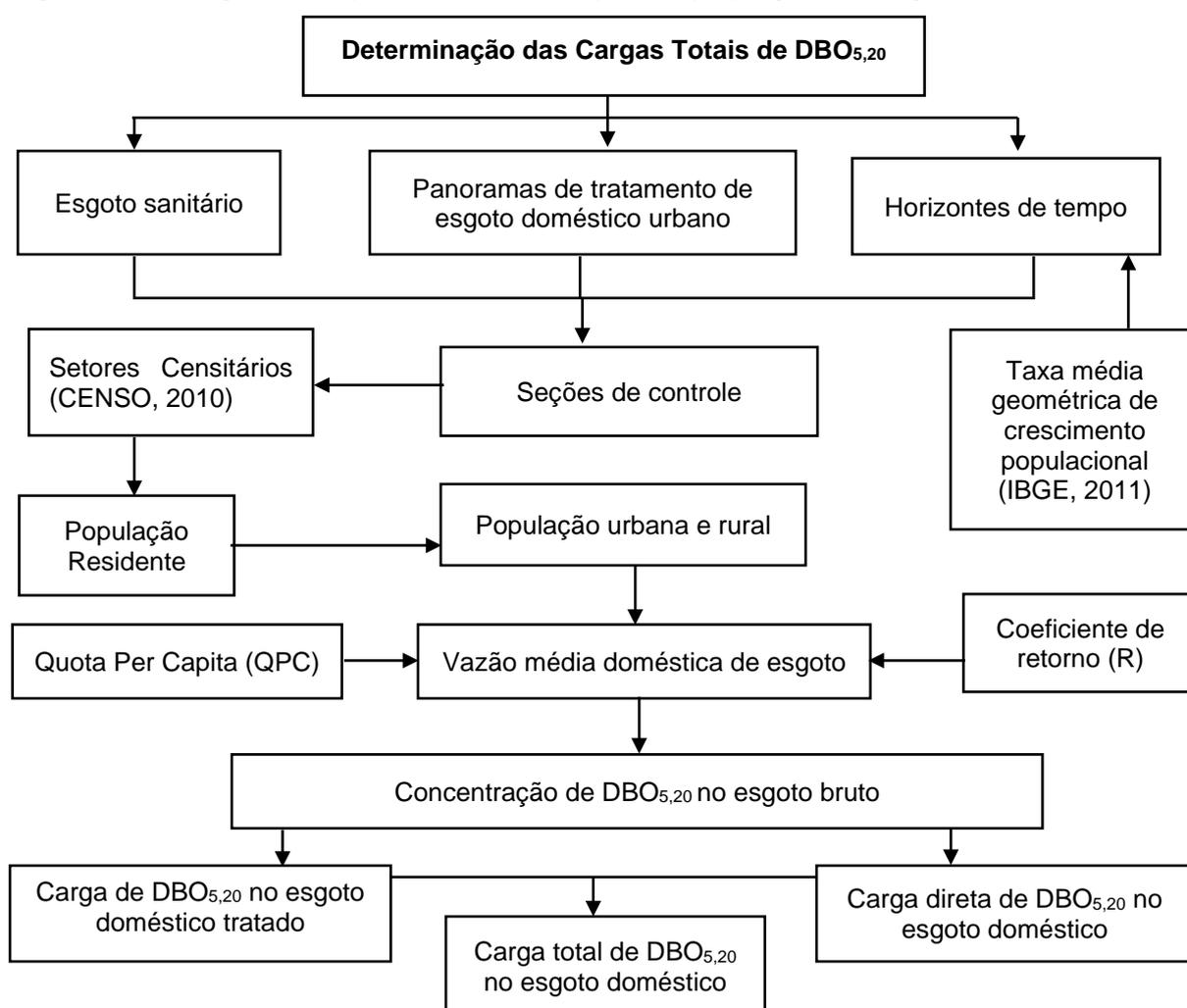
Figura 13 – Localização espacial das seções de controle A, B e C e, representação das bacias contribuintes consideradas na construção das curvas de permanência nas seções de controle.



5.3 DETERMINAÇÃO DAS CARGAS TOTAIS DE $DBO_{5,20}$

Nesta etapa foram determinadas as cargas remanescentes totais de $DBO_{5,20}$ para cada seção de controle, considerando-se o esgotamento sanitário como a única fonte poluidora da bacia, conforme ilustra o fluxograma apresentado na Figura 14. Estas cargas correspondem às cargas domésticas de $DBO_{5,20}$ produzidas e não coletadas (cargas diretas) e às cargas de $DBO_{5,20}$ nos efluentes dos sistemas de tratamento de esgoto (cargas remanescentes).

Figura 14 – Fluxograma dos processos utilizados para a apropriação das cargas totais de DBO.



Fonte: Calmon *et al.*, (2016) (Adaptado).

As cargas de $DBO_{5,20}$ da bacia do rio Benevente foram estimadas com base em diferentes panoramas de tratamento de esgoto domésticos e segundo três horizontes tempo, assim descritos:

- Panorama 1: assumiu-se que todo o esgoto gerado pela população urbana da bacia foi coletado e disposto nos cursos d'água sem qualquer tratamento.
- Panorama 2: reproduziu-se a condição atual de coleta e tratamento de esgoto da bacia do rio Benevente. Segundo LUME (2013; 2014c), os distritos de Matilde, Ibitiruí, Aparecida, Alfredo Chaves e Jabaquara apresentam índices de atendimento de coleta de esgoto doméstico que variam entre 50 e 80% e índices de tratamento para os mesmos distritos de, no máximo, 80%, com eficiência média de remoção de DBO de 70% para todos os distritos, exceto Aparecida, cujo o esgoto é lançado diretamente no corpo receptor. Já os distritos de Urânia, Crubixá, Sagrada Família e Alto Pongal não apresentam rede coletora de esgoto doméstico, sendo adotadas soluções de tratamento individual por fossas, mesma perspectiva de tratamento e disposição final associada à parcela de esgoto não coletado dos distritos que detêm rede coletora.
- Panorama 3: foi assumido que 100% da população urbana seria atendida com serviço de coleta e tratamento de esgoto com eficiência de 70% de remoção de DBO.

Não foi considerada a perspectiva de tratamento para o esgoto doméstico produzido pela população rural. As estimativas das cargas totais de $DBO_{5,20}$ foram realizadas para os horizontes de 2017, 2022 e 2032. É relevante observar que a demanda bioquímica de oxigênio representa o consumo de oxigênio necessário a estabilização da matéria orgânica sendo, portanto, importante parâmetro para avaliar os impactos sobre a qualidade da água em virtude de fontes de poluição.

A Quadro 04 apresenta a localização das estações de tratamento de esgoto da bacia hidrográfica do rio Benevente, assim como os corpos receptores dos efluentes tratados.

Quadro 04 – Identificação e localização das estações de tratamento de esgoto na bacia hidrográfica do rio Benevente.

Estação	Corpo Receptor	Município	Localização Geográfica	
			Longitude	Latitude
Alfredo Chaves	Rio Benevente	Alfredo Chaves	40°44'32" W	20°38'30" S
Cachoeirinha	Rio Benevente	Alfredo Chaves	40°45'50" W	20°37'49" S
Ibitiruí 01	Rio Santa Maria	Alfredo Chaves	40°51'23" W	20°36'02" S
Ibitiruí 02	Rio Santa Maria	Alfredo Chaves	40°51'34" W	20°36'03" S
Matilde 01	Rio Benevente	Alfredo Chaves	40°48'47" W	20°33'11" S
Matilde 02	Rio Benevente	Alfredo Chaves	40°49'09" W	20°33'18" S
Jabaquara	Rio Benevente	Anchieta	40°40'34" W	20°41'10" S
Imigrantes	Rio Benevente	Alfredo Chaves	40°44'49" W	20°38'03" S
Cachoeira Alta	Rio Joéba	Alfredo Chaves	40°46'14" W	20°40'47" S

Fonte: LUME (2013) (Adaptado).

A população (urbana e rural) da bacia hidrográfica do rio Benevente foi apropriada a partir dos limites dos setores censitários de acordo com o Censo Demográfico de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011), observando-se a malha digital dos setores censitários e contabilizando-se a população residente apresentada na tabela Base de Informações dos Setores 2010 (IBGE, 2011).

O arquivo da delimitação da bacia hidrográfica do rio Benevente foi superposto ao arquivo da malha digital dos setores censitários (IBGE, 2017), ambos em formato *shapefile*, manipulados com o auxílio do programa ArcGIS 10.4, o que permitiu identificar os setores censitários que fazem parte da bacia e suas respectivas áreas contidas na bacia, conforme apresentado na Figura 15. Posteriormente, foram identificados os distritos contidos nas áreas de contribuição das seções de controle (A, B e C).

Entretanto, quando um setor não estava totalmente inserido na bacia, considerando-se uma distribuição homogênea da população dentro do setor censitário, foi estimada a parcela da população que faz parte da área do setor censitário contida na bacia por meio da Equação (20).

$$P_{\text{Dist}} = \left(\frac{F_{\text{Área}}}{\text{Área total do setor censitário}} \right) * P_{\text{Cen}} \quad (20)$$

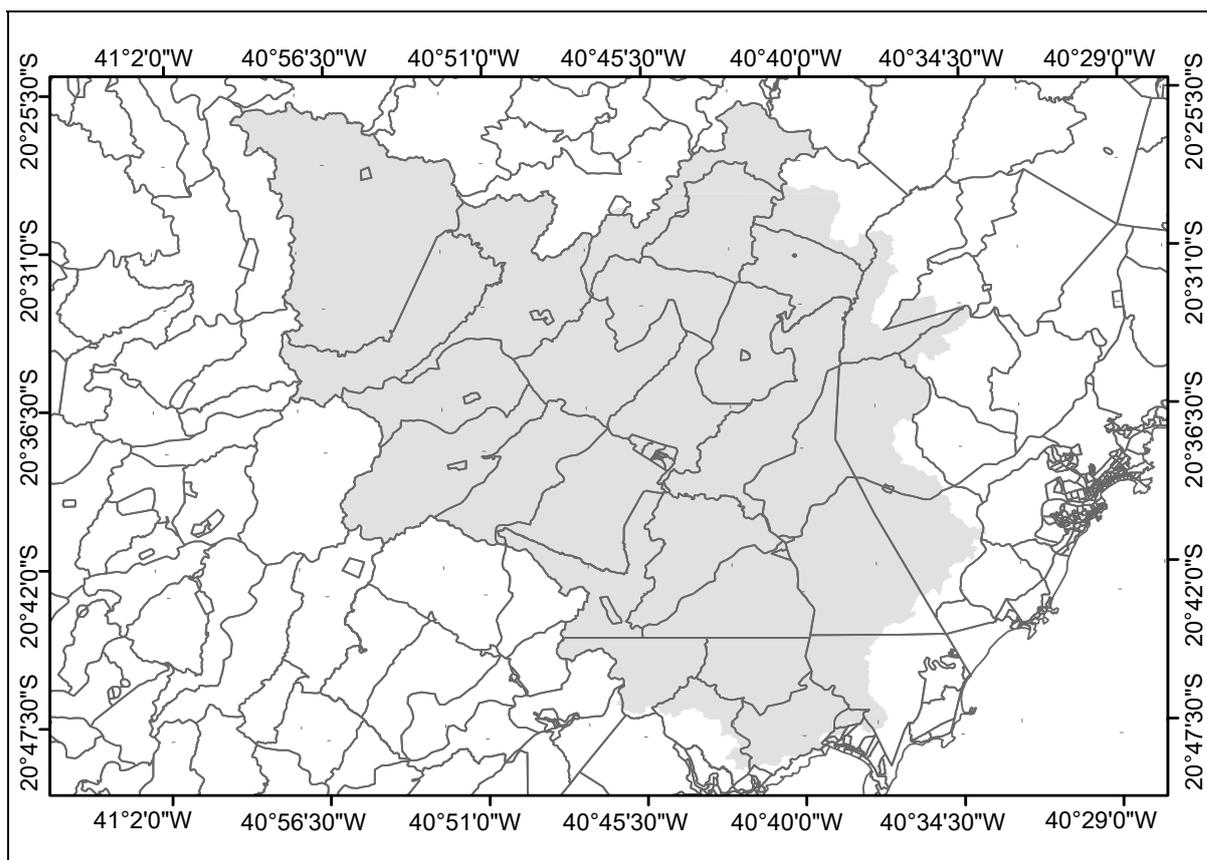
Na Equação (20):

P_{Dist} : indica a população residente na fração do setor censitário, contida na área de contribuição (hab.);

$F_{Área}$: a área da fração do setor censitário contida na área de contribuição (Km^2);

P_{Cen} : a população do setor censitário (hab.).

Figura 15 – Malha digital de Setores censitários que compõe a bacia hidrográfica do rio Benevente.



Fonte: IBGE (2017) (Adaptado).

As projeções de crescimento populacional para anos de interesse e para os municípios que compõe a bacia do rio Benevente foram obtidas com base na aplicação da taxa média geométrica de crescimento populacional disponibilizada pelo IBGE (Tabela 08), considerando-se os dados dos censos de 2000 e 2010 (IBGE, 2011).

Tabela 08 – Taxa média geométrica de crescimento populacional do IBGE para os municípios da bacia hidrográfica do rio Benevente.

Município	Taxas de Crescimento Populacional (%)
Alfredo Chaves	0,25
Anchieta	2,23
Guarapari	1,76
Iconha	0,87
Marechal Floriano	1,58

Fonte: IBGE (2011) (Adaptado).

As Tabelas 09, 10 e 11 apresentam as populações urbanas e rurais por distrito, relativas aos anos de 2017, 2022 e 2032, projetadas com base na aplicação da taxa média geométrica de crescimento populacional do IBGE (IBGE, 2011) e considerando-se as seções de controle A, B e C, respectivamente.

Tabela 09 – Projeção populacional para os anos de 2017, 2022 e 2032, para a seção de controle A.

Distrito	População (hab.)					
	2017		2022		2032	
	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural
Urânia	133	995	135	1008	138	1033
Matilde	161	947	163	959	167	984

Tabela 10 – Projeção populacional para os anos de 2017, 2022 e 2032, para a seção de controle B.

Distrito	População (hab.)					
	2017		2022		2032	
	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural
Urânia	133	995	135	1008	138	1033
Matilde	161	1221	163	1236	167	1268
Ibitiruí	259	399	263	404	269	414
Crubixá	33	1151	33	1165	34	1195
Sagrada Família	250	607	253	614	260	630
Araguaia	229	10	248	11	290	13
Aparecida	329	-	333	-	341	-
Ribeirão do Cristo	4	1204	4	1219	4	1250
Alfredo Chaves	5820	1635	5893	1656	6042	1698

Tabela 11 – Projeção populacional para os anos de 2017, 2022 e 2032, para a seção de controle C.

Distrito	População (hab.)					
	2017		2022		2032	
	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural
Urânia	133	995	135	1008	138	1033
Matilde	161	1221	163	1236	167	1268
Ibitiruí	259	399	263	404	269	414
Crubixá	33	1151	33	1165	34	1195
Sagrada Família	250	607	253	614	260	630
Araguaia	229	10	248	11	290	13
Aparecida	329	-	333	-	341	-
Ribeirão do Cristo	4	1204	4	1219	4	1250
Alfredo Chaves	5820	1635	5893	1656	6042	1698
Anchieta	-	1342	-	1498	-	1868
Alto Pongal	611	2045	683	2284	851	2847
Jabaquara	562	928	628	1037	783	1293
Guarapari	-	179	-	195	-	233
Rio Calçado	-	25	-	27	-	33
Todos Os Santos	28	880	31	961	37	1144
Iconha	-	24	-	25	-	28

Nos itens subsequentes são sumarizados os procedimentos adotados para estimativa das cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas pelas populações dos distritos contidos nas áreas de contribuição referentes às diferentes seções de controle, considerados os distintos panoramas de tratamento de esgoto doméstico e horizontes de análise.

5.3.1 Estimativa da vazão média de esgotos domésticos

As vazões dos esgotos sanitários produzidos pela população (urbana e rural) dos distritos da bacia do rio Benevente foram obtidas de LUME (2014c), estudo no qual as vazões foram estimadas por meio da Equação (21), originalmente proposta por Von Sperling (2005).

$$Q_{(u,r)} = P_{(u,r)} \cdot QPC \cdot R \quad (21)$$

Na expressão (21):

$Q_{(u,r)}$: vazão média de esgotos domésticos inerente à população urbana ou rural (L/d);

$P_{(u,r)}$: população urbana ou rural (hab);

QPC: quota per capita de água (L/hab.dia);

R: coeficiente de retorno esgoto/água;

Conforme LUME (2014c), neste trabalho foi adotado o valor 0,8 para coeficiente de retorno, mesmo valor recomendado pela NBR 9649/1986 e 14486/2000 em situações nas quais não há dados locais comprovados oriundos de pesquisas (ABNT, 1986, 2000).

Em relação a Quota Per Capita de água, Von Sperling (2005) indica que o valor varia em função do porte da comunidade conforme Tabela (12).

Tabela 12 – Faixas típicas de consumo per capita de água.

Porte da comunidade	Faixa de População (hab)	QPC (L/hab.dia)
Povoado rural	< 5000	90 - 140
Vila	5000 - 10000	100 - 160
Pequena localidade	10000 - 50000	110 - 180
Cidade média	50000 - 250000	120 - 220
Cidade grande	> 250000	150 - 300

Fonte: Von Sperling (2005).

Assim, foi adotada a QPC de 125 L/hab.dia para todos os distritos, exceto sede municipal de Alfredo Chaves para o qual foi adotado, a QPC de 196 L/hab.dia.

5.3.2 Estimativa da carga direta de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico

Para a estimativa das cargas diretas de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico relativas à população rural foi empregada a Equação (22), baseada em Von Sperling (2005).

$$CDr_{(DBO_{5,20})} = Q_r \cdot C_{(DBO)} \cdot 10^{-9} \quad (22)$$

Na Equação (22):

$CDr_{(DBO_{5,20})}$: carga direta de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico referente a população rural (t. $DBO_{5,20}$ /dia);

Q_r : vazão de esgoto doméstico relativa a população rural (L/dia);

$C_{(DBO)}$: a concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico bruto (mg/L).

Adotou-se a concentração de $DBO_{5,20}$ do esgoto bruto de 500 mg/L, conforme LUME (2014c), valor limite para a faixa de concentração de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico bruto segundo Von Sperling (1996).

5.3.3 Estimativa da carga de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico urbano

As cargas de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico relativas à população urbana foram estimadas utilizando-se a Equação (23).

$$CR_{u(DBO_{5,20})} = \{ \{ Q_u \cdot \%C \cdot [C_{(DBO)} - (C_{(DBO)} \cdot \%E_T) \cdot \%T] \} + \{ Q_u \cdot (1 - \%C) \cdot [C_{(DBO)} - (C_{(DBO)} \cdot \%E_{fo})] \} \} \cdot 10^{-9} \quad (23)$$

Na Equação (23):

$CR_{u(DBO_{5,20})}$: carga remanescente de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico referente à população urbana (t. $DBO_{5,20}$ /dia);

Q_u : vazão de esgoto doméstico relativa à população urbana (L/dia);

$\%C$: índice de atendimento por coleta de esgoto doméstico urbano (%).

$C_{(DBO)}$: concentração de $DBO_{5,20}$ do esgoto doméstico bruto (mg/L).

$\%E_T$: percentual de eficiência do tratamento de esgoto em relação à remoção de $DBO_{5,20}$ (%);

$\%T$: índice de tratamento de esgoto doméstico urbano (%);

$\%E_{fo}$: percentual de eficiência do tratamento de esgoto por fossa séptica em relação à remoção de $DBO_{5,20}$ (%);

A Tabela 13 apresenta os índices de atendimento por coleta e tratamento de esgoto doméstico dos distritos que detém este serviço. Foi considerado lançamento direto para o esgoto urbano coletado e não tratado. Para a parcela de esgoto urbano não coletado foi considerada a solução de tratamento individual por fossas sépticas, para o qual foi adotada a eficiência de 50% na remoção de $DBO_{5,20}$, conforme Jordão e Pessoa (2005), o que resulta em um efluente final que atinge o corpo receptor com concentração de $DBO_{5,20}$ de 250 mg/L.

A Equação (23), permite estimar as cargas de $DBO_{5,20}$ da população urbana, considerando-se as particularidades do sistema de atendimento por coleta e tratamento de esgoto dos distritos da bacia do rio Benevente. Da parcela de esgoto coletado, parte é tratada em estações de tratamento de esgoto e parte é lançada diretamente nos corpos receptores. A parcela não coletada tem como destinação final as fossas sépticas, com seus efluentes finais atingindo os corpos receptores.

Tabela 13 – Índices de atendimento de coleta e tratamento de esgoto dos distritos que apresentam este serviço.

Distrito	Município	Índice de atendimento por	Índice de tratamento de
		coleta de esgoto doméstico	esgoto Doméstico
		(%C)	(%T)
Matilde	Alfredo Chaves	80	50
Ibitiruí		80	50
Aparecida		50	50
Alfredo Chaves		80	17
Jabaquara	Anchieta	80	80

Fonte: LUME (2014c) (Adaptado).

5.3.4 Estimativa das cargas totais de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico

As cargas totais de $DBO_{5,20}$ do esgoto doméstico nas seções de controle estudadas foram estimadas por meio da Equação (24).

$$CT_{(DBO_{5,20})} = CRr_{(DBO_{5,20})} + CRu_{(DBO_{5,20})} \quad (24)$$

Na expressão (24):

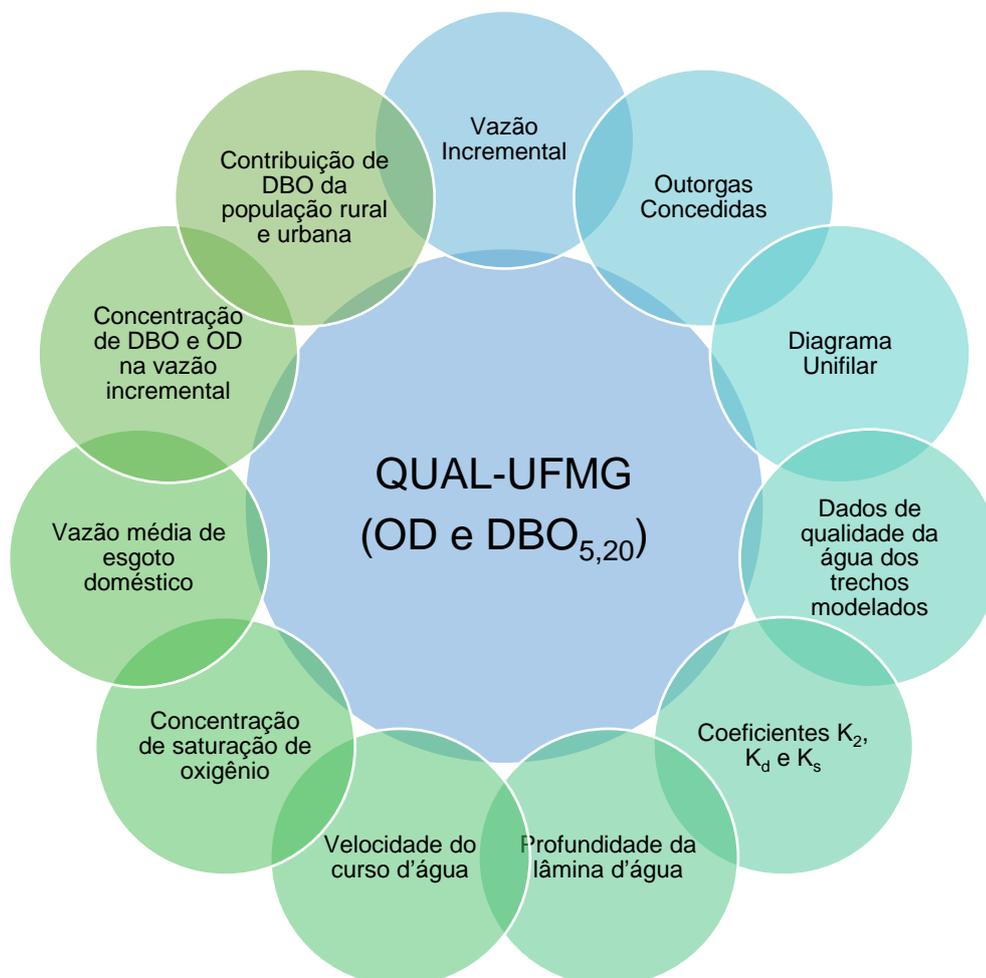
$CT_{(DBO_{5,20})}$: carga total de DBO de esgoto doméstico na seção de controle (t. $DBO_{5,20}$ /dia).

5.4 AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CURSOS D'ÁGUA DA BACIA DO RIO BENEVENTE

A avaliação da capacidade de autodepuração foi realizada a partir do modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG, detalhadamente apresentado e discutido por Von Sperling (2007). A Figura 16 apresenta as informações utilizadas na

modelagem dos parâmetros OD e DBO dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente.

Figura 16 – Representação gráfica das informações utilizadas para a modelagem com o QUAL-UFMG.



Fonte: LUME (2014c) (Adaptado).

Desta forma, quando da simulação da qualidade da água dos rios da bacia hidrográfica do rio Benevente, foram utilizadas as mesmas informações utilizadas pela empresa LUME que incluem: extensão dos cursos d'água, cursos d'água modelados (diagrama unifilar), temperatura, saturação de oxigênio dissolvido, velocidade do curso d'água, profundidade da lâmina d'água, constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica (K_2), constante de desoxigenação (K_d), constante de sedimentação (K_s), vazão doméstica de esgotos da população urbana, concentração de DBO_{5,20} no esgoto bruto de origem doméstica, assim como as retiradas de água em virtude de outorgas concedidas.

Para esta etapa foram consideradas as informações de domínio público disponibilizadas na página eletrônica da empresa LUME Estratégia Ambiental Ltda, empresa contratada pela Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH) do estado do Espírito Santo para a elaboração do plano de recursos hídricos e enquadramento de cursos d'água da bacia do rio Benevente, ambos aprovados pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos do estado do Espírito Santo no ano de 2015.

Com auxílio do modelo QUAL-UFMG foram simulados os perfis de $DBO_{5,20}$ e OD, assumindo-se o sistema hídrico funcionando em regime permanente. Para simulação das concentrações de $DBO_{5,20}$ foram considerados os fenômenos de desoxigenação associados à oxidação da matéria orgânica e à remoção de DBO em função da sedimentação, não sendo consideradas as contribuições referentes às cargas internas de $DBO_{5,20}$ sem acréscimo de vazão. Para a simulação das concentrações de OD foram consideradas a reaeração atmosférica e a desoxigenação produzida pela oxidação da matéria orgânica. Não foram consideradas, na aplicação do modelo, cargas difusas internas (fotossíntese, respiração e demanda bentônica), bem como o consumo de oxigênio pela nitrificação. As equações diferenciais que descrevem a variação temporal das concentrações de OD e $DBO_{5,20}$ detalhadamente apresentadas por Von Sperling (2007), foram reproduzidas no item 3.2.1 deste trabalho ("Modelagem matemática de qualidade da água").

De acordo com Von Sperling (2007), quando avaliados em conjunto a fotossíntese e a respiração, tem-se fenômenos que apresentam taxas aproximadamente iguais e, dada a formulação matemática do modelo de OD, podem se cancelar, considerando a simulação da qualidade da água em regime permanente.

Von Sperling (1996) afirma que a representatividade da demanda bentônica no balanço de oxigênio depende de uma série de fatores que interagem simultaneamente, vários deles de difícil determinação. Os trabalhos de quantificação da demanda bentônica são bastante laboriosos e de custos elevados, requerendo uma grande gama de levantamentos de campo e análises de laboratório. Ainda assim, as taxas de consumo de oxigênio por unidade de área sofrem influência da localização do sedimento, sem considerar ainda que as características do lodo podem variar ao longo de todo o trecho simulado. Segundo EPA (1985), os principais fatores que afetam a determinação do coeficiente de demanda bentônica são: temperatura,

concentração de oxigênio na interface sedimento-água, composição da comunidade biológica, características físicas e orgânicas do sedimento, velocidade da corrente sobre os sedimentos e química da água intersticial. A complexa interação desses fatores ressalta a dificuldade em se generalizar valores (VON SPERLING, 2007).

5.4.1 Caracterização do sistema fluvial simulado

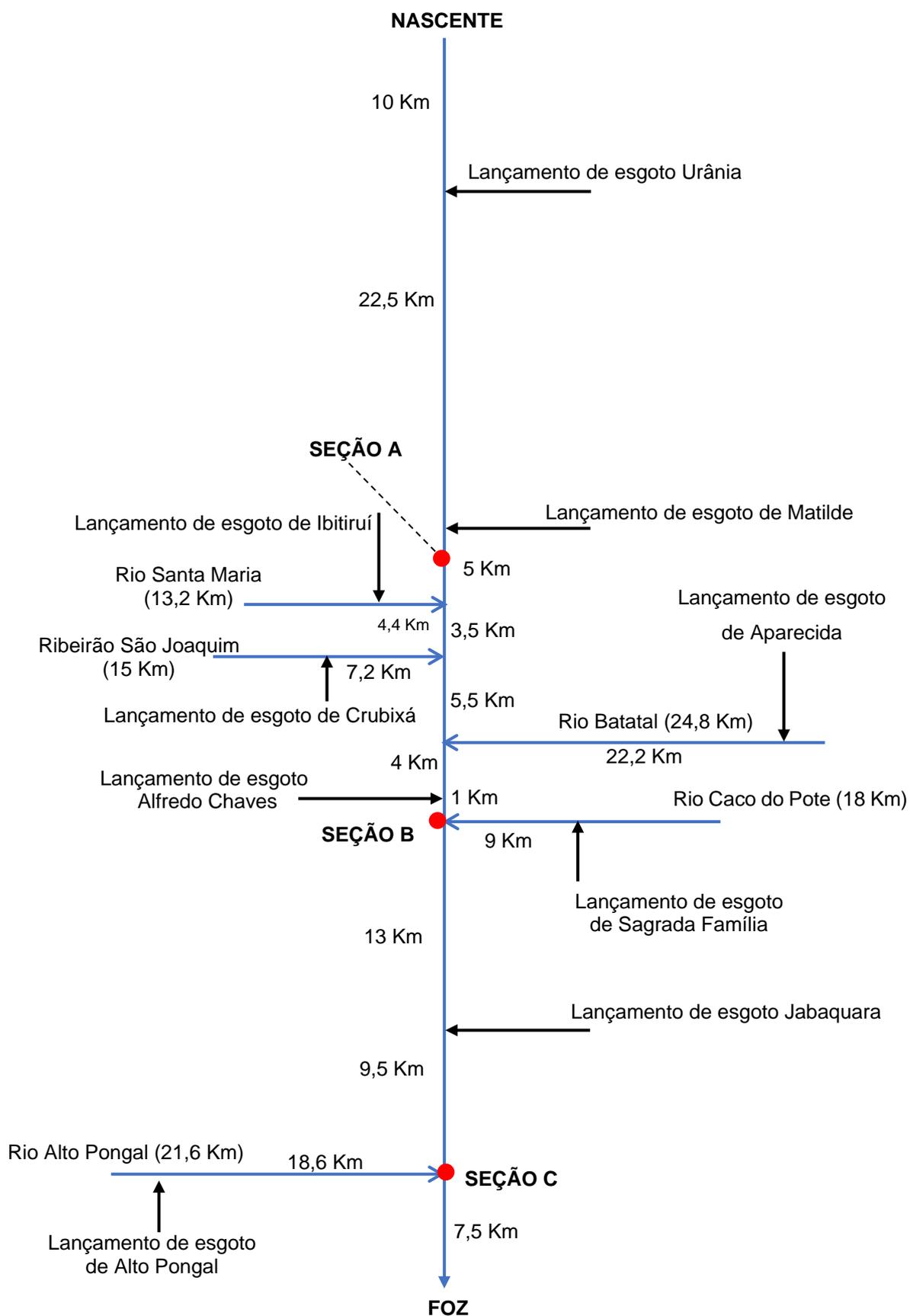
Para simulação das capacidades de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente foi considerado o trecho do rio Benevente com extensão de 74 Km, desde sua formação até a localização da seção de controle C. A porção final do rio (trecho de 7,5 Km da Seção C até sua foz no oceano) pode apresentar água salobra ou salina, para o qual o QUAL-UFMG não pode ser adotado em virtude de ter sido estabelecido apenas para modelagem de água doce. A construção do modelo hidráulico envolveu a segmentação da rede de drenagem em elementos computacionais (unidades de integração) com 500 metros de comprimento cada para o rio Benevente e 200 metros para os seus principais tributários.

De acordo com LUME (2014c), a definição dos cursos d'água modelados seguiu dois critérios:

- Existência de lançamento pontual de efluente doméstico ao longo dos trechos principais dos cursos d'água;
- Existência de dados consistentes de qualidade da água;

O trecho simulado (Figura 17) foi caracterizado pela contribuição de fontes pontuais e distribuídas. Constituíram as fontes pontuais os principais tributários do rio Benevente (rio Santa Maria, ribeirão São Joaquim, rio Batatal, rio Caco do Pote e rio Pongal) e os efluentes domésticos de 09 (nove) núcleos urbanos situados na bacia (Urânia, Matilde, Crubixá, Ibitiruí, Alfredo Chaves, Aparecida, Sagrada Família, Jabaquara e Alto Pongal). As fontes distribuídas foram aquelas geradas pela população rural da bacia e consideradas de forma incremental ao longo dos trechos simulados.

Figura 17 – Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Benevente.



Fonte: LUME (2014c) (Adaptado).

5.4.2 Dados de entrada do modelo

➤ Dados iniciais

Conforme LUME (2014c), a concentração de saturação de oxigênio assumiu valores diferentes para cada curso d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente, variando entre 7,41 mg/L e 8,26 mg/L. Estes valores foram estimados por meio do emprego das fórmulas propostas por Popel (1979) e Qasim (1985) (Equações 06 e 07, respectivamente).

Os valores de altitude média das bacias consideradas e respectivas temperaturas da água são apresentadas na Tabela 14, assim como as concentrações de saturação de oxigênio para cada curso d'água.

Tabela 14 – Altitude média das áreas de contribuição dos cursos d'água da bacia do rio Benevente e respectivas concentrações de saturação de oxigênio.

Curso d'água	Temperatura (°C)	Altitude (m)	Concentração de Saturação de OD (mg/L)
Rio Benevente	23,5	1132	7,41
Rio Santa Maria	24	600	7,81
Ribeirão São Joaquim	24	429	7,96
Rio Batatal	26	600	7,51
Rio Caco do Pote	24,5	750	7,6
Rio Pongal	23	260	8,26

Fonte: LUME (2014c) (Adaptado).

Os valores de temperatura da água foram obtidos a partir de duas estações de amostragem de qualidade das águas superficiais operadas pelo IEMA na bacia do rio Benevente, (códigos das estações (BEN1C005) e (BEN1C010)), utilizando-se os dados entre o período de março de 2007 a abril de 2013. Em complementação à base de dados do IEMA, foram consistidos e avaliados os resultados de qualidade das águas obtidos em 47 medições in loco durante o trabalho de campo realizado pela equipe da Lume Estratégia Ambiental Ltda., em março de 2013, com medição única em diversos trechos de corpos de água da bacia, por meio da utilização da Sonda Multiparâmetro YSI. Adicionalmente, também foram considerados os dados provenientes de 20 pontos de auto monitoramento de empreendimentos localizados na bacia e disponibilizados pelo IEMA.

➤ Características hidráulicas dos cursos d'água

As relações funcionais entre vazão e velocidade e entre vazão e profundidade (funções potenciais no modelo QUAL-UFMG) seguiu a proposição de LUME (2014c), que estabeleceu diferentes equações de ajuste da velocidade (v) e da profundidade (H) em função da vazão (Equações (25), (26) e (27)).

$$v = a \cdot Q + b \quad (25)$$

$$H = c \cdot Q + d \quad (26)$$

$$H = c \cdot Q^d \quad (27)$$

Nas expressões (25), (26) e (27):

Q: vazão do curso d'água (m^3/s);

a, b, c e d: coeficientes das equações.

As expressões 28, 29, 30 e 31 apresentam as equações que permitiram estimar velocidades e profundidades dos cursos d'água em função das vazões.

$$v = 0,0243 \cdot Q + 0,4037 \quad (28)$$

$$H = 0,0566 \cdot Q + 0,2091 \quad (29)$$

$$H = 0,3655 \cdot Q^{0,5562} \quad (30)$$

$$H = 0,2749 \cdot Q^{0,5194} \quad (31)$$

A Equação (28) foi adotada para estimar o valor médio da velocidade de escoamento da água em função da vazão em todos os trechos simulados. Entretanto, a partir do quilômetro 57 do rio Benevente até a seção de controle C, foi adotada a velocidade média de 0,5 m/s. As equações que deram forma à caracterização da profundidade média dos trechos simulados, apresentaram variações em forma e números. A Equação (29) foi adotada para estimar a profundidade do rio Benevente e tributário Rio Santa Maria. A Equação (30) foi adotada exclusivamente no ribeirão São Joaquim. Para os tributários, rios Batatal, Caco do Pote e Pongal foi adotada a expressão (31).

➤ Vazões dos cursos d'água

Na simulação da capacidade de autodepuração dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente foram adotadas vazões de referência Q_{90} , apropriadas conforme descrito no item 5.2 e cujos valores, para as seções de controle, estão indicados na Tabela 15. A vazão incremental foi estimada considerando-se a diferença entre a vazão na Seção final do trecho simulado e a vazão nas cabeceiras do sistema hídrico. A diferença foi dividida pela extensão total dos cursos d'água modelados. Nas simulações realizadas foi assumida vazão incremental aproximadamente $0,041 \text{ m}^3/\text{s.Km}$, considerada uniforme para todos os cursos d'água estudados.

Tabela 15 – Vazões referenciais Q_{90} para as respectivas seções de controle.

Seção de Controle	Curso d'água	Extensão do trecho simulado (Km)	Q_{90} (m^3/s)
Seção A	Rio Benevente	33,5	2,15
Seção B	Rio Benevente	51,5	4,75
Seção C	Rio Benevente	74	6,79

➤ Retiradas de água em virtude de outorgas concedidas

Além das captações para abastecimento doméstico dos 9 (nove) distritos urbanos da bacia, também foram consideradas nas simulações da qualidade da água as retiradas de água em virtude de outorgas concedidas, conforme LUME (2014c). A Tabela 16 relaciona, por cursos d'água, os outorgados e respectivas vazões concedidas.

Tabela 16 – Outorgas concedidas na bacia hidrográfica do rio Benevente, até o ano de 2012.

Outorgado	Vazão (m^3/s)	Corpo d'água
CESAN	0,374	Rio Benevente
Companhia Nacional de Dutos	0,510	Rio Benevente
Companhia Nacional de Dutos	0,125	Rio Benevente
CESAN	0,090	Rio Pongal
Companhia Nacional de Dutos	0,125	Rio Pongal

Fonte: LUME (2014c) (Adaptado).

➤ Vazões de esgotos domésticos

Conforme item 5.3.1, as vazões dos esgotos domésticos geradas pela população urbana e rural da bacia foram estimadas por meio da Equação (21). As Tabelas 17, 18 e 19, apresentam as vazões domésticas de esgoto da população urbana e rural, estimadas considerando-se as diferentes seções de controle e horizontes de análise.

Tabela 17 – Vazão de esgoto doméstico estimada para as fontes localizadas na área de contribuição da Seção A, considerando o Panorama 1 de tratamento de esgoto e diferentes horizonte de análise.

Distrito	Vazão esgoto doméstico (L/dia)					
	2017		2022		2032	
	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural
Urânia	13300	99500	13500	100800	13800	103300
Matilde	16100	94700	16300	95900	16700	98400

Tabela 18 – Vazão de esgoto doméstico estimada para as fontes localizadas na área de contribuição da Seção B, considerando o Panorama 1 de tratamento de esgoto e diferentes horizonte de análise.

Distrito	Vazão esgoto doméstico (L/dia)					
	2017		2022		2032	
	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural
Urânia	13300	99500	13500	100800	13800	103300
Matilde	16100	122100	16300	123600	16700	126800
Ibitiruí	25900	39900	26300	40400	26900	41400
Crubixá	3300	115100	3300	116500	3400	119500
Sagrada Família	25000	60700	25300	61400	26000	63000
Aparecida	32900	-	33300	-	34100	-
Alfredo Chaves	912576	256368	924022	259661	947386	266246
Ribeirão Do Cristo	638	188765	646	191136	663	195969
Araguaia	35923	1575	38852	1704	45446	1993

Tabela 19 – Vazão de esgoto doméstico estimada para as fontes localizadas na área de contribuição da Seção C, considerando o Panorama 1 de tratamento de esgoto e diferentes horizonte de análise.

Distrito	Vazão esgoto doméstico (L/dia)					
	2017		2022		2032	
	Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural
Urânia	13300	99500	13500	100800	13800	103300
Matilde	16100	122100	16300	123600	16700	126800
Ibitiruí	25900	39900	26300	40400	26900	41400
Crubixá	3300	115100	3300	116500	3400	119500
Sagrada Família	25000	60700	25300	61400	26000	63000
Aparecida	32900	-	33300	-	34100	-
Alfredo Chaves	912576	256368	924022	259661	947386	266246
Jabaquara	61100	204500	68300	228400	85100	284700
Alto Pongal	56200	92800	62800	103700	78300	129300
Ribeirão do Cristo	638	188765	646	191136	663	195969
Araguaia	35923	1575	38852	1704	45446	1993
Anchieta	-	134195	-	149840	-	186815
Guarapari	-	17899	-	19530	-	23253
Rio Calçado	-	2511	-	2740	-	3262
Todos os Santos	2825	88037	3082	96062	3670	114372
Iconha	-	2427	-	2535	-	2764

As vazões de esgoto doméstico da população urbana dos distritos de Ribeirão do Cristo, Araguaia e Todos os Santos não foram consideradas na modelagem com o Qual-UFMG, pois os trechos de drenagem modelados não são receptores desses esgotos.

➤ Concentração e carga dos constituintes modelados

A partir dos três panoramas de tratamento de esgoto doméstico urbano (definidos em função das eficiências de remoção da DBO_{5,20} do esgoto) e considerando-se a concentração de DBO_{5,20} no esgoto doméstico bruto adotada neste estudo (500 mg/L), foram determinadas as concentrações de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, cujos valores são apresentados na Tabela 20. Em favor da segurança, a concentração de OD dos efluentes tratados foi assumida como zero nos três panoramas analisados.

Tabela 20 – Concentração de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado relativo à população urbana por localidade da bacia do rio Benevente.

Distritos	Concentração de DBO _{5,20} no esgoto doméstico tratado (mg/L)		
	Panorama 1 (Eficiência 0%)	Panorama 2 (Condição Atual)	Panorama 3 (Eficiência 70%)
Urânia		250	
Matilde		310	
Ibitiruí		310	
Crubixá		250	
Sagrada Família	500	250	150
Aparecida		375	
Alfredo Chaves		402,4	
Jabaquara		226	
Alto Pongal		250	

Conforme LUME (2014c), as concentrações de DBO_{5,20} e OD na vazão incremental variaram em quase todos os trechos simulados. Adotou-se o valor de 3 mg/L de DBO_{5,20} numa extensão de 50,5 Km do rio Benevente (de montante a jusante) e até a integralização de sua extensão foi adotado o valor de 4 mg/L. A concentração de OD na vazão incremental foi considerada uniforme em toda a extensão do rio Benevente, com valor de 8 mg/L. No trecho que corresponde ao rio Santa Maria, adotou-se as concentrações 3 mg/L e 7,8 mg/L para DBO_{5,20} e OD, respectivamente. Considerando a extensão do Ribeirão São Joaquim, as concentrações de OD na vazão incremental variaram entre 7,4 e 7,8 mg/L, enquanto que a DBO_{5,20} apresentou concentração de 1,5 mg/L. Os rios Batatal, Caco do Pote e Pongal compartilham as mesmas concentrações de DBO_{5,20} e OD na vazão incremental, sendo adotados os valores 3 mg/L e 7,5 mg/L, respectivamente.

A carga direta incremental de DBO_{5,20} produzida pela população rural foi estimada por meio da Equação (32).

$$CDi_{DBO_{5,20}} = \left(\frac{CDr_{DBO_{5,20}}}{Lt} \right) \cdot 10^6 \quad (32)$$

Na expressão (32):

CDi_{DBO_{5,20}}: carga direta incremental de DBO_{5,20}, relativa à população rural (g.DBO_{5,20}/dia.m);

$CD_{r_{DBO_{5,20}}}$: carga direta de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico relativa à população rural ($t.DBO_{5,20}/dia$) (Equação (22));

Lt: extensão total dos cursos d'água (m).

Na Tabela 21 são apresentados os valores das cargas diretas incrementais de $DBO_{5,20}$ relativas às populações rurais contidas na área de contribuição para cada seção de controle, conforme o horizonte de análise.

Tabela 21 – Valores da carga direta incremental de $DBO_{5,20}$ relativos à população rural.

Seção de controle	Carga direta incremental de $DBO_{5,20}$ (g $DBO_{5,20}$ /dia.m)		
	2017	2022	2032
Seção A	0,56	0,56	0,58
Seção B	2,07	2,10	2,15
Seção C	3,63	3,83	4,29

Em função da inexistência de informações consistentes sobre o esgotamento sanitário nas áreas rurais da região de estudo foi assumido, em favor da segurança, que toda carga de $DBO_{5,20}$ oriunda do esgoto gerado pela população rural atinge os corpos d'água superficiais, sem abatimento do valor dessa carga a partir de sistemas individuais de tratamento ou em decorrência de disposição de esgotos brutos no solo.

➤ Coeficientes cinéticos (K_2 , K_d e K_s)

Para o cálculo do coeficiente de reaeração atmosférica (K_2) foram utilizadas as relações apresentadas por Owens *et al.*, (1964) e O'Connor e Dobbins (1958) de acordo com as faixas de aplicação das referidas expressões, conforme apresentado na Tabela 03.

A expressão de Owens *et al.*, (1964) foi adotada na determinação do coeficiente K_2 para todos os tributários do rio Benevente, assim como para o próprio rio Benevente, para o qual as variáveis velocidade e profundidade do canal se apresentaram dentro de sua faixa de aplicação. A expressão de O'Connor e Dobbins (1958) foi adotada para 47 Km de extensão do rio Benevente, no sentido de jusante a montante.

No trecho simulado foi adotado o valor máximo de 10/dia para o coeficiente K_2 , mesmo que a aplicação das expressões originalmente estabelecidas por Owens *et al.*, (1964) e O'Connor e Dobbins (1958) resultasse em valor superior.

O coeficiente de remoção da DBO (K_d) representa a concentração de DBO remanescente que é reduzida ao longo do tempo, indicando a parcela da concentração existente que é oxidada por reação carbonácea (TUCCI, 2005). Segundo Von Sperling (2007), o coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (K_s) implica na remoção do líquido sobrenadante, de uma determinada fração da matéria orgânica em suspensão por meio da sedimentação. Assim, a DBO remanescente na massa líquida passa a ser constituída principalmente da fração solúvel (que não sedimenta) e da fração em suspensão finamente particulada (que tem grande dificuldade em sedimentar). Esses coeficientes foram estabelecidos por trecho de drenagem (Tabela 22) conforme LUME (2014c).

Tabela 22 – Valores de coeficientes de remoção de DBO adotados na modelagem da qualidade da água do rio Benevente e seus tributários.

Curso d'água	Coeficiente de remoção da DBO (K_d/dia)	Coeficiente de Sedimentação (K_s/dia)
Rio Benevente	0,1	0
Rio Santa Maria	0,2	0
Ribeirão São Joaquim	0,7	0,2
Rio Batatal	0,7	0,2
Rio Caco do Pote	0,7	0,2
Rio Pongal	0,7	0,2

Fonte: LUME (2014c) (Adaptado).

Nas simulações realizadas, para correção dos valores dos coeficientes cinéticos em função da temperatura adotada neste estudo, foram empregados valores do coeficiente de temperatura (θ) de 1,047 para o coeficiente K_d e de 1,024 para os coeficientes K_2 e K_s .

5.4.3 Cenários considerados para a simulação da qualidade das águas

Foram assumidas duas condições de abatimento de cargas orgânicas na modelagem com o QUAL-UFMG: Condição 1, na qual não se considera o processo de abatimento de carga orgânica pelo processo de autodepuração (K_d e K_s nulos), e Condição 2, na qual o processo de autodepuração foi incorporado (K_d e K_s estimados).

Assim, foram considerados, para cada um dos três panoramas de tratamento de esgoto em relação à remoção de $DBO_{5,20}$, 06 (seis) cenários de simulação da qualidade da água, conformados a partir de duas condições de abatimento de cargas orgânicas e três horizontes de análise. O Quadro 05 apresenta a matriz que sumariza os cenários analisados.

Quadro 05 – Cenários de simulação associados às perspectivas de crescimento populacional e abatimento da carga orgânica.

Panoramas	Condições de abatimento de carga orgânica	Horizontes		
		2017	2022	2032
Panoramas 1, 2 e 3	<u>Condição 1</u> Autodepuração nula (K_d e K_s nulos)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
	<u>Condição 2</u> Autodepuração estimada (K_d e K_s estimados)	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6

5.5 DETERMINAÇÃO DAS CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE PARA O PARÂMETRO $DBO_{5,20}$

A partir da construção das curvas de permanência de vazões regionalizadas entre as vazões Q_{50} e Q_{95} , para cada seção de controle considerada na etapa de avaliação da disponibilidade hídrica superficial, as curvas de permanência de qualidade foram apropriadas por meio do produto das vazões regionalizadas pelas concentrações máximas estabelecidas por classe de enquadramento para o parâmetro $DBO_{5,20}$ definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), para os rios de água doce classes 1, 2 e 3 (Equação 33).

$$Cad_{(DBO_{5,20})} = Q_{CPV} \cdot C_{pad(DBO_{5,20})} \cdot 0,0864 \quad (33)$$

Na Equação (33):

$C_{ad(DBO_{5,20})}$: carga máxima admissível de $DBO_{5,20}$ na seção de controle (t. $DBO_{5,20}$ /dia);

Q_{CPV} : vazões da curva de permanência de vazões relativas à seção de controle (m^3/s);

$C_{pad(DBO_{5,20})}$: concentrações de $DBO_{5,20}$ referentes aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classes 1, 2 e 3 (3, 5 e 10 mg/L, respectivamente).

5.6 FREQUÊNCIA DE ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE QUALIDADE RELATIVOS AO PARÂMETRO $DBO_{5,20}$

As frequências de atendimento dos padrões de qualidade relativos ao parâmetro de $DBO_{5,20}$, nas diferentes classes de qualidade de água doce estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005, foram determinadas por meio da intercessão das cargas totais (Condição 1) e remanescentes (Condição 2) de $DBO_{5,20}$ com as curvas de permanência de qualidade estabelecidas.

As cargas remanescentes de $DBO_{5,20}$ foram apropriadas, por seção de controle, a partir da vazão e dos perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados com auxílio do modelo de qualidade de água (Equação 34). Essas cargas correspondem às cargas remanescentes de $DBO_{5,20}$ após abatimento pelo processo de autodepuração (Condição 2), e às cargas totais de $DBO_{5,20}$ quando não se considera o abatimento de matéria orgânica pelo processo de autodepuração (Condição 1).

$$C_{re(DBO_{5,20})} = Q_{SC} \cdot C_{SC(DBO_{5,20})} \cdot 0,0864 \quad (34)$$

Na Equação (34):

$C_{re(DBO_{5,20})}$: carga remanescente de $DBO_{5,20}$ na seção de controle (t. $DBO_{5,20}$ /dia);

Q_{SC} : vazão média de esgoto domésticos simulada na seção de controle (m^3/s);

$C_{SC(DBO_{5,20})}$: concentração de $DBO_{5,20}$ simulada para a seção de controle com auxílio do modelo de qualidade de água (mg/L).

5.7 DETERMINAÇÃO DA CARGA DE $DBO_{5,20}$ A SER TRATADA POR CLASSE DE ENQUADRAMENTO

A avaliação da carga de $DBO_{5,20}$ a ser tratada para o atendimento de classe de enquadramento foi realizada em função da capacidade de suporte dos cursos d'água e da carga remanescente total de $DBO_{5,20}$ estimadas para as diferentes seções de controle. Para a determinação das cargas a serem tratadas, segundo os diferentes cenários de simulação assumidos, foi considerado, apenas 50% da vazão de referência adotada no estado do Espírito Santo (Q_{90}), conforme limite estabelecido pelo critério de outorga vigente para cursos d'água.

As cargas a serem tratadas, para a condição de vazão assumida, foram determinadas pela diferença entre as cargas de $DBO_{5,20}$ estimadas para cada seção de controle nos diferentes cenários de simulação e as cargas admissíveis de $DBO_{5,20}$ associadas aos padrões ambientais estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357/2005 para rios Classes 1, 2 e 3 (Equações (35) e (36)).

Dessa forma, excluindo-se a perspectiva de autodepuração (Condição 1), tem-se:

$$Cast_{(DBO_{5,20})} = CT_{(DBO_{5,20})} - Cad'_{(DBO_{5,20})} \quad (35)$$

Na Equação (35):

$Cast_{(DBO_{5,20})}$: carga de $DBO_{5,20}$ a ser tratada para atendimento dos padrões de qualidade associados a determinada classe de enquadramento na seção de controle (t. $DBO_{5,20}$ /dia);

$CT_{(DBO_{5,20})}$: carga total de $DBO_{5,20}$ do esgoto doméstico na seção de controle (t. $DBO_{5,20}$ /dia) (Equação (24));

$Cad'_{(DBO_{5,20})}$: carga máxima admissível de $DBO_{5,20}$ na seção de controle, considerando percentual de 50% da vazão de referência Q_{90} (t. $DBO_{5,20}$ /dia);

Incluindo-se o processo de autodepuração (Condição 2):

$$Cast_{(DBO_{5,20})} = Cre_{(DBO_{5,20})} - Cad'_{(DBO_{5,20})} \quad (36)$$

Na Equação (36):

$Cre_{(DBO_{5,20})}$: carga remanescente de $DBO_{5,20}$ do esgoto doméstico na seção de controle ($t.DBO_{5,20}/dia$) (Equação (34));

Para os cenários nos quais a carga de $DBO_{5,20}$ estimada na seção de controle ($(CT_{(DBO_{5,20})}$ ou $Cre_{(DBO_{5,20})}$) apresentou valor igual ou inferior à carga admissível, a carga a ser tratada foi considerada igual a zero.

Paralelamente à análise de parcelas de carga de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle para o estabelecimento de classes de enquadramento, foi estimada a capacidade de diluição do corpo d'água não utilizada, correspondente à parcela de vazão que, teoricamente, não é comprometida (vazão excedente) na diluição da carga de $DBO_{5,20}$ a ser tratada na seção de controle para o estabelecimento de determinada classe de enquadramento.

Dessa forma, as capacidades de diluição do corpo d'água não utilizadas foram estimadas pela diferença entre as parcelas de carga máxima admissível de $DBO_{5,20}$ (capacidades de diluição do corpo d'água) e as parcelas de carga de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas para o estabelecimento de classes de enquadramento, para cada seção de controle e cenários assumidos (Equações (37) e (38)).

Excluindo-se a perspectiva de autodepuração (Condição 1):

$$CAP_{(DBO_{5,20})} = Cad'_{(DBO_{5,20})} - CT_{(DBO_{5,20})} \quad (37)$$

Na Equação (37):

$CAP_{(DBO_{5,20})}$: capacidade de diluição do corpo d'água não utilizada para diluição de carga de $DBO_{5,20}$ ($t.DBO_{5,20}/dia$);

Incluindo-se o processo de autodepuração (Condição 2):

$$CAP_{(DBO_{5,20})} = Cad'_{(DBO_{5,20})} - Cre_{(DBO_{5,20})} \quad (38)$$

Para os cenários nos quais a carga de $DBO_{5,20}$ estimada para seção de controle ($CT_{(DBO_{5,20})}$ ou $Cre_{(DBO_{5,20})}$) apresentou valores iguais ou superiores à carga máxima admissível, a capacidade de diluição do corpo d'água não utilizada foi considerada igual a zero.

5.8 COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS OBTIDOS POR MEIO DAS CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE COM O ENQUADRAMENTO LEGAL DO RIO BENEVENTE.

Foi realizada comparação entre os resultados obtidos pelas curvas de permanência de qualidade com o enquadramento legal dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente.

Dos sete cenários de simulação da qualidade da água estabelecidos por LUME (2014a), o cenário 7 tornou-se referência para o estabelecimento das classes de qualidade nos trechos do rio Benevente e de seus tributários, quando da definição do enquadramento legal. O cenário 7 foi apresentado no item 4.1.

O referido cenário é compatível com o Panorama 3 de tratamento de esgoto estabelecido no presente estudo. Portanto, os resultados apresentados a partir das curvas de permanência de qualidade associados a este panorama foram confrontados com o enquadramento legal estabelecido para os cursos d'água da bacia do rio Benevente.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 DISPONIBILIDADE HÍDRICA SUPERFICIAL

As Equações (39) e (40) constituem as funções regionais produzidas para a apropriação das vazões Q_{50R} e Q_{95R} na bacia hidrográfica do rio Benevente, respectivamente.

$$Q_{50R} = 0,0846A^{0,7260} \quad (39)$$

$$Q_{95R} = 0,0309A^{0,7769} \quad (40)$$

Os coeficientes de correlação obtidos para as vazões regionalizadas com permanência de 50% (Q_{50R}) e 95% (Q_{95R}) foram de 0,99 e 0,95, respectivamente.

As Tabelas 23 e 24, apresentam os valores observados e os estimados por meio das funções regionais com permanência de 50% e 95%, respectivamente. Estas tabelas apresentam, adicionalmente, os desvios percentuais entre os valores reais e estimados das referidas vazões.

Tabela 23 – Identificação das estações fluviométricas adotadas na regionalização e respectivas vazões com permanência de 50% no tempo.

Nome da Estação	Q_{50} (Observada m^3/s)	Q_{50} (Estimada m^3/s)	Desvios Percentuais (%)
Córrego do Galo	11,13	12,55	12,72
Fazenda Jucuruaba	20,27	18,63	-8,06
Matilde	4,55	4,12	-9,49
Pau D'alto	5,27	5,37	1,86
Iconha Montante	3,06	3,20	4,65

Tabela 24 – Identificação das estações fluviométricas adotadas na regionalização e respectivas vazões com permanência 95% no tempo.

Nome da Estação	Q_{95} (Observada m^3/s)	Q_{95} (Estimada m^3/s)	Desvios Percentuais (%)
Córrego do Galo	5,84	6,52	11,49
Fazenda Jucuruaba	10,69	9,95	-6,90
Matilde	2,62	1,98	-24,50
Pau D'alto	2,39	2,63	9,76
Iconha Montante	1,30	1,51	16,24

Como se pode observar, nas Tabelas 23 e 24 todos os desvios percentuais obtidos, foram inferiores a 30%, limite máximo recomendado por Eletrobrás (1985), para estudos de regionalização de vazões.

A Figura 18 apresenta comparação entre a curva de permanência de vazões apropriadas pelo SisCAH (vazões observadas) com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Pau D'alto. A Figura 19, por sua vez, apresenta a comparação das curvas de permanência observada e estimada, especificamente para o trecho regionalizado, entre 50% e 95% de permanência.

Figura 18 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Pau D'alto.

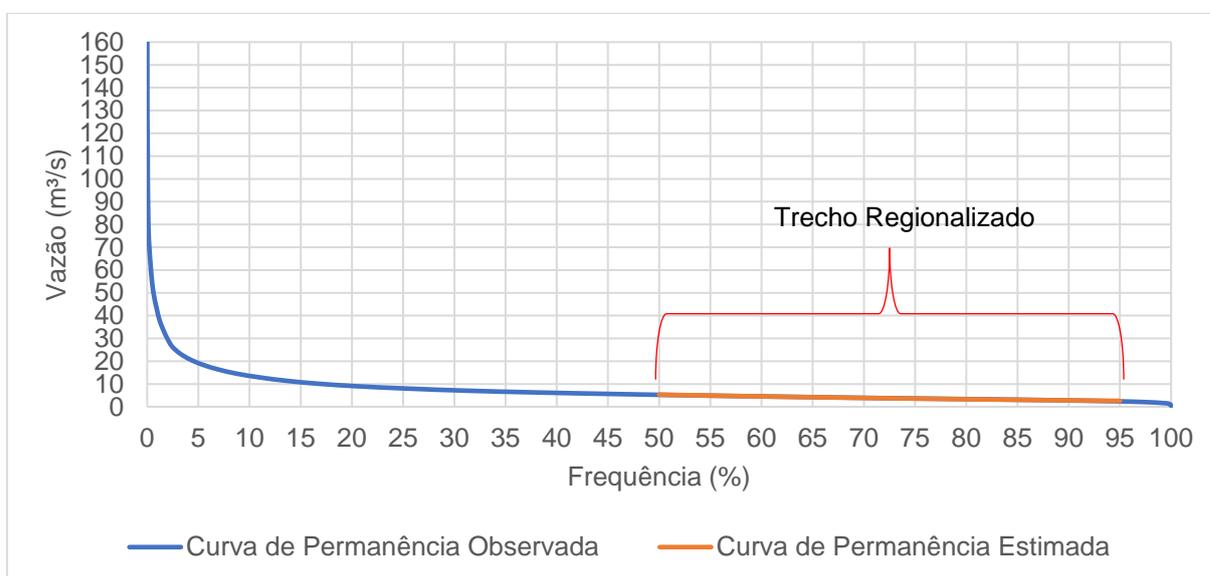
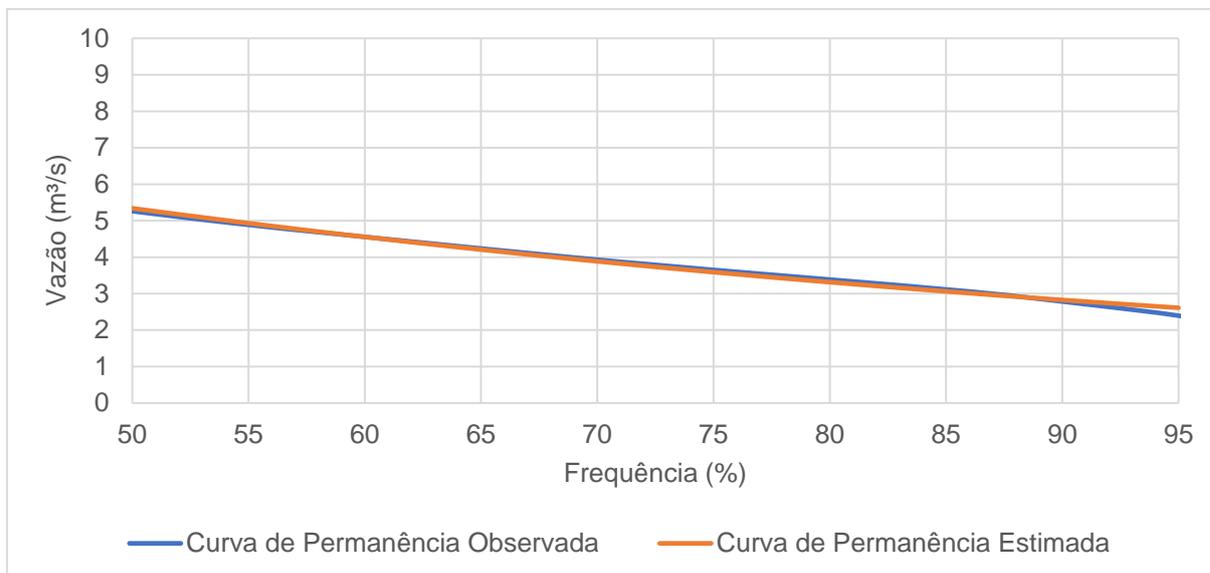


Figura 19 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Pau D'alho.



Da simples inspeção da Figura 19, é possível observar que não foram estabelecidas diferenças significativas entre as vazões estimadas e as vazões observadas na estação Pau D'Alho. As demais curvas de permanência (observadas e estimadas), referentes às demais estações fluviométricas, encontram-se reunidas no APÊNDICE I.

A partir das funções regionais estabelecidas foram construídas curvas de permanência de vazões aplicáveis às seções de controle. As vazões regionalizadas estimadas para permanências de 50% e 95% e as equações empíricas obtidas para construção das curvas de permanência de vazões para as seções de controle estão apresentadas na Tabela 25.

Tabela 25 – Equações empíricas para a construção da curva de permanência de vazões regionalizadas das seções de controle.

Seção de controle	Área de Drenagem (Km²)	Q _{50R} (m³/s)	Q _{95R} (m³/s)	Equação Empírica
Seção A	211	4,12	1,98	$Q_R = e^{[-1,63.P+2,23]}$
Seção B	591	8,70	4,40	$Q_R = e^{[-1,51.P+2,92]}$
Seção C	940	12,18	6,31	$Q_R = e^{[-1,46.P+3,23]}$

Notas: Q_R representa a vazão regionalizada e P a probabilidade de ocorrência.

6.2 DETERMINAÇÃO DAS CARGAS TOTAIS DE DBO_{5,20}

A determinação das cargas totais de DBO_{5,20} considerou apenas o esgoto doméstico gerado pela população residente como fonte de poluição orgânica da bacia. Essas cargas foram apropriadas segundo diferentes horizontes de tempo e panoramas de tratamento de esgoto doméstico urbano.

Nas Tabelas 26, 27 e 28 são apresentadas as cargas totais de DBO_{5,20}, apropriadas para a área de contribuição referente à seção de controle C, considerando-se os distintos panoramas de tratamento de esgoto e horizontes de análise, sem incorporação das condições de abatimento de carga orgânica. As Figuras 20, 21 e 22 apresentam a relação entre as cargas de DBO_{5,20} urbanas (CTu) e rurais (CDr) produzidas nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente referentes à seção de controle C, considerando-se os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e o ano de 2032.

Como pode ser observado nas Tabelas 26, 27 e 28, nos distritos pertencentes aos municípios de Alfredo Chaves, as cargas associadas aos diferentes horizontes de tempo analisados, independentemente do panorama de tratamento assumido, não apresentam diferenças significativas. A sede do município de Alfredo Chaves apresenta-se como exceção a essa regra, uma vez que apresenta a maior população urbana da bacia e, conseqüentemente, a maior carga de DBO_{5,20} associada. Estes resultados estão relacionados ao fato deste município apresentar a menor taxa de crescimento populacional, aliada à baixa densidade populacional dos seus distritos. Para os demais distritos, as cargas de DBO_{5,20} apresentaram diferenças significativas nos horizontes de tempo analisados. Entretanto, a população residente da bacia hidrográfica do rio Benevente é predominantemente rural.

A diferença entre as cargas urbanas e rurais é ainda mais explícita quando avaliadas as Figuras 20, 21 e 22, que apresentam a relação entre as cargas de DBO_{5,20} produzidas na bacia no ano de 2032, referente aos distintos panoramas de tratamento de esgoto e seção de controle C. Nota-se que as maiores cargas de DBO_{5,20} foram produzidas pela população rural, com exceção da sede municipal de Alfredo Chaves. Nesse sentido, a medida que os avanços no atendimento de coleta e tratamento de esgoto avançam na área urbana, as cargas de DBO_{5,20} relativas a população rural, passam a ser mais representativas, uma vez que não foram consideradas

perspectivas de tratamento dos efluentes domésticos produzidos na porção rural da bacia.

As cargas totais DBO_{5,20}, referentes às seções de controle A e B, são apresentadas no APÊNDICE II.

Tabela 26 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle C, segundo os horizontes de tempo e Panorama 1 de tratamento de esgoto (0%).

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg DBO _{5,20} /dia)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	6,67	49,76	56,43	6,75	50,39	57,14	6,92	51,66	58,58
Matilde	Alfredo Chaves	161	1221	163	1236	167	1268	8,04	61,06	69,10	8,14	61,82	69,97	8,35	63,39	71,73
Ibitiruí	Alfredo Chaves	259	399	263	404	269	414	12,97	19,94	32,91	13,14	20,19	33,32	13,47	20,70	34,17
Crubixá	Alfredo Chaves	33	1151	33	1165	34	1195	1,63	57,55	59,18	1,65	58,27	59,92	1,69	59,74	61,43
Sagrada Família	Alfredo Chaves	250	607	253	614	260	630	12,52	30,33	42,84	12,67	30,71	43,38	12,99	31,48	44,48
Araguaia	Marechal Floriano	229	10	248	11	290	13	17,96	0,50	18,46	19,43	0,54	19,97	22,72	0,64	23,36
Aparecida	Alfredo Chaves	329	-	333	-	341	-	16,43	-	16,43	16,64	-	16,64	17,06	-	17,06
Ribeirão do Cristo	Alfredo Chaves	4	1204	4	1219	4	1250	0,20	60,19	60,40	0,21	60,95	61,16	0,21	62,49	62,70
Alfredo Chaves	Alfredo Chaves	5820	1635	5893	1656	6042	1698	456,28	81,77	538,04	462,01	82,79	544,80	473,69	84,89	558,58
Anchieta	Anchieta	-	1342	-	1498	-	1868	-	67,10	67,10	-	74,92	74,92	-	93,41	93,41
Alto Pongal	Anchieta	611	2045	683	2284	851	2847	30,57	102,28	132,86	34,14	114,21	148,35	42,56	142,39	184,95
Jabaquara	Anchieta	562	928	628	1037	783	1293	28,12	46,44	74,57	31,40	51,86	83,26	39,15	64,66	103,81
Guarapari	Guarapari	-	179	-	195	-	233	-	8,95	8,95	-	9,77	9,77	-	11,63	11,63
Rio Calçado	Guarapari	-	25	-	27	-	33	-	1,26	1,26	-	1,37	1,37	-	1,63	1,63
Todos os Santos	Guarapari	28	880	31	961	37	1144	1,41	44,02	45,43	1,54	48,03	49,57	1,83	57,19	59,02
Iconha	Iconha	-	24	-	25	-	28	-	1,21	1,21	-	1,27	1,27	-	1,38	1,38
Total		8420	12647	8666	13341	9217	14945	592,8	632,4	1225,2	607,7	667,1	1274,8	640,7	747,3	1387,9

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Figura 20 – Relação entre as cargas produzidas de DBO_{5,20} nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 1, ano 2032.

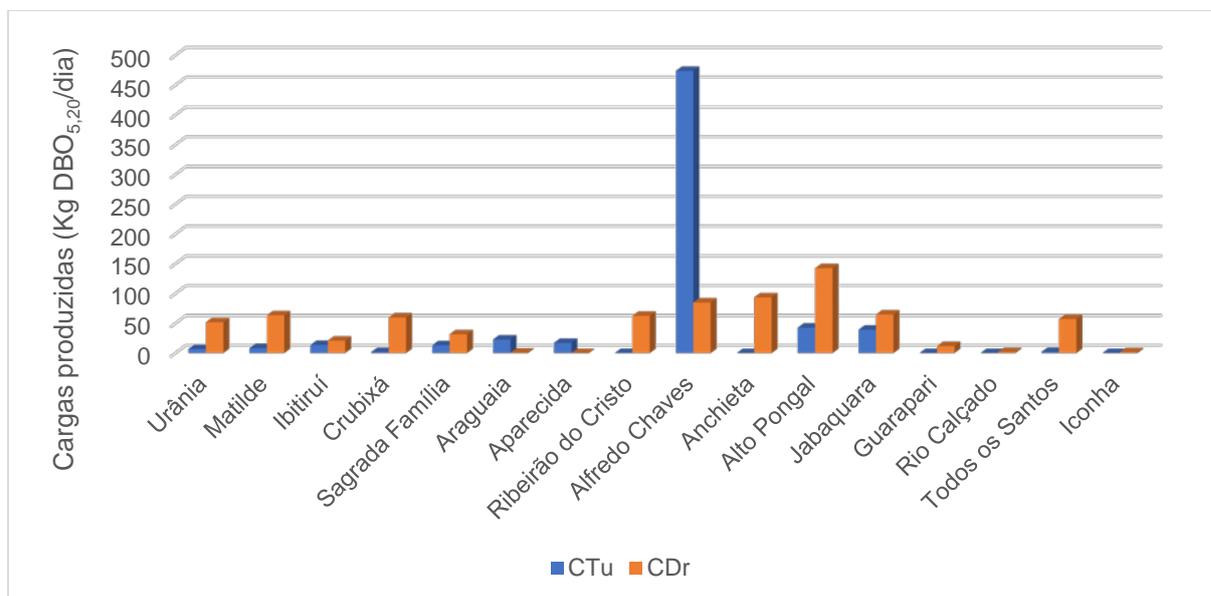


Tabela 27 – Cargas totais de $DBO_{5,20}$ produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle C, segundo os horizontes de tempo e Panorama 2 de tratamento de esgoto (Atual).

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg $DBO_{5,20}$ /dia)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	3,33	49,76	53,09	3,37	50,39	53,76	3,46	51,66	55,12
Matilde	Alfredo Chaves	161	1221	163	1236	167	1268	4,98	61,06	66,04	5,05	61,82	66,87	5,17	63,39	68,56
Ibitiruí	Alfredo Chaves	259	399	263	404	269	414	8,04	19,94	27,98	8,15	20,19	28,33	8,35	20,70	29,05
Crubixá	Alfredo Chaves	33	1151	33	1165	34	1195	0,81	57,55	58,36	0,82	58,27	59,09	0,85	59,74	60,59
Sagrada Família	Alfredo Chaves	250	607	253	614	260	630	6,26	30,33	36,58	6,34	30,71	37,04	6,50	31,48	37,98
Araguaia	Marechal Floriano	229	10	248	11	290	13	17,96	0,50	18,46	19,43	0,54	19,97	22,72	0,64	23,36
Aparecida	Alfredo Chaves	329	-	333	-	341	-	12,33	-	12,33	12,48	-	12,48	12,80	-	12,80
Ribeirão do Cristo	Alfredo Chaves	4	1204	4	1219	4	1250	0,20	60,19	60,40	0,21	60,95	61,16	0,21	62,49	62,70
Alfredo Chaves	Alfredo Chaves	5820	1635	5893	1656	6042	1698	367,21	81,77	448,98	371,82	82,79	454,62	381,22	84,89	466,11
Anchieta	Anchieta	-	1342	-	1498	-	1868	-	67,10	67,10	-	74,92	74,92	-	93,41	93,41
Alto Pongal	Anchieta	611	2045	683	2284	851	2847	30,57	102,28	132,86	34,14	114,21	148,35	42,56	142,39	184,95
Jabaquara	Anchieta	562	928	628	1037	783	1293	28,12	46,44	74,57	31,40	51,86	83,26	39,15	64,66	103,81
Guarapari	Guarapari	-	179	-	195	-	233	-	8,95	8,95	-	9,77	9,77	-	11,63	11,63
Rio Calçado	Guarapari	-	25	-	27	-	33	-	1,26	1,26	-	1,37	1,37	-	1,63	1,63
Todos os Santos	Guarapari	28	880	31	961	37	1144	1,41	44,02	45,43	1,54	48,03	49,57	1,83	57,19	59,02
Iconha	Iconha	-	24	-	25	-	28	-	1,21	1,21	-	1,27	1,27	-	1,38	1,38
Total		8420	12647	8666	13341	9217	14945	450,55	632,35	1082,90	460,47	667,08	1127,55	482,10	747,26	1229,36

Notas: CDr: carga direta de $DBO_{5,20}$ referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de $DBO_{5,20}$ no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Figura 21 – Relação entre as cargas produzidas de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 2, ano 2032.

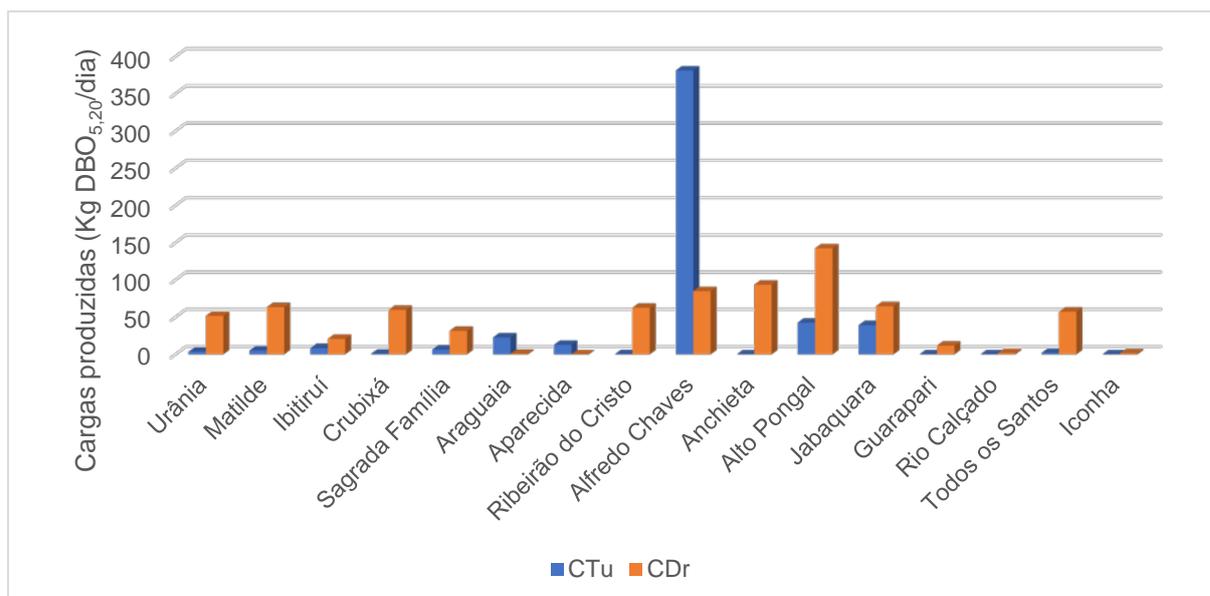
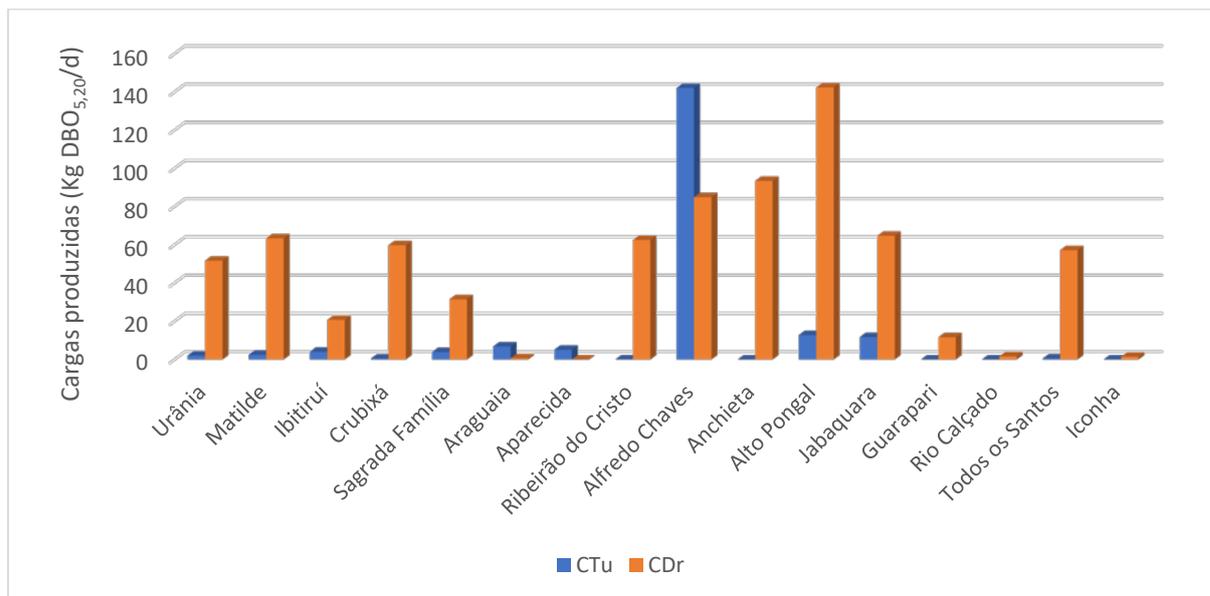


Tabela 28 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle C, segundo os horizontes de tempo e Panorama 3 de tratamento de esgoto (70%).

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg DBO _{5,20} /dia)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	2,00	49,76	51,76	2,02	50,39	52,41	2,08	51,66	53,74
Matilde	Alfredo Chaves	161	1221	163	1236	167	1268	2,41	61,06	63,47	2,44	61,82	64,27	2,50	63,39	65,89
Ibitiruí	Alfredo Chaves	259	399	263	404	269	414	3,89	19,94	23,83	3,94	20,19	24,13	4,04	20,70	24,74
Crubixá	Alfredo Chaves	33	1151	33	1165	34	1195	0,49	57,55	58,04	0,49	58,27	58,76	0,51	59,74	60,25
Sagrada Família	Alfredo Chaves	250	607	253	614	260	630	3,76	30,33	34,08	3,80	30,71	34,51	3,90	31,48	35,38
Araguaia	Marechal Floriano	229	10	248	11	290	13	5,39	0,50	5,89	5,83	0,54	6,37	6,82	0,64	7,45
Aparecida	Alfredo Chaves	329	-	333	-	341	-	4,93	-	4,93	4,99	-	4,99	5,12	-	5,12
Ribeirão do Cristo	Alfredo Chaves	4	1204	4	1219	4	1250	0,06	60,19	60,25	0,06	60,95	61,01	0,06	62,49	62,55
Alfredo Chaves	Alfredo Chaves	5820	1635	5893	1656	6042	1698	136,88	81,77	218,65	138,60	82,79	221,40	142,11	84,89	226,99
Anchieta	Anchieta	-	1342	-	1498	-	1868	-	67,10	67,10	-	74,92	74,92	-	93,41	93,41
Alto Pongal	Anchieta	611	2045	683	2284	851	2847	9,17	102,28	111,45	10,24	114,21	124,45	12,77	142,39	155,16
Jabaquara	Anchieta	562	928	628	1037	783	1293	8,44	46,44	54,88	9,42	51,86	61,28	11,75	64,66	76,40
Guarapari	Guarapari	-	179	-	195	-	233	-	8,95	8,95	-	9,77	9,77	-	11,63	11,63
Rio Calçado	Guarapari	-	25	-	27	-	33	-	1,26	1,26	-	1,37	1,37	-	1,63	1,63
Todos os Santos	Guarapari	28	880	31	961	37	1144	0,42	44,02	44,44	0,46	48,03	48,49	0,55	57,19	57,74
Iconha	Iconha	-	24	-	25	-	28	-	1,21	1,21	-	1,27	1,27	-	1,38	1,38
Total		8420	12647	8666	13341	9217	14945	177,84	632,35	810,19	182,31	667,08	849,39	192,20	747,26	939,46

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Figura 22 – Relação entre as cargas produzidas de DBO_{5,20} nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 3, ano 2032.



As Figuras 23 a 25 ilustram o percentual da população dos distritos e suas respectivas contribuições percentuais de carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ referentes à seção de controle C e ao ano de 2032, considerando os Panoramas 1, 2 e 3 de tratamento de esgoto, respectivamente.

Como pode ser observado nas referidas figuras, a sede municipal de Alfredo Chaves é a maior contribuinte em termos de carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ na bacia hidrográfica do rio Benevente, sendo responsável por cerca de 40%, 38% e 24% da carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ produzida na bacia segundo os Panoramas 1, 2 e 3, respectivamente. É relevante observar que a sede do município apresenta a maior população da bacia, contingente que deverá representar 32% dos 24.162 habitantes estimados para o ano de 2032. As cargas totais de $\text{DBO}_{5,20}$ estimadas para a bacia no ano 2032, segundo os diferentes panoramas, foram aproximadamente 1388 Kg. $\text{DBO}_{5,20}$ /dia (Panorama 1), 1229 Kg. $\text{DBO}_{5,20}$ /dia (Panorama 2) e 939 Kg. $\text{DBO}_{5,20}$ /dia (Panorama 3).

Na sequência, o distrito de Alto Pongal contribui com aproximadamente 13% da carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ referente ao Panorama 1. Jabaquara, por sua vez, é responsável por cerca de 8% e Anchieta 7% da carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ produzida, no mesmo panorama. Entretanto, diferentemente de Alfredo Chaves, a participação destes distritos na carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ produzida na bacia aumenta à medida que o tratamento de esgoto é implementado (Panorama 2 e 3), por apresentarem as maiores populações rurais da bacia, para os quais não foi proposto tratamento do esgoto doméstico. Situação semelhante ocorre em outros distritos da bacia.

Os distritos de Urânia, Matilde, Crubixá, Ribeirão do Cristo e Todos os Santos apresentam percentuais de contribuição de carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ no Panorama 1 que variam entre 4,22 e 5,27%. Juntos, esses distritos contribuem com aproximadamente 23% da carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ produzida pela bacia no Panorama 1, para contingente que representa em torno de 26% da população da bacia.

Agrupados, os distritos de Ibitiruí, Sagrada Família, Araguaia, Aparecida, Guarapari, Rio Calçado e Iconha contribuem com 89,23 Kg. $\text{DBO}_{5,20}$ /dia, quando avaliados os resultados associados ao Panorama 1, representando apenas 10% da carga total de $\text{DBO}_{5,20}$ produzida na bacia. Esses distritos apresentam cerca de 10% da população estimada para o ano de 2032.

Figura 23 – Percentual da população e da carga total de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 1, ano 2032.

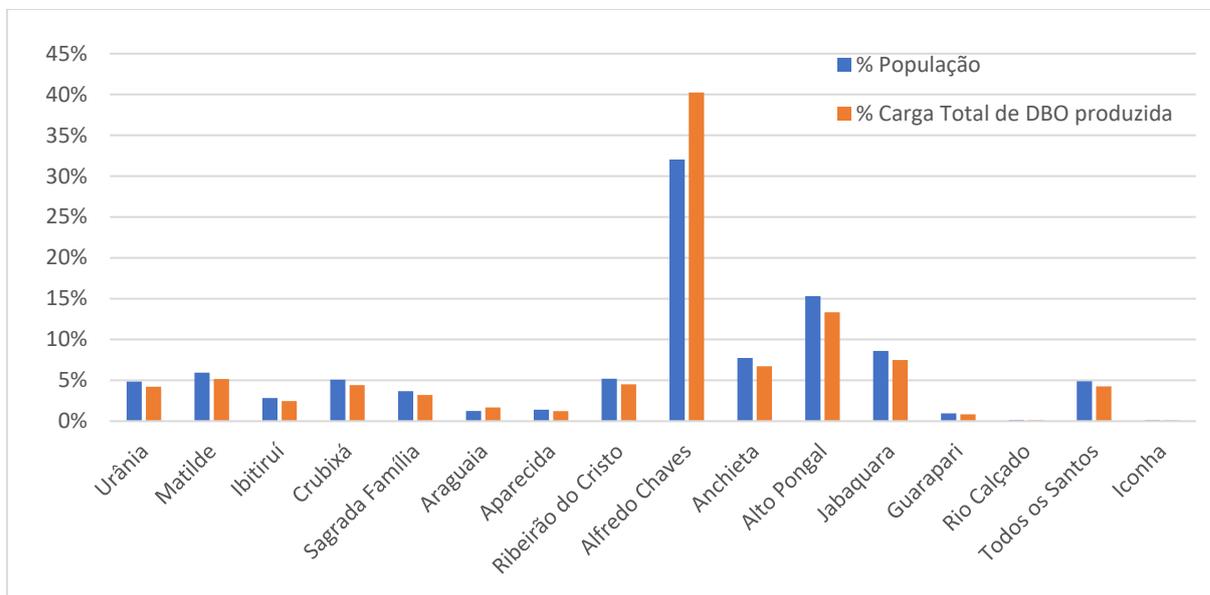


Figura 24 – Percentual da população e da carga total de $DBO_{5,20}$ nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 2, ano 2032.

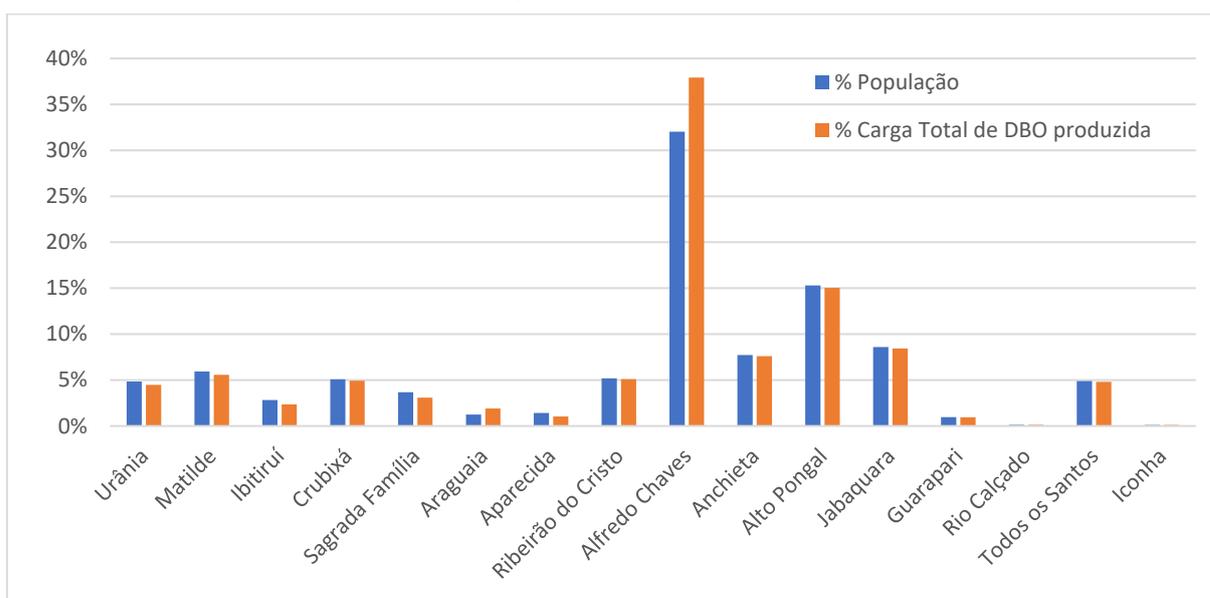
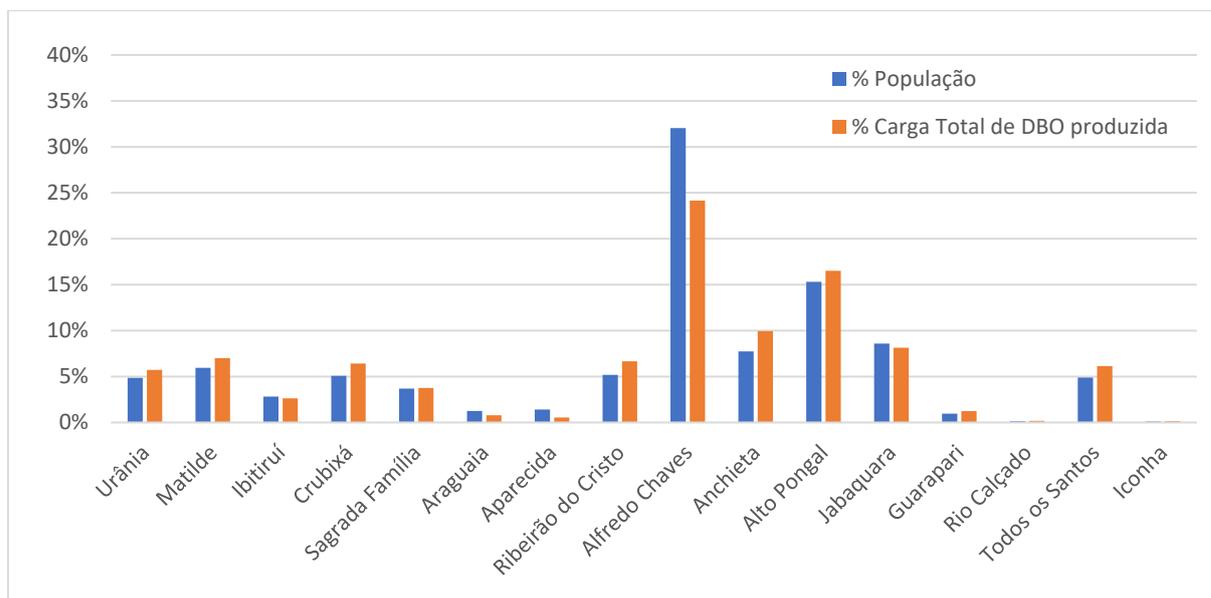


Figura 25 – Percentual da população e da carga total de DBO_{5,20} nos distritos da bacia hidrográfica do rio Benevente – resultados referentes à seção de controle C, Panorama 3, ano 2032.



6.3 AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO BENEVENTE

A partir da aplicação do modelo matemático de qualidade da água QUAL-UFMG e considerando-se o esgotamento sanitário como a única fonte poluidora, estimou-se a capacidade de autodepuração do rio Benevente. Esta avaliação considerou os diferentes panoramas de tratamento de esgoto, horizontes de tempo e seções de controle estabelecidas.

A Tabela 29 apresenta as concentrações de DBO_{5,20} obtidas nas diferentes seções de controle, segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto, horizontes de tempo e condições de abatimento de cargas orgânicas assumidas. As Figuras 26 a 37 apresentam os perfis de concentração de DBO_{5,20} modelados ao longo do trecho de drenagem do rio Benevente e seus tributários (rio Santa Maria, ribeirão São Joaquim, rio Caco do Pote, rio Pongal e rio Batatal), considerando-se os cenários constituídos na modelagem para o ano de 2032.

Cabe destacar que, nas simulações, a Condição 1 (C1) não considera o fenômeno de autodepuração. Assim, não foram consideradas a remoção de DBO_{5,20} do meio líquido em função da decomposição e da sedimentação (K_d e K_s nulos). A Condição 2 (C2), por sua vez, incorporou os efeitos da autodepuração (K_d e K_s estimados).

Ainda que não apresentados os perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ considerando a projeção populacional para os anos de 2017 e 2022, os perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ estabelecidos para os trechos simulados (Figuras 26 a 37) não apresentaram diferenças significativas para o rio Benevente, rio Santa Maria, ribeirão São Joaquim e rio Caco do Pote, quando avaliados os distintos horizontes de tempo (2017, 2022 e 2032) para um mesmo panorama de tratamento de esgoto. O eventual crescimento populacional apenas influenciaria graficamente o perfil de concentração de $DBO_{5,20}$ dos rios Pongal e Batatal.

A partir da simples inspeção das Figuras 26 e 27 é possível observar que não existem diferenças significativas nas concentrações de $DBO_{5,20}$ até o quilômetro 41 do rio Benevente, independentemente do panorama de tratamento de esgoto assumido no ano de 2032 e da incorporação dos efeitos da autodepuração. Mesmo com o aporte de esgoto sanitário dos distritos de Urânia e Matilde, o trecho onde está situada a seção de controle A apresentou concentração de DBO em torno de 3 mg/L, conforme apresentado na Tabela 29.

Todavia, nos trechos seguintes do rio Benevente as alterações nos perfis de DBO associados aos diferentes panoramas e condições de abatimento de cargas orgânicas foram mais evidentes. Dentre as principais alterações se destacam : a) diluição provocada pela vazão do rio Santa Maria (quilômetro 37,5), que reduziu a concentração de DBO; b) lançamento de carga orgânica pela sede municipal de Alfredo Chaves (quilômetro 50,5) que produziu a maior variação nos perfis de DBO em todo o trecho do rio Benevente, e; c) introdução da carga orgânica do distrito de Jabaquara (quilômetro 64,5), mais próximo à seção de controle C.

Nesse sentido, as concentrações de DBO simuladas com e sem autodepuração apresentaram variações expressivas, quando considerados os resultados associados às seções de controle B e C, aos distintos panoramas de tratamento de esgoto e horizontes de análise. Conforme Tabela 29, a concentração média de DBO nas seções de controle B e C, quando não considerada a autodepuração, conservaram-se próximas de 4mg/L para disposição final de esgoto bruto (Panorama 1) e em torno de 3mg/L quando esgoto for tratado com 70% de eficiência na remoção de DBO (Panorama 3). Da mesma forma, quando incorporada a autodepuração as concentrações de DBO permaneceram próximas a 3mg/L no Panorama 1 e abaixo de

3mg/L no Panorama 3. As maiores concentrações de DBO no rio foram 4,11mg/L (Condição 1) e de 3,67 mg/L (Condição 2), resultados associados ao ano 2032 e Panorama 1.

Tabela 29 – Valores de concentração de DBO_{5,20} simulados para as seções de controle estudadas, considerando os diferentes cenários de simulação.

Seção de controle	Panorama	Autodepuração Nula			Autodepuração Considerada		
		Concentração DBO _{5,20} (mg/L)			Concentração DBO _{5,20} (mg/L)		
		2017	2022	2032	2017	2022	2032
Seção A	Panorama 1	3,115	3,117	3,120	2,955	2,956	2,959
	Panorama 2	3,065	3,066	3,067	2,906	2,907	2,909
	Panorama 3	3,034	3,035	3,035	2,876	2,877	2,878
Seção B	Panorama 1	3,933	3,947	3,976	3,450	3,464	3,491
	Panorama 2	3,693	3,703	3,726	3,220	3,231	3,252
	Panorama 3	3,156	3,160	3,168	2,696	2,700	2,708
Seção C	Panorama 1	3,916	3,936	3,980	3,297	3,314	3,352
	Panorama 2	3,694	3,707	3,734	3,101	3,112	3,136
	Panorama 3	3,285	3,291	3,304	2,728	2,733	2,744

Figura 26 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Benevente segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.

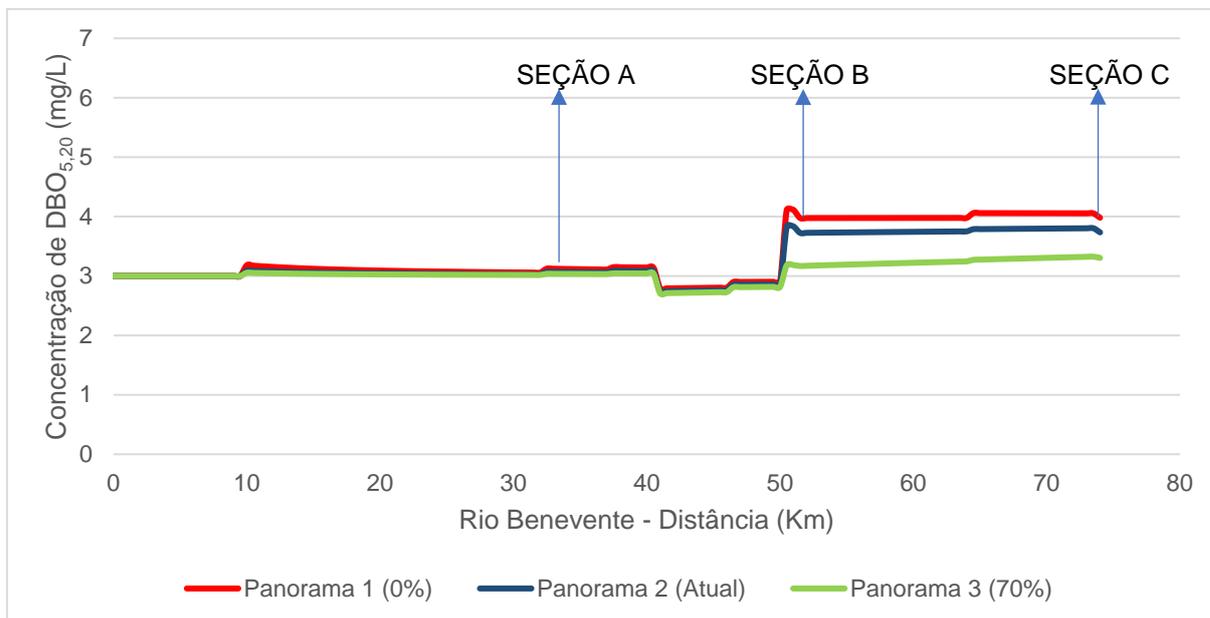


Figura 27 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Benevente segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.

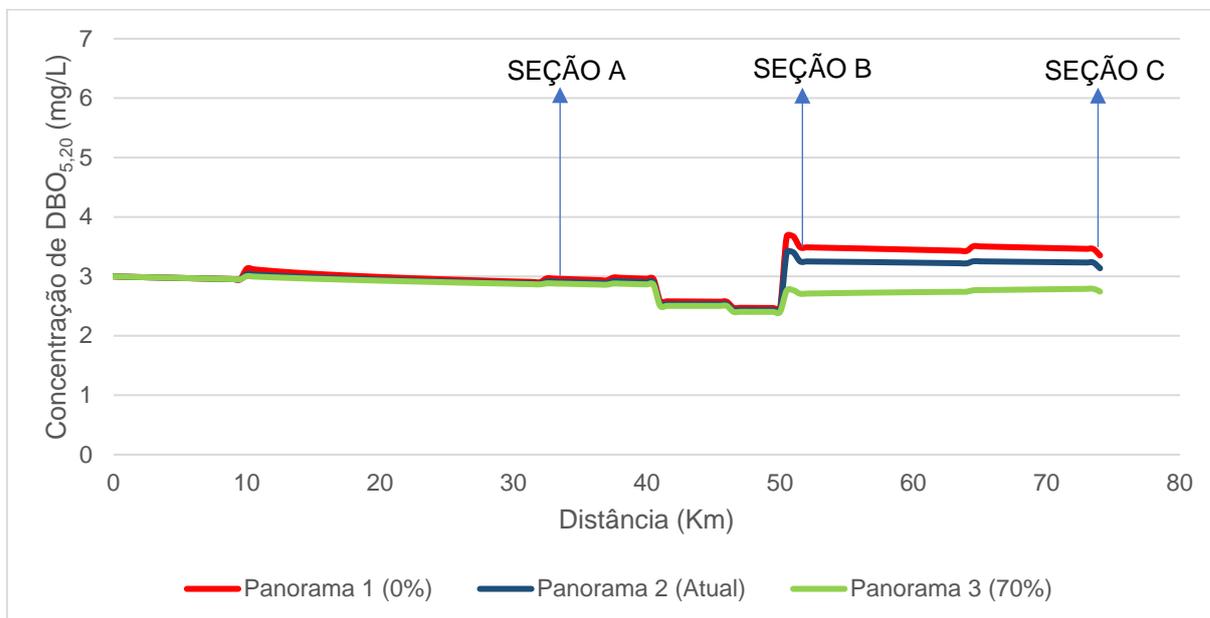


Figura 28 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Santa Maria segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.

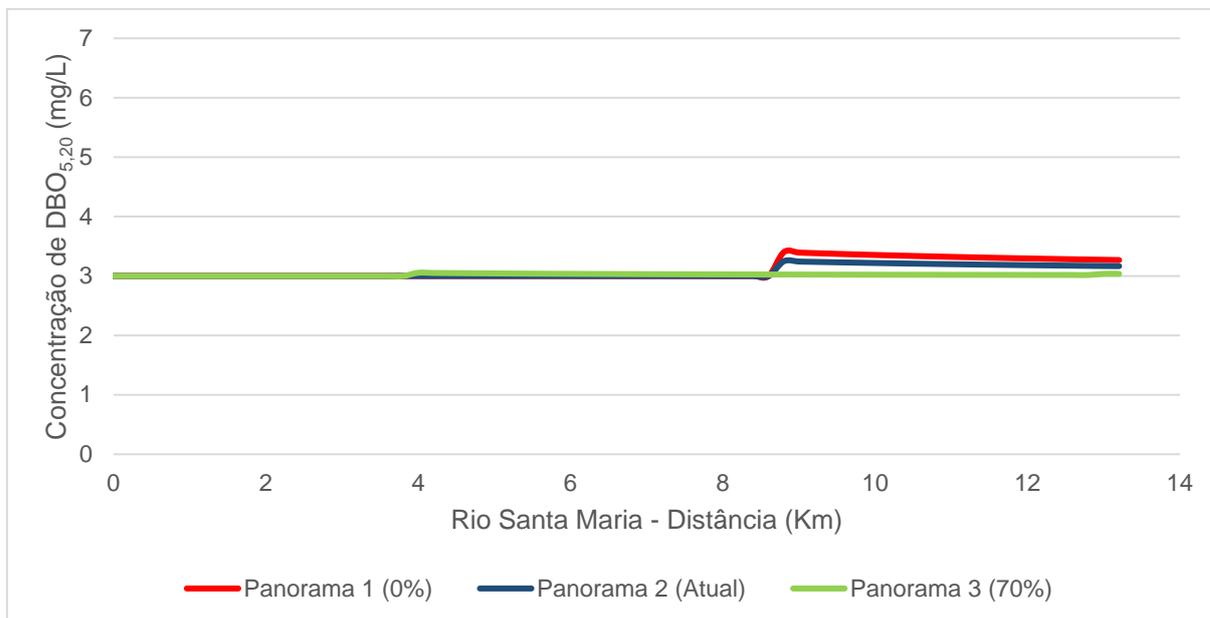


Figura 29 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Santa Maria segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.

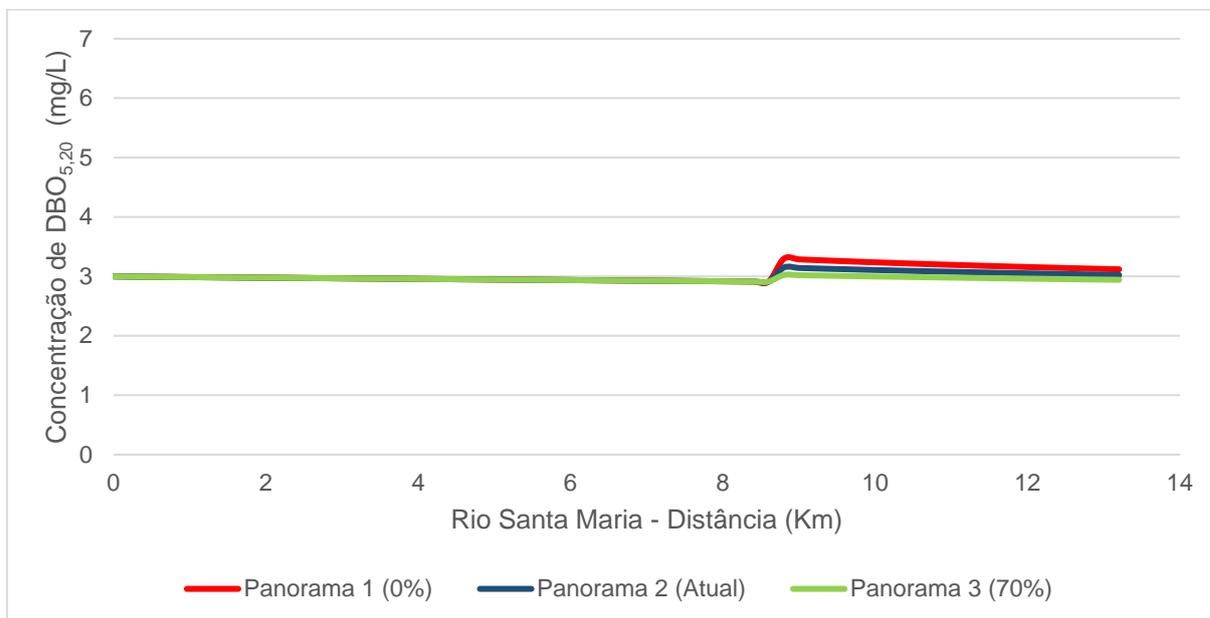


Figura 30 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o ribeirão São Joaquim segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.

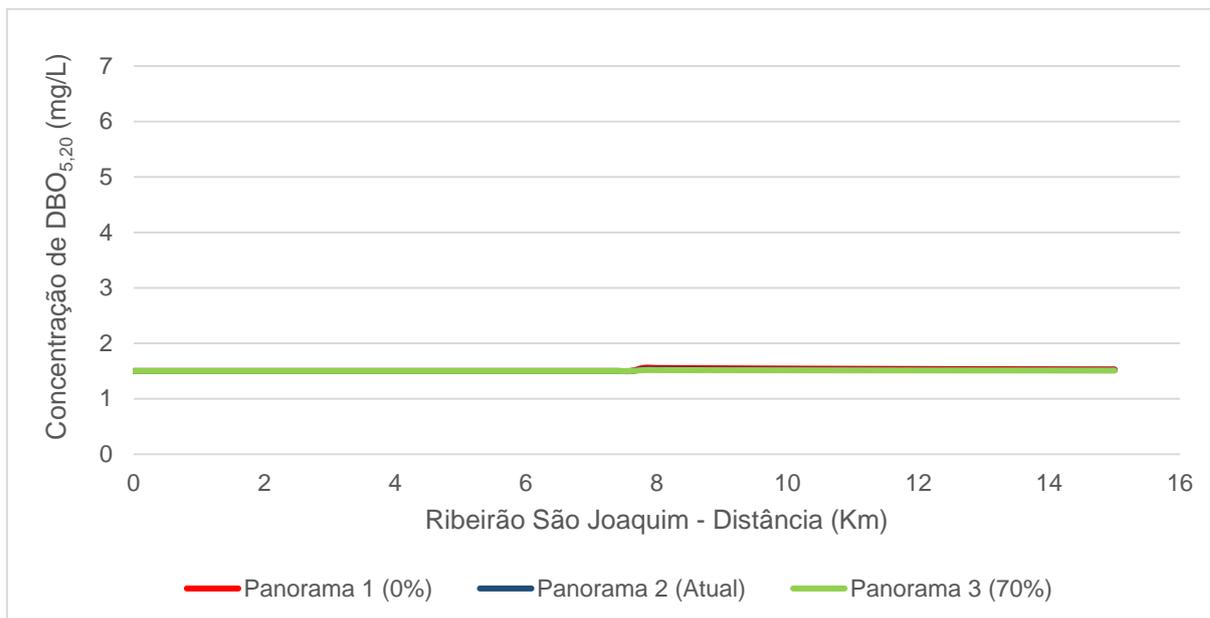


Figura 31 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o ribeirão São Joaquim segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.

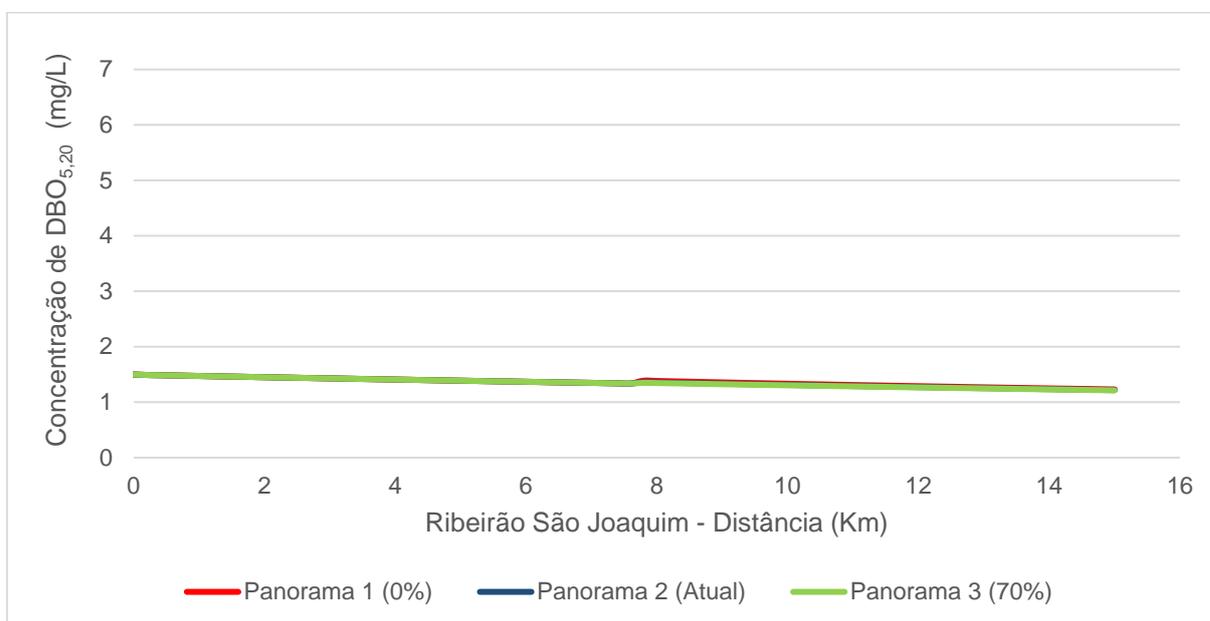


Figura 32 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Batatal segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.

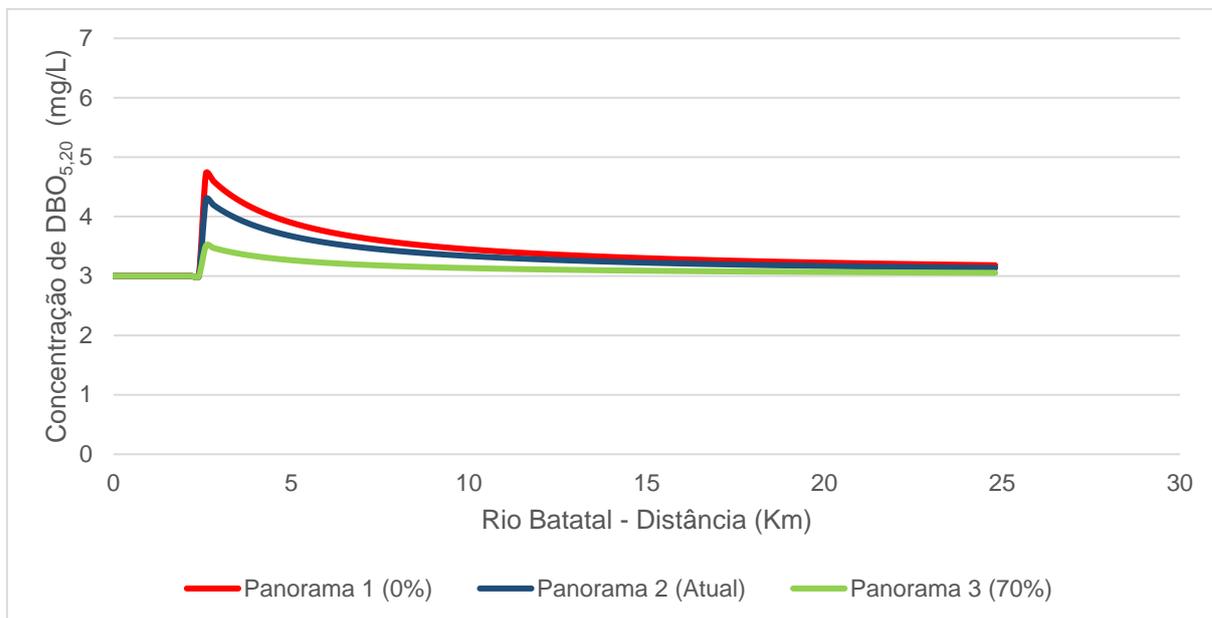


Figura 33 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Batatal segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.

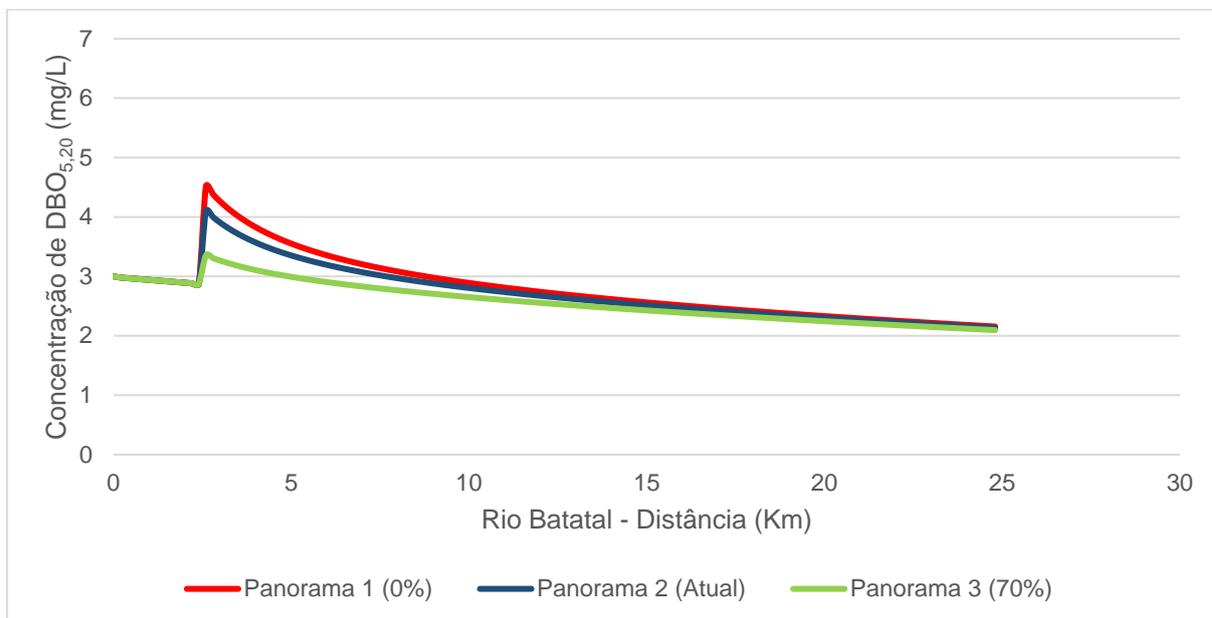


Figura 34 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Caco do Pote segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.

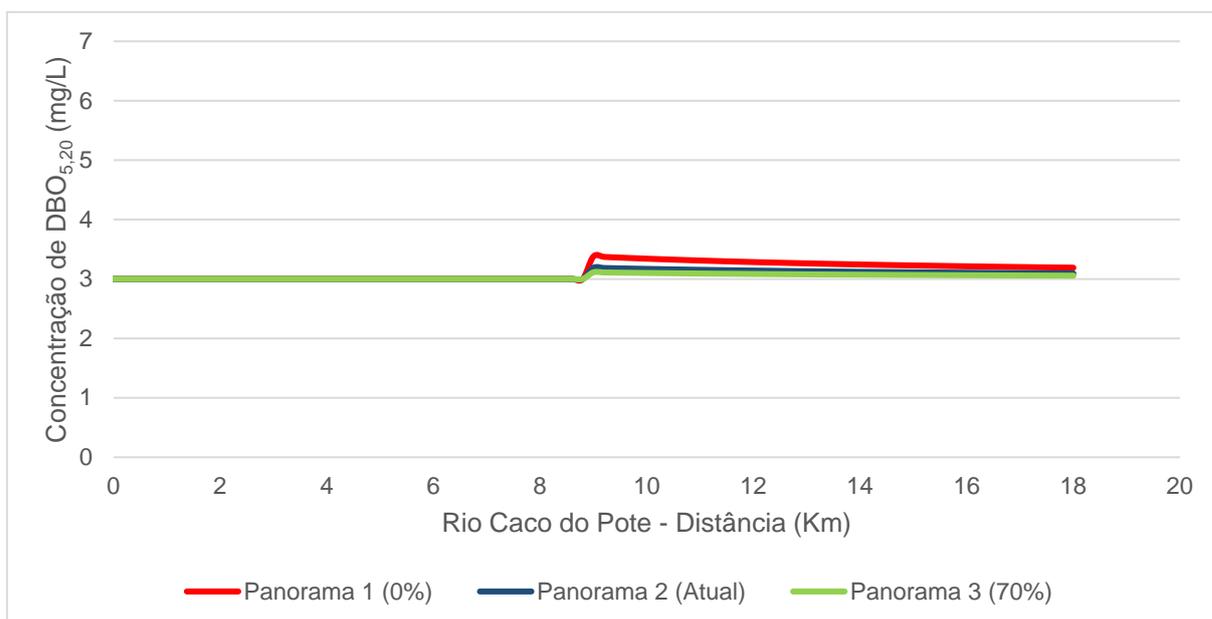


Figura 35 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Caco do Pote segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.

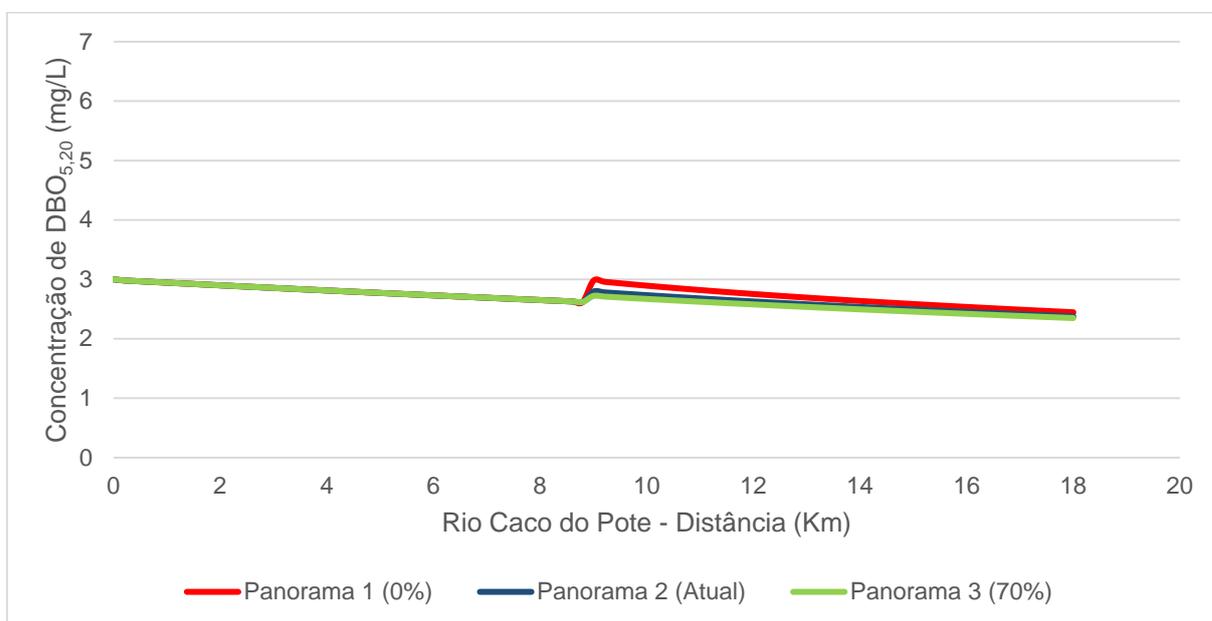


Figura 36 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio Pongal segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, sem considerar a autodepuração.

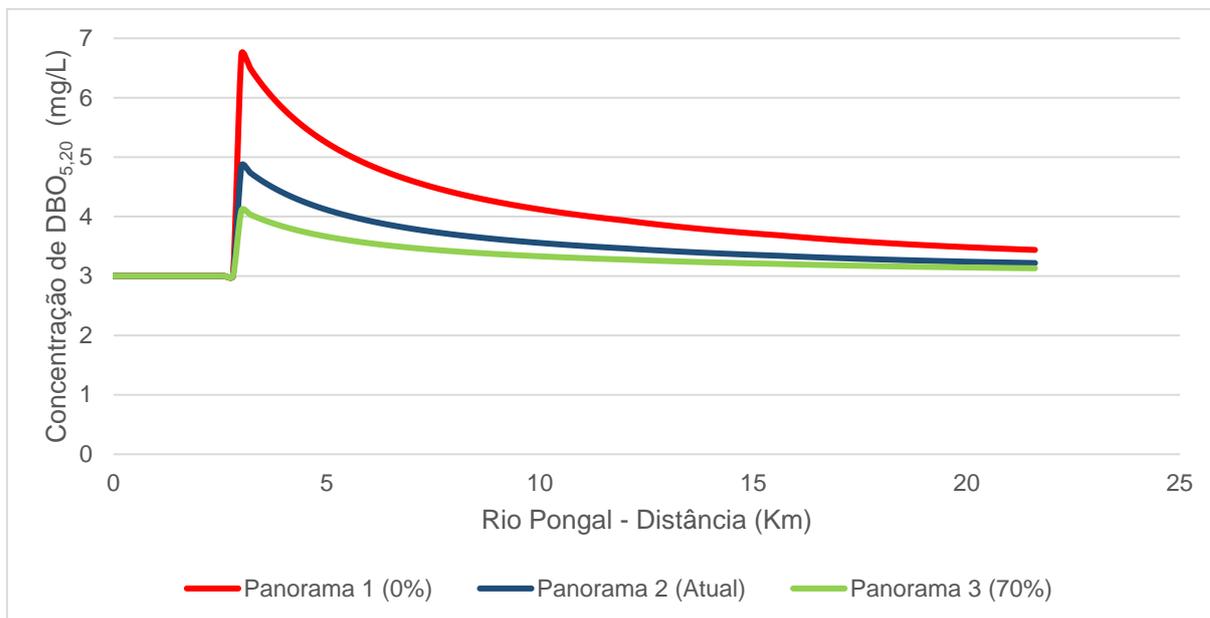
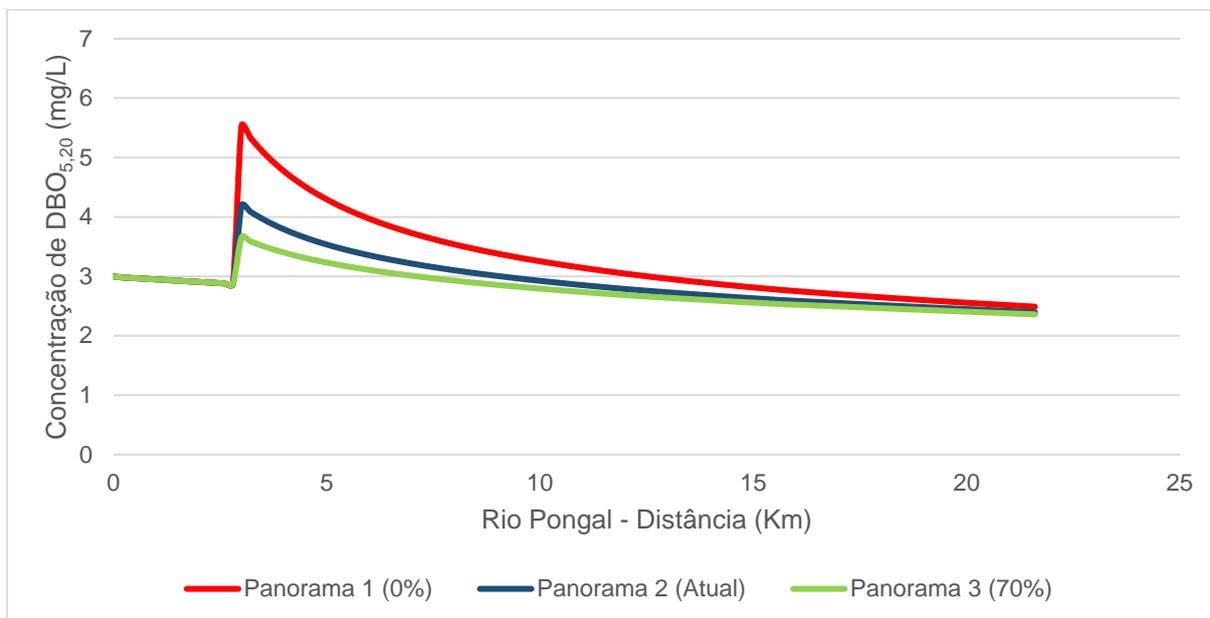


Figura 37 – Perfis de concentração de $DBO_{5,20}$ simulados para o rio segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e ano 2032, considerando a autodepuração.



Quando avaliados os perfis de concentração de DBO dos tributários, apenas os rios Batatal e Pongal apresentaram variações expressivas, quando avaliados os diferentes panoramas de tratamento de esgoto, condições de abatimento de cargas orgânicas e para o ano 2032. Essas variações são resultado da introdução das cargas orgânicas dos distritos de Aparecida e Alto Pongal.

As maiores concentrações de DBO entre todos os trechos simulados foram registradas no rio Pongal (Figuras 36 e 37), que apresentou para o Panorama 1 valores próximos a 7mg/L e 6mg/L, nas condições 1 e 2, respectivamente. Esse resultado está associado a baixa vazão disponível para a diluição dos esgotos, uma vez que o ponto de lançamento está localizado próximo à nascente do rio e, conseqüentemente, numa porção do curso d'água com baixa capacidade de diluição. Situação semelhante pode ser observada nos perfis de concentração associados ao rio Batatal (Figuras 32 e 33).

Os perfis de concentração dos tributários rio Santa Maria, rio Caco do Pote e ribeirão São Joaquim apresentaram pequenas variações ao longo de seus cursos, em virtude do lançamento das cargas orgânicas relativamente baixas produzidas pelos distritos de Ibitiruí, Crubixá e Sagrada Família. Todavia, é possível observar claramente a influência da diluição e autodepuração na redução da concentração de DBO ao longo dos trechos objetos de simulação.

A partir dos perfis de vazão e concentração de DBO estabelecidos pela modelagem com o modelo QUAL-UFMG, foram apropriadas as cargas totais (Condição 1) e as cargas remanescentes (Condição 2) de DBO nas diferentes seções de controle.

Assim, foi possível estimar a redução da carga de $DBO_{5,20}$ em função do fenômeno de autodepuração, redução representada na Tabela 30 como cargas assimiladas. Os percentuais de redução da carga total de $DBO_{5,20}$ em função da autodepuração, por sua vez, são apresentados na Tabela 31. As cargas totais e remanescentes de $DBO_{5,20}$ nas seções de controle A, B e C permaneceram praticamente constantes, independentemente do período avaliado para um mesmo panorama de tratamento de esgoto, pois o incremento de carga de DBO em função do crescimento populacional projetado para os horizontes de análise foi inexpressivo. Neste contexto, as cargas assimiladas e percentuais de redução da carga total de $DBO_{5,20}$ permaneceram muito próximos para uma seção, a despeito do horizonte de análise considerado. Nota-se

também que a influência da autodepuração aumenta a partir da ampliação da cobertura do serviço de tratamento de esgoto.

Quando avaliados os resultados referentes à seção de controle A (resultados apresentados na Tabela 30), a autodepuração foi responsável pelo decaimento de 0,020 t.DBO_{5,20}/dia, o que representa um percentual médio de redução da carga total de DBO_{5,20} de 5,18%. Para a Seção B, a carga média assimilada foi de 0,219 t.DBO_{5,20}/dia que representa um percentual médio de 13,18% de redução da carga total de DBO em função do abatimento de carga orgânica em decorrência da autodepuração. Já para a Seção C, a autodepuração foi responsável pela assimilação de aproximadamente 0,310 t.DBO_{5,20}/dia, representando percentual médio de redução da carga total de 16,27%.

Vale ressaltar que os percentuais de redução da carga total de DBO_{5,20} em função da autodepuração, para as diferentes seções, considerados os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e horizontes de tempo avaliados, são afetados pela localização das seções de controle no rio Benevente, que em maior parte, situam-se próximas a consideráveis aportes de carga orgânica oriunda do lançamento de esgoto doméstico.

Tabela 30 – Carga total, remanescente e assimilada de DBO_{5,20} para as seções de controle, considerados os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e horizontes de tempo avaliados.

Panorama	Tipo de carga DBO _{5,20}	Carga de DBO _{5,20} (t.DBO _{5,20} /dia)								
		Seção A			Seção B			Seção C		
		2017	2022	2032	2017	2022	2032	2017	2022	2032
Panorama 1	Cargas Totais (Condição 1)	0,395	0,395	0,395	1,821	1,828	1,841	2,052	2,063	2,086
	Cargas Remanescentes (Condição 2)	0,374	0,375	0,375	1,598	1,604	1,617	1,728	1,737	1,757
	Cargas Assimiladas	0,020	0,020	0,020	0,224	0,224	0,224	0,325	0,326	0,329
Panorama 2	Cargas Totais (Condição 1)	0,388	0,388	0,389	1,710	1,715	1,725	1,936	1,943	1,957
	Cargas Remanescentes (Condição 2)	0,368	0,368	0,369	1,491	1,496	1,506	1,625	1,631	1,643
	Cargas Assimiladas	0,020	0,020	0,020	0,219	0,219	0,219	0,311	0,312	0,313
Panorama 3	Cargas Totais (Condição 1)	0,384	0,384	0,385	1,461	1,463	1,467	1,722	1,725	1,732
	Cargas Remanescentes (Condição 2)	0,364	0,364	0,365	1,249	1,250	1,254	1,430	1,432	1,438
	Cargas Assimiladas	0,020	0,020	0,020	0,213	0,213	0,213	0,292	0,293	0,294

Notas: Condição 1 – Condição de disposição de efluentes que não considera o processo autodepuração; Condição 2 – Condição de disposição de efluentes que incorpora o processo de autodepuração.

Tabela 31 – Percentual de redução da carga total de $DBO_{5,20}$ em função da autodepuração, para as diferentes seções, considerados os diferentes panoramas de tratamento de esgoto e horizontes de tempo avaliados.

Panorama	Seção A			Seção B			Seção C		
	2017	2022	2032	2017	2022	2032	2017	2022	2032
Panorama 1	5,16%	5,16%	5,16%	12,29%	12,26%	12,19%	15,81%	15,80%	15,79%
Panorama 2	5,18%	5,18%	5,18%	12,80%	12,77%	12,71%	16,05%	16,04%	16,02%
Panorama 3	5,20%	5,20%	5,20%	14,56%	14,55%	14,52%	16,97%	16,96%	16,95%

6.4 FREQUÊNCIA DE ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE QUALIDADE RELATIVOS AO PARÂMETRO $DBO_{5,20}$

A partir da construção das curvas de permanência de vazões regionalizadas entre Q_{50R} e Q_{95R} foi possível estabelecer, para as seções de controle A, B e C, as curvas de permanência de qualidade para os rios de água doce classes 1, 2 e 3. As curvas foram estabelecidas a partir do produto das vazões regionalizadas pelas concentrações de DBO estabelecidas como padrões de qualidade para as águas doce classes 1, 2 e 3 (3, 5 e 10 mg/L, respectivamente). As curvas de permanência de qualidade representam as máximas cargas de $DBO_{5,20}$, necessárias ao atendimento dos padrões estabelecidos pelas classes de enquadramento.

As frequências de atendimento dos padrões de qualidade relativos ao parâmetro $DBO_{5,20}$, em função das diferentes classes de qualidade de água doce estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005, foram obtidas por meio da intercessão das cargas totais (Condição 1) e remanescentes (Condição 2) de $DBO_{5,20}$, com as referidas curvas de permanência de qualidade. Essas frequências permitiram estimar o percentual de tempo em que os padrões de DBO se mantiveram compatíveis com os padrões de qualidade fixados para as classes 1, 2 e 3 de enquadramento.

Nas Figuras 38 a 43 estão representadas as cargas totais (Condição 1) e remanescentes (Condição 2) de $DBO_{5,20}$, em conjunto com as curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$ referentes às diferentes seções de controle (A, B e C) e a projeção para o ano de 2032, segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto. As curvas de permanência de qualidade referentes às projeções de 2017 e 2022 construídas para as Seções A, B e C estão reunidas nos APÊNDICES III, IV e V, respectivamente.

Ao se avaliar as cargas de $DBO_{5,20}$ referentes aos diferentes panoramas de tratamento de esgoto, independentemente da condição de abatimento de carga orgânica pela autodepuração, a Seção A (Figuras 38 e 39) atende às condições de qualidade em mais de 95% do tempo, nas três classes de enquadramento consideradas no presente estudo. Vale ressaltar que a Seção A, ainda que localizada na porção superior da bacia, sofre influência de lançamentos de esgoto doméstico de apenas 2 (dois) distritos, que estão entre os que menos contribuem com carga orgânica da bacia.

Na seção de controle B, quando assumido o Panorama 1 e não considerada a autodepuração (Figura 40), o padrão definido pela Classe 1 foi atendido em aproximadamente 63% do tempo. Considerando-se as condições de disposição de efluentes referentes aos Panoramas 2 e 3 (remoções de $DBO_{5,20}$ na Condição atual e 70%, respectivamente), a seção de controle B apresentou condições de qualidade compatíveis com a Classe 1 durante, respectivamente, 68% e 78% do tempo. Observa-se, adicionalmente, que as retas referentes às cargas associadas aos distintos panoramas de disposição de efluentes não tocaram as curvas de qualidade correspondentes às Classes 2 e 3. Dessa forma, foram observadas permanências superiores a 95% do tempo nestas possíveis classes de enquadramento.

Quando considerado o abatimento de carga orgânica em decorrência do fenômeno de autodepuração (Condição 2) e considerando-se o Panorama 1 de tratamento de esgoto, a Seção B (Figura 40) apresenta condições de qualidade compatíveis com a Classe 1 em aproximadamente 72% do tempo e em mais de 95% do tempo com as Classes 2 e 3. Considerando o Panorama 2, a Seção B apresenta condições de qualidade compatíveis com a Classe 1 em torno de 77% do tempo e em mais de 95% com as Classes 2 e 3. No Panorama 3, a condição de qualidade estimada para o enquadramento é compatível em mais de 95% do tempo com as Classes 2 e 3 e em torno de 89% com a Classe 1.

A seção de controle C, quando considerada a condição de disposição de efluentes que não incorpora o processo de autodepuração (Condição 1), apresenta permanências inferiores a 78%, 83% e 91% do tempo na Classe 1 quando avaliados os resultados associados aos Panoramas 1, 2 e 3, respectivamente. Analisando-se as intercessões das cargas com as curvas correspondentes às Classes 2 e 3, observou-

se que a condição de qualidade foi atendida em mais de 95% do tempo, para ambas as classes consideradas.

Quando incorporado o processo de autodepuração (Condição 2), a Seção C atende à condição de qualidade da Classe 1 em torno de 90% do tempo quando analisado o Panorama 1 (disposição final do esgoto em seu estado bruto). Para as Classes 2 e 3, as permanências foram superiores a 95% do tempo, independentemente do panorama de tratamento efluente adotado.

Figura 38 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2032, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

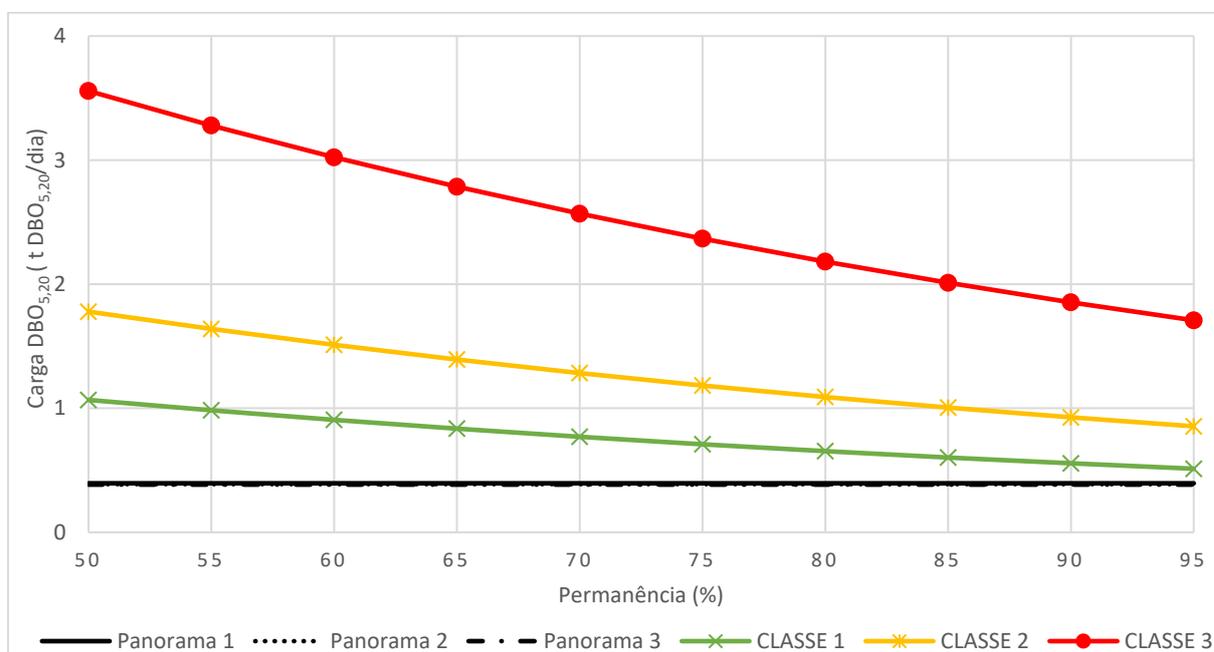


Figura 39 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2032, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).

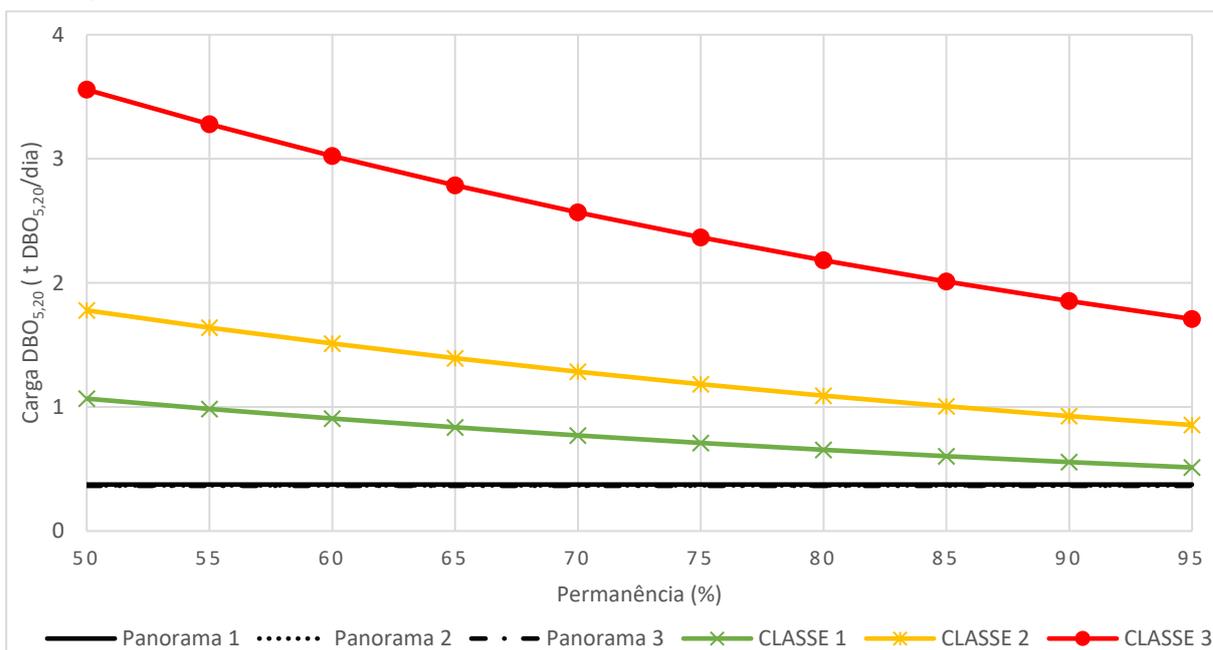


Figura 40 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2032, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

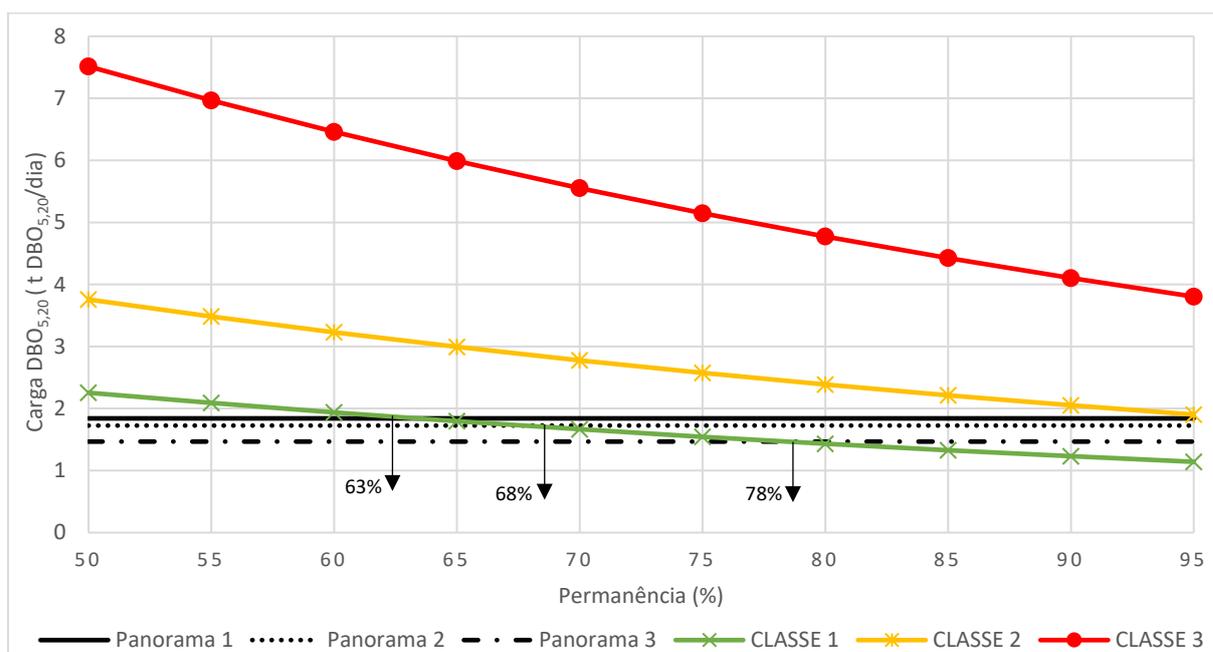


Figura 41 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2032, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).

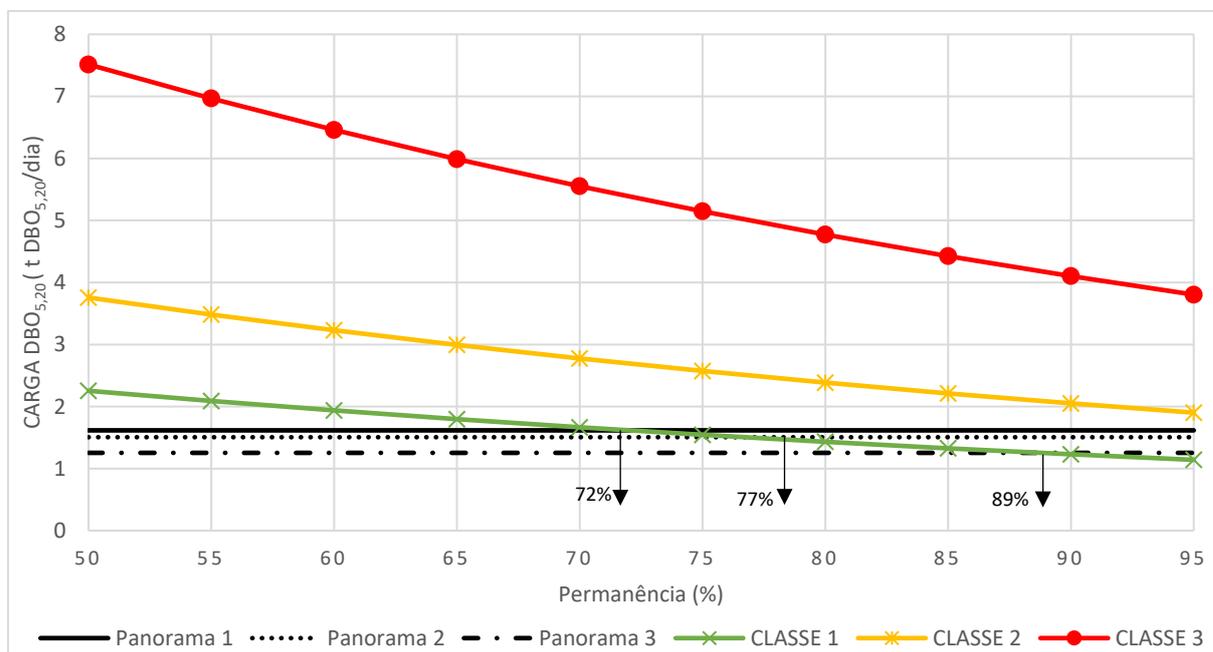


Figura 42 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2032, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

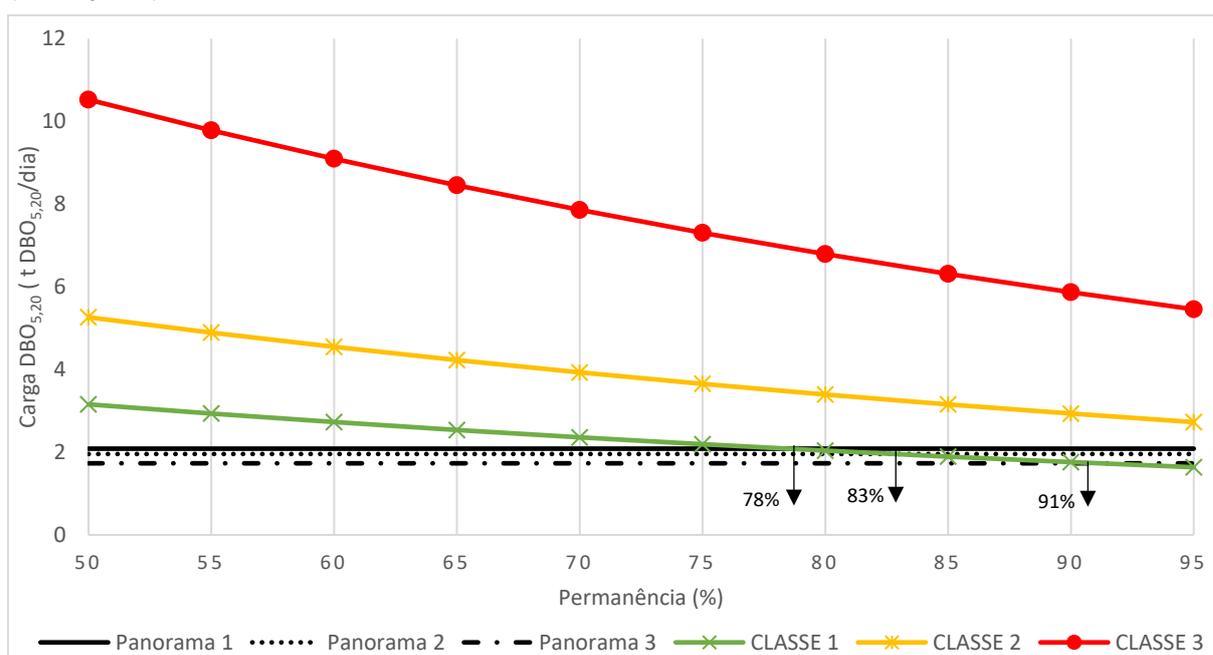
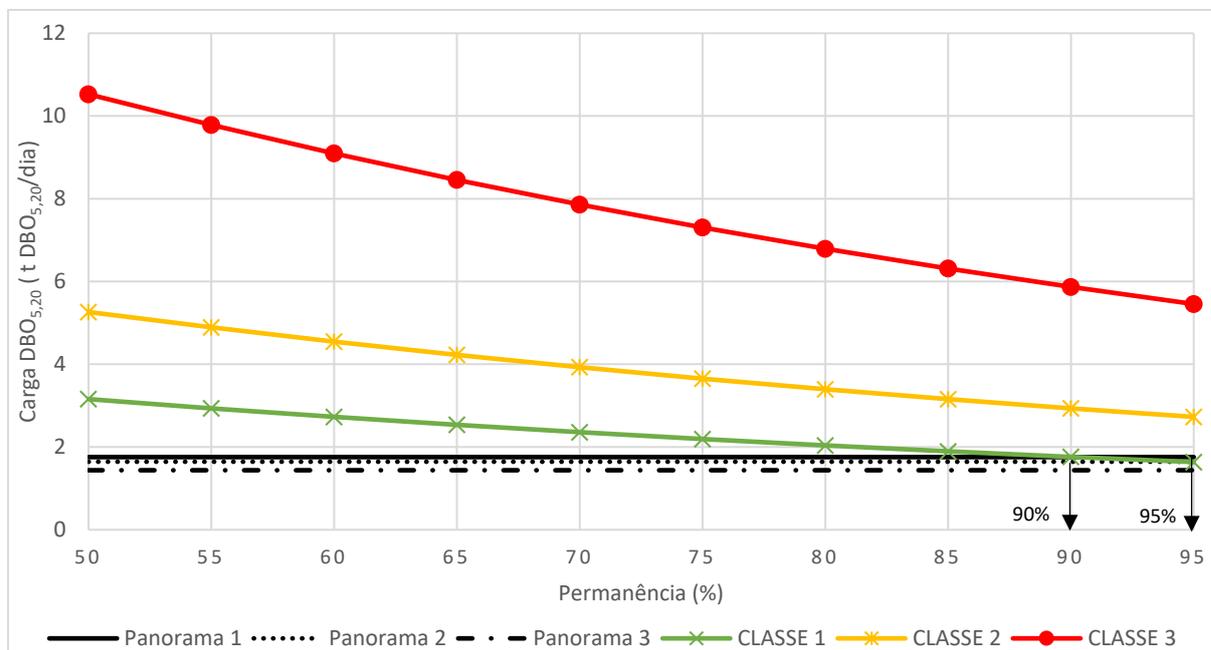


Figura 43 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2032, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).



De forma similar foram determinadas as permanências nas distintas classes de enquadramento para as diferentes seções de controle analisadas e projeções de crescimento populacional para os anos de 2017 e 2022. Estes resultados estão reunidos na Tabela 32. Vale ressaltar que se encontram destacadas na Tabela 32 as menores permanências nas classes de qualidade consideradas, segundo os distintos panoramas de tratamento de esgoto e seções de controle. Nas situações em que os percentuais de permanência se apresentaram maiores que o limite superior do intervalo de análise, a permanência foi representada por “>95%”, o que corresponde a permanências superiores a 95%.

Uma simples inspeção na Tabela 32 permite observar que o rio Benevente, independentemente da seção de controle analisada, da perspectiva de crescimento populacional e do tratamento de esgoto, atende as condições de qualidade relacionadas às Classes 2 e 3 em mais de 95% do tempo, mesmo quando não considerado o fenômeno de autodepuração. A seção de controle A atende aos critérios de qualidade em mais de 95% do tempo também para a Classe 1 de enquadramento, situação que não se repete nas seções B e C.

As menores permanências obtidas no rio Benevente para a Classe 1 foram registradas na Seção B, seção associada a maiores cargas orgânicas e menor disponibilidade hídrica, quando comparado à Seção C. Sem considerar a autodepuração, foram obtidas permanências médias na Classe 1 de 64% para o Panorama 1, 68% para o Panorama 2 e 79% para o Panorama 3. Incorporando a autodepuração, as permanências médias foram 73%, 77% e 89%, nos Panoramas 1, 2 e 3, respectivamente. É relevante observar que diferenças entre os percentuais de atendimento dos padrões estabelecidos para a Classe 1, decorrentes do eventual crescimento populacional foram inexpressivas. Entretanto, a autodepuração mostrou-se responsável por elevar o atendimento dos padrões impostos para rios Classe 1 em aproximadamente 10% do tempo.

Para a seção de controle C, quando avaliadas as permanências na Classe 1, o Panorama 1 de tratamento de esgoto conduziu a permanências que variaram de 79% (Condição 1) a 91% (Condição 2). Na condição atual de tratamento e disposição de esgoto (Panorama 2) as permanências médias variaram de 83% na Condição 1 a valores maiores ou iguais a 95% na Condição 2. Para eficiências na remoção de carga de $DBO_{5,20}$ de 70% (Panorama 3), as permanências, são superiores a 91% quando não se considera a autodepuração e em mais de 95% do tempo quando incorporado a autodepuração, independentemente do horizonte avaliado.

Tabela 32 – Percentagem de compatibilidade com as diferentes classes de enquadramento.

Seção de controle	Ano	Condição de abatimento de carga orgânica	Panorama 1 (%)			Panorama 2 (%)			Panorama 3 (%)		
			Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 1	Classe 2	Classe 3
Seção A	2017	Condição 1	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95
		Condição 2	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95
	2022	Condição 1	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95
		Condição 2	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95
	2032	Condição 1	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95
		Condição 2	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95
Seção B	2017	Condição 1	64,09	> 95	> 95	68,27	> 95	> 95	78,65	> 95	> 95
		Condição 2	72,76	> 95	> 95	77,32	> 95	> 95	89,06	> 95	> 95
	2022	Condição 1	63,86	> 95	> 95	68,07	> 95	> 95	78,56	> 95	> 95
		Condição 2	72,50	> 95	> 95	77,10	> 95	> 95	88,96	> 95	> 95
	2032	Condição 1	63,39	> 95	> 95	67,68	> 95	> 95	78,39	> 95	> 95
		Condição 2	71,98	> 95	> 95	76,66	> 95	> 95	88,76	> 95	> 95
Seção C	2017	Condição 1	79,50	> 95	> 95	83,49	> 95	> 95	91,52	> 95	> 95
		Condição 2	91,29	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95
	2022	Condição 1	79,15	> 95	> 95	83,26	> 95	> 95	91,40	> 95	> 95
		Condição 2	90,93	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95
	2032	Condição 1	78,39	> 95	> 95	82,76	> 95	> 95	91,13	> 95	> 95
		Condição 2	90,15	> 95	> 95	94,71	> 95	> 95	> 95	> 95	> 95

6.5 CARGAS DE DBO_{5,20} A SEREM TRATADAS PARA O ESTABELECIMENTO DE CLASSES DE ENQUADRAMENTO

As cargas máximas admissíveis de DBO_{5,20}, por classe de enquadramento e seção de controle, estão apresentadas na Tabela 33.

Tabela 33 – Cargas máximas admissíveis de DBO_{5,20} por seções de controle e cenários de enquadramento.

Seção de controle	Carga máxima admissível de DBO _{5,20} (t DBO _{5,20} /dia)		
	Classe 1	Classe 2	Classe 3
Seção A	0,278	0,464	0,927
Seção B	0,615	1,026	2,051
Seção C	0,880	1,467	2,934

A Tabela 34 apresenta as cargas totais e remanescentes de DBO_{5,20} que necessitam ser removidas a partir do tratamento de esgoto, para que sejam atendidos os limites máximos de carga de DBO_{5,20} estabelecidos para as Classes 1, 2 e 3 de enquadramento, segundo os diferentes panoramas de tratamento de esgoto, horizontes de tempo e condições de abatimento de cargas orgânicas.

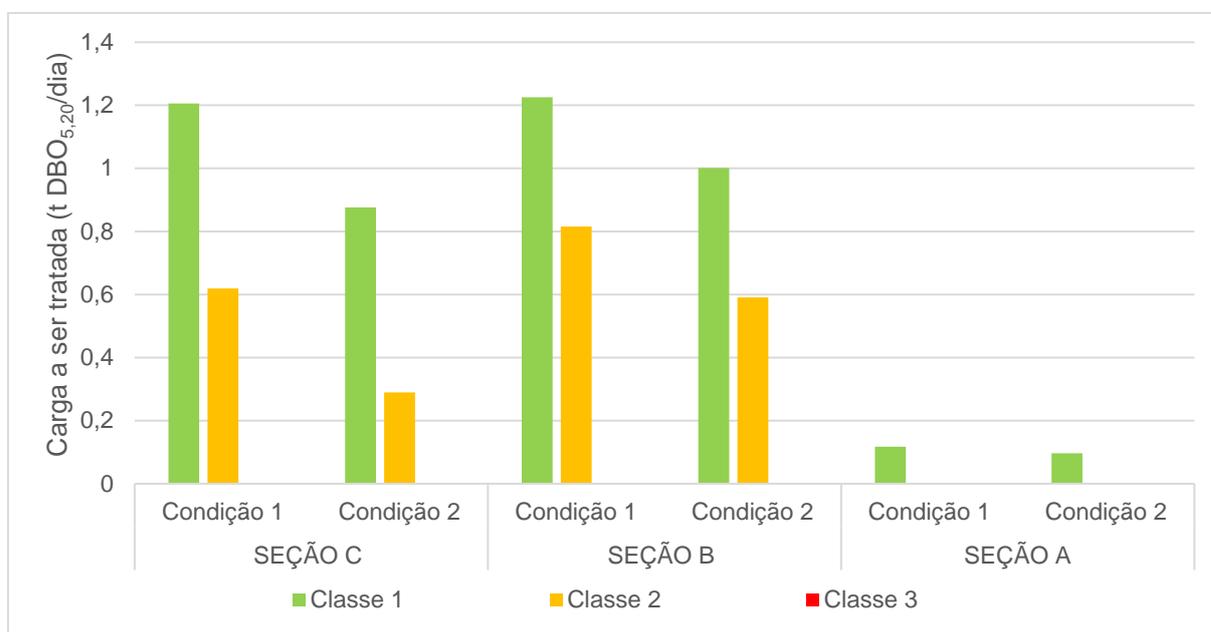
Nas Figuras de 44 a 46, especificamente para a seção de controle C no ano 2032 e diferentes panoramas de tratamento, estão ilustradas as cargas a serem tratadas para atendimento dos padrões de qualidade das Classes 1, 2 e 3. Figuras similares foram estabelecidas para os demais horizontes de tempo (2017 e 2022) e estão apresentadas no Apêndice VI.

Tabela 34 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas para o estabelecimento de classes de enquadramento, por cenário de simulação proposto.

ANO	SEÇÃO DE CONTROLE	CARGA A SER TRATADA (t DBO _{5,20} /dia)								
		PANORAMA 1			PANORAMA 2			PANORAMA 3		
		CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3
2017	SEÇÃO C (C1)	1,172	0,585	0,000	1,056	0,469	0,000	0,842	0,255	0,000
	SEÇÃO C (C2)	0,848	0,261	0,000	0,745	0,158	0,000	0,549	0,000	0,000
	SEÇÃO B (C1)	1,206	0,796	0,000	1,095	0,684	0,000	0,846	0,436	0,000
	SEÇÃO B (C2)	0,982	0,572	0,000	0,876	0,465	0,000	0,633	0,223	0,000
	SEÇÃO A (C1)	0,117	0,000	0,000	0,110	0,000	0,000	0,106	0,000	0,000
	SEÇÃO A (C2)	0,096	0,000	0,000	0,090	0,000	0,000	0,086	0,000	0,000
2022	SEÇÃO C (C1)	1,183	0,596	0,000	1,062	0,476	0,000	0,845	0,258	0,000
	SEÇÃO C (C2)	0,857	0,270	0,000	0,751	0,164	0,000	0,552	0,000	0,000
	SEÇÃO B (C1)	1,212	0,802	0,000	1,100	0,689	0,000	0,848	0,438	0,000
	SEÇÃO B (C2)	0,988	0,578	0,000	0,881	0,470	0,000	0,635	0,225	0,000
	SEÇÃO A (C1)	0,117	0,000	0,000	0,110	0,000	0,000	0,106	0,000	0,000
	SEÇÃO A (C2)	0,096	0,000	0,000	0,090	0,000	0,000	0,086	0,000	0,000
2032	SEÇÃO C (C1)	1,206	0,619	0,000	1,077	0,490	0,000	0,851	0,265	0,000
	SEÇÃO C (C2)	0,876	0,289	0,000	0,763	0,176	0,000	0,558	0,000	0,000
	SEÇÃO B (C1)	1,226	0,815	0,000	1,110	0,700	0,000	0,852	0,441	0,000
	SEÇÃO B (C2)	1,001	0,591	0,000	0,891	0,480	0,000	0,639	0,228	0,000
	SEÇÃO A (C1)	0,117	0,000	0,000	0,111	0,000	0,000	0,106	0,000	0,000
	SEÇÃO A (C2)	0,097	0,000	0,000	0,090	0,000	0,000	0,086	0,000	0,000

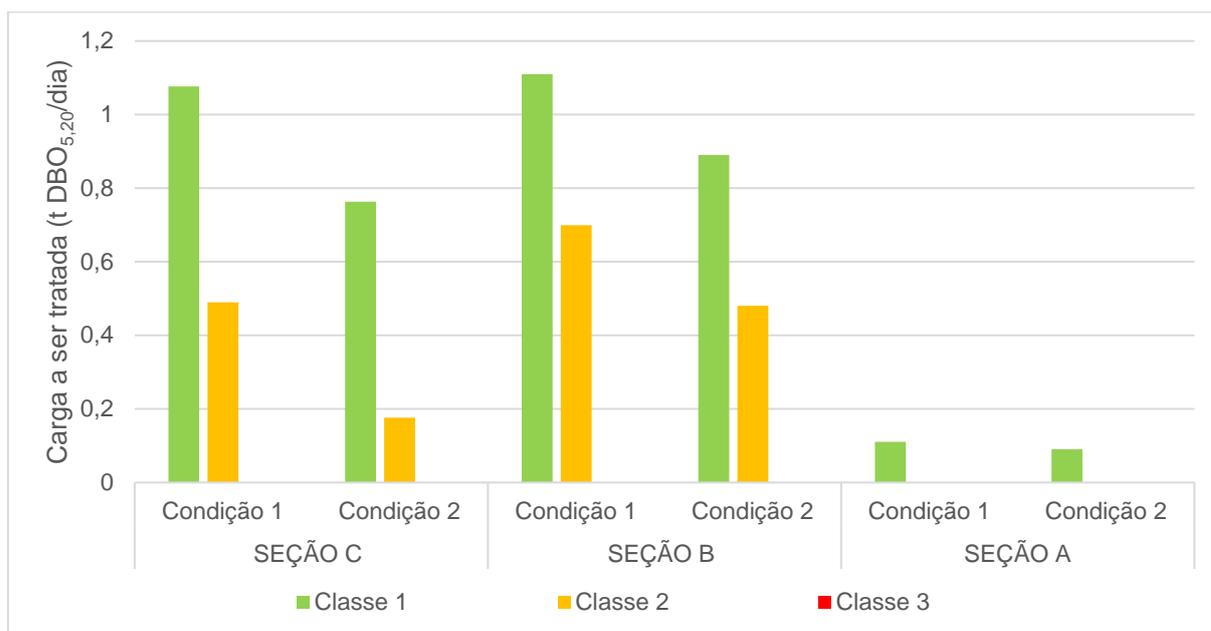
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura 44 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2032.



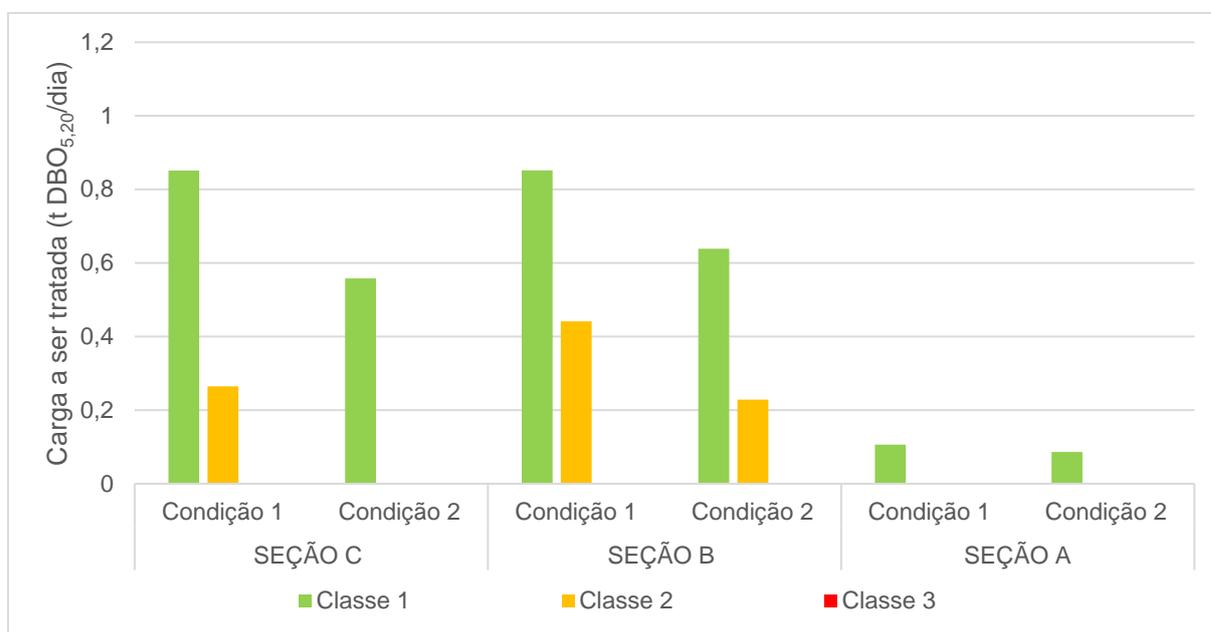
Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura 45 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente atual (Panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2032.



Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura 46 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente tratado a 70% de remoção de DBO_{5,20} (Panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2032.



Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

A partir da análise da Tabela 36 e das Figuras 44, 45 e 46 e, adicionalmente, das figuras apresentadas no Apêndice VI referentes aos horizontes de 2017 e 2022, todos os 54 cenários estabelecidos para a perspectiva de enquadramento na Classe 1 apresentaram necessidade de redução da carga de DBO_{5,20}, independentemente do panorama de tratamento de esgoto, horizonte de tempo e consideração da autodepuração. Observa-se, ainda, que as maiores cargas a serem tratadas, observada a perspectiva de enquadramento nas Classes 1 e 2, estão associadas a seção de controle B, seção a jusante da qual se localiza o maior aporte de carga orgânica da bacia. Dos 54 cenários estabelecidos para a perspectiva de enquadramento na Classe 2, em 65% deles houve necessidade de tratamento para uma parcela das cargas. Todavia, quando avaliada a perspectiva de enquadramento na Classe 3, o rio Benevente, nas diferentes seções de controle analisadas, possuiria capacidade de assimilar a carga poluente, mesmo quando o esgoto é lançado em estado bruto (Panorama 1).

Como mencionado anteriormente, para diferentes cenários associados à perspectiva de enquadramento nas Classes 2 e 3, não existe necessidade de remoção de carga orgânica havendo, portanto, uma capacidade de diluição ociosa. Neste contexto, a Tabela 35 apresenta a capacidade de diluição não utilizada, segundo as diferentes perspectivas de enquadramento e por cenário de simulação proposto. As informações reunidas na Tabela 35 permitem que se conclua que não há capacidade de diluição ociosa quando da adoção da Classe 1. O mesmo pode ser observado para a maioria dos cenários relacionados ao estabelecimento da Classe 2. Entretanto, quando observada a perspectiva de enquadramento na Classe 3, capacidade de diluição ociosa de cargas de DBO_{5,20} foi observada em todos os cenários analisados.

Tabela 35 – Capacidade de diluição de cargas de DBO_{5,20} não utilizada no estabelecimento de classes de enquadramento, por cenário de simulação proposto.

ANO	SEÇÃO DE CONTROLE	CAPACIDADE DE DILUIÇÃO NÃO UTILIZADA (t DBO _{5,20} /dia)								
		PANORAMA 1			PANORAMA 2			PANORAMA 3		
		CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3
2017	SEÇÃO C (C1)	0,000	0,000	0,882	0,000	0,000	0,998	0,000	0,000	1,212
	SEÇÃO C (C2)	0,000	0,000	1,206	0,000	0,000	1,309	0,000	0,037	1,505
	SEÇÃO B (C1)	0,000	0,000	0,230	0,000	0,000	0,341	0,000	0,000	0,590
	SEÇÃO B (C2)	0,000	0,000	0,454	0,000	0,000	0,560	0,000	0,000	0,803
	SEÇÃO A (C1)	0,000	0,069	0,532	0,000	0,075	0,539	0,000	0,079	0,543
	SEÇÃO A (C2)	0,000	0,089	0,553	0,000	0,095	0,559	0,000	0,099	0,563
2022	SEÇÃO C (C1)	0,000	0,000	0,871	0,000	0,000	0,992	0,000	0,000	1,209
	SEÇÃO C (C2)	0,000	0,000	1,197	0,000	0,000	1,303	0,000	0,035	1,502
	SEÇÃO B (C1)	0,000	0,000	0,224	0,000	0,000	0,336	0,000	0,000	0,588
	SEÇÃO B (C2)	0,000	0,000	0,448	0,000	0,000	0,555	0,000	0,000	0,801
	SEÇÃO A (C1)	0,000	0,069	0,532	0,000	0,075	0,539	0,000	0,079	0,543
	SEÇÃO A (C2)	0,000	0,089	0,552	0,000	0,095	0,559	0,000	0,099	0,563
2032	SEÇÃO C (C1)	0,000	0,000	0,848	0,000	0,000	0,977	0,000	0,000	1,202
	SEÇÃO C (C2)	0,000	0,000	1,178	0,000	0,000	1,291	0,000	0,029	1,496
	SEÇÃO B (C1)	0,000	0,000	0,210	0,000	0,000	0,326	0,000	0,000	0,584
	SEÇÃO B (C2)	0,000	0,000	0,435	0,000	0,000	0,545	0,000	0,000	0,797
	SEÇÃO A (C1)	0,000	0,068	0,532	0,000	0,075	0,538	0,000	0,079	0,542
	SEÇÃO A (C2)	0,000	0,089	0,552	0,000	0,095	0,558	0,000	0,099	0,562

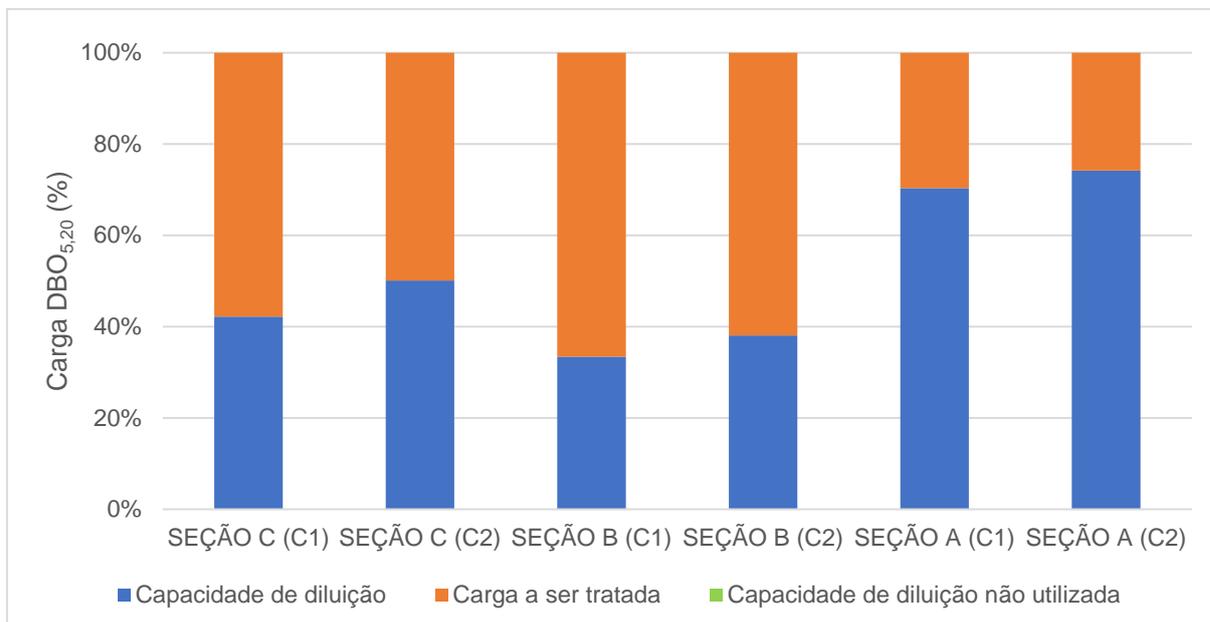
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Estabelecendo-se uma relação entre as cargas máximas admissíveis de $DBO_{5,20}$ (capacidade de diluição do corpo d'água) com as cargas a serem tratadas em cada seção de controle, foi possível aferir o nível de pressão ocasionado pelo aporte de cargas de $DBO_{5,20}$ para que as seções de controle possam apresentar condições de qualidade compatíveis com as diferentes classes de uso, nos distintos períodos e condições de abatimento de cargas orgânicas (Condições 1 e 2). Dessa forma, as seções de controle que apresentaram maiores percentuais de cargas a serem tratadas ou menores capacidades de diluição não utilizadas foram consideradas as seções mais pressionadas qualitativamente.

Nas Figuras de 47 a 49 estão relacionados em termos percentuais as parcelas das cargas orgânicas assimiladas pela capacidade de diluição, as parcelas das cargas a serem tratadas e as parcelas das capacidades de diluição não utilizadas das diferentes seções de controle analisadas, para que essas seções possam apresentar condições de qualidade compatíveis com a Classe 1, no ano de 2032, por condição de abatimento de cargas orgânicas (Condições 1 e 2). É relevante observar que a Figura 47 está relacionada com a condição de disposição do esgoto doméstico bruto nos corpos receptores (Panorama 1) e que nas Figuras 48 e 49 estão considerados os percentuais atuais de tratamento Panorama 2) e remoção de 70% da DBO (Panorama 3), respectivamente. Figuras semelhantes para os demais panoramas, classes de uso e horizontes de análise estão reunidos nos APÊNDICES VII, VIII e IX.

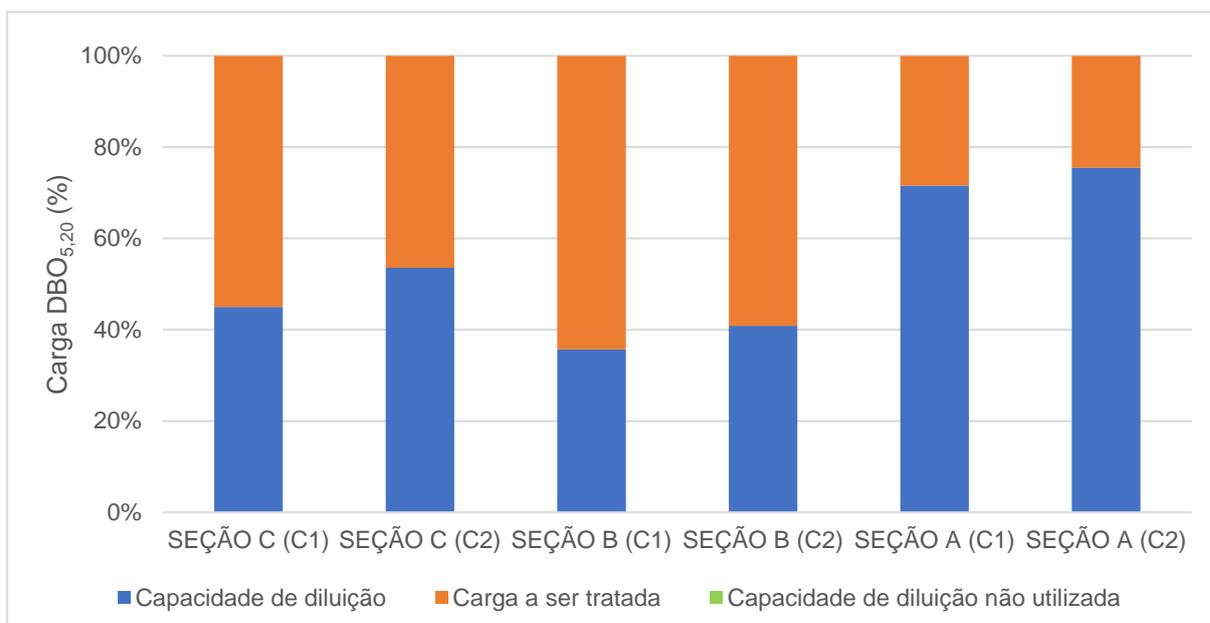
Analisando-se as Figuras de 47 a 49, em conjunto com as figuras apresentadas nos APÊNDICES VII, VIII e IX, observa-se, de forma geral, que a seção de controle B é a mais pressionada qualitativamente pelo aporte de cargas de $DBO_{5,20}$, enquanto que a seção de controle A apresenta o menor nível de pressão. Há que se considerar que todas as seções são pressionadas qualitativamente quando da perspectiva de enquadramento na Classe 1. O contrário ocorre com a perspectiva de enquadramento na Classe 3, independentemente do panorama de disposição de efluentes, condição de abatimento de cargas orgânicas e horizonte avaliado.

Figura 47 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2032.



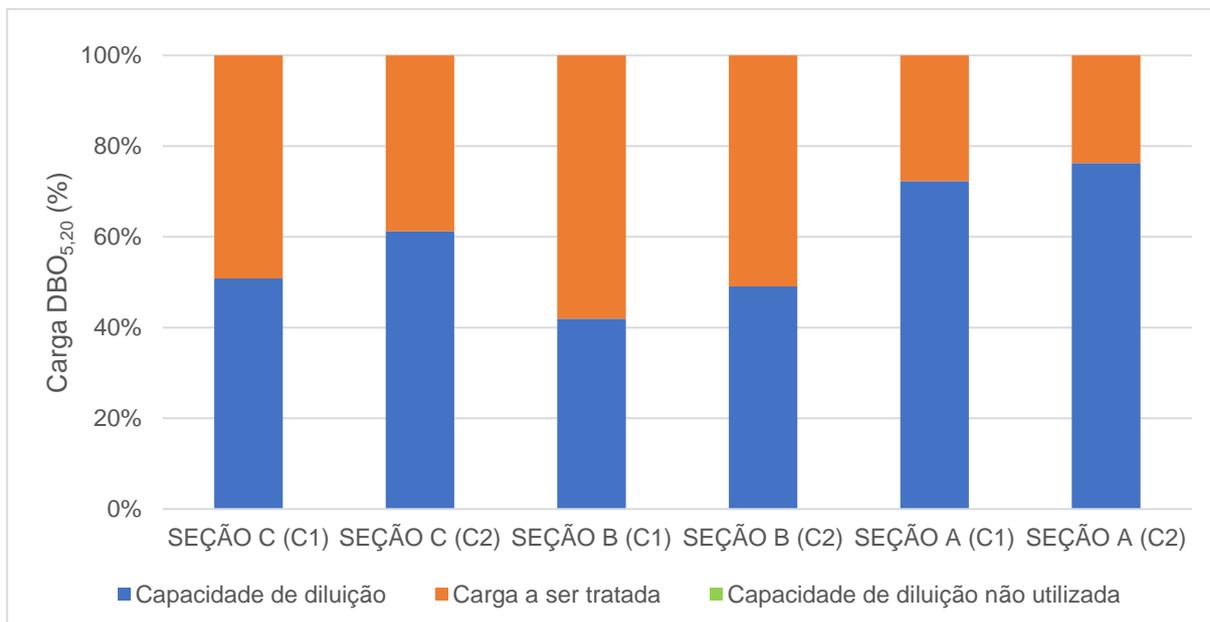
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura 48 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2032.



Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura 49 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2032.



Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

6.6 CURVAS DE PERMANÊNCIA DE QUALIDADE VERSUS ENQUADRAMENTO LEGAL

No enquadramento legal todo o trecho onde se localizam as seções de controle A, B e C, foram classificadas como Classe 2 (Figura 06). Todavia, quando avaliados os resultados apresentados pelo Panorama 3 no ano 2032, as Seções A e C, apresentam condições de qualidade que atendem ao padrão de qualidade imposto para a $DBO_{5,20}$ na Classe 1 em mais de 95% do tempo. Para a Seção B, o padrão estabelecido para a Classe 1 foi atendido em aproximadamente 90% do tempo e em mais de 95% do tempo para os padrões das Classes 2 e 3.

Neste contexto, quando considerada exclusivamente a evolução espacial e temporal da poluição orgânica, a definição de Classe 2 como meta final de enquadramento para 2032 no rio Benevente, no trecho compreendido entre as Seções A e C, pode ser alcançada mesmo que não haja investimentos em melhoria no atendimento por coleta e tratamento de esgoto na bacia.

Na condução do processo de enquadramento dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Benevente, a Classe 1 foi definida como limitante na etapa de levantamento dos usos preponderantes existentes nos trechos, decisão alinhada com os critérios de qualidade exigidos pelos usos estabelecidos pela sociedade civil durante a etapa de participação popular. Ainda assim, o enquadramento foi definido como Classe 2.

Por definição, o enquadramento é um objetivo de qualidade a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo. Desta forma, quando considerados os resultados decorrentes das curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$, a definição de Classe 2 como meta final para trechos de rios nos quais as permanências na Classe 1 apresentam-se superiores em 95% do tempo não constitui, a princípio, decisão tecnicamente consistente. Esta decisão indicaria, em tese, que se procura alcançar um objetivo de qualidade inferior ao já existente, quando avaliado exclusivamente o parâmetro $DBO_{5,20}$.

Para a seção de controle B, localizada próxima da maior fonte de poluição da bacia (esgotos produzidos pela sede municipal de Alfredo Chaves), as curvas de permanência de qualidade apontaram permanência próxima a 90% do tempo em condições compatíveis com a Classe 1. A adoção de tratamento de esgoto com eficiência de remoção de DBO superior a 70% elevaria o atendimento à Classe 1, para percentuais superiores a 95%. Todavia, a indicação de Classe 2, considerando-se a maior pressão sobre este segmento do rio Benevente, é justificável.

Conforme mencionado no item 4.1 do presente trabalho, o rio Benevente, com aproximadamente 81,5 Km de extensão, foi segmentado pelo processo de enquadramento em dois trechos. O primeiro trecho, localizado nas partes mais elevadas da bacia e com aproximadamente 30 Km de extensão, tem seu limite no início do distrito de Matilde; esse segmento do rio Benevente corta o Parque Natural Municipal Cachoeira de Iracema, além de contornar áreas destinadas para fins agrícolas. O segundo trecho tem início no perímetro urbano do distrito de Matilde e se estende até a confluência com o Rio Salinas, apresentando extensão de aproximadamente 47 Km.

Ainda que para o primeiro trecho não tenham sido estabelecidas curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$, é possível inferir, a partir dos resultados obtidos para as diferentes seções de controle analisadas, que a

perspectiva de enquadramento na Classe 1 constitui opção consistente. A porção superior do rio Benevente recebe apenas um lançamento pontual de esgoto associado ao distrito de Urânia que apresenta população 138 habitantes.

É relevante observar que o segundo trecho (trecho no qual estão inseridas as três seções de controle analisadas neste estudo) foi descrito por LUME (2015) como excepcionalmente heterogêneo, apresentando vários usos para as águas. Há que se destacar também que conforme os relatórios técnicos (LUME, 2014a, b), a sociedade civil, na etapa de participação pública, propôs a subdivisão do trecho em dois segmentos, perspectiva que não foi atendida.

Merece atenção o fato de que o processo de enquadramento conduzido para a bacia do rio Benevente envolveu a avaliação de outros parâmetros de qualidade de água como, por exemplo, coliformes termotolerantes (parâmetro que, segundo LUME (2014a, b, c) apresentou as maiores variações nos resultados que conformaram a fase de diagnóstico). Para os coliformes termotolerantes, a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece padrões de qualidade que podem variar em função do uso da água (em uma mesma classe de enquadramento). Neste contexto, a segmentação do rio Benevente deve compatibilizar o uso preponderante da água à medida que, em função do uso, são fixados padrões e condições de qualidade de água distintos. Reconhecida a heterogeneidade do segundo trecho no processo de enquadramento legal, constitui perspectiva aparentemente consistente a subdivisão do segundo trecho, buscando melhor representar a realidade da bacia hidrográfica do rio Benevente.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As curvas de permanência de qualidade podem auxiliar o processo de elaboração de propostas de enquadramento de corpos hídricos de outras bacias hidrográficas, garantindo a qualidade e os usos múltiplos das águas. As curvas são ferramentas simples, diretas e úteis para representar a estreita relação entre os aspectos quantitativos e qualitativos das águas.

Adicionalmente, a representação gráfica das cargas máximas admissíveis de poluentes por classe de enquadramento indicada em forma de curvas de permanência de qualidade, em conjunto com as cargas apropriadas por meio da modelagem do sistema hídrico, permite ao gestor identificar a permanência com que um determinado padrão de qualidade é respeitado e, a partir dessa perspectiva, avaliar o investimento em melhoria na qualidade da água para que a mesma apresente condições compatíveis com os usos a que é destinada. As probabilidades de ocorrência típicas da curva de permanência podem tornar o processo de enquadramento mais flexível, proporcionando ao gestor diferentes cenários de atendimento dos padrões de qualidade relativos aos parâmetros de qualidade da água.

As principais conclusões do presente estudo, que teve como foco estabelecimento de metodologia para suporte ao processo de enquadramento amparada em curvas de permanência de qualidade podem ser sumarizadas da seguinte forma:

- ✓ A simulação matemática da qualidade da água avaliou a capacidade de autodepuração do rio Benevente e de seus tributários, considerando o esgotamento sanitário como única fonte poluidora. Nesse contexto, a capacidade de autodepuração do rio Benevente permitiu a redução de aproximadamente 17% da carga total de $DBO_{5,20}$ aportada. Os rios Batatal, Santa Maria e o Ribeirão São Joaquim apresentaram-se como importantes tributários para diluição da carga poluente no rio Benevente. As maiores concentrações de $DBO_{5,20}$, dentre os trechos simulados, foram associadas aos rios Pongal e Batatal, pois as fontes localizam-se próximas a zonas de cabeceira. Suas vazões, no entanto, não produziram grandes variações no perfil de $DBO_{5,20}$ do rio Benevente, que apresentou as maiores concentrações após o lançamento de esgoto da sede municipal de Alfredo Chaves.

- ✓ Independentemente do panorama de tratamento de esgoto, crescimento populacional e da incorporação da autodepuração, o rio Benevente apresentou maior compatibilidade com a Classe 1 de enquadramento, exceto no trecho a jusante da sede municipal de Alfredo Chaves, trecho que apresentou-se mais alinhado com a perspectiva de enquadramento na Classe 2. No entanto, é relevante observar que, ao se considerar o tratamento de esgoto com 70% de remoção de $DBO_{5,20}$ (Panorama 3), a condição de qualidade para o último trecho do rio Benevente é compatível com os padrões de qualidade estabelecidos para a Classe 1 em mais de 95% do tempo. A aplicação das curvas de permanência de qualidade no rio Benevente, considerados os padrões de qualidade definidos para as Classes 2 e 3 de enquadramento, indicaram percentuais de atendimento às referidas classes de qualidade superiores a 95% do tempo, independentemente dos cenários estabelecidos.

- ✓ As maiores cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas foram registradas quando da perspectiva de enquadramento na Classe 1, independentemente dos cenários estabelecidos na modelagem. Não foram observadas cargas a serem tratadas para o estabelecimento da Classe 3 de enquadramento em nenhum dos cenários propostos. Quando avaliada a necessidade de remoção de cargas de $DBO_{5,20}$ associadas à perspectiva de enquadramento na Classe 2, o segmento do rio Benevente a jusante da sede municipal de Alfredo Chaves apresentou as maiores cargas a serem removidas por tratamento. Neste contexto, considera-se que a seção de controle B é a mais pressionada qualitativamente, por estar situada a jusante do maior aporte de cargas de $DBO_{5,20}$ da bacia.

- ✓ As curvas de permanência de qualidade para o parâmetro $DBO_{5,20}$ apontaram condições de qualidade da água, mesmo com o tratamento de esgoto atualmente implantando e em operação na bacia hidrográfica do rio Benevente, mais restritivas do que acordado no enquadramento legal.

São consideradas recomendações do presente estudo:

- ✓ Desenvolver um sistema de suporte a decisão baseado nas curvas de permanência de qualidade, com vistas a oferecer suporte à gestão dos recursos hídricos, em especial ao processo de enquadramento.
- ✓ Construir curvas de permanência de qualidade para outros parâmetros de qualidade da água, além de considerar outras fontes de poluição.
- ✓ Avaliar a aplicabilidade das curvas de permanência de qualidade como subsídio a outros instrumentos de gestão de recursos hídricos.

8 CONTRIBUIÇÕES PARA O SINGREH

O Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profágua) tem, como uma das perspectivas, desenvolver metodologias que ofereçam suporte à gestão de recursos hídricos. Nesse contexto, o presente trabalho, objetiva a avaliação da aplicação das curvas de permanência de qualidade como subsídio ao processo de enquadramento de corpos hídricos. É relevante observar que, no Brasil, ainda que o enquadramento dos corpos d'água exista há mais de trinta anos, sua implementação é ainda muito incipiente. Nesse sentido, as dificuldades metodológicas são apontadas entre as principais deficiências que contribuem com essa situação.

A implementação do enquadramento como instrumento de gestão na bacia hidrográfica constitui importante avanço, uma vez que busca, dentre outras coisas, a sustentabilidade no desenvolvimento regional a partir da fixação de metas de qualidade com base em informações e estudos técnicos, observada a participação dos usuários e da sociedade civil organizada.

No entanto, a fixação dos objetivos de qualidade de água, mesmo que constitua uma necessidade à manutenção da saúde e do bem-estar humano e do meio ambiente, envolve um amplo esforço de caráter conceitual e, principalmente, técnico. Na proposta de elaboração do enquadramento é necessário relacionar os aspectos sociais, econômicos e ambientais ao cumprimento da meta de qualidade da água, definida por meio de ampla discussão no comitê de bacia hidrográfica. Essa interrelação de fatores busca estabelecer metas de qualidade realistas, considerando-se os investimentos esperados para a bacia.

Adicionalmente, como em todo processo de planejamento, é extremamente importante avaliar os dados disponíveis e escolher as ferramentas que possam auxiliar na definição de regras justas de gestão, baseando-se em adequada representação da realidade da bacia hidrográfica. Nesse contexto, reconhecida a necessidade de uma ampla combinação de dados existentes e ferramentas computacionais em auxílio ao processo de gestão, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos determina que é atribuição das Agências de Bacia elaborar a proposta de enquadramento para os cursos d'água que representam. O referido Conselho ainda

determina que, na ausência das Agências de Bacia, a elaboração da proposta de enquadramento compete aos órgãos de gestão de recursos hídricos.

Desta forma, considerando-se as dificuldades de implementação do enquadramento de cursos d'água, sejam elas técnicas e/ou metodológicas, as curvas de permanência de qualidade constituem ferramentas que podem oferecer subsídio ao processo de elaboração da proposta de enquadramento.

As curvas de permanência de qualidade representam a máxima carga de poluentes em diferentes regimes de vazão. A curva é apropriada por classe de enquadramento, por meio do produto das vazões da curva de permanência com as concentrações limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 por classe de enquadramento.

Ao relacionar os parâmetros de qualidade da água com a curva de permanência de vazões, as curvas de permanência de qualidade permitem aos gestores identificarem a permanência no tempo em que um determinado padrão de qualidade é respeitado, oferecendo diferentes cenários de avaliação de qualidade da água, além de representarem, de forma consistente, a inter-relação dos aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos, essencial à adequada gestão dos recursos hídricos.

A principal proposta das curvas de permanência de qualidade está na definição dos objetivos de qualidade em função das probabilidades de ocorrência. Essas probabilidades podem subsidiar o processo de enquadramento, ao permitirem analisar-se do atendimento ou não das metas do enquadramento de corpos hídricos em classes de uso. Essa perspectiva é reconhecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005, quando define que o enquadramento deve ser realizado com base na vazão de referência, sendo esta vazão relacionada a uma probabilidade de ocorrência. Cada estado brasileiro adota uma vazão de referência que subsidia principalmente a concessão de outorga de direito de usos dos recursos hídricos, mas que também é adotada quando da condução do processo de enquadramento.

Assim, as curvas podem ser alternativa consistente para subsidiar a definição das metas de qualidade da água, sendo alternativa técnica capaz de transpor, de forma simples, informações complexas extraídas da modelagem matemática de qualidade da água. Desse modo, as curvas constituem uma representação gráfica de fácil

compreensão, pela sociedade e gestores, dos processos que ocorrem nos corpos hídricos em função das fontes de poluição. Paralelamente, ainda permitem identificar os efeitos sobre a qualidade da água, em virtude de ações de melhoria no gerenciamento das fontes de poluição.

A partir das curvas produzidas para os cursos d'água da bacia, em conjunto com a influência de fatores externos como, lançamento de efluentes, pode-se ter ideia de como a qualidade da água responde a diferentes vazões e programar ações de controle e despoluição. Paralelamente, é possível estimar, a partir das curvas, a carga de poluente a ser tratada para que determinado corpo hídrico apresente condições de qualidade compatíveis com distintas classes de enquadramento ou com a classe limitante definida em função do uso preponderante da água. Assim, quanto maior a carga a ser tratada, mais pressionado qualitativamente estará o corpo hídrico.

A metodologia proposta indica que as curvas de permanência de qualidade são úteis para a definição das metas progressivas e finais do enquadramento, permitindo o estabelecimento de diferentes alternativas para a tomada de decisão considerando-se o horizonte de planejamento estabelecido e a capacidade de investimento. As metas, por sua vez, devem considerar as aspirações da comunidade em função da qualidade de água. A adoção das curvas pode tornar o processo de enquadramento mais flexível, relacionando as metas de qualidade da água a sazonalidade das vazões.

É relevante observar, adicionalmente, que a adoção da probabilidade de ocorrência de padrões de qualidade da água pode apresentar vantagens para o processo de gestão da qualidade da água, não apenas para aplicação do enquadramento dos corpos hídricos, mas também para definição de instrumentos de controle da poluição.

9 REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14486**. Sistemas enterrados para condução de esgoto sanitário – Projeto de redes coletoras com tubos de PVC. Rio de Janeiro, 2000.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9649**. Projeto de Redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.

ALCARAZ, S. A.; SANNIER, C.; VITORINO, A. C.; DANIEL, O. Comparison of methodologies for automatic generation of limits and drainage networks for hidrographic basins. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 369-375, 2009.

ALFREDO CHAVES. Prefeitura Municipal de Alfredo Chaves. Dados Gerais. 2015. Disponível em: <<http://www.alfredochaves.es.gov.br/detalhe-da-materia/info/dados-gerais/6504>>. Acesso em: 08 nov. 2017.

AMARO, C. A. **Proposta de um índice para avaliação de Conformidade da Qualidade dos Corpos Hídricos ao Enquadramento**. 2009. 224 f. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

AMORIM JUNIOR, J. C.; LIMA, L. C. S.; VIEIRA, P. L. C. Estudo da autodepuração em trecho do rio Jucu, Vila Velha–ES, utilizando os modelos matemáticos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps. In: **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES**. 2011.

ANA - Agência Nacional das Águas. **Atlas Esgotos: despolição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA. 2017a. 88 p.

_____. **Caderno de Recursos Hídricos 5: Panorama do Enquadramento dos Corpos D'água**. Brasília: ANA. 2007. 124 p.

_____. **Caderno de Recursos Hídricos 5: Planos de recursos hídricos e Enquadramento dos corpos de água**. Brasília: ANA. 2013. 68 p.

_____. **Caderno de Recursos Hídricos 6: Implantação do Enquadramento em Bacias Hidrográficas**. Brasília: ANA, 2009a. 145 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2009**. Brasília: ANA, 2009b. 204 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2010**. Brasília: ANA, 2010. 76 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2011**. Brasília: ANA, 2011. 112 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012**. Brasília: ANA, 2012. 215 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013.** Brasília: ANA, 2013. 432 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2014.** Brasília: ANA, 2014. 105 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2015.** Brasília: ANA, 2015. 88 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2016.** Brasília: ANA, 2016. 97 p.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2017.** Brasília: ANA, 2017b. 177 p.

_____. **Hidro-Web: sistemas de informações hidrológicas.** Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso em: 01 set. 2017.

ANDRADE, L. N de. Autodepuração dos corpos d'água. **Revista da Biologia**, v. 5, p. 16-19, 2010.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R.D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.

AZIZIAN, A.; SHOKOOHI, A. Effects of data resolution and stream delineation threshold area on the results of a kinematic wave based GIUH model. **Water SA**, Pretoria , v. 41, n. 1, p. 61-70, Jan. 2015 .

BABBAR-SEBENS, M.; KARTHIKEYAN, R. Consideration of sample size for estimating contaminant load reductions using load duration curves. **Journal of hydrology**, v. 372, n. 1, p. 118-123, 2009.

BACCI, D. de L. C.; PATACA, E. M. Educação para a água. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 211-226, 2008.

BAHADUR, R.; AMSTUTZ, D. E.; SAMUELS, W. B. Water contamination modeling: a review of the state of the science. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, p. 142-155, 2013.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T. DE; CECON, P. R.; MOREIRA, D. A. Balanço de oxigênio no Rio Turvo Sujo-MG em diferentes épocas do ano. **ENGENHARIA NA AGRICULTURA/Engineering in Agriculture**, v. 19, n. 1, p. 72-80, 2011.

BARROSO, G. F.; MARTINS, F. C. O.; LÉLLIS F. S.; SANTANA, S. E. Sustainable Water Management in the Tropics and Subtropics-and Case Studies in Brazil. **Integrated River Basin Management - Incorporating Coastal Zone Issues**, v. 3, p. 831-872, 2012.

BAZZO, K. R.; GUEDES, H. A. S.; CASTRO, A. S.; SIQUEIRA T. M.; TEIXEIRA-GANDRA, C. F. A. Regionalização da vazão Q95: comparação de métodos para a

bacia hidrográfica do Rio Taquari-Antas, RS. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, v.12, n. 5, p. 855-870, 2017.

BEZERRA, I. S. de O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. Self-depuration in watercourses: a program for Streeter Phelps modeling with automatic calibration and correction for anaerobic conditions. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 61, n. 2, p. 249-255, 2008.

BITTENCOURT, S.; GOBBI, E. F. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 595-603, June 2006.

BRASIL. Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei Nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei Nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 9 jan. 1997.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1986. Resolução CONAMA 20/1986. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 jun. 1986.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 91, de 5 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o Enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 06 fev. 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. 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. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 18 mar. 2005.

BRITES, A. P. Z. **Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica**. 2010. 177 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BRITES, A. P. Z.; PORTO, M. F. do A.; FERNANDES, C. S. Enquadramento dos corpos d'água: uma nova visão. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campo Grande-MS. **Anais eletrônicos**.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual**. US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory, 1987.

CALMON, A. P. S. **Metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais considerando curvas de permanência de qualidade e processo de autodepuração**. 2015, 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de Enquadramento de cursos d'água superficiais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 118-133, 2016.

CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Subsídios para o Enquadramento dos cursos de água da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, considerando aportes de esgotos sanitários. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 1, p. 255-270, 2014.

CARDONA, C. M.; MARTIN, C., SALTERAIN; A., CASTRO, A.; SAN MARTÍN, D.; AYESA, E. CALHIDRA 3.0 – New software application for river water quality prediction based on RWQM1. **Environmental modelling & software**, v. 26, n. 7, p. 973-979, 2011.

CARVALHO, M. E.S.; MOREIRA, O.B. Reflexões sobre a participação social na gestão hídrica no Brasil. **Geoambiente on-line**, n. 28, p. 93-109, 2017.

CASTELLARIN, A.; CAMORANI, G.; BRATH, A.. Predicting annual and long-term flow-duration curves in ungauged basins. **Advances in Water Resources**, v. 30, n. 4, p. 937-953, 2007.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Waveland Press, 1997c, 844 p.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. (2007) “**QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.07**: Documentation and Users Manual.” Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2007, 105 p.

CHRIST, K. L.; BURRITT, R. L. Water management accounting: A framework for corporate practice. **Journal of Cleaner Production**, v. 152, p. 379-386, 2017.

CLELAND, B. R. TMDL development from the “bottom up”–Part II: Using duration curves to connect the pieces. **Proceedings of the Water Environment Federation**, v. 2002, n. 8, p. 687-697, 2002.

_____. TMDL Development from the “bottom up”–Part III: Duration Curves and wet-weather assessments. **Proceedings of the Water Environment Federation**, v. 2003, n. 4, p. 1740-1766, 2003.

CORAL, A.C., TOMMASELLI, J.T.G.; LEAL, A. C. CÁLCULO DE BALANCE HÍDRICO USANDO MODELAMIENTO DE DATOS ESPACIALES: estudio aplicado a la cuenca del río Buena Vista, Ecuador. **Formação**, v.1, n.22, p. 119-137, 2015.

CORREIA, E. F. G.; RIBEIRO, G. P.; BAPTISTA, A. C. Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do rio Bengalas, Nova Friburgo, RJ, utilizando o potencial de geotecnologias na definição de áreas de risco de inundação. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 67, n. 6, 2016.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 232-245, 2011.

COX, B. A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **Science of the Total Environment**, v. 314, p. 335-377, 2003a.

_____. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. **Science of the Total Environment**, v. 314, p. 303-334, 2003b.

CRUZ, J. C.; TUCCI, C. E. M. Estimativa da disponibilidade hídrica através da curva de permanência. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 111-124, 2008.

CUNHA, D. G. F., CALIJURI, M. D. C., LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR, N. CONAMA Framework Resolution 357/2005: spatial and temporal analysis of water quality legal compliances in rivers and reservoirs from São Paulo state, Brazil (2005-2009). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o Enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.4, p. 337-346, 2010.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C; MEDIONDO, E. M. Integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade da água como uma ferramenta para a gestão eficiente dos recursos hídricos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.4, p. 369-376, 2012.

DHI. Danish Hydraulic Institute. **MIKE11 Ecolab, User Guide**. DHI Water & Environment, Hørsholm, Denmark (2011), p. 54

DINIZ, L. T., YAZAKI, L. F. O., JUNIOR, J. M. M.; PORTO, M. F. do A. O Enquadramento de cursos d'água na legislação brasileira. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**, 2006, Curitiba. Anais do I SRHSSE, 2006.

EIGER, S. Autodepuração dos cursos d'água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos (Ed.). **Reúso de Água**. Barueri, SP: Manole, 2003a. p. 233-259.

ELETROBRÁS – Centrais Hidrelétricas Brasileiras S.A. **Metodologia para regionalização de vazões**. Brasília: Eletrobrás, 1985.

EPA, United States Environmental protection Agency – USEPA. **An approach for using Load Duration Curves in the Development of TMDLs**. Washington: Environmental Protection Agency, 2007.

_____. **Guidance for water quality-based decisions: The TMDL process**. Washington. Office of Water, EPA 440/4-91-001. Apr. 1991. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/decisions/index.html>> Acesso em: 10 mar. 2018.

_____. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2 ed, p. 455, 1985.

_____. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user model**. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, p. 189, 1987.

ESPÍRITO SANTO. Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH). **Mapas das Bacias Hidrográficas Capixabas**. Disponível em: <<https://www.agerh.es.gov.br/mapas-2>> Acesso em 05 ago. 2017.

_____. **Projeto de Gerenciamento da Poluição Costeira e de Águas do Estado do Espírito Santo - Projeto "Águas Limpas"**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEAMA. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - IEMA. Relatório Final: Elaboração do Cadastro de Usuários de Água e Aperfeiçoamento da Sistemática de Outorga de Uso de Recursos Hídricos de Domínio do Estado do Espírito Santo. Volume Único. Fevereiro de 2009.

_____. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. (CERH-ES) Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Resolução CERH Nº 005 de 17 de junho de 2015. Dispõe sobre a homologação do Enquadramento dos corpos de água apresentado pelo Comitê de bacia hidrográfica do rio Benevente. **Diário Oficial [do Estado do Espírito Santo]**, Vitória, 24 de Jun. de 2015.

ESRI – Environmental Systems Research Institute. **ArcGIS**. Sistema de Informação Geográfica para área de trabalho de computador, versão 10.4. Disponível em: <<https://www.arcgis.com/features/>>. Acesso em 09 set. 2017.

_____. Inc. (ESRI) **Arc Hydro Geoprocessing Tools** - Tutorial (2010).

FABBRO NETO, F.; SOUZA, M. P. de. Leitura integrada da gestão dos recursos hídricos com o uso do solo em Caraguatatuba (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 5, p. 853-862, 2017.

FARIAS, P. L. C. DE, XAVIER, J. P. D. S., FIGUEIREDO, V. P., BRUNO, A. A.; MARIA, S. Spatial analysis on the watershed of Goiana River – PE: comparison with the use of geoprocessing and ANA data. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v.7, n. 3, p. 111–123, 2017.

FENNESSEY, N.; VOGEL, R. M. Regional flow-duration curves for ungauged sites in Massachusetts. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 116, n. 4, p. 530-549, 1990.

FERNANDES, R. de O. **Estratégia de gestão adaptativa dos recursos hídricos para o rio Jaguaribe em Cenários de mudanças climáticas**. 2016. 189 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

FERREIRA, D. M.; FERNANDES, C. V. S.; KAVISKI, E. Frequency curves for water quality as support for the framework of water bodies from mathematical modeling under unsteady regime. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 3, p. 479-492, 2016.

FIGUR, C.; REIS, J. T. A influência do uso e cobertura da terra nos parâmetros da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Abaúna, em Getúlio Vargas, RS. **Ciência e Natura**, v. 39, n. 2, p. 352-365, 2017.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Especificidades e importância de modelos matemáticos de qualidade da água. **Revista Eixo**, v. 2, n. 1, p. 106-119, 2013.

FORMIGONI, Y.; BRITES, A. P. Z.; FERNANDES, C.S.; PORTO, M. F. do A. Análise Crítica da Curva de Permanência com Base em Dados Históricos. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, 19., 2011, Maceió. Anais do SBRH, Porto Alegre: ABRH, 2011.

FREITAS, L; S. de; OLIVEIRA, R. S.; SILVA, J. C. da. A falta de saneamento e o impacto ambiental em rios urbanos. **Revista Univap**, v. 22, n. 40, p. 433, 2017.

GARCIA, S. G.; LOPARDO, N.; ANDREALI, C. V.; GONÇALVES; R. C. Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos no Saneamento Básico. In: PHILIPPI JR., A. (Ed.). **Gestão do Saneamento Básico - Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário**. Barueri,SP: Manole, 2012.

GASTALDINI, M. do C. C.; OPPA, L. F. Análise de alternativas de Enquadramento do rio Vacacaí Mirim utilizando modelo matemático de qualidade da água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 1, p. 17-27, 2011.

GEOBASES - Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo. **Navegador Geográfico**. Disponível em: http://www.geobases.es.gov.br/publico/AcessoNavegador.aspx?id=142&nome=NAVEGADOR_GEOBASES. Acesso em 22 nov. 2017.

GOMES, F. C.; SIMÕES, S. J. C. Simulação de modelagem qualitativa para avaliação preliminar da qualidade da água na Bacia do Ribeirão das Perdizes em Campos do Jordão/SP, como subsídio ao Enquadramento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 309-326, 2014.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 2, p. 275-285, Mar. 2018.

GONZÁLEZ, S. O.; ALMEIDA, C. A.; CALDERÓN, M.; MALLEA, M. A.; GONZÁLEZ, P. Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: application of chemometrics in spatial and temporal variations. **Environmental Processes**, v. 21, p. 10583-10593, 2014.

GRISOTTO, L. E. G.; PHILIPPI JÚNIOR. A. Desafios para a integração de políticas e instrumentos setoriais ao sistema de gestão de recursos hídricos no Estado de São Paulo. **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XV**, p. 1-20, 2003.

HYDROSCIENCE, INC. **Simplified Mathematical Modeling of Water Quality**. Hydroscience, Incorporated, 1971.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base de informações do Censo Demográfico 2010**: resultados da Sinopse por setor censitário. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

_____. **Bases e referências – bases cartográficas – malhas digitais**. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/basescartograficas/malhas-digitais>>. Acesso em nov. de 2017.

IEMA. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **As Bacias Hidrográficas do Estado do Espírito Santo**. 2013. Disponível em: <<http://www.iema.es.gov.br>:> Acesso em 10 de mar. 2018.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 969p. 2011.

JOUANNEAU, S., RECOULES, L., DURAND, M. J., BOUKABACHE, A., PICOT, V., PRIMAULT, Y.; LAKEL, A.; SENGELE, M.; BARILLONF, B.; THOUAND, G. Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. **Water research**, v. 49, p. 62-82, 2014.

KARAGIOZI, E.; ANDERADAKIS, E.; FOUNTOULIS, I.; KONSTANTINIDIS, A.; NTOUROS, K. Flood hazard assessment based on geomorphological analysis with GIS tools - The case of Laconia (Peloponnesus, Greece). In: SYMPOSIUM GIS, 20114, Ostrava. **Proceedings...** Ostrava: [s.n.], 2011.

KAWASAKI, A.; HERATH, S.; MEGURO, K. Developing a universal water resource assessment model for sustainable water security: the case of Kanagawa Basin, Japan and the Mekong River Basin. **ABCD-GIS Working Groups**. Harvard University, 2008a.

KAWASAKI, A.; TAKAMATSU, M.; HE, J.; ROGERS, P. Potential impact of precipitation and land-cover changes on stream flow in Srepok River Basin in Vietnam and Cambodia: an analysis process for local level water resources adaptation. **ABCD-GIS Working Groups**. Harvard University, 2008b.

KEUPERS, I.; WILLEMS, P. Development and testing of a fast conceptual river water quality model. **Water Research**, v. 113, p. 62-71, 2017.

KIM, J.; ENGEL, B. A.; PARK, Y. S.; THELLER, L.; CHAUBEY, I.; KONG, D. S.; LIM, K. J. Development of Web-based Load Duration Curve system for analysis of total maximum daily load and water quality characteristics in a waterbody. **Journal of Environmental Management**, v. 97, p. 46-55, 2012.

KNAPIK, H. G.; SCUISSATO, C.; FRANÇA, M. S.; FERNANDES, C. V. S.; MARIN, M. C. F. C.; MASINI, L.; PORTO, M. F. do A. Avaliação da qualidade da água baseada em metodologia de hierarquização de cargas com vistas ao Enquadramento com metas progressivas: estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, São Paulo, 2007.

KOZERSKI, H.-P.. Determination of areal sedimentation rates in rivers by using plate sediment trap measurements and flow velocity—settling flux relationship. **Water research**, v. 36, n. 12, p. 2983-2990, 2002.

LIANG, J.; YANG, Q.; SUN, T.; MARTIN, J. D.; SUN, H.; LI, L. MIKE 11 model-based water quality model as a tool for the evaluation of water quality management plans. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, v. 64, n. 6, p. 708-718, 2015.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 125-135, 2018.

LUME Estratégia Ambiental Ltda. **Enquadramento dos Corpos de Água e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente - REA – Relatório da Etapa A: Diagnóstico e Prognóstico**, 2013.

_____. **Enquadramento dos Corpos de Água e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente - PTC - Plano De Trabalho Consolidado**, 2012.

_____. **Enquadramento dos Corpos de Água e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente - RT3 – Relatório Técnico das Atividades B.1 e B.2**, 2014a.

_____. **Enquadramento dos Corpos de Água e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente - RT3 – Relatório Técnico das Atividades B.3 e B.4**, 2014b.

_____. **Enquadramento dos Corpos de Água e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente - RS – Relatórios Síntese**, 2015.

_____. **Modelagem da Qualidade das Águas do rio Benevente**. Planilhas QUAL-UFMG. Disponível em: <www.lumeambiental.com.br/prhbenevente>. 2014c. Acesso em 10 de jun. 2017.

MACHADO, F. W.; SCHMIDT, F. A.; FERREIRA, T. D. N.; FERNANDES, C. V. S.; PORTO, M. D. A. Método Simplificado para Relacionar Concentração de DBO, Vazão e os Conceitos de Permanência e Risco. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, São Paulo, 2007.

MAIDMENT, D. R. **ArcHydro. GIS for water resources**. Redland: ESRI Press, 2002.

MATOS, M. P. de; BORGES, A. C.; MATOS, A. T. DE; SILVA, E. F. da; MARTINEZ, M. A. Effect of time-temperature binomial in obtaining biochemical oxygen demand of different wastewaters. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 34, n. 2, p. 332-340, Apr. 2014.

MEIER, M.A.; COSTA, F. DA SILVA; BASSO, L.A.; A participação social na gestão dos recursos hídricos: um paralelo entre Brasil e Portugal. **Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos países de língua portuguesa**, Brasília, 2015.

MORRISON, M. A.; BONTA, J. V. **Development of duration-curve based methods for quantifying variability and change in watershed hydrology and water quality**. National Risk Management Research Laboratory, Land Remediation and Pollution Control Division, US Environmental Protection Agency, 2008.

MOURÃO JÚNIOR, P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG: estudo de caso sub-bacia do rio Piracicaba**. 2010. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.

NAGALLI, A.; NEMES, P. Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 7, n. 2, p. 131-144, 2017.

NKWONTA, O. I.; DZWAIRO, B.; OTIENO, F. A. O.; ADEYEMO, J. A. A review on water resources yield model. **south african journal of chemical engineering**, v. 23, p. 107-115, 2017.

NOORHOSSEINI, S. A.; ALLAHYARI, M. S.; DAMALAS, C. A.; MOGHADDAM, S. S. Public environmental awareness of water pollution from urban growth: The case of Zarjub and Goharrud rivers in Rasht, Iran. **The Science of the total environment**, v. 599, p. 2019, 2017.

NOVAIS, M. P. S.; Análise Espacial de Bacias Hidrográficas a partir de SIG: um estudo da Bacia Hidrográfica do Itapicuru – Bahia. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, São José dos Campos, São Paulo, 2015.

OLIVEIRA FILHO, A. A. de; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro , v. 23, n. 1, p. 3-14, Feb. 2018 .

OLIVEIRA, P. T. S. DE; RODRIGUES, D. B. B.; SOBRINHO, T. A.; PANACHUKI, E. Integração de informações quali-quantitativas como ferramenta de gerenciamento de recursos hídricos. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 13, n. 1, p. 18-27, 2011.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Decision support for diffuse pollution management. **Environmental Modelling Software**, v. 30, p. 57-70, 2012.

PEREIRA, F. V.; FOLETTO, F.; MOREIRA, T. M.; GOMES, J. M. L.; BERNINI, E. Estrutura da vegetação em duas áreas com diferentes históricos de antropização no manguezal de Anchieta, ES. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 22, n. 1, 2009.

PESSÔA, Z. B.; FONTES, A. S.; MEDEIROS, Y. D. P. Enquadramento de corpos d'água para fins de consumo humano em regiões semiáridas: avaliação conforme Resolução CONAMA 357/2005 e Portaria MS 2914/2011. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 496-506, 2015.

PESSÔA, Z.B. **Efetivação do Enquadramento de corpos d'água para fins de consumo humano em regiões semiáridas: avaliação conforme resolução CONAMA 357/2005 e portaria MS 2914/2011**. 2013. 124 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

PETRI, D. J. C.; BERNINI, E.; SOUZA, L. M. de; REZENDE, C. E. Distribuição das espécies e estrutura do manguezal do rio Benevente, Anchieta, ES. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 3, p. 107-116, 2011.

PINHEIRO, R. B.; MONTENEGRO, S.; SILVA, S. R. da; MEDEIROS, Y. D.; AURELIANO, J. T. Outorga para lançamento de efluentes—Uma metodologia de apoio à gestão de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre**, v. 18, n. 4, 2013.

PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. de. Análise da Sustentabilidade Ambiental do Sistema de Classificação das Águas Doces Superficiais Brasileiras. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n.2, p. 139-148, 2007.

POPEL, H.J. **Aeration and gas transfer**. Delft: Delft University of Technology, 1979.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estud. av.**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

PRUSKI, F. F. R.; R. D. G; SOUZA, J. F; SILVA, B. M. B. DA.; SARAIVA, I. S. Conhecimento da disponibilidade hídrica natural para a gestão dos recursos hídricos. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal , v. 31, n. 1, p. 67-77, 2011.

QUEIROZ, F. M. de; MATOS, A. T. de; VON SPERLING, M. Estimation of reaeration coefficients of water in shallow moving-bed channel. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 79-88, 2015.

RAMROOP, S. Flooding analysis strategy using GIS. ESRI INTERNATIONAL USER CONFERENCE, August 2005, San Diego. **Proceedings...** [S.I.]: ESRI, 2005.

REIS, J. A. T.; CRISTO, J.N.; ELESBON, A. A. A.; MENDONÇA, A. S. F. Regionalização de curvas de permanência de vazão para rios do estado do Espírito Santo. **Revista Capixaba de Ciência e Tecnologia**, Vitória, n. 1, p.28-35, 2006.

RIBEIRO, H. J.; FERREIRA, N. C.. ANÁLISE COMPARATIVA DE REDES HIDROLÓGICAS GERADAS A PARTIR DE SUPERFÍCIES HIDROLOGICAMENTE CONSISTENTES. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 20, n. 4, 2014.

RODRIGUES, D. B. B.; OLIVEIRA, P. T. S. de; GOMES, A. O.; CAVAZZANA, G. H.; IDE, C. N. Análise da qualidade da água de rio Anhanduí-MS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande-MS**, 2009.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M. de; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105-114, 2013.

SEARCY, J., K. **Flow-Duration Curves - Manual of Hydrology: Part 2. Low-Flow Techniques**. Washington, DC: United States Government Printing Office, 1959.

SHEN, J.; ZHAO, Y. Combined Bayesian statistics and load duration curve method for bacteria nonpoint source loading estimation. **Water research**, v. 44, n. 1, p. 77-84, 2010.

SILVA, M. A. B. da; BERNINI, E.; CARMO, T. M. S. do. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta Botânica Brasílica.**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 465-471, 2005.

SILVA, M. M. A. P. D.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Water quality modeling in the basin of the Piracicaba River (MG), Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 133-143, 2017.

SIMOES, S. J. C.. Interaction between GIS and hydrologic model: a preliminary approach using ArchHydro Framework Data Model. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté , v. 8, n. 3, p. 83-92, dez. 2013 .

SisCAH 1.0 - **Sistema Computacional para Análises Hidrológicas**. Disponível em: <http://www.gprh.ufv.br/?area=softwares>. Acesso em 09 set. 2017.

SLAUGHTER, A. R.; HUGHES, D. A.; RETIEF, D. C. H.; MANTEL, S. K. A management-oriented water quality model for data scarce catchments. **Environmental Modelling & Software**, v. 97, p. 93-111, 2017.

SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; AYRES, F. M.. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 46-57, 2010.

SOS Mata Atlântica/INPE. **Atlas dos Remanescentes da Mata Atlântica**, 2016. Disponível em:< <http://mapas.sosma.org.br/dados/>>. Acesso em: 02 abr. 2018.

STREETER, H. W., PHELPS, E. B. **A study of the natural purification of the Ohio River**. Public Health Bulletin 146, U.S. Washington: Public Health Service, 1925.

SZELIGA, M. R.; ROMA, W. N. L. Rearation Studies with Particle Image Velocimetry-S-PIV-3D System. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 499-510, 2009.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, A. O.; SILVA, J.B. da. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275-288, jul/set 2013.

TIAN, S.; WANG, Z.; SHANG, H. Study on the self-purification of Juma River. **Procedia Environmental Sciences**, v. 11, p. 1328-1333, 2011.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2 ed. Porto Alegre: Editora da FRGS, 2005.

_____. **Regionalização de Vazões**. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2002, 256 p.

TYAGI, B.; GAKKHAR, S.; BHARGAVA, D. S. Mathematical modelling of stream DO-BOD accounting for settleable BOD and periodically varying BOD source. **Environmental modelling & software**, v. 14, n. 5, p. 461-471, 1999.

USGS. United States Geological Survey. **SRTM**. Disponível em: <<https://gdex.cr.usgs.gov/gdex/>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

USP/UFPR. **Projeto Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu Enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão**. Relatório Parcial de Avaliação nº1. Curitiba: UFPR, 100f. dez. 2007.

_____. **Relatório do Projeto Bacias Críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para o seu Enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão**. São Paulo: FINEP/CTHIDRO, 2008.

VAGNETTI, R.; MIANA, P.; FABRIS, M.; PAVONI, B. Self-purification ability of a resurgence stream. **Chemosphere**, v. 52, n. 10, p. 1781-1795, 2003.

VERÓL, A. P.; VOLSCHAN JR, I. Inventário e análise de padrões de lançamento de esgotos sanitários: visão nacional e internacional. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. São Paulo, 2007.

VERVLOET, R. J.; ROSS, J. L. S. Associação Entre Fatos Geomórficos e os Dobramentos de Fundo na Evolução de uma Rede de Drenagem na Margem Atlântica do Planalto Brasileiro: O Caso da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente-ES. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, n. 35, p. 174-191, 2013.

VIEIRA, F.; GASPARINI, J. L.; MACIEIRA, R. M. **Guia ilustrado dos peixes da bacia do rio Benevente - ES**. ACQUA Consultoria e Recuperação de Ambientes Aquáticos Ltda/São Joaquim Energia S.A., Vitória. 100 p., 2014.

VOGEL, R. M.; FENNESSEY, N. M. Flow-duration curves. I: New interpretation and confidence intervals. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 120, n. 4, p. 485-504, 1994.

_____. Flow duration curves II: a review of application in water resources planning. **Water Resoucers Bulletin**, v. 31, n. 6, p. 1029-1039, 1995.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2007, 588 p.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. **Urban Water**. Belo Horizonte – BH, v. 4, n. 1, p. 105-114, 2002.

WANG, C.; BI, J.; AMBROSE, R. B. Development and application of mathematical models to support total maximum daily load for the Taihu Lake's influent rivers, China. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 258-267, 2015.

WRIGHT, R. M.; MCDONNELL, A. J. In-stream deoxygenation rate prediction. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 105, n. 2, p. 323-335, 1979.

XUE, C.; YIN, H.; MING, X. I. E. Development of integrated catchment and water quality model for urban rivers. **Journal of Hydrodynamics**, Ser. B, v. 27, n. 4, p. 593-603, 2015.

APÊNDICES

APÊNDICE I – Curva de permanência de vazões regionalizadas para as estações fluviométricas

Figura I.1 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Córrego do Galo.

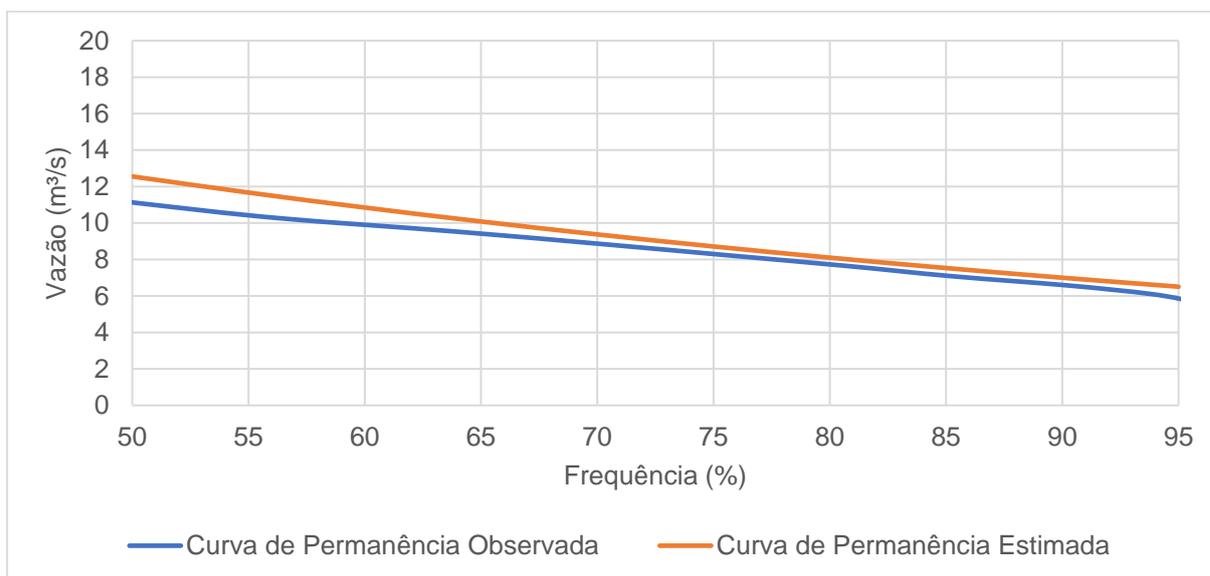


Figura I.2 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Fazenda Jucuruaba.

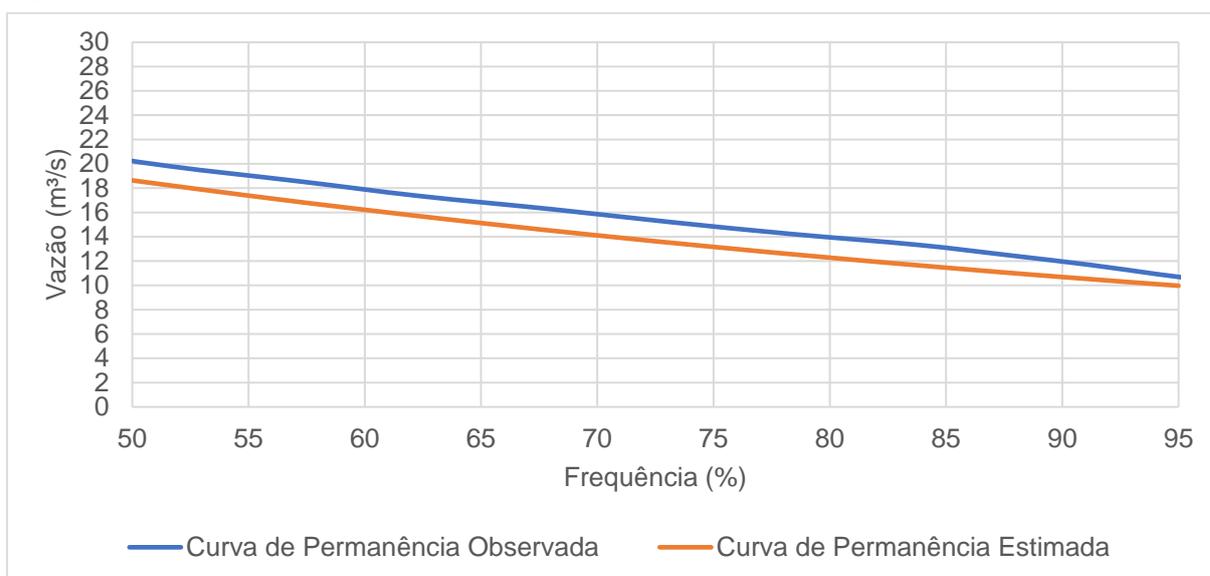


Figura I.3 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Matilde.

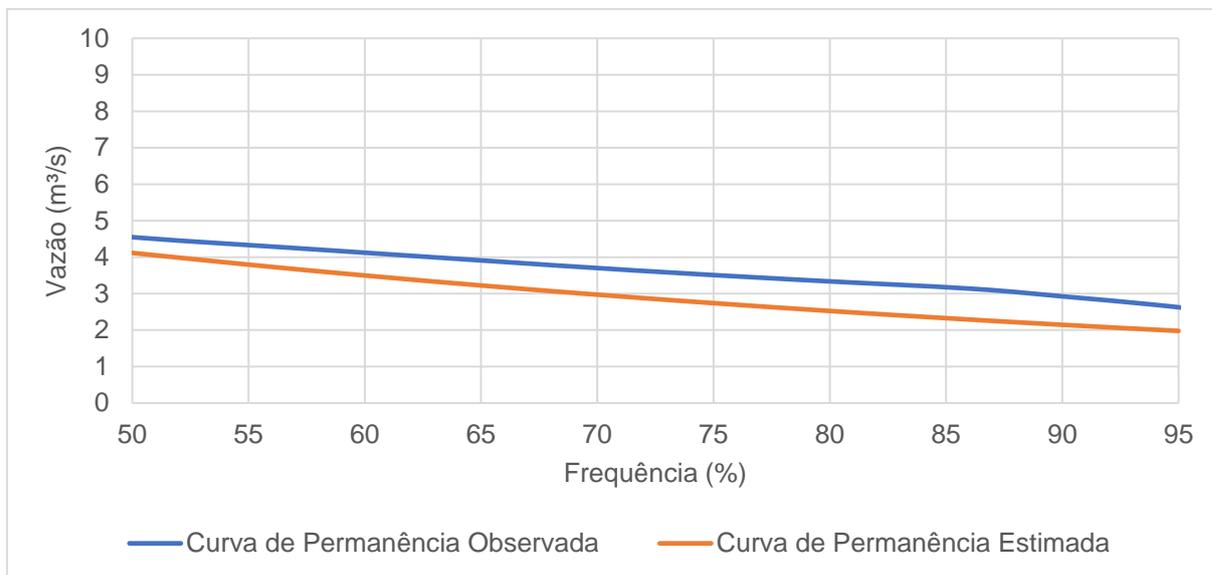
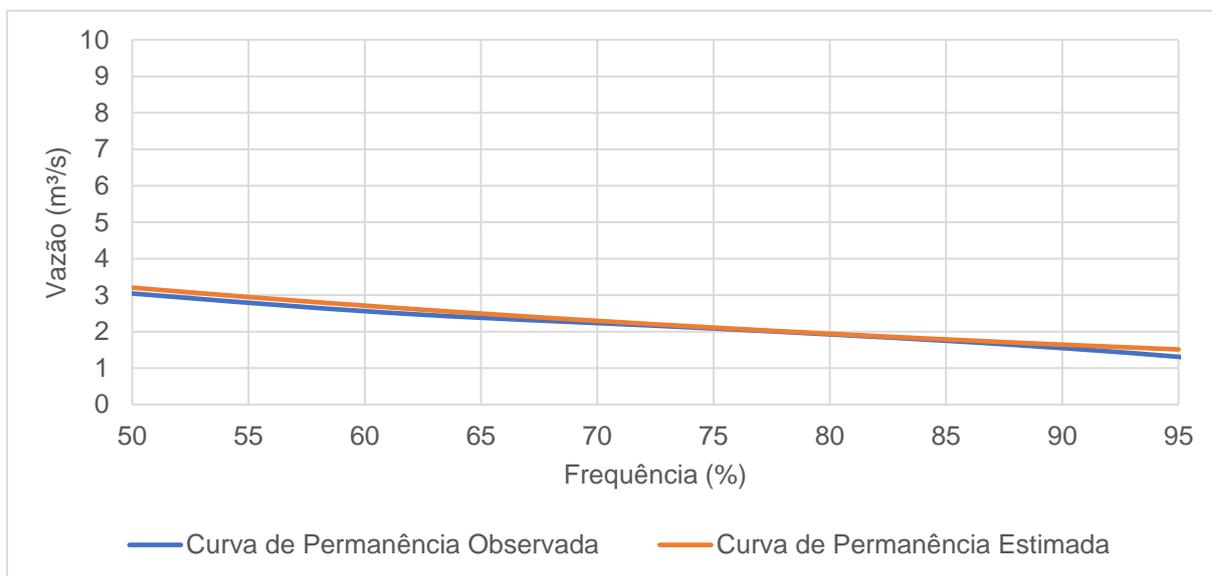


Figura I.4 – Comparação entre a curva de permanência de vazões observadas, com a de vazões regionalizadas (entre 50% e 95% de permanência) para a estação Iconha Montante.



APÊNDICE II – Cargas totais de DBO_{5,20} doméstica produzidas por distrito, relativas às áreas de contribuição associadas às seções de controle A e B.

Tabela II.1 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o Panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg DBO _{5,20} /d)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	6,67	49,76	56,43	6,75	50,39	57,14	6,92	51,66	58,58
Matilde	Alfredo Chaves	161	947	163	959	167	984	8,04	47,37	55,41	8,14	47,97	56,11	8,35	49,18	57,52
Total		294	1942	298	1967	305	2017	14,71	97,13	111,84	14,89	98,36	113,25	15,27	100,84	116,1

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Tabela II.2 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o Panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg DBO _{5,20} /d)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	3,33	49,76	53,09	3,37	50,39	53,76	3,46	51,66	55,12
Matilde	Alfredo Chaves	161	947	163	959	167	984	4,98	47,37	52,36	5,05	47,97	53,01	5,17	49,18	54,35
Total		294	1942	298	1967	305	2017	8,32	97,13	105,45	8,42	98,35	106,77	8,63	100,84	109,47

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Tabela II.3 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle A, considerando o Panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg DBO _{5,20} /d)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	2,00	49,76	51,76	2,02	50,39	52,41	2,08	51,66	53,74
Matilde	Alfredo Chaves	161	947	163	959	167	984	2,41	47,37	49,78	2,44	47,97	50,41	2,50	49,18	51,68
Total		294	1942	298	1967	305	2017	4,41	97,13	101,54	4,47	98,35	102,82	4,58	100,84	105,42

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana.

Tabela II.4 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle B, considerando o Panorama 1 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg DBO _{5,20} /d)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	6,67	49,76	56,43	6,75	50,39	57,14	6,92	51,66	58,58
Matilde	Alfredo Chaves	161	1221	163	1236	167	1268	8,04	61,06	69,1	8,14	61,82	69,97	8,35	63,39	71,73
Ibitiruí	Alfredo Chaves	259	399	263	404	269	414	12,97	19,94	32,91	13,14	20,19	33,32	13,47	20,7	34,17
Crubixá	Alfredo Chaves	33	1151	33	1165	34	1195	1,63	57,55	59,18	1,65	58,27	59,92	1,69	59,74	61,43
Sagrada Família	Alfredo Chaves	250	607	253	614	260	630	12,52	30,33	42,84	12,67	30,71	43,38	12,99	31,48	44,48
Araguaia	Marechal Floriano	229	10	248	11	290	13	17,96	0,5	18,46	19,43	0,54	19,97	22,72	0,64	23,36
Aparecida	Alfredo Chaves	329	-	333	-	341	-	16,43	-	16,43	16,64	-	16,64	17,06	-	17,06
Ribeirão do Cristo	Alfredo Chaves	4	1204	4	1219	4	1250	0,2	60,19	60,4	0,21	60,95	61,16	0,21	62,49	62,7
Alfredo Chaves	Alfredo Chaves	5820	1635	5893	1656	6042	1698	456,28	81,77	538,04	462,01	82,79	544,8	473,69	84,89	558,58
Total		7218	7222	7325	7313	7546	7500	532,7	361,1	893,8	540,6	365,7	906,3	557,1	375	932,1

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana

Tabela II.5 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle B, considerando o Panorama 2 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg DBO _{5,20} /d)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	3,33	49,76	53,09	3,37	50,39	53,76	3,46	51,66	55,12
Matilde	Alfredo Chaves	161	1221	163	1236	167	1268	4,98	61,06	66,04	5,05	61,82	66,87	5,17	63,39	68,56
Ibitiruí	Alfredo Chaves	259	399	263	404	269	414	8,04	19,94	27,98	8,15	20,19	28,33	8,35	20,70	29,05
Crubixá	Alfredo Chaves	33	1151	33	1165	34	1195	0,81	57,55	58,36	0,82	58,27	59,09	0,85	59,74	60,59
Sagrada Família	Alfredo Chaves	250	607	253	614	260	630	6,26	30,33	36,58	6,34	30,71	37,04	6,50	31,48	37,98
Araguaia	Marechal Floriano	229	10	248	11	290	13	17,96	0,50	18,46	19,43	0,54	19,97	22,72	0,64	23,36
Aparecida	Alfredo Chaves	329	-	333	-	341	-	12,33	0,00	12,33	12,48	0,00	12,48	12,80	0,00	12,80
Ribeirão do Cristo	Alfredo Chaves	4	1204	4	1219	4	1250	0,20	60,19	60,40	0,21	60,95	61,16	0,21	62,49	62,70
Alfredo Chaves	Alfredo Chaves	5820	1635	5893	1656	6042	1698	367,21	81,77	448,98	371,82	82,79	454,62	381,22	84,89	466,11
Total		7218	7222	7325	7313	7546	7500	421,14	361,09	782,23	427,66	365,66	793,33	441,28	374,98	816,27

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana

Tabela II.6 – Cargas totais de DBO_{5,20} produzidas em cada distrito da bacia hidrográfica do rio Benevente, relativas à área de contribuição da seção de controle B, considerando o Panorama 3 nos horizontes de tempo propostos.

Distrito	Município	População (hab)						Cargas produzidas (Kg DBO _{5,20} /d)								
		2017		2022		2032		2017			2022			2032		
		Urbana	Rural	Urbana	Rural	Urbana	Rural	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total	CTu	CDr	Total
Urânia	Alfredo Chaves	133	995	135	1008	138	1033	2,00	49,76	51,76	2,02	50,39	52,41	2,08	51,66	53,74
Matilde	Alfredo Chaves	161	1221	163	1236	167	1268	2,41	61,06	63,47	2,44	61,82	64,27	2,50	63,39	65,89
Ibitiruí	Alfredo Chaves	259	399	263	404	269	414	3,89	19,94	23,83	3,94	20,19	24,13	4,04	20,70	24,74
Crubixá	Alfredo Chaves	33	1151	33	1165	34	1195	0,49	57,55	58,04	0,49	58,27	58,76	0,51	59,74	60,25
Sagrada Família	Alfredo Chaves	250	607	253	614	260	630	3,76	30,33	34,08	3,80	30,71	34,51	3,90	31,48	35,38
Araguaia	Marechal Floriano	229	10	248	11	290	13	5,39	0,50	5,89	5,83	0,54	6,37	6,82	0,64	7,45
Aparecida	Alfredo Chaves	329	-	333	-	341	-	4,93	0,00	4,93	4,99	0,00	4,99	5,12	0,00	5,12
Ribeirão do Cristo	Alfredo Chaves	4	1204	4	1219	4	1250	0,06	60,19	60,25	0,06	60,95	61,01	0,06	62,49	62,55
Alfredo Chaves	Alfredo Chaves	5820	1635	5893	1656	6042	1698	136,88	81,77	218,65	138,60	82,79	221,40	142,11	84,89	226,99
Total		7218	7222	7325	7313	7546	7500	159,81	361,09	520,90	162,19	365,66	527,85	167,13	374,98	542,12

Notas: CDr: carga direta de DBO_{5,20} referente ao esgoto doméstico da população rural; CTu: carga de DBO_{5,20} no esgoto doméstico tratado, relativa à população urbana

APÊNDICE III – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle A, anos de 2017 e 2022.

Figura III.1 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2017, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

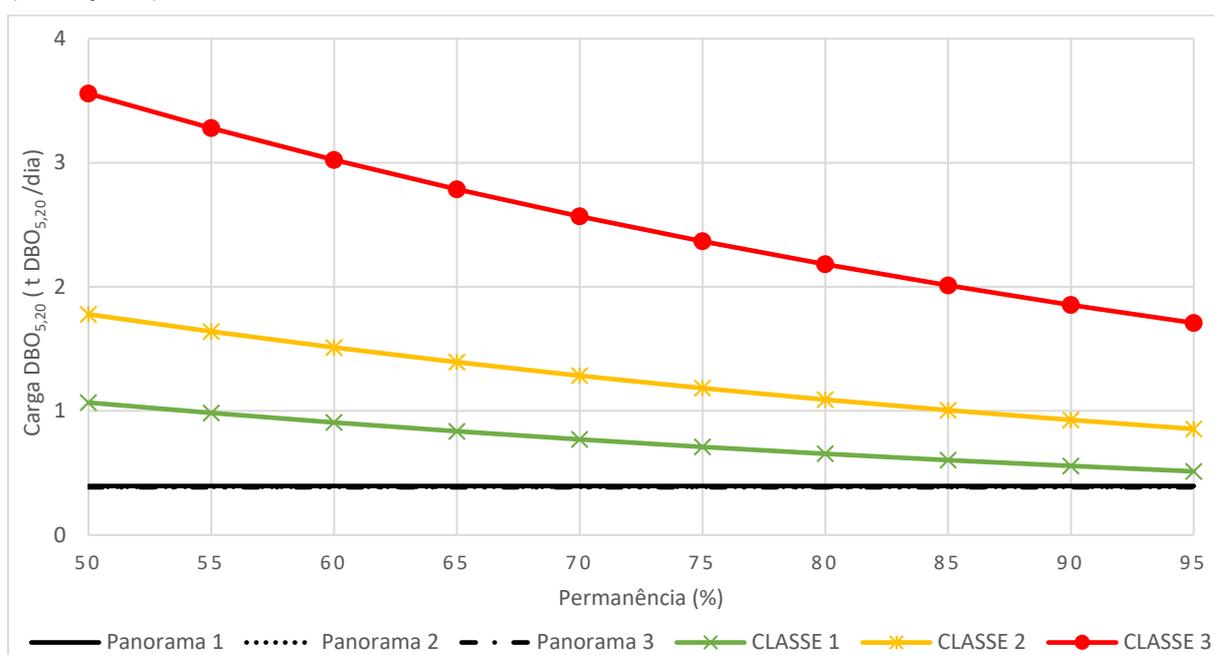


Figura III.2 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2017, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).

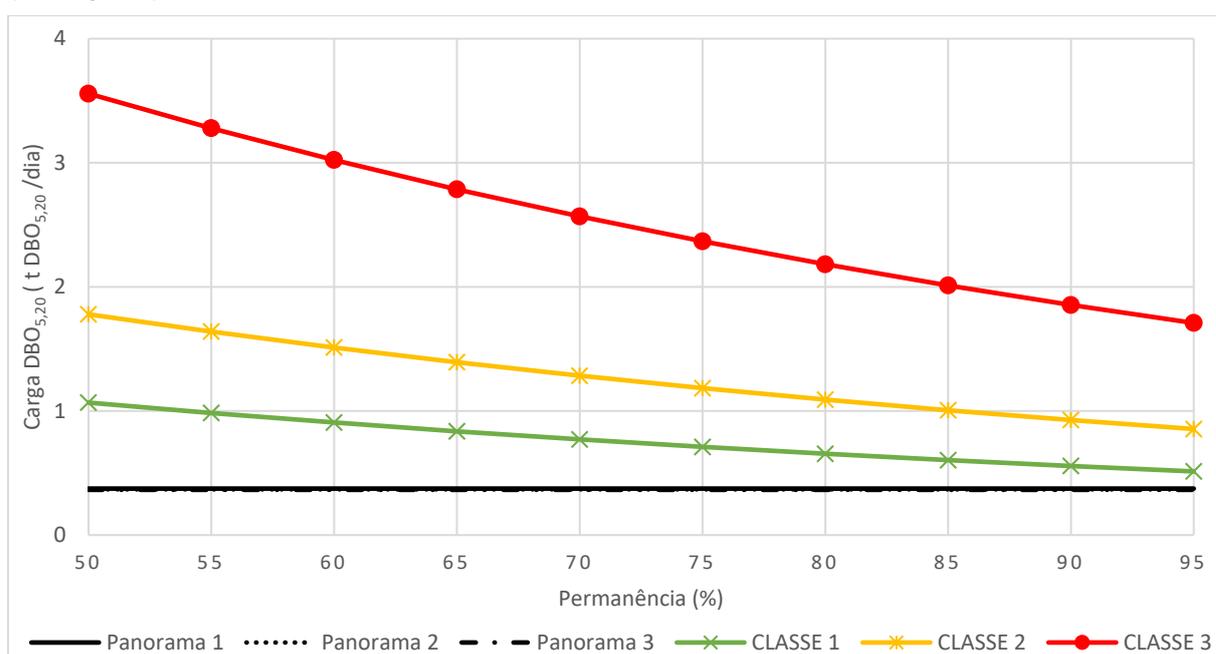


Figura III.3 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2022, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

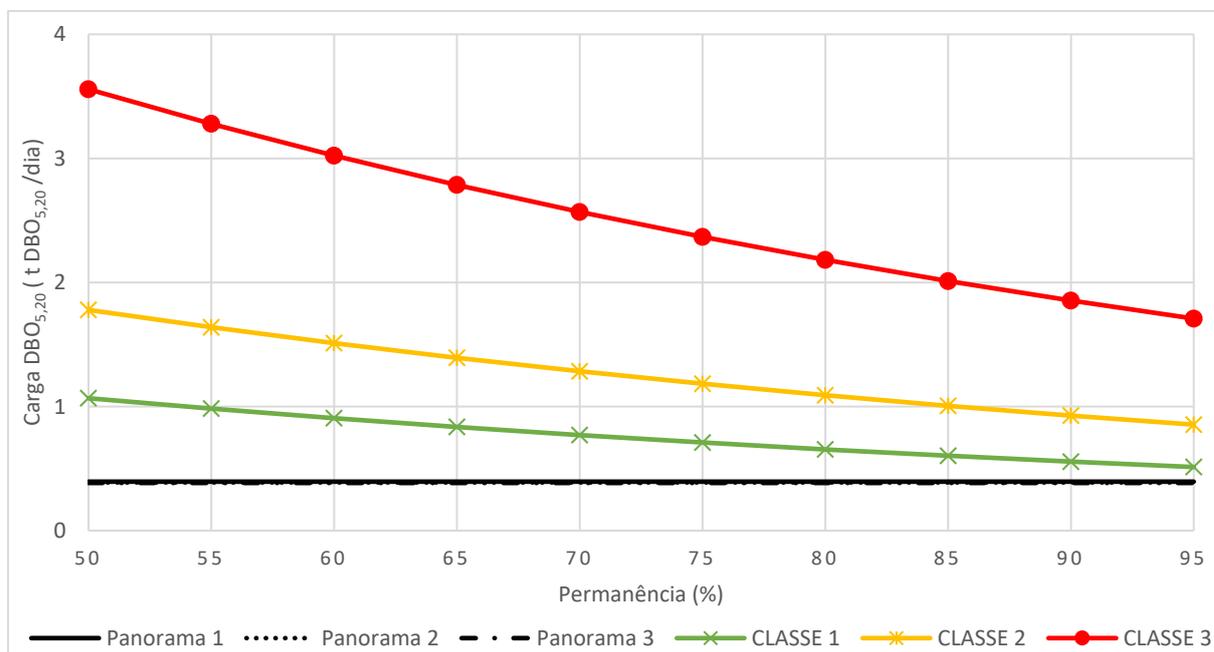
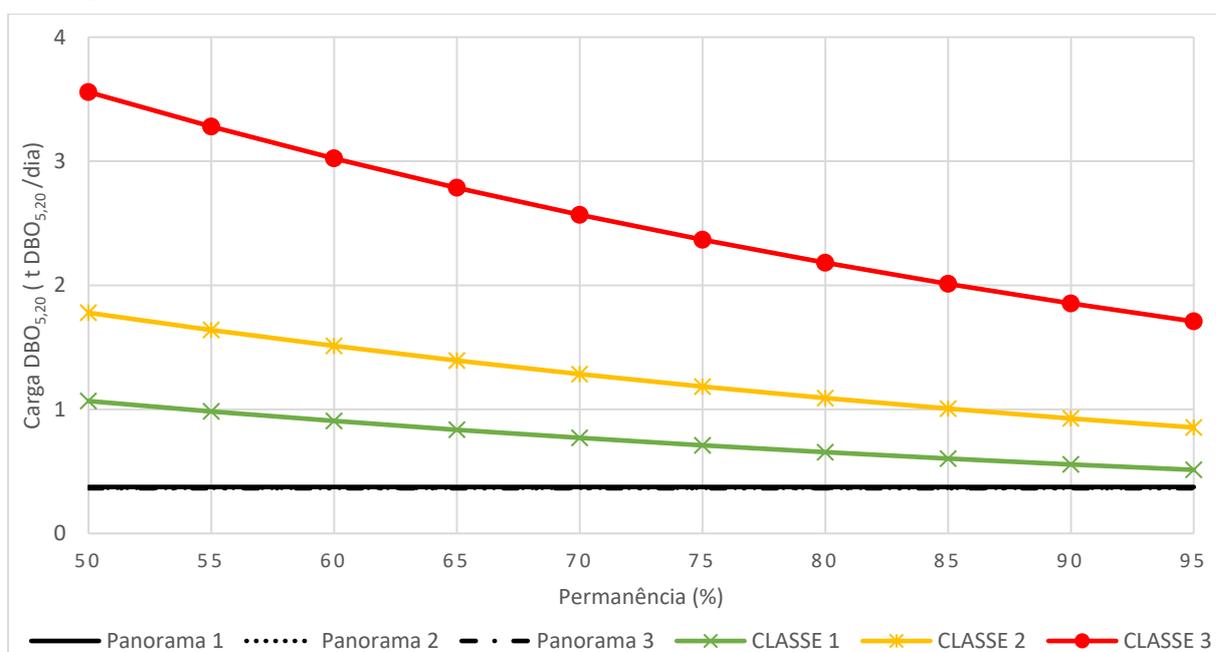


Figura III.4 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle A para o ano de 2022, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).



APÊNDICE IV – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle B, anos de 2017 e 2022.

Figura IV.1 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2017, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

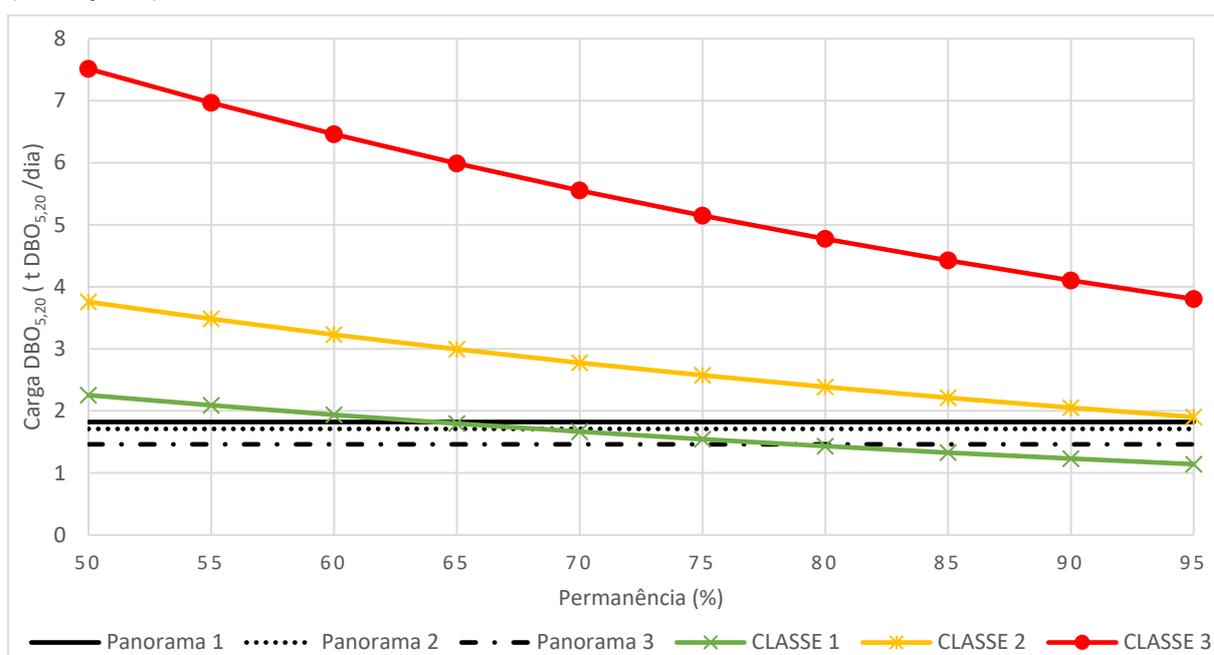


Figura IV.2 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2017, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).

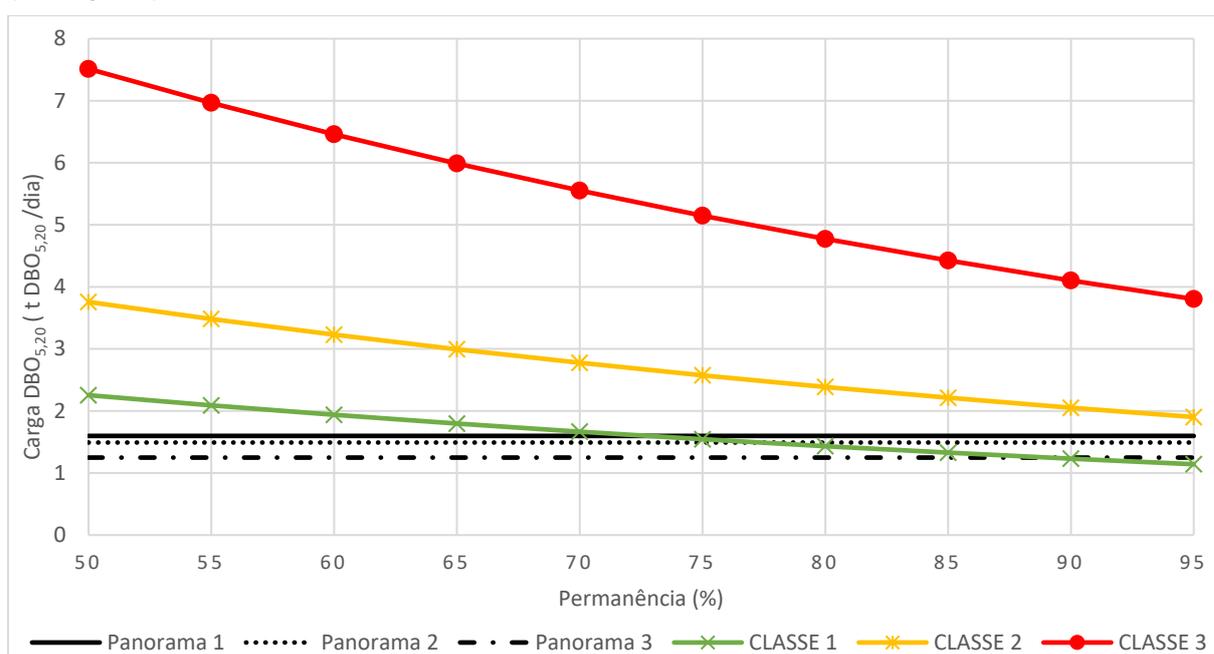


Figura IV.3 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2022, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

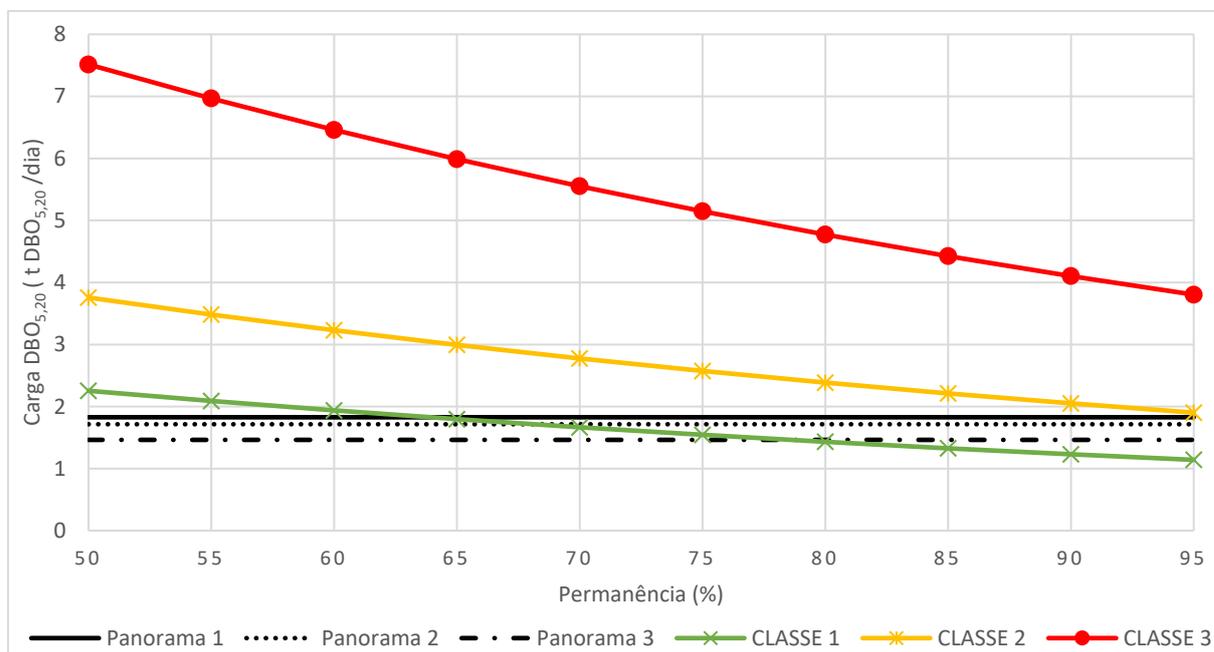
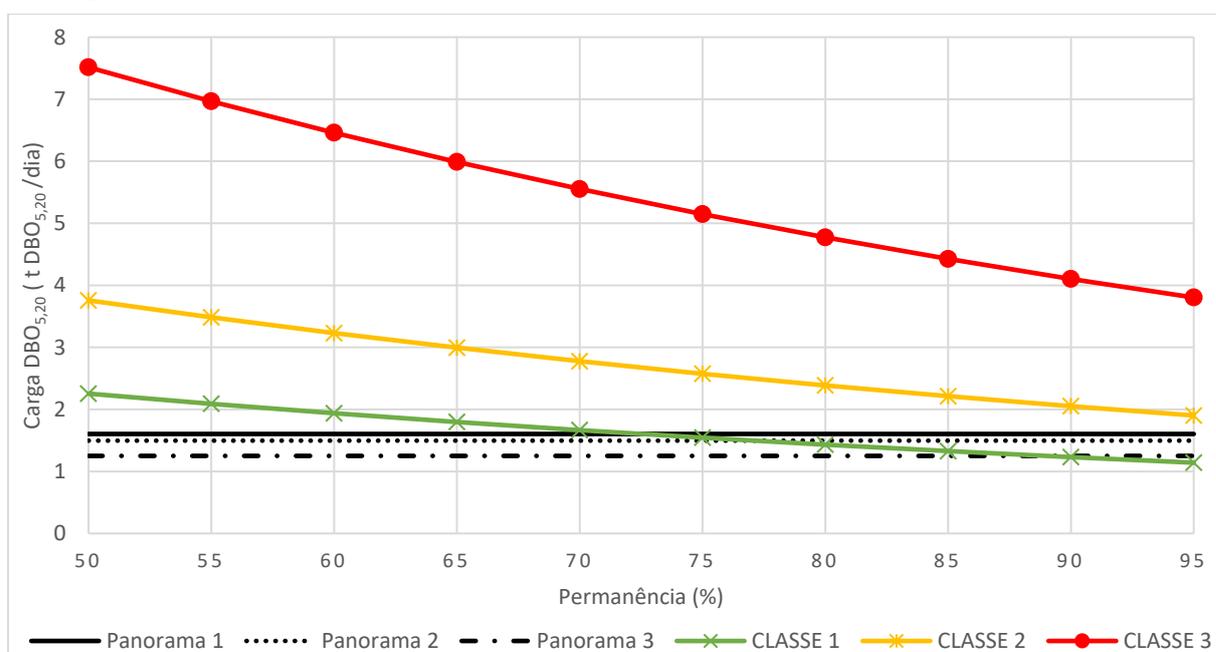


Figura IV.4 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle B para o ano de 2022, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).



APÊNDICE V – Permanência nas classes de enquadramento da seção de controle C, anos de 2017 e 2022.

Figura V.1 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2017, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

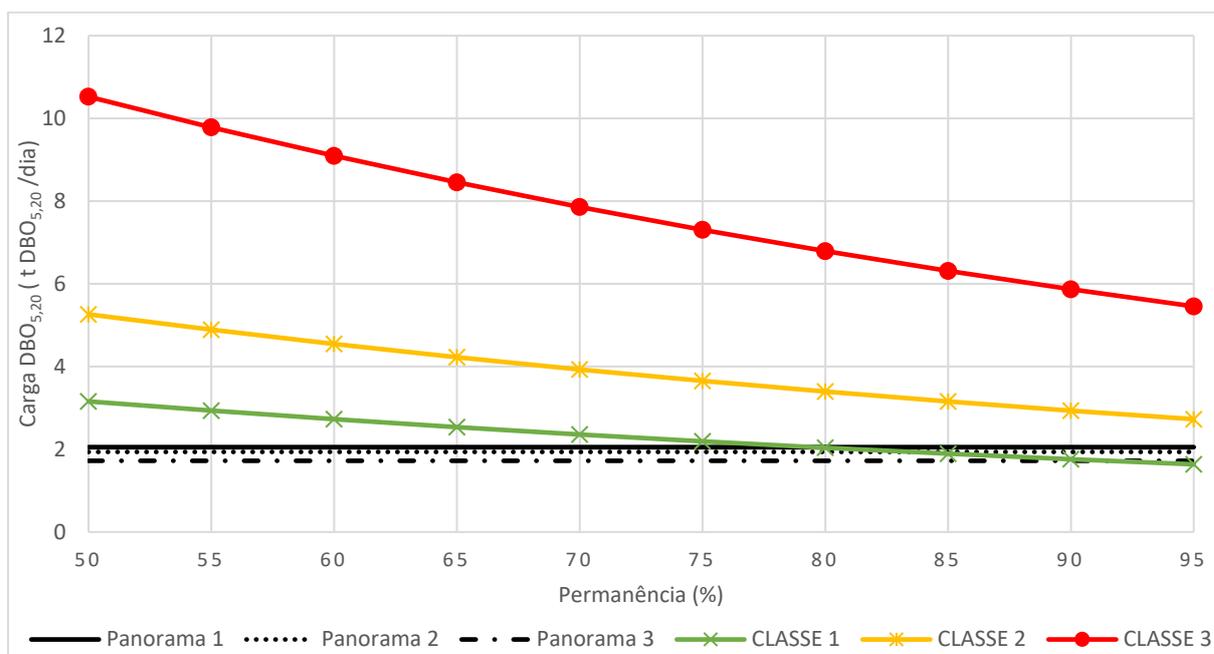


Figura V.2 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2017, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).

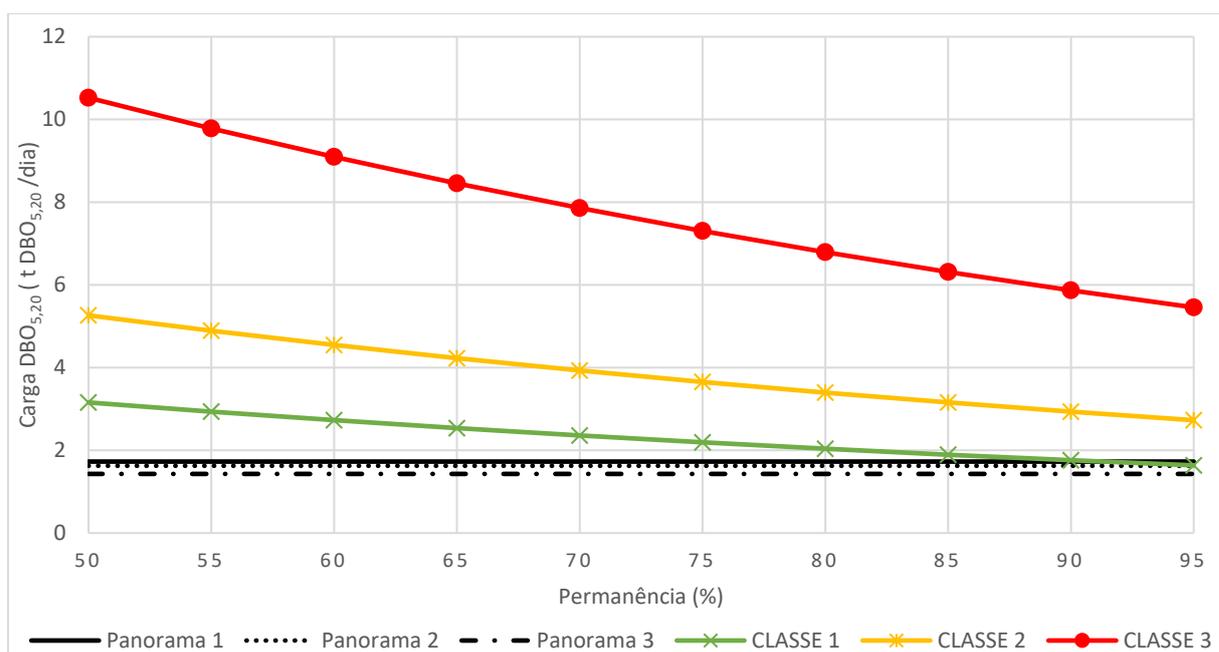


Figura V.3 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2022, sem considerar o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 1).

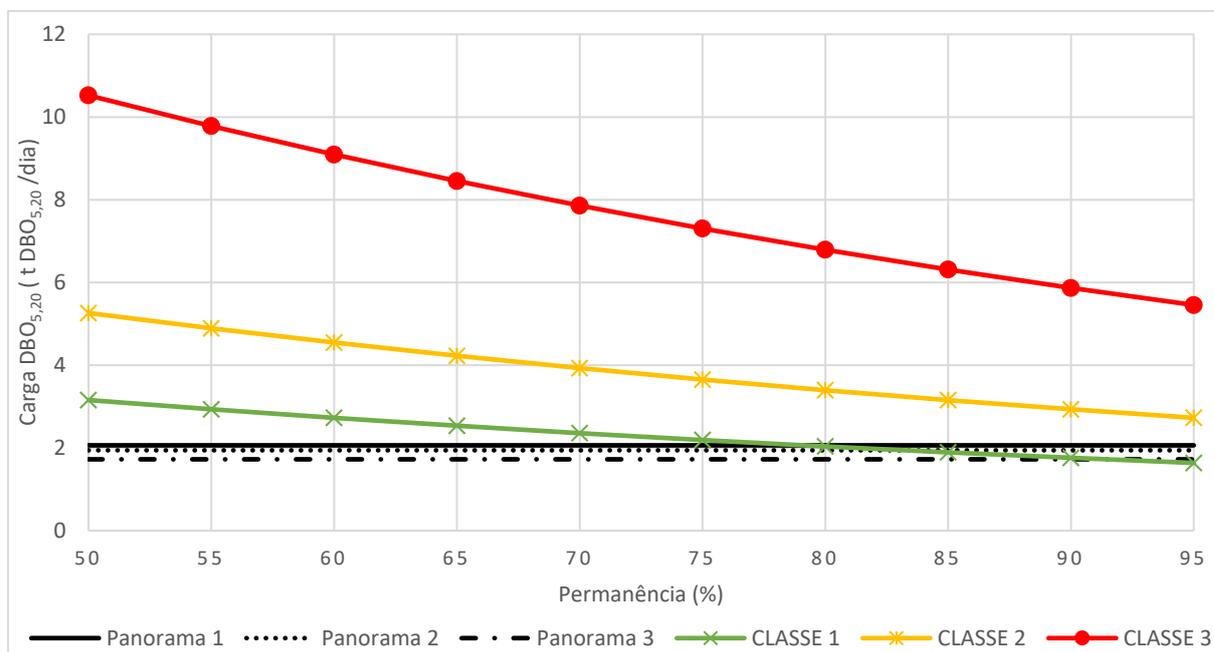
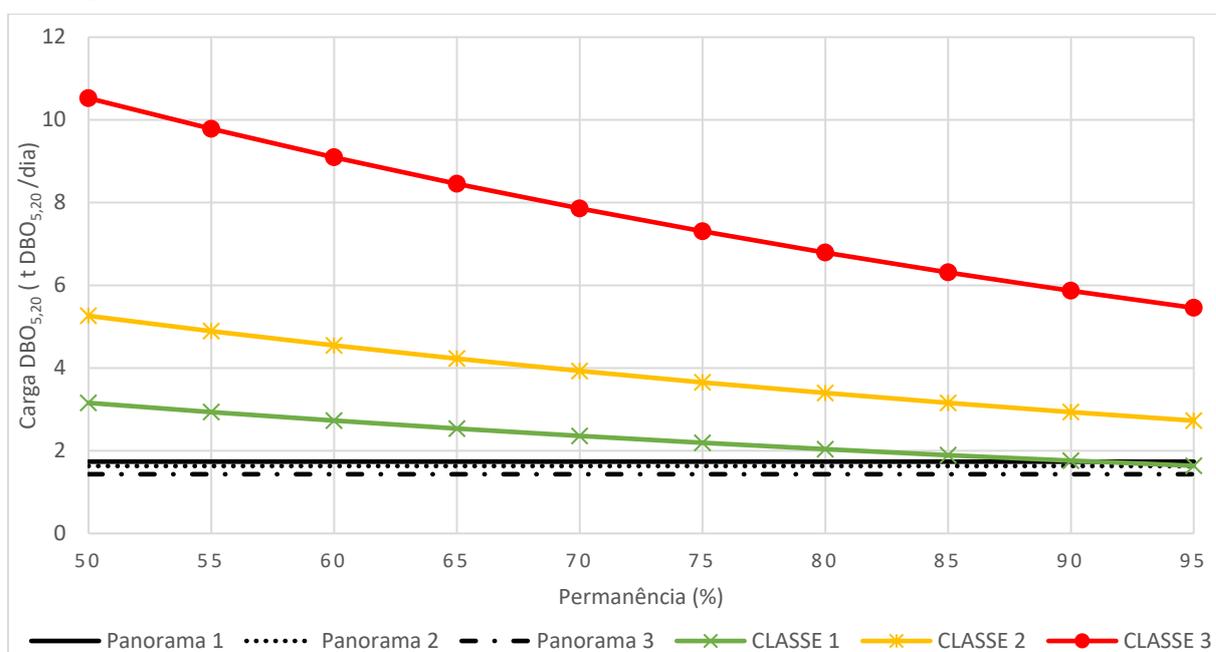
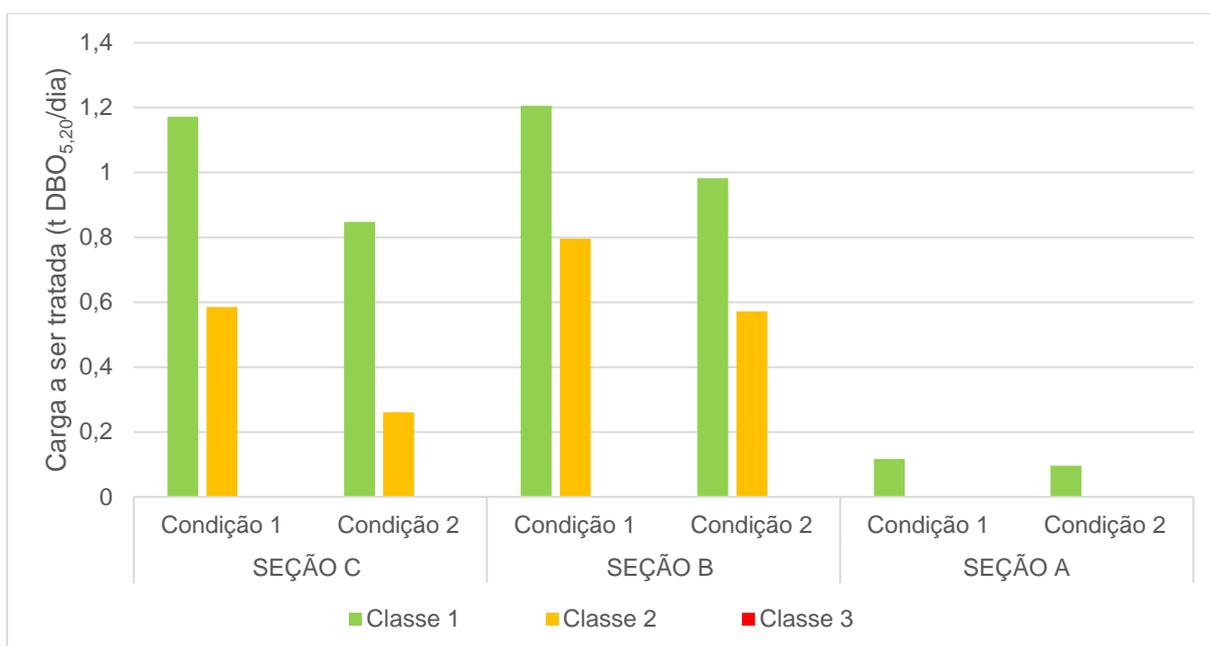


Figura V.4 – Permanências nas classes de enquadramento da seção de controle C para o ano de 2022, considerando o processo de abatimento de cargas orgânicas pelo processo de autodepuração (Condição 2).



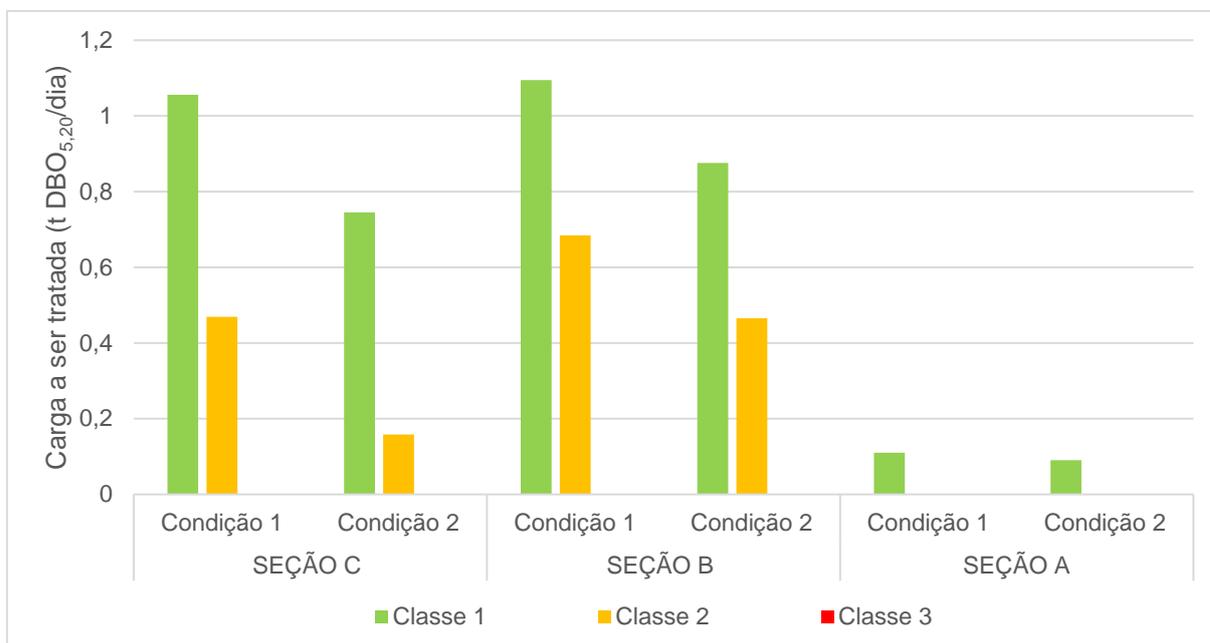
APÊNDICE VI – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle (A, B e C), conforme condições de abatimento de carga orgânica (Condições 1 e 2), por panorama de tratamento de esgoto, considerando as perspectivas de enquadramento nos anos de 2017 e 2022

Figura VI.1 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2017.



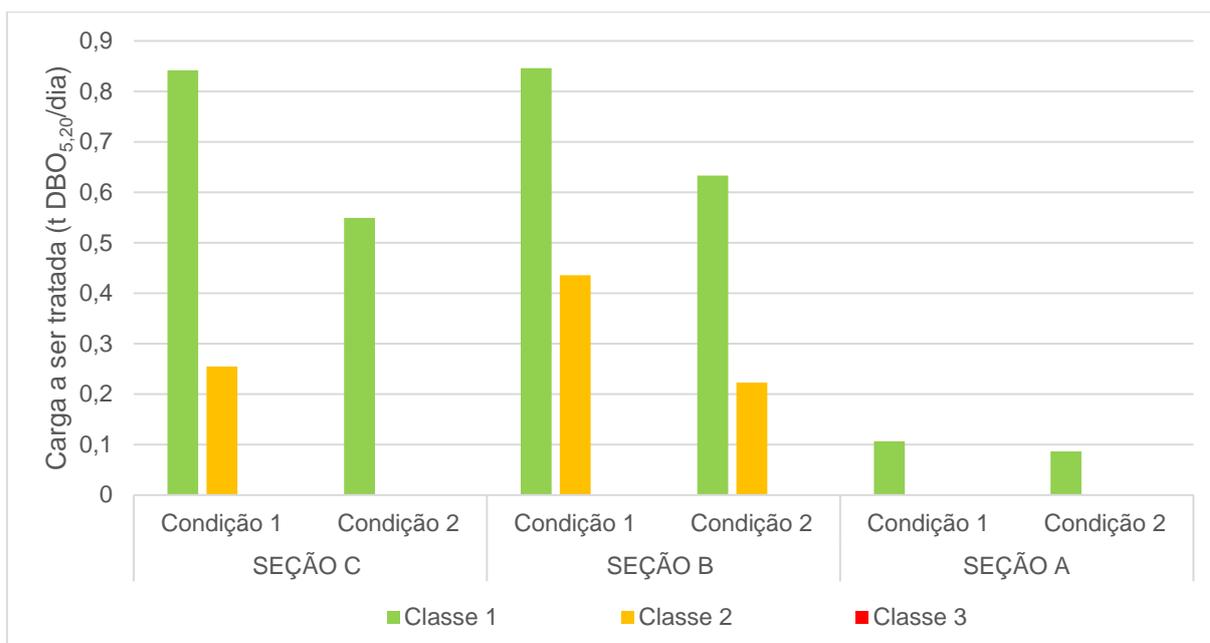
Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VI.2 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2017.



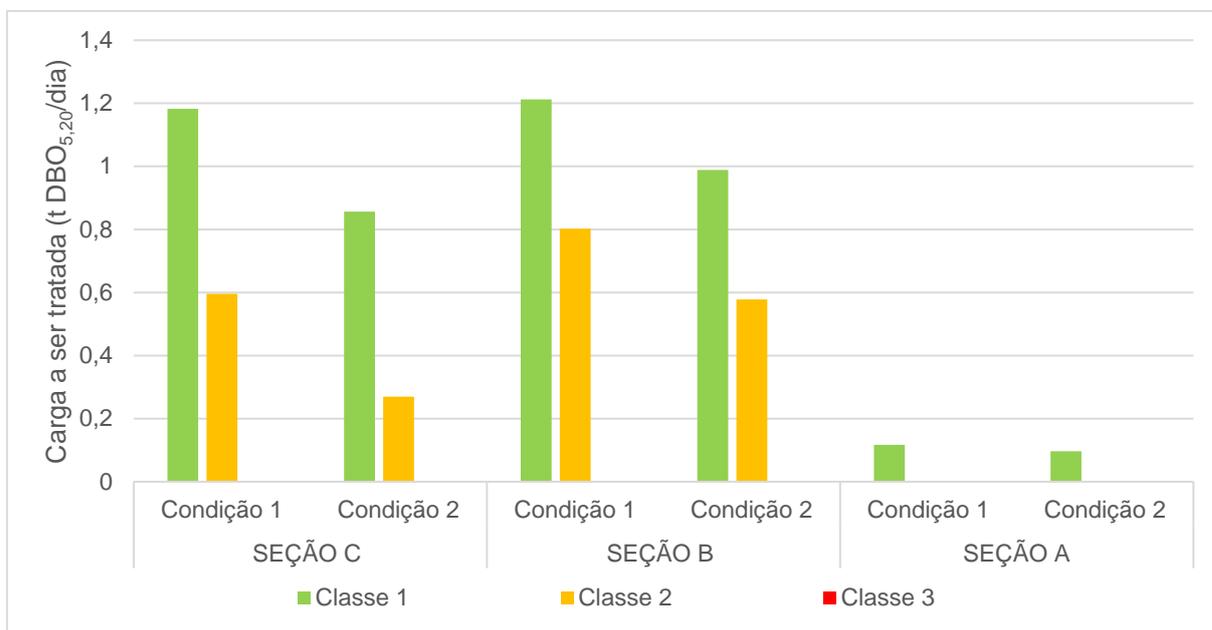
Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VI.3 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2017.



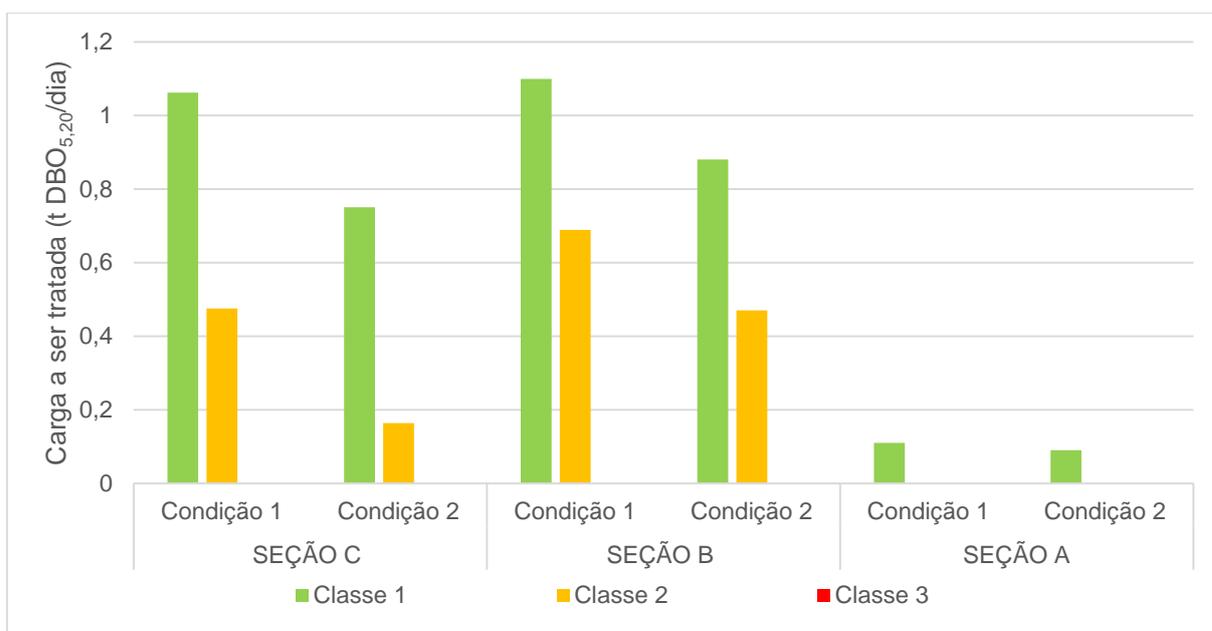
Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VI.4 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 1), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2022.



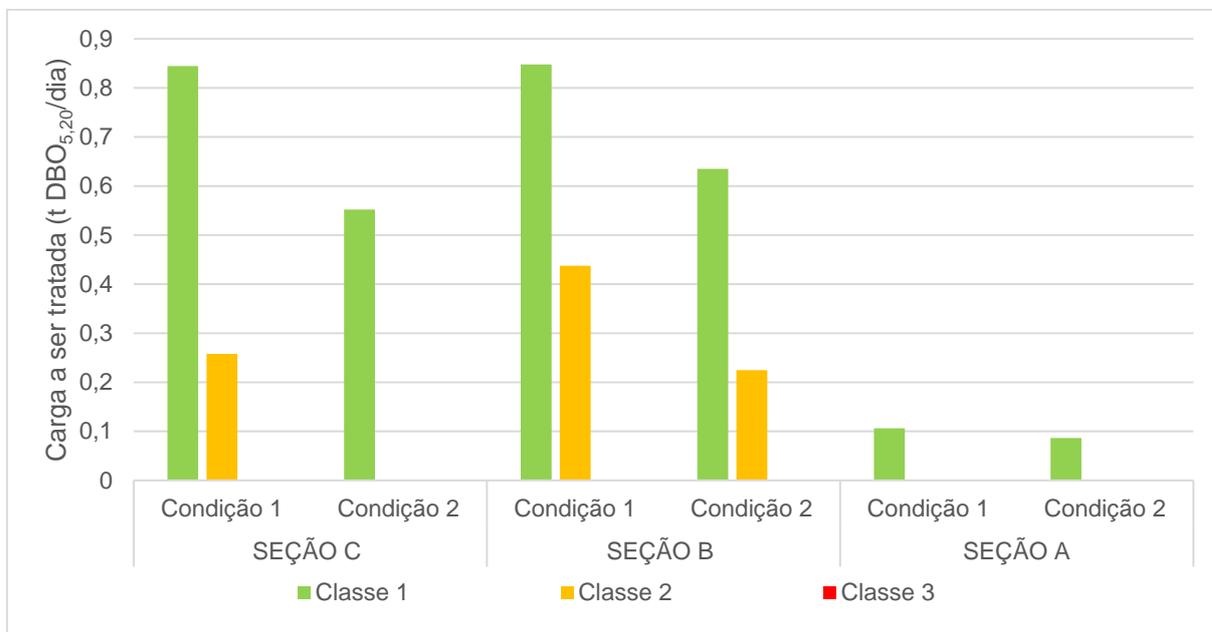
Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VI.5 – Cargas de DBO_{5,20} a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 2), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2022.



Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

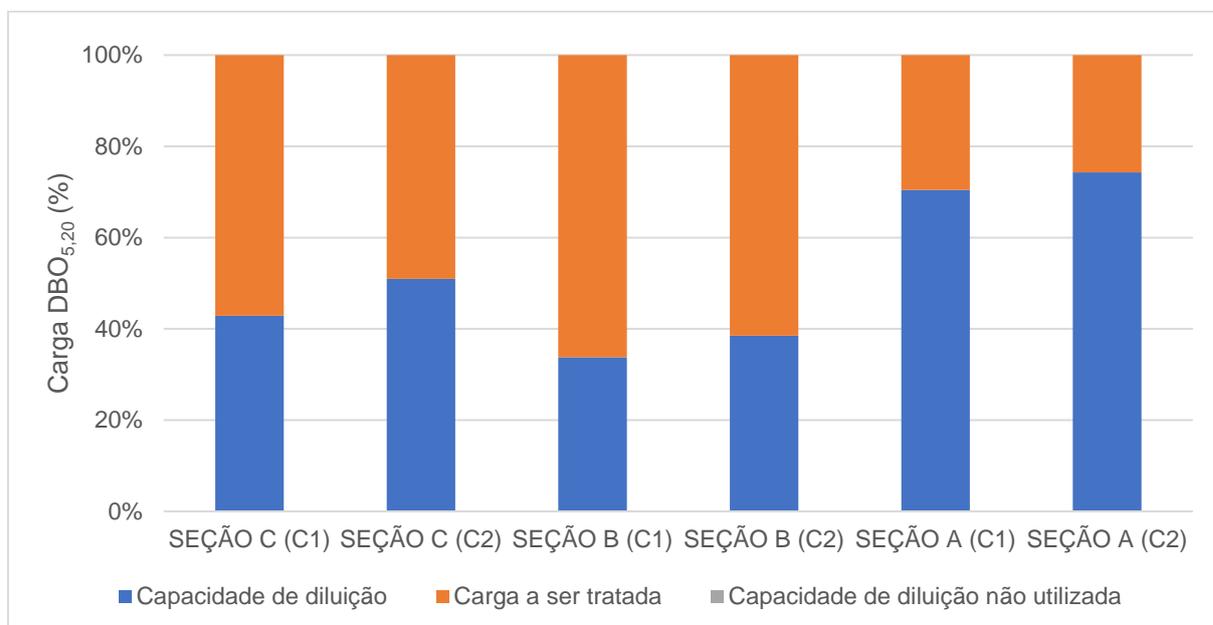
Figura VI.6 – Cargas de $DBO_{5,20}$ a serem tratadas nas seções de controle, por condições de abatimento de cargas orgânicas, considerando a disposição de efluente bruto (Panorama 3), perspectivas de enquadramento nas Classes 1, 2 e 3 e ano 2022.



Notas: Condição 1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; Condição 2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

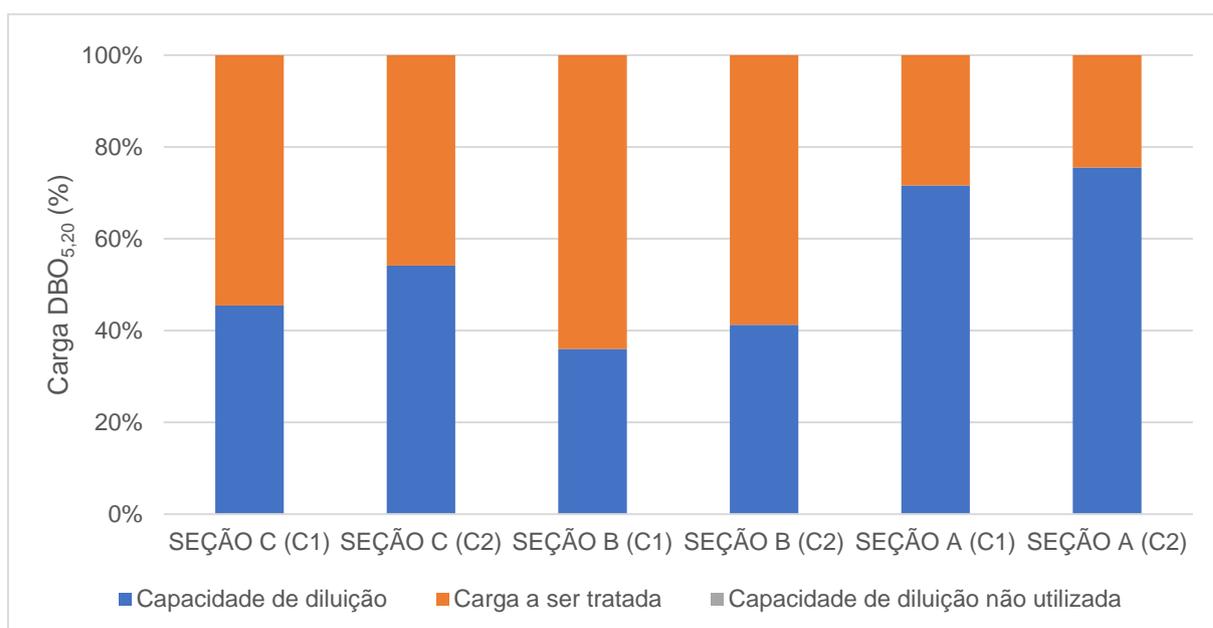
APÊNDICE VII – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2017

Figura VII.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2017.



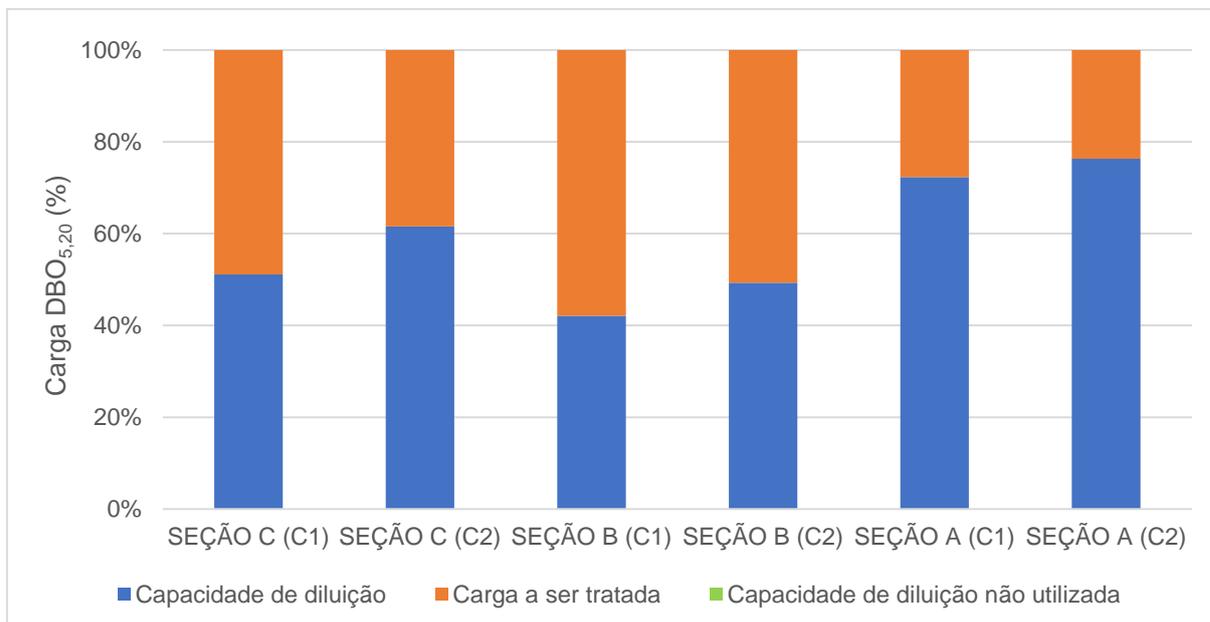
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VII.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2017.



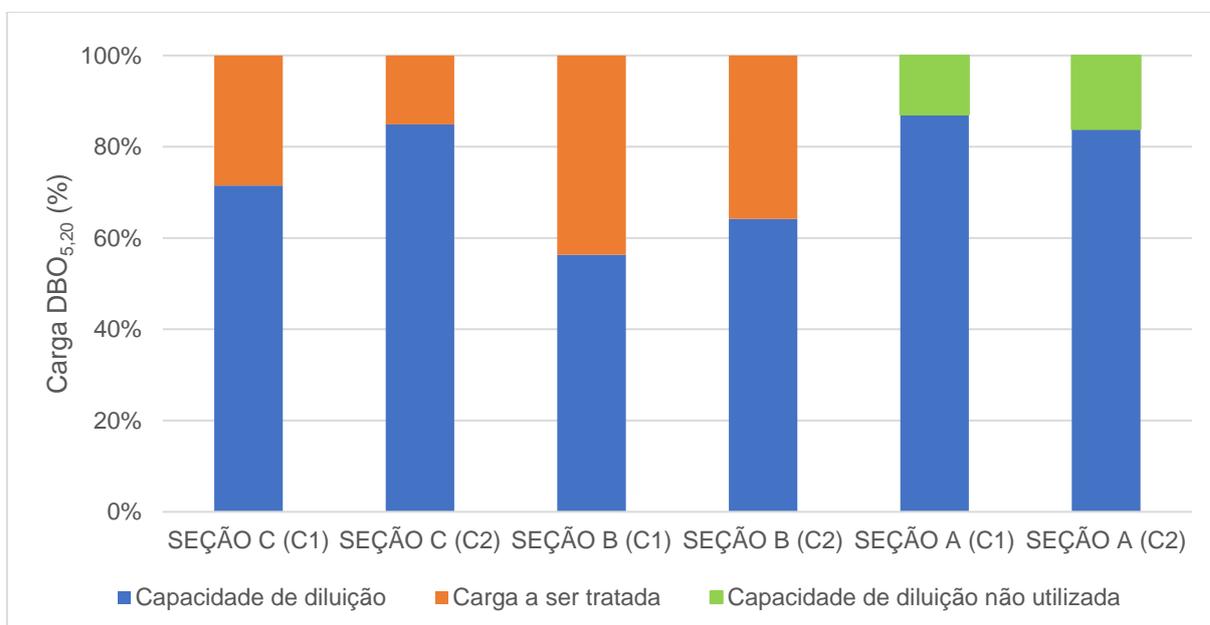
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VII.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2017.



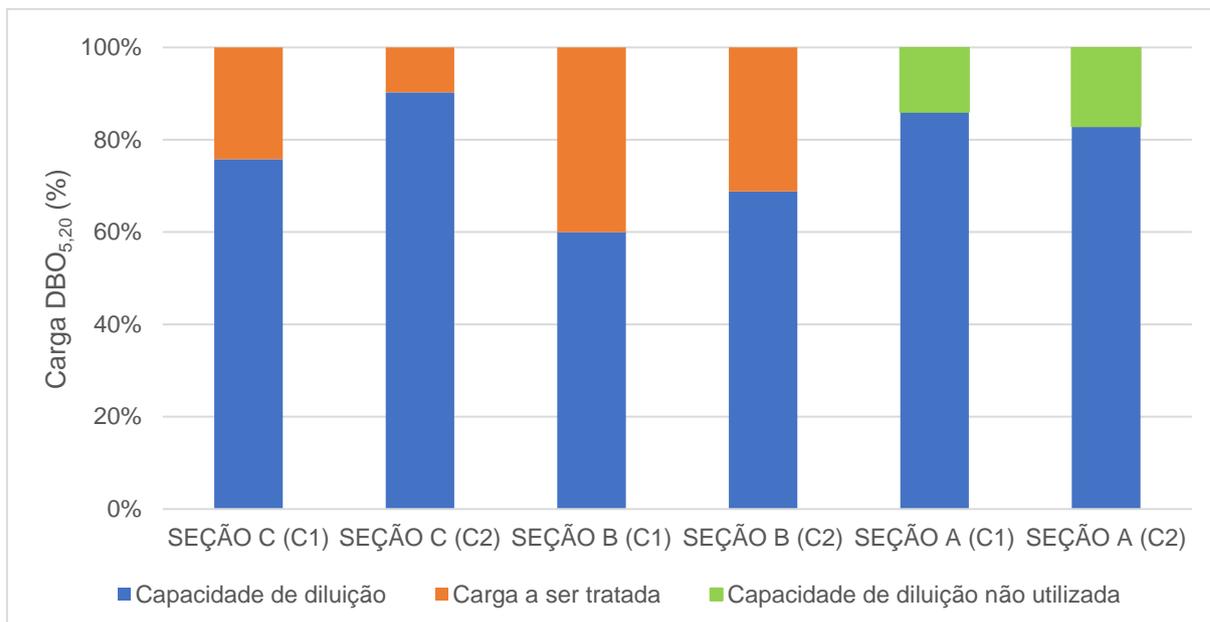
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VII.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2017.



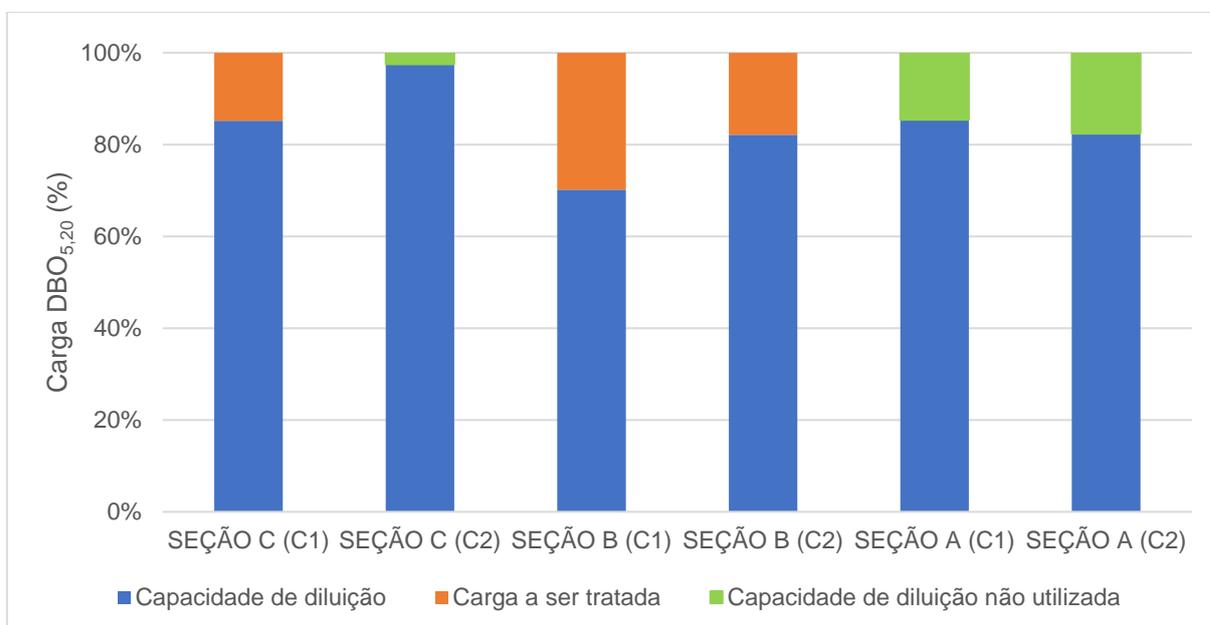
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VII.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2017.



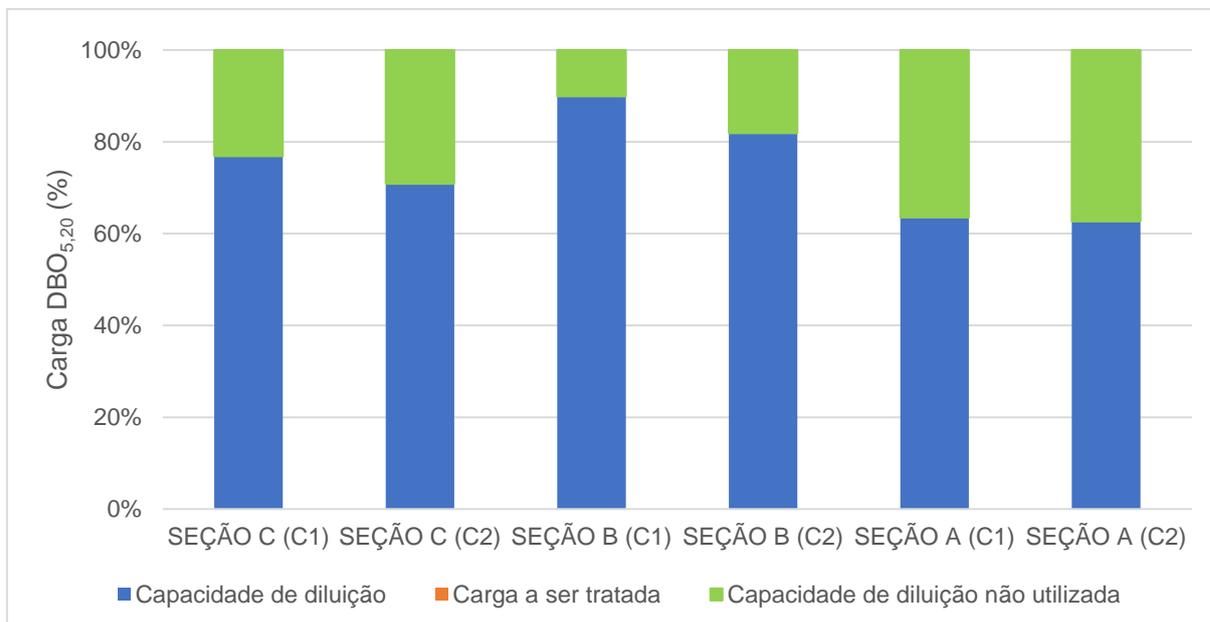
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VII.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2017.



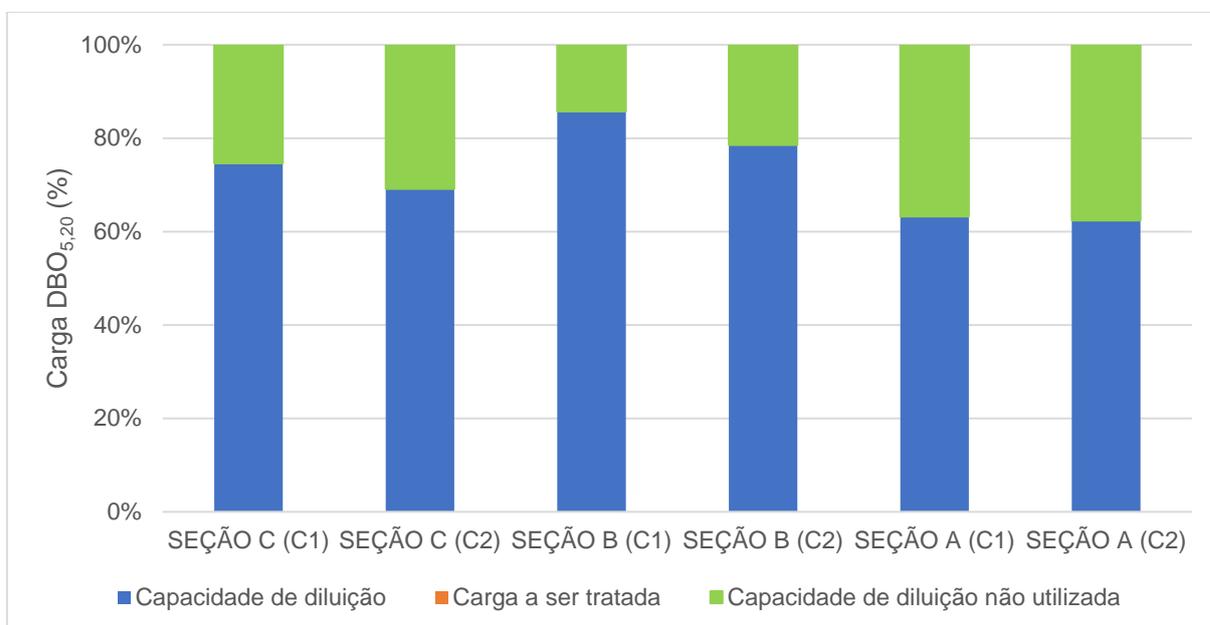
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VII.7 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2017.



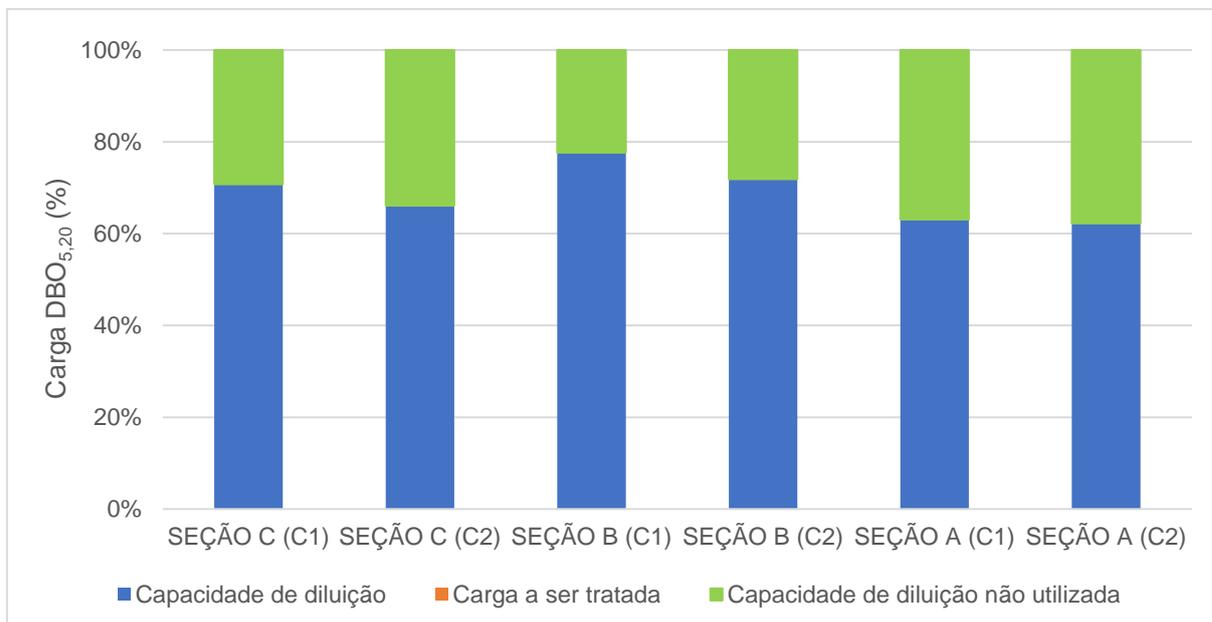
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VII.8 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2017.



Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

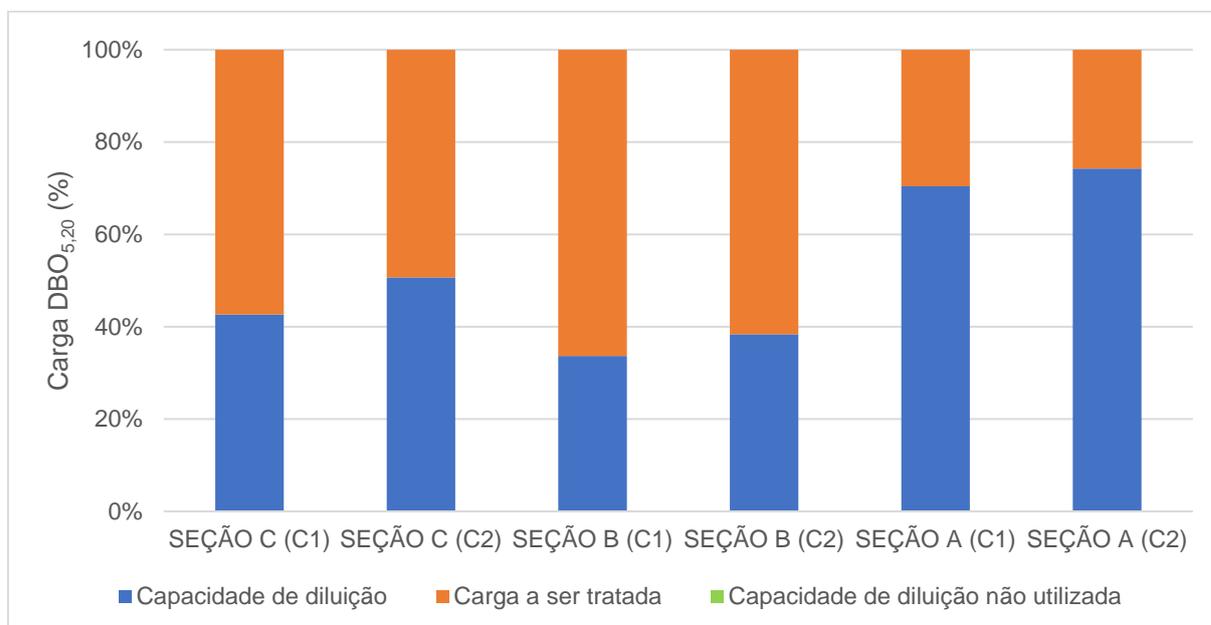
Figura VII.9 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2017.



Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

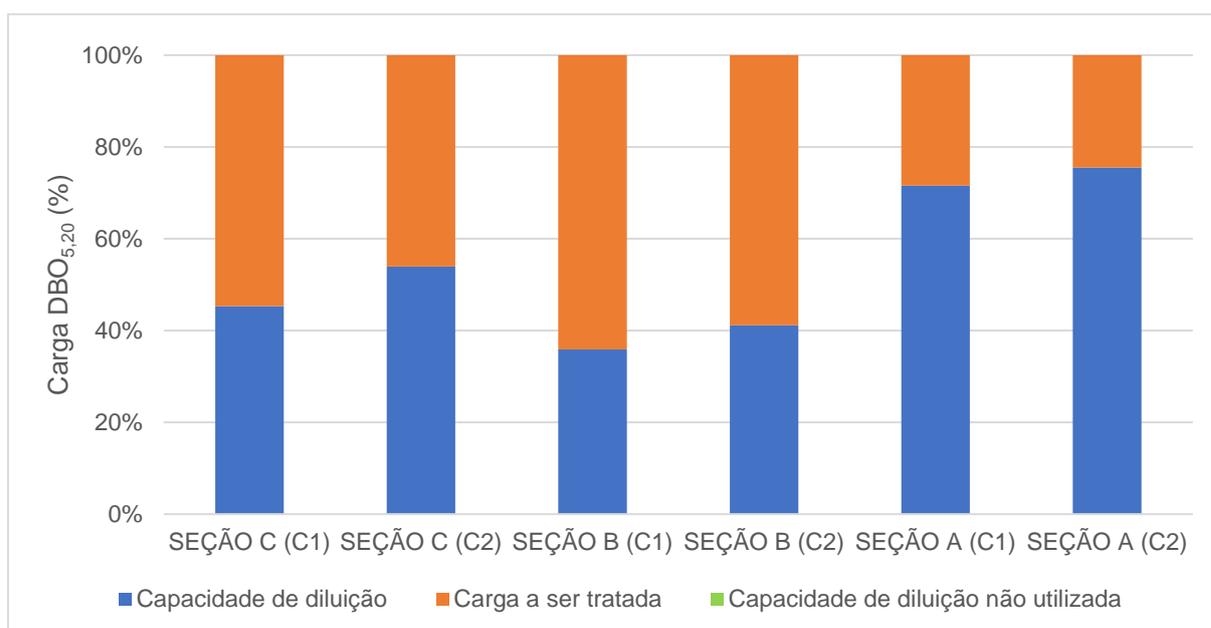
APÊNDICE VIII – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2022

Figura VIII.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2022.



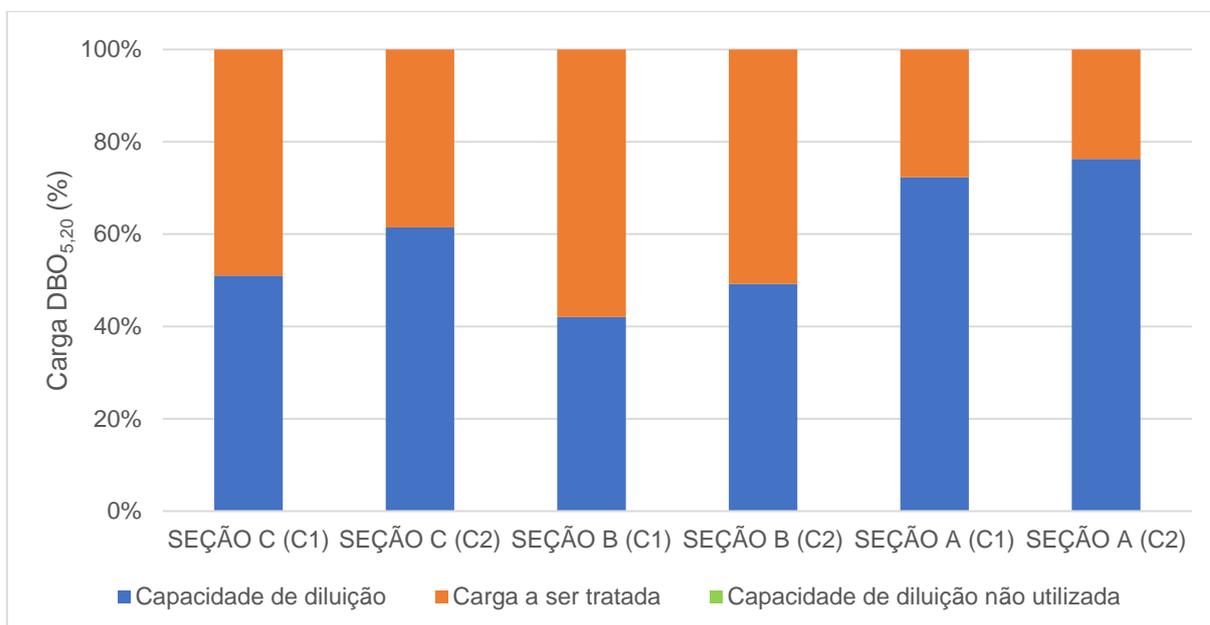
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VIII.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2022.



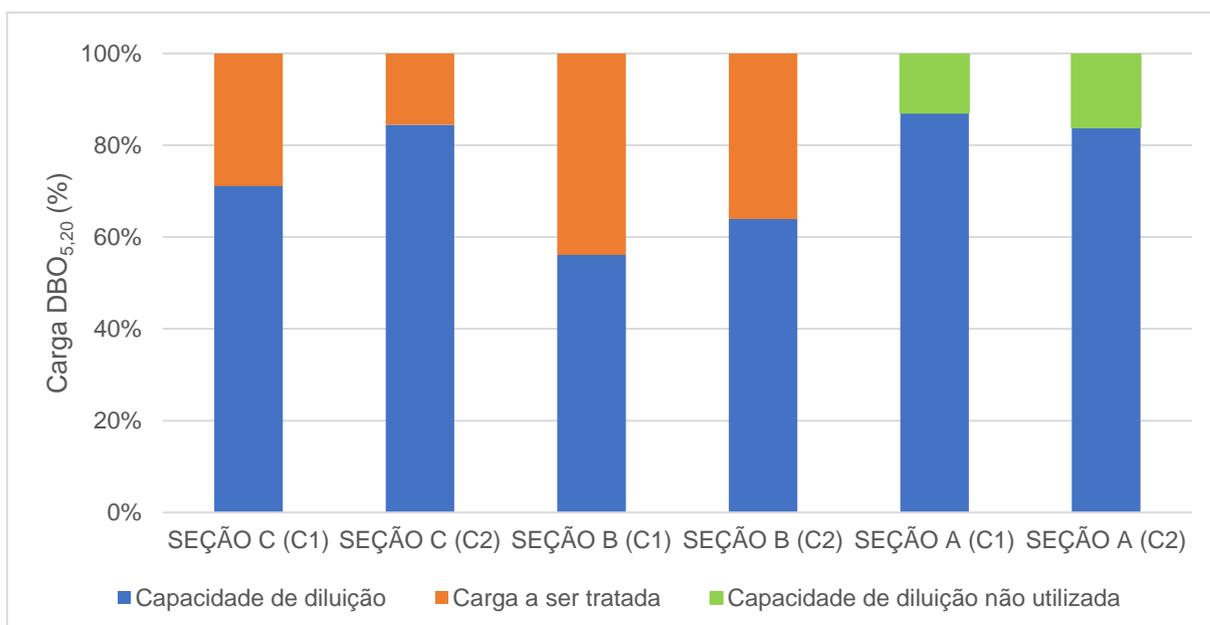
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VIII.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 1 e ano 2022.



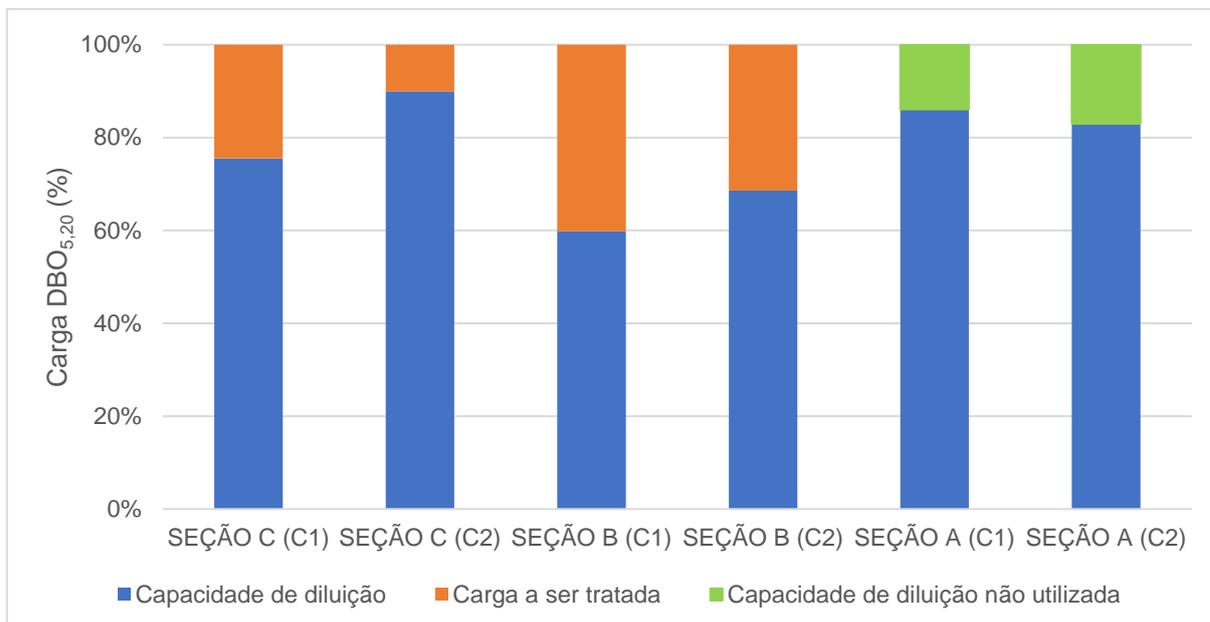
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VIII.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2022.



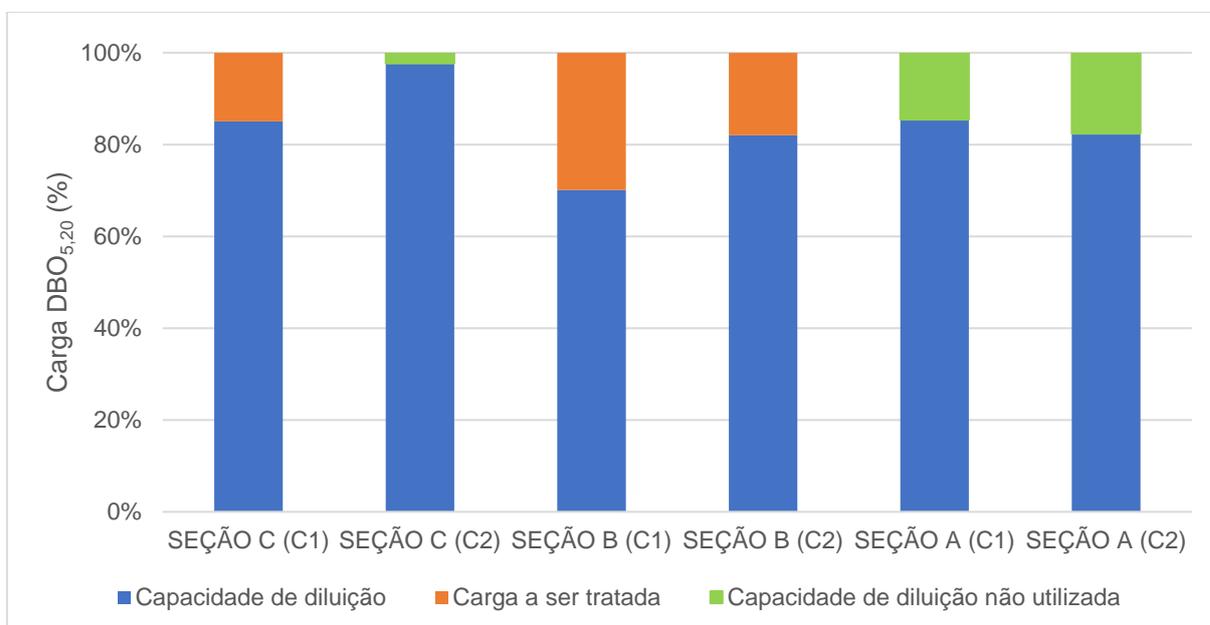
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VIII.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2022.



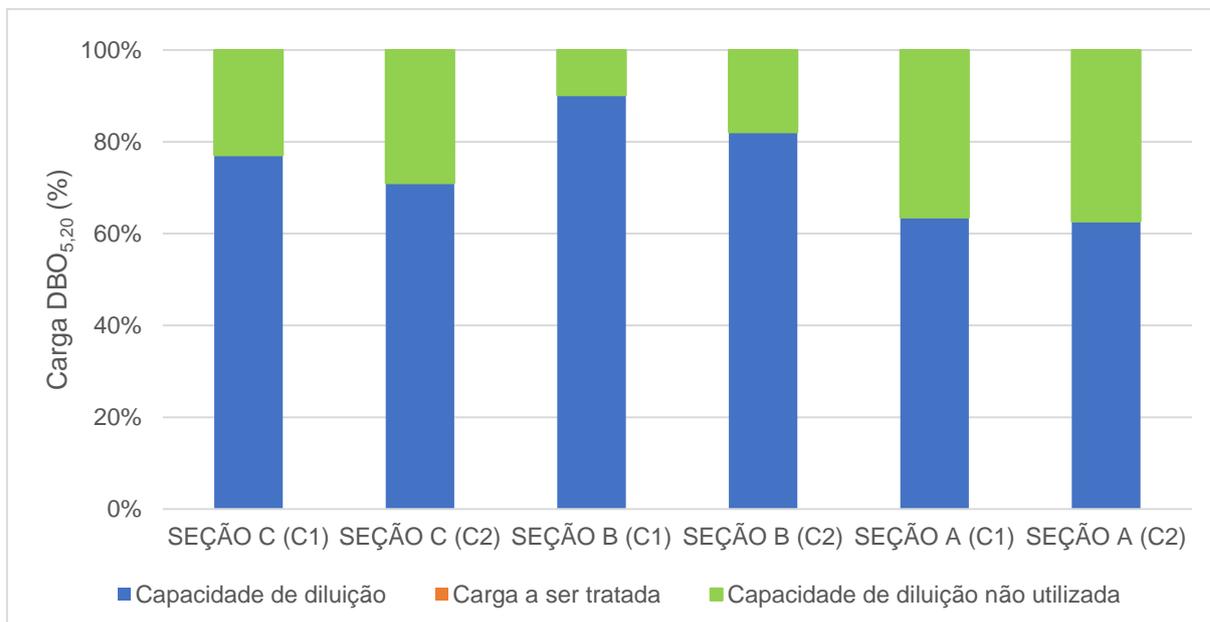
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VIII.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2022.



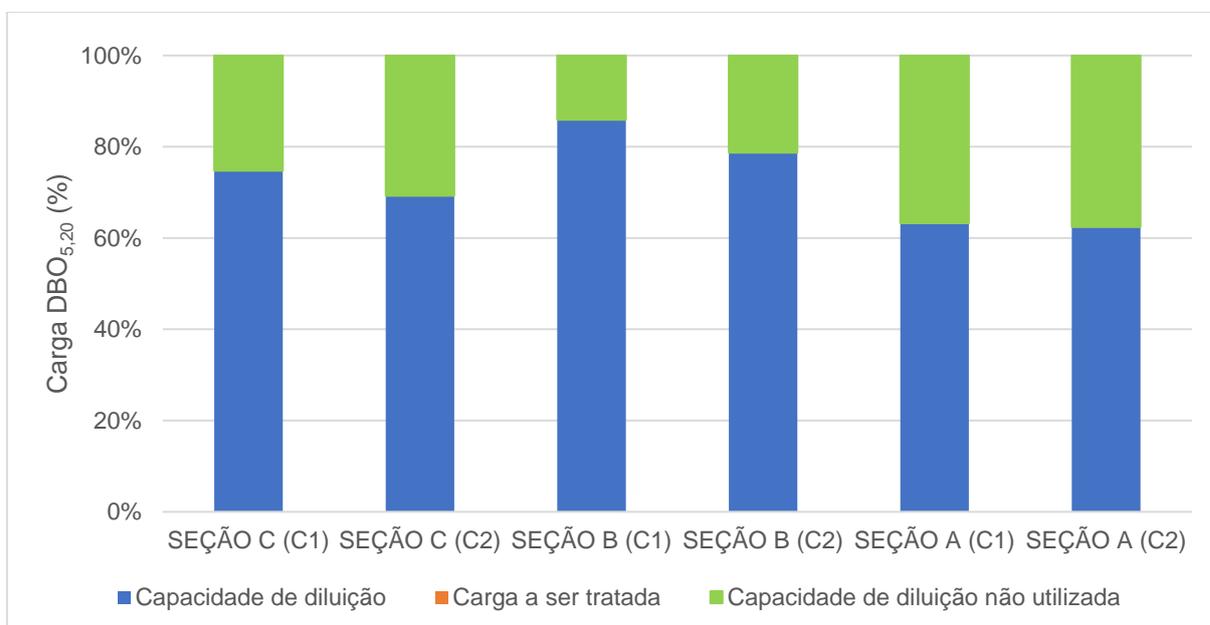
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VIII.7 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2022.



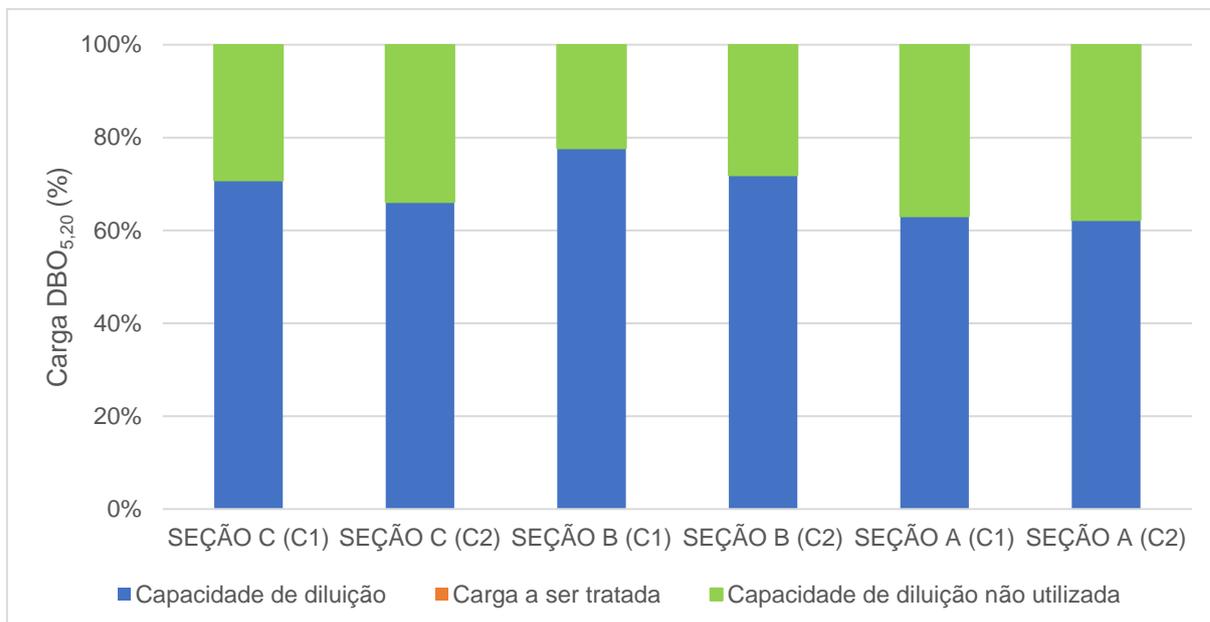
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura VIII.8 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2022.



Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

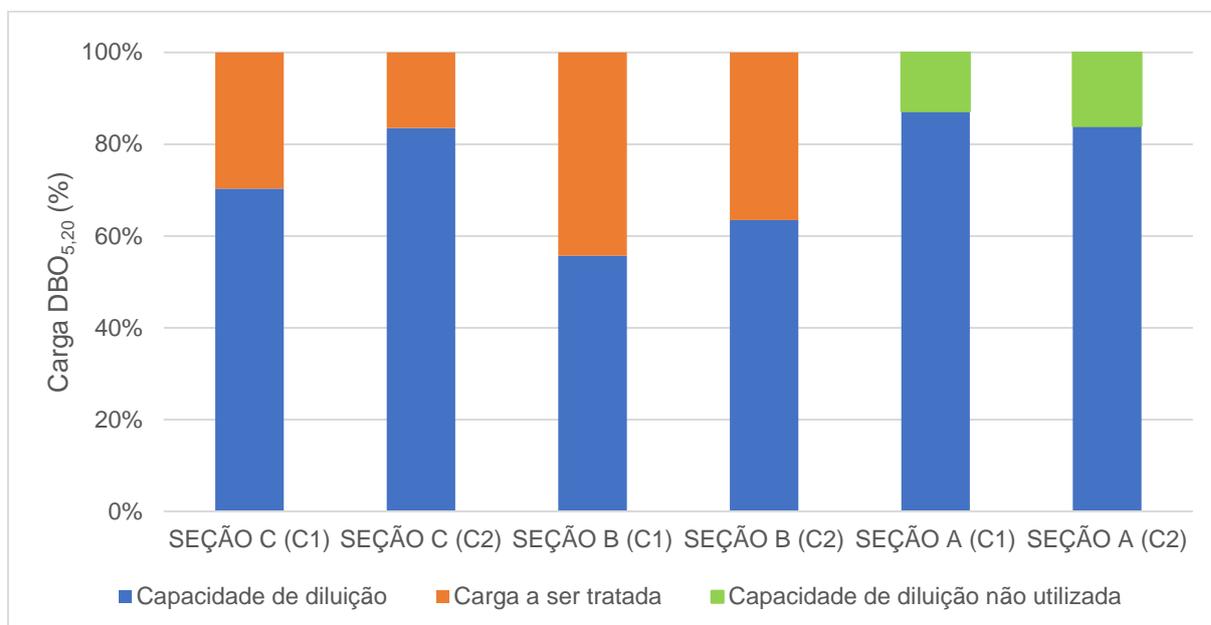
Figura VIII.9 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2022.



Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

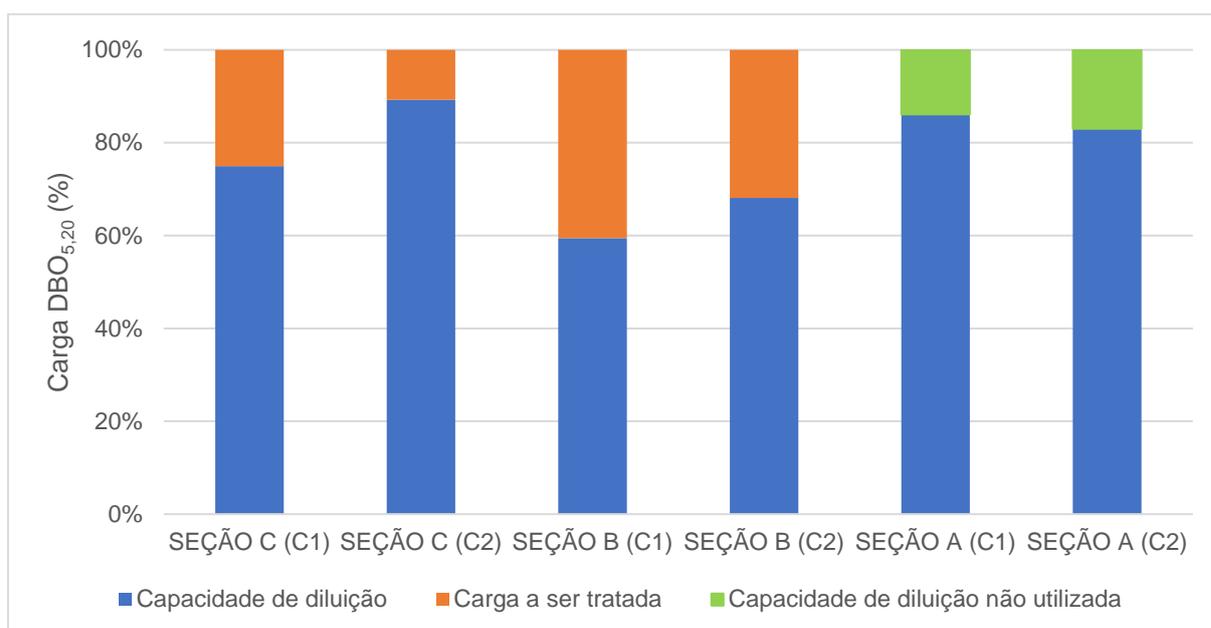
APÊNDICE IX – Nível de pressão das seções de controle A, B e C para o ano de 2032

Figura IX.1 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2032.



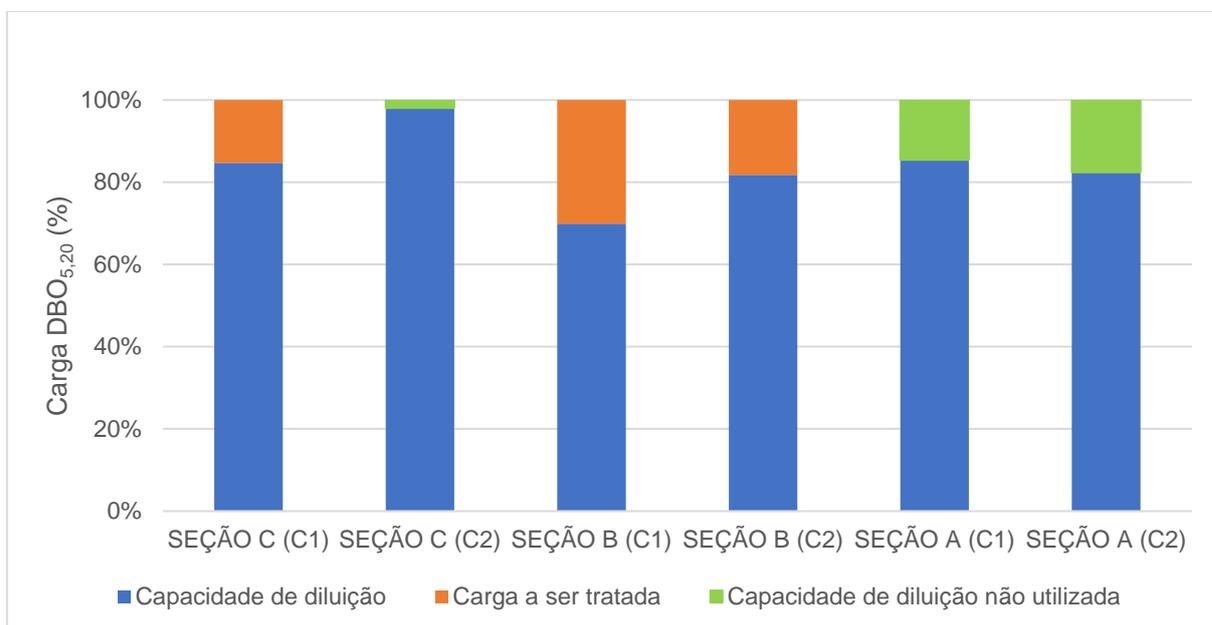
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura IX.2 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2032.



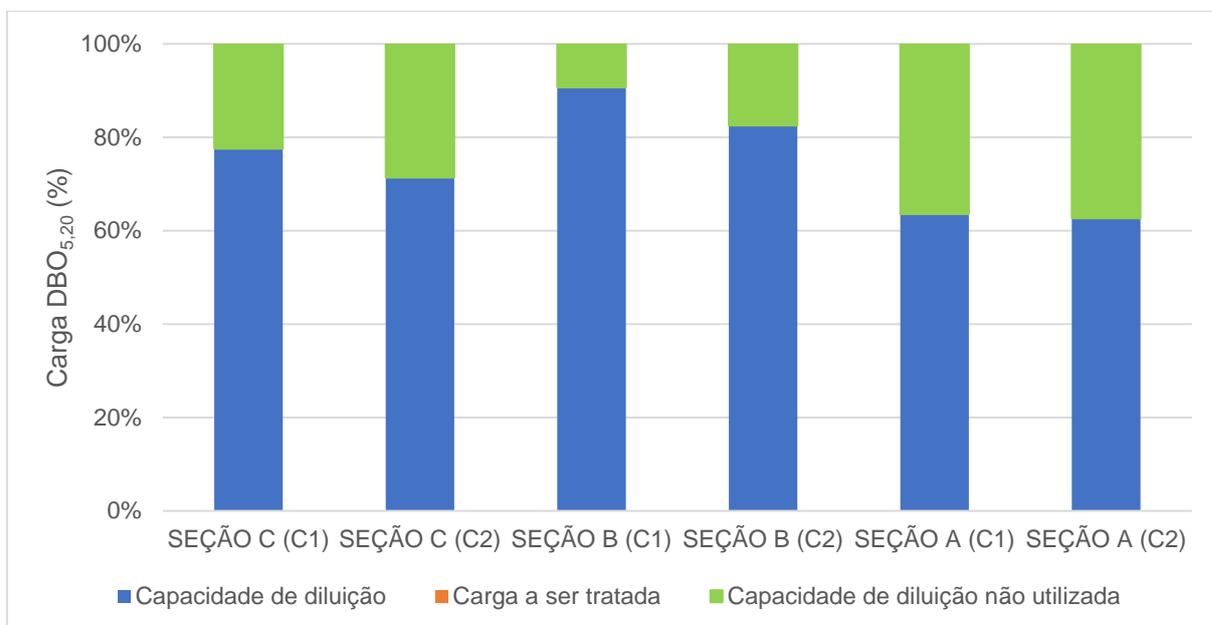
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura IX.3 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 2 e ano 2032.



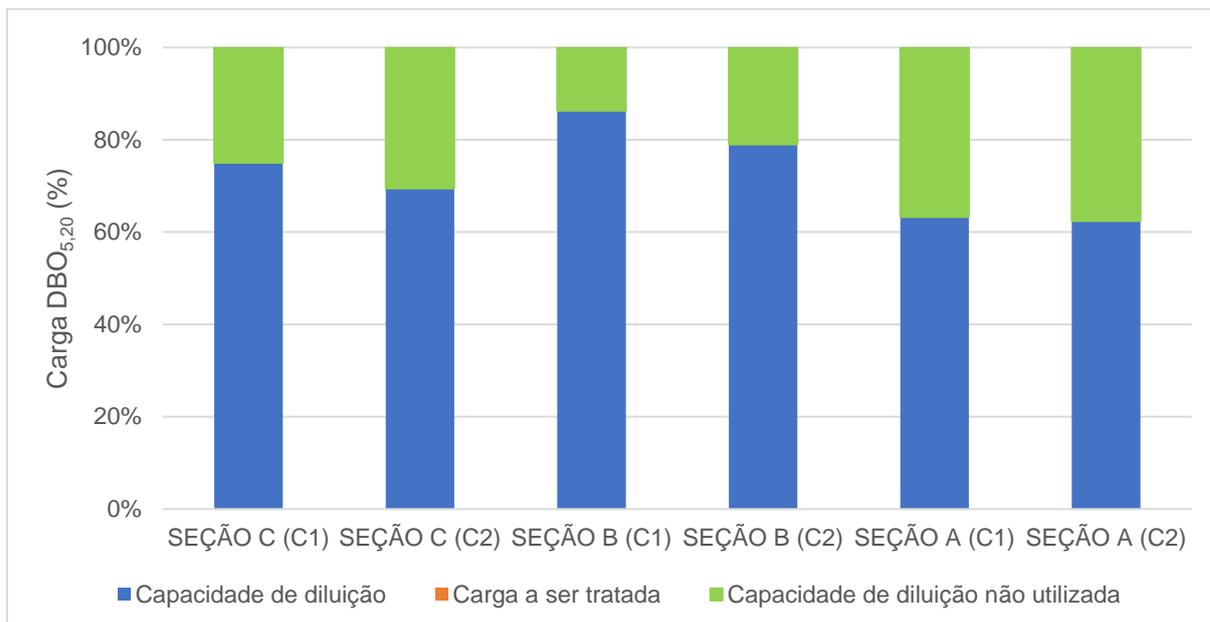
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura IX.4 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 1, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2032.



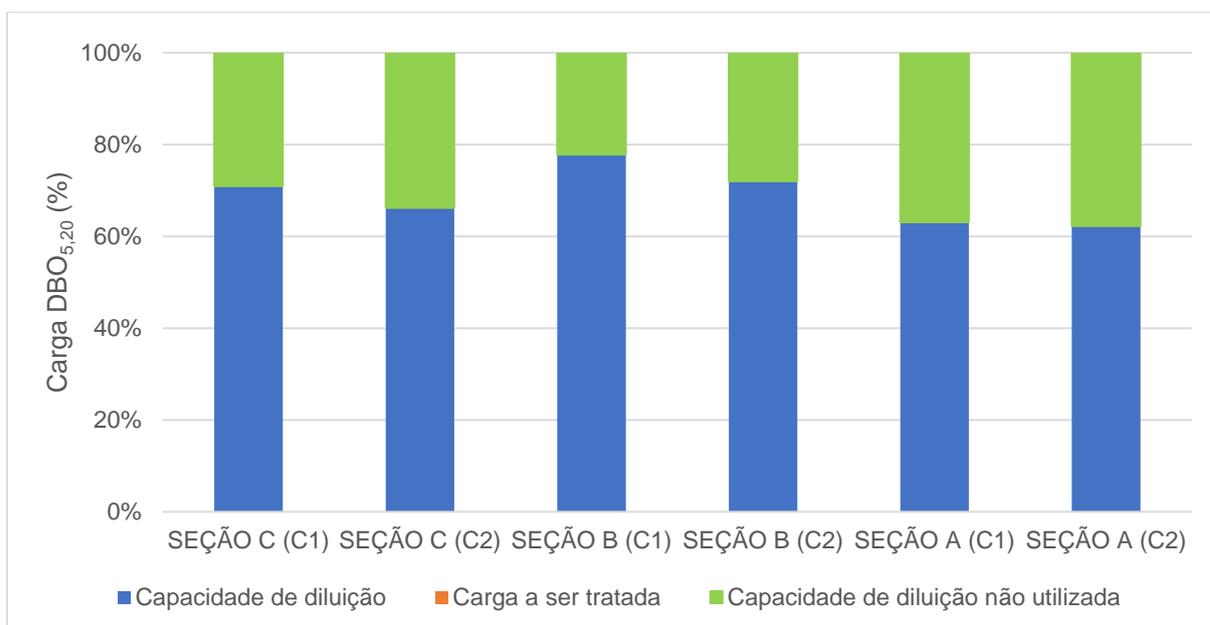
Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura IX.5 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 2, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2032.



Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.

Figura IX.6 – Nível de pressão das seções analisadas para o Panorama 3, perspectiva de enquadramento na Classe 3 e ano 2032.



Notas: C1: Condição de disposição de efluentes que não considera a influência do fenômeno de autodepuração; C2: Condição de disposição de efluente que incorpora o processo de autodepuração.