

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

LUIZA MAYER BRINGER

**SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS NO ÂMBITO DE
BACIAS HIDROGRÁFICAS A PARTIR DO EMPREGO DE MODELAGEM DE
QUALIDADE, OTIMIZAÇÃO E DA ANÁLISE MULTIOBJETIVO**

VITÓRIA
2017

LUIZA MAYER BRINGER

**SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS NO ÂMBITO DE
BACIAS HIDROGRÁFICAS A PARTIR DO EMPREGO DE MODELAGEM DE
QUALIDADE, OTIMIZAÇÃO E DA ANÁLISE MULTIOBJETIVO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis

VITÓRIA

2017

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

B858s Bringer, Luiza Mayer, 1991-
Seleção de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de
bacias hidrográficas a partir do emprego de modelagem de
qualidade, otimização e da análise multiobjetivo / Luiza Mayer
Bringer. – 2017.
207 f. : il.

Orientador: José Antônio Tosta dos Reis.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Água – Qualidade – Modelos matemáticos. 2. Algoritmos
genéticos. 3. Otimização matemática. 4. Processo decisório por
critério múltiplo. 5. Águas residuais – Purificação. 5. Análise
multiobjetivo. I. Reis, José Antônio Tosta dos. II. Universidade
Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628




UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**“Seleção de Sistemas de Tratamento de Esgotos
no Âmbito de Bacias Hidrográficas a partir do
Emprego de Modelagem de Qualidade, Otimização
e da Análise Multiobjetivo”.**

Luiza Mayer Bringer

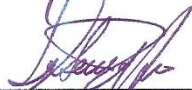
Banca Examinadora:



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



Prof. Dr. Antonio Sergio Ferreira Mendonça
Examinador Interno - DEA/CT/UFES



Prof. Dr. Antonio Carlos Zuffo
Examinador Externo - UNICAMP/SP

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Vitória-ES, 15 de junho 2017.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter escolhido e aberto esse caminho, iluminando-me a cada passo. À Maria, por sua intercessão. À minha família por toda compreensão, por cada oração e por amorosamente terem me dado, direta ou indiretamente, apoio e força para que eu chegasse até aqui. A Everaldo, por pacientemente ter ficado ao meu lado em todos os instantes, contribuindo intelectualmente, apoiando insistentemente, entendendo e nunca questionando minha ausência durante essa jornada; e a sua família, por ser minha segunda família e por todos conselhos carinhosamente dados, que certamente me auxiliaram a alcançar o objetivo de aqui chegar.

Ao meu orientador, Professor José Antônio Tosta dos Reis por não ter medido esforços em me auxiliar. Por ter desempenhado tão fielmente seu papel de orientador. Por ter sido extremamente paciente e compreensível com minhas limitações e com minha carga horária de trabalho. Por ter confiado e acreditado em mim. Pelo exemplo de professor e de ser humano que é.

Aos meus amigos, não só por entenderem minha ausência, mas por se fazerem presentes na minha vida de singelas maneiras, comemorando comigo cada vitória alcançada. Ao meu amigo Marcos Vinícius, por toda amizade e apoio prestado nessa jornada.

Ao Sérgio Luiz Trarbach, que jamais hesitou em me ajudar, permitindo o cumprimento da minha carga horária de maneira flexível, além de muito ter contribuído para o meu crescimento profissional. Aos colegas de trabalho da SEMMA, por terem dividido comigo toda experiência profissional e por tornarem meu dia-a-dia mais fácil e agradável.

Aos meus primos Miguel Felipe e Francesco, por terem sido fundamentais para o desenvolvimento dessa pesquisa.

Novamente à Deus, por ter colocado essas pessoas em meu caminho.

RESUMO

No Brasil, a disposição de efluentes industriais e domésticos brutos constitui um dos principais fatores responsáveis pelo severo comprometimento da qualidade dos cursos hídricos. Em contrapartida, o tratamento individual ou coletivo dos esgotos antes do lançamento apresenta-se como a principal estratégia de controle de poluição. No entanto, o nível de tratamento necessário depende da capacidade de autodepuração do corpo receptor, das características de uso da água a jusante do ponto de lançamento e das características e condições dos despejos. Buscando-se determinar o nível de remoção requerido a uma estação de tratamento de esgotos, modelos matemáticos de qualidade da água em conjunto com técnicas de otimização têm sido utilizados no processo de seleção de sistemas de tratamento, visando, usualmente, atingir objetivos de natureza econômica. No entanto, em sistemas de recursos hídricos, a busca pela solução de problemas envolve objetivos múltiplos e conflitantes. O presente trabalho empregou, para a bacia hidrográfica do rio Pardo (Espírito Santo, Brasil), modelo de simulação da qualidade da água, técnica de otimização e análise multiobjetivo para selecionar sistemas de tratamento de esgotos. Reproduzindo as formulações matemáticas e estruturas conceitual e computacional do modelo QUAL-UFMG, o programa computacional desenvolvido no ambiente do *software* MATLAB, em conjunto com o Algoritmo Genético, permitiu apropriar eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica para os diferentes pontos de disposição de efluentes da bacia hidrográfica do rio Pardo, considerando diferentes cenários de disposição de efluentes tratados. Após uma etapa de pré-seleção técnica, que considerou três diferentes possíveis cenários de tratamento de esgotos, foi aplicada a análise multiobjetivo com o auxílio do método Electre III, que indicou sistemas de tratamento de esgotos para as localidades de Ibatiba, Irupi, Lúna, Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, atualmente responsáveis pela disposição de esgotos brutos na bacia hidrográfica do rio Pardo. Sistemas como Infiltração Rápida, Biofiltro Aerado Submerso (com Nitrificação), *Wetland*, Lagoas facultativas e reatores UASB (seguidos ou não de pós-tratamento) foram os mais indicados para os cenários de tratamento de esgotos considerados.

Palavras chaves: Modelo de qualidade de água; Algoritmo Genético; Otimização; Análise Multiobjetivo; Electre III; Tratamento de águas residuárias.

ABSTRACT

In Brazil, industrial and domestic wastewater disposal in watercourses constitutes one of the main factors responsible for water quality impacts in rivers. On the other hand, the individual or collective wastewater treatment before discharge into water courses represents the main strategy of pollution control. However, treatment efficiencies depend on receiving body's selfdepuration capacity, downstream water use characteristics and sewage characteristics and conditions. In order to determine required wastewater treatment plants efficiencies, water quality mathematical models and optimization techniques have been used in the sewage treatment systems process selection, usually aiming to achieve economic objectives. However, in water resources problem solving search involves multiple and conflicting objectives. This work used, for Pardo's river basin (Espírito Santo, Brazil), water quality simulation model, optimization technique and multiobjective analysis for selecting sewage treatment systems. By reproducing QUAL-UFMG model mathematical formulations and conceptual and computational structures, the computational program developed in the MATLAB software, associated with the Genetic Algorithm, allowed the estimation of minimum organic matter removal efficiencies for the different points of effluent disposal in Pardo's river basin, considering different disposal treated effluents scenarios. After a technical pre-selection stage, which considered three different possible wastewater treatment scenarios, a multiobjective analysis was applied by using the Electre III method, which selected sewage treatment systems for Ibatiba, Irupi, Lúna, Santíssima Trindade and Nossa Senhora das Graças urban areas, located in Pardo's river basin. Treatment systems such as Rapid Infiltration, Submerged Aerated Biofilter (with Nitrification), Wetland, Facultative Ponds and UASB reactors (followed or not by post-treatment) were the most selected, considering the different drawn scenarios.

Keywords: Water quality model; Genetic Algorithm; Optimization; Multiobjective Analysis; Electre III; Wastewater treatment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização da Bacia Hidrográfica do rio Pardo.	50
Figura 2. Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Pardo.....	51
Figura 3 - Fluxograma do processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos.	52
Figura 4 - Estrutura do método Electre III.	63
Figura 5 - Variações de $C_j(a,b)$ de acordo com a região em que se encontra $g_j(b)$, considerando um valor fixo de $g_j(a)$	70
Figura 6 - Variações de $D_j(a,b)$ com a região em que se encontra $g_j(b)$, considerando um valor fixo de $g_j(a)$	72
Figura 7 - Exemplo da matriz de concordância fornecida pelo software Electre III-IV.	73
Figura 8 – Exemplo da matriz de credibilidade fornecida pelo software Electre III-IV.	74
Figura 9 – Resultados das destilações ascendente e descendente fornecidos pelo software Electre III-IV.	76
Figura 10 – Exemplo do ordenamento de intersecção fornecido pelo software Electre III-IV.....	77
Figura 11 – Exemplo da matriz de classificação fornecida pelo software Electre III-IV.	78
Figura 12 – Exemplo do gráfico final fornecido pelo software Electre III-IV.	79
Figura 13 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardo.	81
Figura 14 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho.	82
Figura 15 – Perfis de concentração de OD e DBO do ribeirão Perdição.....	82
Figura 16 - Perfil de concentração de OD no rio Pardo considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.	88
Figura 17 - Perfil de concentração de OD no rio Pardo considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.	88
Figura 18 - Perfil de concentração de DBO no rio Pardo considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.	88

Figura 19 - Perfil de concentração de DBO no rio Pardo considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.	88
Figura 20 – Perfil de concentração de OD no rio Pardinho considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.	89
Figura 21 – Perfil de concentração de OD no rio Pardinho considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.	89
Figura 22 - Perfil de concentração de DBO no rio Pardinho considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.	89
Figura 23 - Perfil de concentração de DBO no rio Pardinho considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.	89
Figura 24 - Perfil de concentração de OD no ribeirão Perdição considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.	90
Figura 25 - Perfil de concentração de OD no ribeirão Perdição considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.	90
Figura 26 - Perfil de concentração de DBO no ribeirão Perdição considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.	90
Figura 27 - Perfil de concentração de DBO no ribeirão Perdição considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.	90
Figura 28 - Classificação final das alternativas de tratamento pré-selecionadas diante dos cenários C1 e C3, após destilações descendente e ascendente, para a localidade de Ibatiba.	101
Figura 29 - Gráfico final do processo de seleção de sistema de tratamento de esgotos para a localidade de Ibatiba, após pré-seleção diante dos cenários C1 e C3.	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Vazão dos efluentes domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo.....	56
Tabela 2 – Operadores e parâmetros utilizados na aplicação do AG.	60
Tabela 3 - Conjunto de alternativas e critérios considerados na etapa de pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos.....	62
Tabela 4 – Pesos atribuídos aos dezessete critérios considerados na análise multiobjetivo, bem como os valores dos coeficientes α e β utilizados para o cálculo dos limiares de indiferença, preferência e veto.	69
Tabela 5 – Cargas orgânicas despejadas e características dos cursos d'água receptores.	80
Tabela 6 – Eficiências de tratamento de esgotos estimadas pelo uso do modelo matemático de qualidade de água implementado no ambiente computacional MATLAB, associado ao toolbox do Algoritmo Genético, considerando o Modelo de Otimização 1.	84
Tabela 7 – Eficiências de tratamento de esgotos estimadas pelo uso do modelo matemático de qualidade de água implementado no ambiente computacional MATLAB, associado ao toolbox do Algoritmo Genético, considerando o Modelo de Otimização 2.	84
Tabela 8 - Concentrações mínimas de OD e concentrações máximas de DBO estimadas para os cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo, considerando os dois modelos de otimização propostos.	84
Tabela 9 – Desempenho das alternativas de tratamento de esgotos consideradas na análise multiobjetivo para a localidade de Ibatiba.	100
Tabela 10 - Matriz de concordância das alternativas de tratamento pré-selecionadas diante dos cenários C1 e C3, para a localidade de Ibatiba.	101
Tabela 11 - Matriz de credibilidade das alternativas de tratamento pré-selecionadas diante dos cenários C1 e C3, para a localidade de Ibatiba.	101
Tabela 12 - Matriz de classificação das alternativas de tratamento pré-selecionadas diante dos cenários C1 e C3, para a localidade de Ibatiba.	101

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Fatores de importância a serem considerados ao se selecionar e avaliar operações e processos unitários.....	23
Quadro 2 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.....	29
Quadro 3 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para a sede municipal de Ibatiba.	92
Quadro 4 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para a sede municipal de Irupi.	93
Quadro 5 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para a sede municipal de Lúna.	94
Quadro 6 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para as comunidades de Santíssima Trindade e Nossa Sra. das Graças.....	95
Quadro 7 – Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para Ibatiba, considerados os diferentes cenários de pré-seleção e as distintas condições assumidas no modelo de otimização.	99
Quadro 8 - Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para Irupi, considerados os diferentes cenários de pré-seleção e as distintas condições assumidas no modelo de otimização.	105
Quadro 9 - Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para Lúna, considerados os diferentes cenários de pré-seleção e as distintas condições assumidas no modelo de otimização.	106
Quadro 10 - Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerados os diferentes cenários de pré-seleção e as distintas condições assumidas no modelo de otimização.	107
Quadro 12 – Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para a bacia hidrográfica do rio Pardo, considerados diferentes cenários e condições de lançamento de esgotos.....	109

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A01	Tratamento primário convencional
A02	Tratamento primário avançado
A03	Lagoa facultativa
A04	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
A05	Lagoa aerada facultativa
A06	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação
A07	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação
A08	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa
A09	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas
A10	Infiltração lenta
A11	Infiltração rápida
A12	Escoamento superficial
A13	Terras úmidas construídas (<i>Wetlands</i>)
A14	Tanqué séptico + filtro anaeróbio
A15	Reator UASB
A16	UASB + lodos ativados
A17	UASB + biofiltro aerado submerso
A18	UASB + filtro anaeróbio
A19	UASB + filtro biológico de alta carga
A20	UASB + lagoas de polimento
A21	UASB + lagoa aerada facultativa
A22	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação
A23	UASB + escoamento superficial
A24	Lodos ativados convencional
A25	Lodo ativado aeração prolongada
A26	Lodos ativados batelada
A27	Filtro biológico percolador de baixa carga
A28	Filtro biológico percolador de alta carga
A29	Biofiltro aerado submerso com nitrificação
A30	Tanque séptico + biodisco
AG	Algoritmo Genético

BASINS	Better Assessment Science Integrating point & Non-point Sources
C1	1º Cenário de pré-seleção
C2	2º Cenário de pré-seleção
C3	3º Cenário de pré-seleção
CEH	Center for Ecology & Hydrology
CEPIS	Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPPE	Coordenação de Programas de Pós Graduação em Engenharia
Cr01	Eficiência de Remoção de Nitrogênio
Cr02	Eficiência de Remoção de Fósforo
Cr03	Eficiência de Remoção de Coliformes
Cr04	Demanda por Área de Implantação
Cr05	Requisitos de Energia
Cr06	Custos de Implantação
Cr07	Custos de Operação
Cr08	Quantidade de Lodo a ser Tratado
Cr09	Quantidade de Lodo a ser Disposto
Cr10	Capacidade de Resistência a Variações de Vazão
Cr11	Capacidade de Resistência a Variações das Características do Afluente
Cr12	Capacidade de Resistência a Constituintes Tóxicos
Cr13	Simplicidade Operacional
Cr14	Geração de Odor
Cr15	Geração de Ruído
Cr16	Geração de Aerossóis
Cr17	Atração de Insetos
CREAMS	Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DHI	Danish Hydraulic Institute
EAWAG	Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology
ECO-92	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
ELECTRE	ELimination Et Choix Traduisant la RÉalité

EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
ETE 01	Estação de Tratamento de Esgotos de Ibatiba
ETE 02	Estação de Tratamento de Esgotos de Irupi
ETE 03	Estação de Tratamento de Esgotos de Lúna
ETE 04	Estação de Tratamento de Esgotos de Santíssima Trindade
ETE 05	Estação de Tratamento de Esgotos de Nossa Senhora das Graças
HEC-HAS	Hydrological Engineering Center-River Analysis System
HR-Wallingford	Hydraulics Research Wallingford
HSPF	Hydrologic Simulation Program - Fortran
IHE	International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering
LAMSADE	Laboratório de Análise e Modelagem de Sistemas de Suporte à Decisão
MATLAB	Matrix Laboratory
MQA	Modelos de Qualidade de Água e Eutrofização
OD	Oxigênio Dissolvido
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PPP	Princípio do Poluidor-Pagador
PROSEL-I	Process Selection Version I
RIZA	Inland Water Management and Waste Water Treatment
SEMOG	Southeast Michigan Council of Governments
SIMCAT	Simulated Catchments
SIMOX	Dissolved Oxygen Simulation Model
SisBaHiA	Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SWAT	Soil Water and Analysis Tools
SWRRB	Simulator for Water Resources in Rural Basins
TMDL	Total Maximum Daily Loads
TOMCAT	Temporaly Overall Model for CATchments
TWDB	Texas Water Development Board
USACE	United States Army Corps of Engineers
USDA	United States Department of Agriculture
USEPA	United States Environmental Protection Agency

WASP	Water Analysis Simulation Program
WES	Waterways Experiment Station
WQRRS	Water Quality for River-Reservoir Systems
WRE	Water Resources Engineers, Inc.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	20
2.1	OBJETIVO GERAL	20
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1	SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	21
3.2	MODELOS DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	27
3.3	TÉCNICAS DE OTIMIZAÇÃO.....	36
3.4	MODELOS DE OTIMIZAÇÃO.....	41
3.5	ANÁLISE MULTIOBJETIVO	45
4	ÁREA DE ESTUDO	50
5	METODOLOGIA	52
5.1	DETERMINAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	52
5.1.1	Modelo para simulação da qualidade da água	53
5.1.2	Constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e cargas orgânicas dos efluentes brutos	55
5.1.3	Modelo de Otimização	57
5.1.4	Técnica de Otimização	59
5.2	PRÉ-SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	60
5.3	SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	63
5.3.1	Definição do conjunto finito de alternativas e dos critérios de análise	65
5.3.2	Desempenho das alternativas	66
5.3.3	Definição dos pesos, limiares de preferência, indiferença e de veto	67

5.3.4	Cálculo dos índices de concordância e discordância.....	70
5.3.5	Índice de concordância global	72
5.3.6	Índice de credibilidade	73
5.3.7	Algoritmo de classificação	74
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
6.1	SIMULAÇÃO DO LANÇAMENTO DE ESGOTOS BRUTOS	80
6.2	EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE REMOÇÃO DE DBO NECESSÁRIAS.....	83
6.3	PRÉ-SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	91
6.4	SELEÇÃO FINAL DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	99
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	110
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	113
	APÊNDICE A – Desempenho dos sistemas de tratamento de esgotos considerados na análise multiobjetivo.	127
	APÊNDICE B – Limiares de indiferença, preferência e veto assumidos na análise multiobjetivo	129
	APÊNDICE C – Resultados adicionais do Electre III para as localidades de Irupi e Lúna, quando consideradas as condições de lançamento 1 e 2.	131
	APÊNDICE D – Resultados adicionais do Electre III para a localidade de Irupi, quando considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.	133
	APÊNDICE E – Resultados adicionais do Electre III para a localidade de Lúna, quando considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.	145
	APÊNDICE F – Resultados adicionais do Electre III para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, quando considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.	160
	APÊNDICE G – Resultados adicionais do Electre III para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, quando considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.	175

APÊNDICE H – Resultados adicionais do Electre III para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, quando considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.....	190
ANEXO A – Comparação quantitativa e qualitativa entre os principais sistemas de tratamento de esgotos.....	205
ANEXO B – Estrutura de preferência considerada no trabalho de Cordeiro Netto, Souza e Lopes Júnior (2001).....	207

1 INTRODUÇÃO

De maneira geral, a qualidade de um determinado corpo d'água é função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Enquanto uma bacia hidrográfica preservada em suas condições naturais pode ter sua qualidade de água afetada pelo escoamento superficial e pela infiltração no solo, decorrentes da precipitação atmosférica, uma bacia hidrográfica alterada devido ao uso e ocupação do solo pode ter sua qualidade de água modificada devido à contribuição de áreas agrícolas, de águas residuárias da atividade urbana ou de fontes diversas (VON SPERLING, 2014b).

Embora as diversas fontes de poluição se apresentem com maior ou menor incidência de acordo com as características locais, no Brasil, a disposição de efluentes industriais e domésticos brutos constitui-se num dos principais fatores responsáveis pelo severo comprometimento da qualidade dos cursos hídricos. A carência de sistema de esgotamento sanitário apresenta-se de forma muito evidente. Os índices nacionais médios de atendimento da população total, apropriados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2015, foram de 83,3% para abastecimento de água e de 50,3% para coleta de esgotos. Já o índice nacional médio de tratamento dos esgotos gerados assumiu valor de apenas 42,7% (BRASIL, 2017). Dessa forma, considerando que a maior parte do esgoto gerado é disposto sem prévio tratamento, os corpos d'água receptores passaram a se tornar poluídos e com baixos níveis de Oxigênio Dissolvido (OD), com seus usos múltiplos muitas vezes comprometidos.

No caso de lançamentos de esgotos sanitários em corpos d'água interiores, a tendência moderna é elaborar o planejamento da disposição final dos esgotos tomando a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, buscando compatibilizar estes lançamentos com o plano de utilização dos recursos hídricos e com a classificação dos corpos d'água. Assim, o tratamento individual ou coletivo dos esgotos antes do lançamento é, normalmente, a principal estratégia de controle de poluição, cujo grau de tratamento necessário será sempre definido em função do corpo receptor, das características de uso da água a jusante do ponto de lançamento, de sua capacidade de autodepuração e das características e condições dos despejos (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Considerando que nos países em desenvolvimento os custos são aspectos de relevada importância no processo de escolha de sistemas de tratamento de esgotos (JORDÃO; PESSOA, 2014), a incorporação do conceito de autodepuração implica na redução dos custos de implantação de medidas de controle de poluição, já que utiliza os cursos d'água como complementação dos processos que ocorrem no tratamento de águas residuárias.

Modelos matemáticos de qualidade da água são instrumentos tecnológicos que permitem a simulação dos processos de autodepuração dos corpos d'água e que, conseqüentemente, permitem avaliar e prognosticar os impactos decorrentes do lançamento de carga poluidora e analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental, sendo o grau de precisão dependente das hipóteses adotadas na formulação do modelo matemático (OPPA, 2007; SALLA et al., 2013; CALMON et al., 2016). No entanto, por frequentemente existir um grande número de soluções viáveis de controle ambiental para serem investigadas, o uso da simulação não fornece necessariamente uma solução ótima como resposta.

No âmbito do processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos, alguns trabalhos têm utilizado, de maneira combinada, modelo de simulação de qualidade da água e técnica de otimização, a fim de minimizar os custos de implantação e operação das estações de tratamento e a degradação da qualidade hídrica, buscando-se determinar o nível de remoção requerido para cada efluente, de forma a se alcançar uma qualidade hídrica satisfatória (SANTORO; REIS; MENDONÇA, 2016; VALORY; REIS; MENDONÇA, 2016; ASHTIANI; NIKSOKHAN; JAMSHIDI, 2015; CHO; LEE, 2014; ANDRADE; MAURI; MENDONÇA, 2013). Nesse contexto, torna-se evidente que problemas de planejamento hídrico usualmente não são expressos em termos de um único objetivo. Além dos aspectos econômicos, o gerenciamento dos recursos hídricos envolve aspectos sociais e ambientais múltiplos; requerem, portanto, um planejamento que considere toda gama de objetivos concorrentes (ALBERTIN, 2008).

Desta forma, constituiu-se como um importante movimento de crítica e revisão de alguns postulados básicos da ciência e teoria econômica de desenvolvimento o conceito de "Tecnologia Apropriada". O termo Tecnologia Apropriada, como um todo, abrange um imenso apanhado de estratégias de desenvolvimento econômico e tecnológico, ideologias, críticas político-econômicas, que praticam a escolha

tecnológica como um caminho viável para a utilização da tecnologia em favor do bem-estar social (DAGNINO, 1978 apud CORDEIRO NETTO; SOUZA; LOPES JÚNIOR, 2001). Ao considerar o problema de seleção tecnológica em sua essência, a partir dos princípios de Tecnologia Apropriada, pode-se concluir que ele é naturalmente uma decisão com múltiplos objetivos, múltiplos critérios, e múltiplos agentes decisores. Embora se possa tratar um problema dessa natureza por meio de outras técnicas, o emprego da análise de decisão com múltiplos objetivos e múltiplos critérios torna-se mais fácil e promissor (CORDEIRO NETTO; SOUZA; LOPES JÚNIOR, 2001).

Nessa perspectiva, o presente trabalho estudou o emprego combinado de modelo de simulação da qualidade da água, técnica de otimização e análise multiobjetivo na conformação do processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de bacias hidrográficas. Ainda que os métodos aqui adotados se pretendam genéricos para aplicação em quaisquer bacias hidrográficas, neste estudo foram aplicados para a bacia hidrográfica do rio Pardo, curso d'água de domínio do estado do Espírito Santo e importante afluente do rio Itapemirim.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Aplicar técnica de Análise Multiobjetivo combinada com modelo de simulação da qualidade da água e técnica de otimização no processo de seleção de estações de tratamento de esgotos no âmbito de bacias hidrográficas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Simular as condições de qualidade dos cursos d'água da área de estudo considerando a disposição final de esgotos brutos;
- Determinar, a partir da aplicação combinada de modelo de qualidade de água e técnica de otimização, eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica;
- Pré-selecionar sistemas de tratamento de esgotos tecnicamente viáveis, a partir dos resultados decorrentes do emprego combinado de modelo de qualidade da água e de técnica de otimização;
- Aplicar técnica de análise multiobjetivo para a seleção final de sistemas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Em contraposição à determinada condição de qualidade existente num corpo d'água, tem-se a qualidade desejável para o manancial, função do seu uso previsto. A relação entre o uso da água e a qualidade requerida é direta: usos mais nobres requerem a satisfação de diversos critérios de qualidade, enquanto usos menos nobres possuem pouco ou nenhum requisito especial em termos de qualidade (VON SPERLING, 2014b). Considerando que a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas – fundamento da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) – a qualidade de um corpo d'água com usos múltiplos deve garantir o atendimento aos requisitos dos diversos usos previstos.

Em função da crescente poluição dos corpos d'água, que alteram sua natureza e prejudicam os usos que deles são feitos, torna-se evidente a necessidade de implantação de medidas de controle da poluição hídrica. Considerando que, no Brasil, o lançamento de esgotos domésticos não tratados constitui uma das principais fontes de poluição das águas, o tratamento individual ou coletivo dos esgotos antes do seu lançamento é, normalmente, a principal estratégia de controle, por meio da qual se busca reduzir as concentrações dos poluentes lançados e possibilitar o atendimento de padrões de qualidade recomendados pela legislação ambiental brasileira (VON SPERLING, 2014b).

A Resolução nº 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), dividiu as águas do território Nacional em doces, salobras e salinas. Na sequência, função da qualidade requerida para os seus usos preponderantes, foram criadas treze classes de qualidade, cinco das quais associadas às águas doces. Para cada classe do corpo d'água a Resolução estabeleceu condições e padrões de qualidade de água, fixando valores máximos permissíveis de cada substância. No entanto, quanto às condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água, a Resolução nº 357/2005 foi alterada pela Resolução nº 430/2011. Embora a Resolução nº 430/2011 trate sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora, em sua Seção III foram estabelecidos condições e padrões de lançamento de efluentes provenientes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Sendo a

matéria orgânica a causadora do principal problema de poluição das águas, para o lançamento de esgotos sanitários foi fixado o valor máximo de 120 mg/L de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). No entanto, a própria resolução determina que, no caso de efluente proveniente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico, o limite de 120 mg/L de DBO pode ser ultrapassado.

Nesse sentido, os sistemas de tratamento de efluentes domésticos deveriam ser concebidos em função das exigências das Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011, de modo que o lançamento dos efluentes tratados não conferissem ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento.

Muitas alternativas tecnológicas para o tratamento de esgotos estão disponíveis (UNITED NATIONS, 2003; JORDÃO; PESSOA, 2014; VON SPERLING, 2014b), alternativas que vão desde as opções de tratamento convencionais até as tecnologias mais avançadas. O desafio na gestão de águas residuárias é a seleção da melhor tecnologia disponível considerando os objetivos específicos de tratamento, intrínsecos a cada localidade de análise. Muitos fatores, como custos de instalação, custos de operação e manutenção e requisitos de área estão envolvidos no processo de tomada de decisão (KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012).

Dessa forma, várias metodologias têm sido desenvolvidas com o objetivo de produzir uma ferramenta para auxiliar no processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos. Souza e Forster (1996), além de apresentarem a evolução histórica das metodologias disponíveis para a seleção de sistemas de tratamento de esgotos, observaram que, embora seja grande e variada a gama de enfoques, filosofias, princípios e premissas utilizados nas diferentes metodologias, fundamentalmente, distinguem-se duas maiores abordagens: a “econômica”, baseada na otimização, empregando usualmente o custo como variável de decisão; e a de “tecnologia apropriada”.

Constitui exemplo da abordagem econômica o trabalho de Fantin, Reis e Mendonça (2017), que estabeleceu proposta metodológica para a pré-seleção de alternativas de tratamento de esgoto no âmbito de bacias hidrográficas. Utilizando modelo de

simulação de qualidade da água e técnica de otimização para estimar eficiências mínimas de tratamento de esgotos na bacia hidrográfica do rio Pardo (Espírito Santo, Brasil), um dos modelos de otimização adotados pelos autores teve como objetivo a minimização do somatório de eficiências de tratamento de esgotos, partindo do pressuposto de que menores eficiências de remoção de DBO estão associadas a menores custos de tratamento de águas residuárias. Após uma etapa de pré-seleção de alternativas tecnicamente viáveis, a indicação final dos sistemas se deu por meio da ordenação crescente de custos presente líquidos associados a cada alternativa de tratamento de esgotos.

Já Han et al. (2012), que também tiveram metodologia baseada na abordagem econômica, utilizaram um modelo de otimização que objetivou diretamente a minimização dos custos de tratamento de efluentes, estimando, assim, as porcentagens de remoção de cargas de resíduos necessárias para atender os padrões de qualidade de água dos cursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Nakdong, na Coreia.

O conceito de tecnologia apropriada foi introduzido pelo economista britânico Schumacher (1973), e sua definição sugere que a tecnologia apropriada é sempre contextual e situacional (KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012). Segundo Cordeiro Netto, Souza e Lopes Júnior (2001), uma alternativa tecnológica deve se ajustar ao contexto em vários aspectos e de forma concomitante. A escolha tecnológica deve representar um ponto de convergência e harmonização de diferentes critérios técnicos, econômicos, sociais, ambientais e culturais, constituindo-se em um instrumento para se alcançar a melhor aplicabilidade das tecnologias desenvolvidas. O Quadro 1 apresenta os fatores gerais a serem considerados ao se selecionar e avaliar operações e processos unitários de tratamento de esgotos.

Quadro 1 – Fatores de importância a serem considerados ao se selecionar e avaliar operações e processos unitários. (Continua)

Condição	Fator
Aplicabilidade do processo	A aplicabilidade do processo é avaliada com base na experiência passada, dados publicados, dados de estações operando e dados de estações piloto.
Vazão aplicável	O processo deve ser adequado à faixa de vazão esperada.
Variação de vazão aceitável	A maioria das operações e processos deve ser projetada para operar numa ampla faixa de vazões. A maior eficiência é usualmente obtida com vazão constante, embora alguma variação possa ser tolerada.
Características do afluente	As características do afluente ao sistema afetam os tipos de processo a serem usados e os requisitos para a sua adequada operação.

Quadro 1 – Fatores de importância a serem considerados ao se selecionar e avaliar operações e processos unitários. (Conclusão)

Condição	Fator
Aspectos climáticos	A temperatura afeta a taxa de reação da maioria dos processos químicos e biológicos, também pode afetar a operação física das unidades e podem acelerar a geração de odor.
Desempenho	O desempenho é normalmente medido em termos de qualidade do efluente, a qual deve ser consistente com os requisitos e/ou padrões de lançamento.
Subprodutos do tratamento	Os tipos e qualidade dos subprodutos sólidos, líquidos e gasosos devem ser conhecidos ou estimados.
Limitações no tratamento de lodo	Há limitações que poderiam tornar o tratamento do lodo caro ou inexecutável?
Limitações ambientais	Fatores ambientais, como os ventos prevalecentes e suas direções, e proximidade a áreas residenciais podem restringir o uso de certos processos, especialmente quando houver liberação de odores. Ruídos e tráfego podem afetar a seleção do local da estação.
Requisitos de produtos químicos	Que recursos e quantidades devem ser garantidos para a satisfatória operação da unidade por um longo período de tempo.
Requisitos energéticos	Os requisitos energéticos, bem como os prováveis custos futuros, devem ser estimados, caso se deseje projetar sistemas economicamente viáveis.
Requisitos de outros recursos	Que outros recursos são necessários para se garantir uma satisfatória implantação e operação do sistema?
Requisitos de pessoal	Quantas pessoas e a que nível de capacitação são necessárias para se operar o sistema? Qual nível de treinamento será necessário?
Requisitos de operação e manutenção	Quais os requisitos especiais de operação que necessitarão ser satisfeitos? Quantas peças e equipamentos reserva serão necessários e qual sua disponibilidade e custo?
Processos auxiliares requeridos	Que processos auxiliares de suporte são necessários? Como eles afetam a qualidade do efluente, especialmente quando se tornam inoperantes?
Confiabilidade	Qual a confiabilidade da operação e processo em consideração? A unidade pode apresentar problemas frequentes? O processo resiste a cargas de choque periódicas?
Complexidade	Qual a complexidade do processo em operação rotineira e emergencial com cargas de choque? Qual o nível de treinamento deve ter o operador para operar o processo?
Compatibilidade	A operação ou processo unitário pode ser usada satisfatoriamente com as unidades existentes? A expansão da estação pode ser feita com facilidade?
Adaptabilidade	O processo pode ser modificado para atender a requerimentos futuros?
Disponibilidade de Áreas	Há espaço suficiente disponível, tanto para a instalação das unidades atualmente consideradas como para possíveis expansões futuras? Há disponibilidade de uma zona tampão para proporcionar um espaço que minimize impactos visuais e outros tipos de impactos?

Fonte: Von Sperling (2014b) e Metcalf & Eddy (2016).

Von Sperling (2007, 2014b), quando da análise comparativa entre os aspectos considerados na seleção de sistemas de tratamento de esgotos, analisados em termos de países desenvolvidos e em desenvolvimento, indica que, embora a comparação seja inevitavelmente geral, em países desenvolvidos a eficiência do sistema, a confiabilidade, os requisitos de área e aspectos relacionados ao lodo são os critérios mais críticos quando da escolha de um sistema de tratamento de esgotos. Já para países em desenvolvimento, os custos são aspectos de grande relevância no referido processo de seleção (METCALF & EDDY, 1991). Assim, visando a redução

dos gastos de instalação de estações de tratamento de esgotos, Von Sperling (2014a) menciona que a carência de recursos justifica a incorporação do conceito de autodepuração no processo de escolha de sistemas de tratamento de águas residuais. Nesses casos os cursos d'água podem ser utilizados como complementação dos processos que ocorrem no tratamento, desde que feito com parcimônia e dentro de critérios técnicos seguros e bem definidos. No entanto, Lanna (1997) observa que, em se tratando do controle da poluição hídrica, a capacidade de assimilação de efluentes pelos corpos d'água deve ser adequadamente rateada entre os poluidores, ou seja, um só poluidor não deve utilizar toda a capacidade de assimilação do curso d'água, impedindo que os outros usuários o façam.

A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938/81) define em seu artigo 3º, inciso IV, como poluidor “a pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável, direta ou indiretamente, por atividade causadora de degradação ambiental”, tendo como um de seus objetivos a “imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados”. Assim, faz menção ao Princípio do Poluidor-Pagador (PPP), posteriormente consagrado na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO-92), por meio do Princípio 16 da Declaração do Rio:

Tendo em vista que o poluidor deve, em princípio, arcar com o custo decorrente da poluição, as autoridades nacionais devem promover a internacionalização dos custos ambientais e o uso de instrumentos econômicos, levando na devida conta o interesse público, sem distorcer o comércio e os investimentos internacionais. (Declaração do Rio de Janeiro, 1992, p. 157)

Segundo Aragão (2008, apud MELO; ALBUBERQUE, 2014), o PPP visa alcançar a precaução, a prevenção e a equidade na redistribuição dos custos das medidas públicas. Nesse sentido, o rateio da capacidade de assimilação do curso d'água mencionado por Lanna (1997) tem sido proposto em alguns trabalhos que determinaram eficiências mínimas necessárias para o tratamento de esgotos em bacias hidrográficas, ou que estabeleceram metodologias de apoio para a alocação de cargas residuárias, levando-se em consideração princípios de equidade e distribuição de custos, definindo quanto e quem deve pagar pelos danos provenientes da poluição.

Valory, Reis e Mendonça (2016) combinaram técnica de otimização e modelo de qualidade de água para a determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito de bacias hidrográficas. Aplicado à bacia do rio Santa Maria da Vitória (Espírito Santo, Brasil), o trabalho considerou modelos de otimização que incorporaram os padrões de qualidade ambiental para os parâmetros de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e medidas de equidade entre os sistemas de tratamento de esgoto, tanto nas restrições quanto nas funções objetivo.

Utilizando um modelo de qualidade de água, um método de otimização e diferentes cenários possíveis para o tratamento de efluentes (e seus custos correspondentes), Nikoo, Beiglou e Mahjouri (2016) desenvolveram metodologia para a alocação ótima de cargas residuárias em rios, considerando os princípios de equidade e os objetivos de minimização dos custos de tratamento de cada ponto de lançamento de esgotos, bem como a manutenção dos padrões de qualidade da água dos rios.

Santoro, Reis e Mendonça (2016) avaliaram modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos em bacias hidrográficas, utilizando, de maneira combinada, técnica de otimização e modelo de qualidade de água. Os modelos de otimização consideraram a minimização do somatório das eficiências e a minimização da inequidade entre os esforços de tratamento de esgotos, aplicados à bacia do rio Pardo (Espírito Santo, Brasil).

Com o objetivo de estudar uma abordagem para a alocação de cargas de efluentes que atenda simultaneamente objetivos ambientais, econômicos e de equidade Ashtiani, Niksokhan e Jamshidi (2015) simularam, utilizando a equação de Streeter-Phelps no *software* MATLAB, a qualidade da água do rio Haraz (localizado no norte do Irã) a partir do lançamento de oito fontes pontuais de efluentes. Por meio de um algoritmo de otimização, encontraram cargas diárias máximas totais que minimizam a violação ambiental, os custos totais de tratamento e um índice de inequidade.

Cho e Lee (2014) construíram um modelo de alocação de cargas residuárias como um problema de otimização multiobjetivo, estabelecido para alcançar o objetivo econômico de minimização do tratamento de esgotos, considerando a equidade na distribuição dos esforços de tratamento entre os poluidores que realizavam a disposição final de seus esgotos no rio Yeongsan, localizado na Coreia do Sul.

Considerando os altos níveis de poluição no rio Daliao (província de Liaoning, China), Lei et al. (2014) propuseram um método simulação-otimização baseado num índice de alocação de carga de maneira racional, considerando princípios de equidade, eficiência e solidez científica, a fim de proporcionar um equilíbrio entre os diferentes poluidores.

Mahjouri e Bizhani-Manzar (2013) simularam negociações entre os responsáveis pelo lançamento de esgotos no rio Zarjub (localizado no norte do Irã), utilizando modelo de simulação de qualidade de água para verificar a concentração de oxigênio dissolvido num determinado ponto do corpo d'água, considerando diferentes combinações de cenários de tratamento efluentes. Quando os resultados da modelagem refletiam uma concentração de OD em desconformidade com os padrões de qualidade ambiental, uma função de penalidade indicava o valor total a ser pago pela disposição de efluentes no rio Zarjub, sendo igualmente distribuídos pelos poluidores. Também no trabalho de Nikoo, Kerachian e Niksokhan (2012), que propuseram uma metodologia para a alocação equitativa de cargas de resíduos em rios, foi considerada a distribuição do custo total do tratamento de esgotos entre os responsáveis pelo lançamento de cargas no Rio Zarjub.

Andrade, Mauri e Mendonça (2013) propuseram um modelo de otimização tendo como objetivos a minimização dos custos de tratamento, a maximização das descargas de poluentes, a minimização da medida de equidade e a minimização da violação dos limites de OD e DBO no rio Sana Maria da Vitória (Espírito Santo, Brasil). Um algoritmo de recozimento simulado e um modelo de simulação de qualidade de água foram usados para resolver o problema de alocação de cargas.

Por fim, Yandamuri, Srinivasan e Bhallamudi (2006) e Burn e Yulianti (2001) também constituem exemplos de trabalhos que discutem a problemática de alocação de cargas considerando os custos de tratamento e a equidade na distribuição do esforço de tratamento entre os poluidores.

3.2 MODELOS DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Com a introdução de novas ferramentas decorrentes do progresso tecnológico e matemático, os modelos matemáticos se tornaram essenciais para abordagem dos problemas de qualidade da água. Modelos agem como uma representação da

realidade e permitem que problemas sejam manuseados sem interferir diretamente neles (BENEDINI, 2011). Modelos matemáticos são compostos por uma estrutura teórica, representada por equações matemáticas, por valores numéricos dos parâmetros (coeficientes) das equações e por dados de entrada e de saída, compreendendo observações/medições de campo ou de laboratório (VON SPERLING, 2014a).

Considerando que a bacia hidrográfica é a unidade territorial de referência para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, o emprego de modelos de qualidade de água no processo de avaliação ambiental de uma bacia hidrográfica constitui-se importante ferramenta de análise, por permitir avaliar os efeitos das ações naturais e antrópicas integradas sobre diferentes seções do sistema fluvial da bacia, em diferentes cenários de intervenção (LARENTIS; COLLISCHONN; TUCCI, 2008).

Os modelos de simulação da qualidade da água são compostos por expressões matemáticas que definem os processos físicos, químicos e biológicos que podem ocorrer no corpo d'água. A maioria dos modelos é composto de equações de conservação de quantidade de movimento e massa. Selecionando-se uma variável de qualidade de particular interesse e os processos que a afetam, o balanço de massa pode ser desenvolvido e envolverá a entrada do constituinte no volume de controle e as reações ocorridas que resultam no aumento ou decaimento da concentração do constituinte (ALBERTIN, 2008).

Segundo Tucci (2005), a escolha de um modelo matemático para a simulação da qualidade da água em rios depende das características do sistema simulado, do nível de precisão esperado em função dos objetivos desejados, dos dados disponíveis e da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados. Modelos hidrológicos unidimensionais são largamente empregados para quantificar o efeito do impacto de cargas poluidoras na qualidade da água dos rios. Neste tipo de escoamento, são desprezíveis as variações das grandezas na direção transversal ao escoamento. Para início do cálculo das reações físicas e bioquímicas, nos pontos de lançamento ou de contribuições pontuais no rio, são assumidas as condições iniciais de simulação supondo-se, na maioria das vezes, uma mistura total e instantânea na seção transversal (VON SPERLING, 2014a).

De acordo com Lima (2001), o uso de modelos matemáticos para simular as condições ambientais e as interações com a qualidade da água em rios tem crescido drasticamente nas últimas décadas. O modelo de Streeter e Phelps (1925) foi o precursor dos atuais modelos de qualidade de água, representando o balanço entre OD e DBO na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem. Foi aplicado pela primeira vez nos Estados Unidos no rio Ohio, em 1925, num estudo que tinha por finalidade aumentar a eficiência das ações a serem tomadas no controle da poluição. O Quadro 2 apresenta um breve histórico dos modelos de qualidade da água, estabelecidos a partir do modelo de Streeter-Phelps.

Quadro 2 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continua)

Ano	Modelo	Características
1925	Streeter & Phelps	Modelo que representa o balanço entre OD e DBO definidos na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem.
1963	Camp	Modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando os termos referentes à sedimentação e/ou ressuspensão, DBO do escoamento superficial e fotossíntese.
1964	Dobbins	Modelo de simulação no qual OD/DBO apresenta-se na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando-se os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.
1967	O'Connor	Modelo de simulação OD/DBO que utiliza equação onde os termos referentes à DBO carbonácea e DBO nitrificante estão separados.
1970	Dosag I	Modelo proposto pelo Texas Water Development Board (TWDB), que mostra, de forma integrada, que a equação de Streeter Phelps é aplicável à sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.
1970	Dosag III	Modelo criado pela Environmental Protection Agency (EPA) que registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados no Dosag I.
1970	QUAL-I	O modelo QUAL I, desenvolvido pelo F. D. Masch and Associates e TWDB, usa equações unidimensionais de dispersão-adevecção pela solução das diferenças finitas. Utiliza um elemento computacional padrão de um comprimento estabelecido através do sistema. Elementos computacionais com propriedades hidrológicas e físicas similares são agrupados no mesmo trecho.
1970	WASP	O modelo WASP (Water Analysis Simulation Program), desenvolvido pela EPA, permite simular os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para uma variedade de poluentes. Os processos de advecção, dispersão, fluxos de massa pontual e difusa, além de fluxos na fronteira de fundo são representados no modelo. O WASP também pode ser implementado com modelos de transporte hidrodinâmico e de sedimentos, os quais fornecem perfis de velocidade, temperatura, salinidade e fluxos de sedimentos. O WASP7, última versão lançada em 2013, é um aprimoramento do WASP original e contém a inclusão do modelo de diagênese sedimentar associado à modelo secundário avançado de eutrofização, que predita demanda de oxigênio pelo sedimento e fluxos de nutrientes a partir do sedimento de fundo.
Década de 70	MIKE 11	O modelo Mike 11 foi desenvolvido pelo DHI (Danish Hydraulic Institute) para simulação de escoamentos, qualidade da água e transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação, canais e outros corpos d'água. O módulo hidrodinâmico (HD) é o núcleo do sistema de modelagem e constitui a base para a maioria dos módulos, incluindo a previsão de cheias, advecção-dispersão, qualidade da água e módulos de transporte de sedimentos não-coesivos.

Quadro 2 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continuação)

Ano	Modelo	Características
Década de 70	ISIS	ISIS é um simulador hidrodinâmico completo, desenvolvido no Reino Unido por Hydraulics Research Wallingford (HR-Wallingford) e Sir William Halcrow and Partners, para modelagem de fluxos e níveis água em canais abertos e estuários. O módulo de qualidade da água do programa ISIS (ISIS Quality Water) é capaz de modelar uma gama de variáveis e processos de qualidade da água simultaneamente, que incluem: poluentes conservativos e não conservativos; coliformes, sal, temperatura da água, sedimento; balanço de oxigênio (OD e DBO); interações de oxigênio (água/sedimento); fitoplancton; macrófitas; algas bentônicas, pH. A última versão lançada, ISIS v. 3.7, fornece uma série de novas funcionalidades e melhorias.
1972	QUAL-II	O modelo Qual II é uma modificação do QUAL I desenvolvida pelo Water Resources Engineers, Inc. (WRE) sob contrato com a EPA. O modelo é aplicável para rios dendríticos e bem misturados. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água em qualquer combinação desejada pelo usuário. O modelo assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativos somente ao longo da direção principal do fluxo (eixo longitudinal do rio ou canal). Pode ser operado em regime permanente ou dinâmico.
1974	SIMOX	O modelo Simox (Dissolved Oxygen Simulation Model), desenvolvido pelo CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente) para simulação de oxigênio dissolvido, inclui OD/DBO, bactéria (Lei de Chick) e uma substância conservativa. A versão mais recente também simula o decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação.
1974 - 1978	WQRRS	O modelo WQRRS (Water Quality for River-Reservoir Systems), desenvolvido pela CEIWR-HEC, é baseado nos modelos Qual-II e CE-QUAL-W2. Fornece abrangente simulação da qualidade da água para rios e reservatórios. O modelo consiste em três módulos distintos, mas integrável: módulo reservatório, módulo hidráulico e módulo de qualidade. Os três programas podem ser integrados para uma completa análise de qualidade da água da bacia hidrográfica. No módulo de qualidade, as taxas de transporte de parâmetros de qualidade podem ser representados para escoamentos aeróbios, e podem ser simuladas picos de cargas poluentes para escoamento estável ou instável. Simula OD, DBO, nutrientes, biomassa algal, temperatura, bactérias indicadoras, constituintes conservativos e não conservativos, produtividade de algas e nutrientes no reservatório, bem como interações de fluxo e temperatura no reservatório.
1975	CE-QUAL-W2	O CE-QUAL-W2, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Portland, Estados Unidos, é um modelo bidimensional (longitudinal e vertical), hidrodinâmico e de qualidade da água para rios, estuários, lagos, reservatórios e sistemas de bacias hidrográficas. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplanctons e bactérias. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade d'água. A versão atual do modelo é a versão 3.72 (lançada em 2015) com uma versão 4.0 alfa lançada.
1976	QUALII/SEMOG	O modelo QUAL-II / SEMOG é uma versão do QUAL-II desenvolvida pela WRE para o Conselho de Governos do Sudeste de Michigan (Southeast Michigan Council of Governments - SEMOG). Inclui modificações e aperfeiçoamentos feitos no modelo QUAL II desde o seu desenvolvimento original em 1972.
Final década 70	HSPF	O modelo HSPF (Hydrologic Simulation Program – Fortran) é um programa desenvolvido pela EPA para simulação hidrológica de bacia hidrográfica e de qualidade da água para poluentes orgânicos convencionais e tóxicos. O modelo combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e transformação, nos rios, de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos; e fornece histórico de tempo da taxa de vazão de escoamento, carga de sedimentos, concentrações de nutrientes e pesticidas, juntamente com histórico de tempo da quantidade e qualidade da água em qualquer ponto em uma bacia hidrográfica. O HSPF requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutriente incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofósforo, uptake (coletor ascendente de gás), vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatilização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. O HSPF inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética Michaelis-Menten.

Quadro 2 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continuação)

Ano	Modelo	Características
Início década 80	TOMCAT	O modelo TOMCAT (Temporally Overall Model for CATchments) foi desenvolvido pela companhia concessionária de água do Reino Unido, Thames Water. A conceituação do TOMCAT é essencialmente idêntica à do modelo SIMCAT, isto é, modelo estocástico unidimensional estacionário, com abordagem da técnica de Monte Carlo, permitindo, contudo, correlações temporais mais complexas.
Década de 80	SIMCAT	SIMCAT (Simulated Catchments), desenvolvido pela Agência de Meio Ambiente do Reino Unido, é um modelo estocástico determinístico, unidimensional, em regime permanente, que faz uso de técnicas de análise de Monte Carlo para simular dados de descargas pontuais e difusas ao longo de uma rede de cursos de água. O oxigênio dissolvido é representado por uma relação envolvendo temperatura, reaeração e decaimento da DBO.
1982	CE-QUAL-RIV1	O modelo CE-QUAL-RIV1 foi originalmente desenvolvido pela Universidade Estadual de Ohio em 1982 para a EPA. A versão de 1990 reflete as modificações feitas após 1982 pela Universidade Estadual de Ohio e pelo Laboratório Ambiental da Estação Experimental de Corpos D'água (Waterways Experiment Station - WES) do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (United States Army Corps of Engineers - USACE). O modelo é hidrodinâmico e de qualidade da água unidimensional (longitudinal) e permite a simulação de sistemas fluviais ramificados com várias estruturas de controle hidráulico, tais como, eclusa de navegação, represa, regulação de barragem. Constituintes de qualidade da água incluem temperatura, OD, DBO carbonácea, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo ortofosfato, bactérias coliformes, ferro e manganês dissolvidos. Os efeitos de algas e macrófitas também estão incluídos.
1985	Qual2E	O QUAL2E, distribuído pela EPA, é um modelo unidimensional de estado permanente, usado freqüentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão.
1985	MIKE BASIN	O modelo MIKE BASIN, desenvolvido pelo DHI, associa técnicas de simulação e modelagem em rede de fluxo e é estruturado em uma rede de arcos e nós digitalizada no ambiente do ArcView do Sistema de Informações Geográficas. A simulação das variáveis de qualidade da água é feita através de transporte no estado estacionário nos arcos do sistema. Dentre outras características do modelo, destacam-se seu rápido tempo de processamento e sua flexibilidade e facilidade na representação de sistemas hídricos. Para a solução da qualidade de água é considerado somente o transporte advectivo e o decaimento das concentrações pode ser modelado.
1987	SisBaHiA	O SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental) foi desenvolvido pela Coordenação de Programas de Pós Graduação em Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Trata-se de um sistema de modelos computacionais para previsão do escoamento ou movimento das águas e também para a previsão da qualidade das águas ou transporte de grandezas escalares qualificadoras em corpos de água naturais. Em sua versão 3.6 e superiores, o SisBaHiA oferece recursos para modelamentos de corpos de água com superfície livre sem estratificação vertical significativa. Nesta classe de corpos de água podese encontrar rios, canais, lagos, lagoas, reservatórios, estuários, baías e águas costeiras. Os Modelos de Qualidade de Água e Eutrofização (MQA) do SisBaHiA correspondem conjunto de modelos de transporte Euleriano, podendo ser aplicados para escoamentos 2DH, ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D. Os MQA permitem simulação acoplada de até 11 parâmetros de qualidade da água e indicadores de eutrofização: sal, temperatura, OD-DBO, nutrientes compostos de nitrogênio e de fósforo e biomassa
1989	DUFLOW	O modelo DUFLOW, desenvolvido pelo International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering (IHE) (atualmente denominado UNESCO-IHE Institute for Water Education), Rijkswaterstaat (Public Works Department), Delft University of Technology, Agricultural University of Wageningen, permite simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser incluso controle de estruturas como diques, bombas, bueiros e sifões. O modelo possui diversas aplicações, tais como a propagação de ondas em estuários, ondas de cheias em rios e operação de sistemas de irrigação e drenagem e pode incluir parâmetros de qualidade da água.. A parte de modelagem da qualidade da água foi incluído no DUFLOW em 1992, em sua versão 2.0.

Quadro 2 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Continuação)

Ano	Modelo	Características
Início década 90	SWAT	Soil Water and Analysis Tools (SWAT), modelo físico desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture - USDA), teve sua origem no modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) - modificação do modelo hidrológico CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems). O SWAT pode ser usado na modelagem de bacias hidrográficas que não possuem dados de monitoramento disponíveis. O modelo opera em escala de tempo contínua e permite prognosticar o impacto de longo prazo das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas. A última versão do modelo é a versão SWAT2012.
1991 - 1994	AQUASIM	O programa AQUASIM, desenvolvido pelo EAWAG (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology), foi projetado para a identificação e simulação de sistemas aquáticos técnicos e naturais. O modelo realiza simulações, análises de sensibilidade, estimativa de parâmetros (usando dados medidos). O usuário pode especificar qualquer conjunto de variáveis de estado e processos de transformação do modelo.
1993	DELFT 3D	O modelo Delft 3D, desenvolvido pela WL Delft Hydraulics, permite uma abordagem multidisciplinar e cálculos em 3D para áreas costeiras, rios e estuários e pode realizar simulações de fluxos, transporte de sedimentos, ondas, qualidade da água, desenvolvimentos morfológicos e ecologia. O modelo é composto por um conjunto de módulos, agrupados em torno de uma interface mútua. Cada módulo pode ser executado de forma independente ou em combinação com um ou mais módulos. Em novembro/2015 será lançada uma nova marca do modelo, Delft3D Flexible Mesh Suite 2016, que incorpora inovações tecnológicas para simulações sobre malhas não estruturadas em 1D-2D-3D.
1995	HEC-HAS	O modelo HEC-HAS (Hydrological Engineering Center-River Analysis System), desenvolvido pelo HEC do USACE., possibilita a simulação unidimensional de escoamento em canais abertos, sob o regime permanente e não-permanente e também na condição de fundo móvel (transporte de sedimentos). A versão atual, HEC-HAS 5.0, lançada em 2015, permite a modelagem bidimensional do escoamento.
1995 - 2000	SOBEK	SOBEK-RE, versão original do SOBEK, desenvolvido pela WL Delft Hydraulics em parceria com o Instituto de Gestão das Águas Interiores e Tratamento de Águas Residuais (Inland Water Management and Waste Water Treatment – RIZA) do governo da Holanda, constitui sistema de modelagem unidimensional projetado para sistemas fluviais simples e complexos e estuários. Pode ser usado para simular escoamento instável e constante, transporte de sedimentos, morfologia, intrusão salina e qualidade da água, com aplicações na resolução de problemas em matéria de navegação, previsão de inundações, estudos da poluição da água, estuários com água doce e salgada, estudos de mineração de areia, sedimento e morfologia. SOBEK 2 apresenta três linhas básicas de produtos, SOBEK-River, SOBEK-Rural e SOBEK-Urban, sendo cada uma composta por diferentes módulos para simular aspectos específicos do sistema de água, podendo funcionar separadamente ou em combinação. O SOBEK 3 é o sucessor agregado do SOBEK-River, DUFLOW e SOBEK-RE.
1996	BASINS 1 BASINS 2 BASINS 3 BASINS 4	Desenvolvido pela USEPA (United States Environmental Protection Agency), BASINS (Better Assessment Science Integrating point & Non-point Sources) são sistemas de análise ambiental polivalentes que integram a poluição de fontes pontuais e não pontuais. Foram desenvolvidos pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA para auxiliar na gestão de bacias hidrográficas e desenvolvimento de TMDL, integrando dados ambientais, ferramentas de análise e modelos de qualidade de água e bacias hidrográficas.
1997	PC- QUASAR	O modelo PC-QUASAR, desenvolvido pelo CEH (Center for Ecology & Hydrology), permite fácil comparação entre o estado existente do rio e que existiria depois de uma mudança planejada ou um evento não planejado que tivesse ocorrido na rede fluvial. O modelo descreve as mudanças na qualidade da água ao longo do tempo e permite monitorar episódios de poluição à jusante. O modelo apresenta dois modos de execução: modo de planejamento e modo de previsão dinâmica. O modo de planejamento pode produzir dados de frequência e distribuição cumulativas de vazão e qualidade em locais de interesse. O modo dinâmico (previsão) fornece perfis de vazão e qualidade da água ao longo do sistema fluvial ou contra o tempo em qualquer alcance de interesse. O modelo permite simular vazão do rio, pH, nitrato, temperatura, Escherichia Coli, DBO, OD, poluente conservativo ou traçador.

Quadro 2 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. (Conclusão)

1997	EFDC	Desenvolvido pelo Instituto Virginia de Ciência Marinha Virginia (Institute of Marine Science), a USEPA listou o modelo EFDC como uma ferramenta para a gestão da qualidade da água em 1997. O modelo EFDC é adequado para a simulação da qualidade da água em rios, lagos, reservatórios, estuários e zonas húmidas, incluindo modelos uni, bi ou tridimensionais.
2002	AQUATOX	AQUATOX é um modelo de simulação para sistemas aquáticos, desenvolvido pela EPA, que prevê o destino de nutrientes, sedimentos e produtos químicos orgânicos em corpos d'água, bem como os seus efeitos diretos e indiretos em organismos residentes. Simula a transferência de biomassa e produtos químicos a partir de um compartimento do ecossistema para outro. O modelo simula múltiplos estressores ambientais (incluindo nutrientes, cargas orgânicas, sedimentos, substâncias químicas tóxicas e temperatura) e seus efeitos sobre as comunidades de algas, macrófitas, invertebrados e peixes. AQUATOX pode ajudar a identificar e compreender as relações de causa e efeito entre a qualidade química da água, do ambiente físico e a vida aquática. Pode representar uma variedade de ecossistemas aquáticos, incluindo lagos verticalmente estratificados, reservatórios e lagoas, rios e córregos e estuários. A versão 3.1 do modelo contém várias melhorias em relação às versões anteriores que melhoram a interface e utilidade do modelo.
2003 (versão beta)	QUAL 2K	O modelo QUAL2K é uma versão modernizada do modelo QUAL2E e apresenta na sua estrutura os seguintes novos elementos: modelo segmentado, especificação da DBO carbonácea, ambientes anóxicos, interações água-sedimento, algas inferiores, redução da luz, pH (potencial hidrogeniônico), patógenos.
2005	EDP-RIV1	O modelo EDP-RIV1, desenvolvido pela Divisão de Proteção Ambiental do Departamento de Recursos Naturais da Georgia (Georgia Environmental Protection Division of the Georgia Department of Natural Resources) e pela EPA, baseia-se no modelo CE-QUALRIV1. Consiste num sistema de programas para executar simulações unidimensionais hidrodinâmicas e de qualidade da água, com a finalidade de analisar as condições existentes e realizar alocações de carga de resíduos. O modelo pode representar com sucesso sistemas de rios dendríticos ou ramificados e pode lidar com influências de marés de jusante, efeitos à jusante de lagos, captações de água dinâmicas, operações de vertedouro de barragem e eventos de tempestade. O modelo permite simular interações de 16 variáveis de estado, incluindo temperatura da água, espécies de nitrogênio (ou DBO nitrogenada), espécies de fósforo, OD, demanda de oxigênio carbonácea, algas, ferro, manganês, bactérias coliformes e dois componentes arbitrários. Além disso, o modelo pode simular os impactos de macrófitas sobre OD e ciclagem de nutrientes.
2007	QUAL-UFMG	O modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Marcos Von Sperling da Universidade Federal de Minas Gerais para o ambiente computacional da planilha Microsoft Excel, possibilita a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2EU, desenvolvido pela EPA. O QUAL-UFMG torna possível uma simulação rápida e simples das variáveis DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.

Fonte: Calmon (2015); Wang et al. (2013).

Wang et al. (2013) fizeram uma revisão do desenvolvimento dos modelos de qualidade de água superficiais, dividindo-os em três fases: o primeiro estágio, compreendendo o período de 1925 a 1965, em que a maioria dos pesquisadores modificou e continuou a desenvolver o modelo de Streeter-Phelps; a segunda fase, de 1965 a 1995, que contemplou o rápido progresso dos modelos de qualidade da água, capazes de simular um maior número de parâmetros, além do desenvolvimento de modelos bidimensionais e tridimensionais; e o terceiro estágio, compreendendo os anos posteriores a 1995, caracterizado pelo desenvolvimento de modelos de qualidade de água capazes de simular condições ambientais complicadas, envolvendo a integração com modelos de poluição do ar. Os referidos autores citaram

que os modelos de Streeter-Phelps, QUASAR, QUAL, WASP, CE-QUAL-W2, BASINS, MIKE, EFDC são amplamente aplicados em todo o mundo. Embora a maioria dos países desenvolvidos (especialmente EUA e países europeus) tenha desenvolvido melhores e mais avançados modelos de qualidade da água, modelos de domínio público (QUAL2EU, QUAL2K, WASP7 e QUASAR) demonstram-se bastante apropriados para a simulação de oxigênio dissolvido ao longo dos rios e córregos (KANNEL et al., 2011; WANG et al., 2013).

Amplas revisões de literatura acerca dos modelos de qualidade de água podem ser encontradas nos trabalhos de Cox (2003), Albertin (2004) e Albertin, Mauad e Daniel (2006). O trabalho de Tsakiris e Alexakis (2012) apresentou uma revisão dos mais populares modelos de qualidade de água atualmente disponíveis para rios e córregos. Kannel et al. (2011), por sua vez, revisaram os seis principais modelos de qualidade de água de domínio público.

Função da sua versatilidade, fácil compreensão e aplicação na simulação da qualidade da água em rios, o modelo mais conhecido e utilizado, dentro da geração relativamente mais recente, é o modelo QUAL2E, desenvolvido pela USEPA. Este modelo representa em maior profundidade os ciclos de oxigênio, nitrogênio e fósforo na água (Von Sperling, 2014a). A disponibilidade gratuita na internet, juntamente com a extensa literatura disponível, favorece a ampla utilização do modelo QUAL2E para simulação de qualidade da água (COX, 2003). Mendonça (1992), Ning et al. (2001), Lima (2001), Bäumle (2005), Pereira e Mendonça (2005), Palmieri e Carvalho (2006), Paliwal, Sharma e Kansal (2007) e Knapik et al. (2011) constituem exemplos de trabalhos que utilizaram o modelo QUAL2E como ferramenta de suporte para o gerenciamento de recursos hídricos.

Baseado no modelo QUAL2E, em 2007 foi desenvolvido, no ambiente computacional da planilha eletrônica Microsoft Excel, o modelo denominado QUAL-UFMG, detalhadamente apresentado e discutido por Von Sperling (2014a). Dentre as simplificações feitas em relação ao QUAL2E, tem-se que:

- O modelo não considera as algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes, devido à complexidade da representação dos processos que envolvem as algas e à dificuldade na determinação dos valores dos

coeficientes. As algas são mais importantes na simulação de ambientes lênticos (Von Sperling, 2014a).

- Os perfis de concentração dos constituintes simulados são calculados assumindo-se a hipótese de que o transporte de constituintes ocorre inteiramente pela advecção, não sendo incorporados eventuais contribuições da dispersão longitudinal.
- O modelo emprega o método de integração numérica de Euler, método simples para resolução das equações diferenciais ordinárias utilizadas na construção dos perfis longitudinais de concentração dos constituintes simulados pelo modelo. A necessidade de adoção de curtos passos de integração – de forma a se evitar imprecisões e instabilidade numérica – não implica em consideráveis tempos de processamento, já que o modelo não possui grandes requisitos computacionais.

As planilhas do QUAL-UFMG tornam possível uma simulação rápida e simples, permitindo a modelagem da demanda bioquímica de oxigênio, do oxigênio dissolvido, do nitrogênio total (e suas frações), do fósforo total (e suas frações) e dos coliformes termotolerantes. Calmon (2015) observa que a estrutura conceitual do QUAL-UFMG consiste na segmentação do rio ou parte do sistema fluvial em trechos com características hidráulicas semelhantes, sendo que cada trecho pode ser subdividido em elementos computacionais de mesmo tamanho, considerados como reatores de mistura completa, com as mesmas propriedades hidrogeométricas e taxas de reações físicas e bioquímicas. Para cada elemento computacional (volume de controle), efetua-se um balanço hidráulico em função das vazões e um balanço de massas para cada constituinte simulado, permitindo representar a evolução da qualidade da água ao longo do trecho simulado.

Aplicações do QUAL-UFMG para a simulação da qualidade da água podem ser observados nos trabalhos de Von Sperling (2008), Rodrigues et al. (2009), Costa e Teixeira (2011), Louzada, Reis e Mendonça (2013), Teodoro et al. (2013), Salla et al. (2013), Tonon (2014), Zandonadi, Mendonça e Reis (2015), Calmon et al. (2016), Santoro, Reis e Mendonça (2016) e Fantin, Reis e Mendonça (2017).

3.3 TÉCNICAS DE OTIMIZAÇÃO

Modelos de simulação são bem aceitos na área de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, sendo usados para oferecer respostas sobre o comportamento de um determinado sistema sujeito a diversas condições. No entanto, uma solução ótima do problema nem sempre é obtida, haja vista o grande número de soluções viáveis a serem investigadas (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006). Assim, Yeh (1985) aponta que os mais importantes avanços no campo da engenharia de recursos hídricos foram o desenvolvimento e a adoção de técnicas de otimização. Conceitualmente, a otimização consiste num processo de busca da melhor solução para um dado problema.

De maneira geral, o modelo de otimização é constituído por uma função objetivo, que se deseja maximizar ou minimizar, e de funções de restrição, que determinam a região viável das variáveis de decisão. Não existe, porém, um procedimento de otimização geral que possa resolver eficientemente qualquer tipo de problema. A maioria das técnicas depende da forma e propriedades matemáticas da função objetivo e das restrições (MATEUS e LUNA, 1986). Mays e Tung (1992) e Loucks e Beek (2005) citam que existem muitas maneiras de classificar os vários tipos de modelo de otimização. Os modelos podem ser determinísticos ou probabilísticos; estáticos ou dinâmicos, em relação ao tempo; lineares ou não lineares, dependendo da linearidade da função objetivo e das restrições e; podem consistir de variáveis contínuas ou discretas. Independentemente da natureza da otimização, os modelos descrevem situações em que existem várias soluções que satisfazem todas as restrições e, portanto, existe a intenção de se encontrar a melhor solução ou, pelo menos, um conjunto de soluções consideradas muito boas.

Segundo Holtz (2005), os algoritmos usados para a solução de um problema de otimização podem ser, basicamente, determinísticos ou probabilísticos. Os métodos de otimização baseados nos algoritmos determinísticos – maioria dos métodos clássicos – geram uma sequência determinística de possíveis soluções requerendo, na maioria das vezes, o uso de pelo menos a primeira derivada da função objetivo em relação às variáveis de projeto. Os métodos de otimização baseados nos algoritmos probabilísticos usam somente a avaliação da função objetivo e introduzem no processo de otimização dados e parâmetros estocásticos. Por não utilizarem a

derivada da função objetivo, são considerados métodos de ordem zero. De acordo com Samarano e Prado (2005), técnicas clássicas de otimização são confiáveis e possuem aplicações nos mais diferentes campos de engenharia e de outras ciências. Porém, essas técnicas podem apresentar algumas dificuldades numéricas e problemas de robustez como, por exemplo, de não distinguir necessariamente o ótimo local do ótimo global.

Garcia (2011) observa que a procura por novas técnicas de otimização capazes de alcançar o ótimo global para a solução de problemas complexos de recursos hídricos tem sido o foco principal de muitas pesquisas. Nesse sentido, durante as duas últimas décadas, a área de planejamento e gestão de recursos hídricos tem observado considerável aumento no desenvolvimento e aplicação de diversos tipos de algoritmos evolucionários – subconjunto da computação evolucionária (NICKLOW et al., 2010; GARCIA, 2011). A computação evolucionária compreende um conjunto de técnicas de busca e otimização inspiradas na evolução natural das espécies. As técnicas atualmente incluem: Programação Evolucionária, Estratégias Evolucionárias, Algoritmos Genéticos e Programação Genética (POZO et al., 2005). Nicklow et al. (2010) citam que a atual popularidade dos algoritmos evolucionários deriva, pelo menos em parte, do seu potencial para resolver problemas não lineares, não convexos, multimodais e discretos, para os quais as técnicas de pesquisa determinísticas incorrem em dificuldades ou falham completamente. Os referidos autores apresentaram uma revisão abrangente das recentes aplicações da computação evolucionária no planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, dando considerável ênfase à utilização dos algoritmos genéticos.

Algoritmos Genéticos (AGs) constituem-se algoritmos de pesquisa para a solução de problemas de otimização. Foram originalmente estabelecidos por John Holland em 1975, na Universidade de Michigan, e popularizados por um de seus alunos, David Goldberg. Os AGs pertencem à classe dos métodos probabilísticos de busca e otimização, que tentam dirigir a busca para regiões do espaço onde é provável que as soluções ótimas estejam (Tanomaru, 1995). Foram inspirados nos mecanismos de evolução das espécies, compreendendo processos da genética das populações, sobrevivência e adaptação dos indivíduos.

Lacerda e Carvalho (1999) ressaltam que o primeiro passo de um AG é a geração de uma “população inicial de cromossomos”, que é formada por um conjunto aleatório de cromossomos que representam possíveis soluções do problema a ser resolvido. Durante o “processo evolutivo”, essa população é avaliada e cada cromossomo recebe uma nota, denominada “aptidão”, que reflete a qualidade da solução que ele representa. De maneira geral, os cromossomos mais aptos são selecionados e os menos aptos, descartados (Darwinismo). Os “indivíduos” selecionados podem sofrer modificações em suas características fundamentais por meio de operadores de *crossover* e “mutação”, gerando descendentes para a próxima geração. Esse processo é repetido até que uma solução satisfatória seja encontrada. Portanto, a ideia básica de funcionamento dos AGs é o tratamento das possíveis soluções do problema como "indivíduos" de uma "população", que irá "evoluir" a cada iteração ou "geração" (POZO et al., 2005), sendo fortemente dependentes do desempenho dos operadores genéticos (GREFENSTETTE, 1986; GEN; CHENG, 1996 apud LEIRAS, 2010). Nicklow et al. (2010) indicam a existência de duas classes amplas de operadores dos algoritmos evolucionários, consistindo em (1) esquemas de seleção e (2) esquemas variacionais. Em combinação, esses operadores servem para gerar e explorar novas soluções candidatas que devem competir para sobreviver (isto é, atingir um intervalo de população) dentro da analogia de evolução.

O operador de seleção é um componente essencial do algoritmo genético. Este operador, baseado no valor da aptidão dos indivíduos, seleciona aqueles que farão parte da próxima geração. Nicklow et al. (2010) indicam que a seleção por torneio, por truncamento e Roda da Roleta consistem nos operadores de seleção mais comuns disponíveis nos AGs. No entanto, a maioria dos códigos modernos implementam uma forma de seleção de torneio e/ou truncamento, porque esses esquemas de seleção são invariantes e, quando usados em combinação, são implicitamente elitistas (ou seja, os melhores membros da população são garantidos para sobreviver na próxima geração). Elitismo e invariância de escala são propriedades importantes que têm demonstrado aumentar a eficácia de algoritmos evolucionários em aplicações de recursos hídricos (REED et al., 2000; BAYER e FINKEL, 2004 apud NICKLOW et al., 2010). Lacerda e Carvalho (1999) demonstram que o elitismo é aplicado para que os melhores indivíduos de uma geração sejam reintroduzidos na geração seguinte, sem que sofram *crossover* ou mutação, garantindo que essas possíveis soluções não

sejam perdidas durante o processo de seleção. No entanto, o número de indivíduos preservados pelo elitismo não deve ser elevado, para evitar alta pressão de seleção e a convergência precoce.

O operador *crossover* é inspirado na ideia da recombinação de material genético entre indivíduos. Dois indivíduos são selecionados aleatoriamente e, de acordo com uma probabilidade pré-definida, seu material genético é recombinado ou não. Se isto ocorrer, dois novos indivíduos com material de ambos os progenitores são gerados; caso contrário, os dois indivíduos permanecem inalterados e são passados para a próxima geração. Já o operador de mutação fornece ao algoritmo um comportamento exploratório, por induzir a buscar novos pontos no espaço de busca. Se um algoritmo genético fosse desenvolvido baseando-se apenas em seleção e cruzamento, o sistema iria convergir prematuramente, já que o operador de cruzamento gera novos indivíduos de forma muito limitada após algumas gerações. Por isso, a mutação é essencial para manter a diversidade e renovar o material genético. Como a mutação altera a estrutura do cromossomo criando indivíduos com propriedades diferentes daquelas encontradas na maior parte da população, este operador evita que o modelo fique preso a um ótimo local (DIAS, 2006 apud LEIRAS, 2010).

Com o objetivo de situar Algoritmos Genéticos no contexto da otimização em geral, Lacerda e Carvalho (1999) apresentaram algumas das principais classes de métodos de otimização: os métodos analíticos, os métodos de busca exaustiva ou aleatória (métodos “Gerar-e-Testar”) e os métodos de Subida de Encosta.

Os métodos analíticos utilizam técnicas do Cálculo Diferencial para determinar os pontos extremos de uma função, requerendo, portanto, funções com derivadas. Quando existe grande número de parâmetros, torna-se difícil encontrar, analiticamente, todos os pontos de mínimo e máximo, o que torna estes métodos impraticáveis para otimizar diversos problemas reais. Já os métodos “Gerar-e-Testar” empregam um módulo de geração, que enumera possíveis soluções sistematicamente ou aleatoriamente e um módulo de teste, que avalia cada possível solução, podendo aceitá-la ou rejeitá-la. Esses métodos podem encerrar sua execução quando uma solução satisfatória for encontrada, ou continuar até que todas as possíveis soluções sejam achadas. Por fim, de princípios seguidos por um grande número de técnicas importantes de otimização, os métodos de Subida de Encosta

investigam os pontos adjacentes do espaço de busca e movem-se na direção que melhora o valor da função objetivo. Observa-se, portanto, que para funções com muitos ótimos locais, o método possui dificuldades em localizar qual “encosta” leva ao ótimo global. No entanto, os métodos de Subida de Encosta são geralmente rápidos (LACERDA; CARVALHO, 1999).

Enquanto os métodos de busca exaustiva possuem a característica de explorar pontos inteiramente novos do espaço de busca, os métodos de subida de encosta caracterizam-se por utilizar a informação dos pontos anteriormente visitados para encontrar os melhores. Assim, um algoritmo de otimização eficiente deve usar essas duas técnicas (*Exploration* e *Exploitation*) para encontrar o ótimo global da função objetivo (BEASLEY et al., 1993 apud LACERDA; CARVALHO, 1999). O crossover e a mutação, mecanismos de busca do AG, levam à exploração de pontos inteiramente novos do espaço de busca (*exploration*). Enquanto a seleção dirige a busca em direção aos melhores pontos do espaço de busca (*exploitation*), o valor da pressão da seleção – dada pela razão entre aptidão máxima da população e a aptidão média – pode tornar o AG semelhante à busca aleatória dos métodos Gerar-e-Testar (*exploration*) ou semelhante aos métodos de Subida de Encosta (*exploitation*), (LACERDA; CARVALHO, 1999).

Lacerda e Carvalho (1999) citam que, dentre suas vantagens, os AGs destacam-se por: realizar buscas simultâneas em várias regiões do espaço de busca, já que trabalham com uma população e não com um único ponto; otimizar parâmetros de funções objetivos com superfícies complexas e complicadas, reduzindo a incidência de mínimos locais; otimizar grande número de variáveis; fornecer uma lista de parâmetros ótimos e não uma simples solução; ser flexíveis para trabalhar com restrições arbitrárias e otimizar múltiplas funções com objetivos conflitantes; não ser necessário conhecimento matemático aprofundado do problema considerado. Apesar dessas vantagens, os AGs não são eficientes para muitos problemas. São bastante lentos, de modo que enquanto ainda estão avaliando a população inicial, muitos métodos de Subida de Encosta já encontraram a solução do problema. A convergência prematura também é um conhecido problema dos algoritmos genéticos, ocorrendo quando surgem cromossomos de alta aptidão (mas não com aptidão ótima), e os cromossomos realmente ótimos ainda não estão presentes na população.

Tais cromossomos, chamados de “superindivíduos”, espalham seus genes por toda a população, enquanto outros genes desaparecem (*genetic drift*). Como consequência, o algoritmo converge para um máximo ou mínimo local.

3.4 MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Em recursos hídricos, os Algoritmos Genéticos têm sido frequentemente utilizados para a otimização da alocação de cargas efluentes, em conjunto com modelos de simulação de qualidade da água (BURN; YULIANTI, 2001; CHO; SUNG; HA, 2004; YANDAMURI; SRINIVASAN; BHALLAMUDI, 2006; ARAS; TOGAN; BERKUN, 2007; SAADATPOUR; AFSHAR, 2007); ALBERTIN, 2008; GARCIA, 2011; LOUZADA; REIS; MEDONÇA, 2013; VALORY; REIS; MEDONÇA, 2016; FANTIN; REIS; MENDONÇA, 2017). Nesse tipo de problema, a função objetivo normalmente consiste na minimização dos custos e da degradação da qualidade hídrica, buscando-se determinar o nível de remoção requerido para cada fonte de efluentes de forma a se manter ou alcançar qualidade hídrica satisfatória, de maneira economicamente viável e eficiente (ANDRADE, 2012). Liu et al. (2014) citam que o modelo típico de alocação de cargas residuárias aborda a minimização do custo total do tratamento de efluentes e a minimização da desigualdade entre os poluidores (ou seja, minimização da medida de inequidade, levando em consideração o princípio do poluidor-pagador). As equações apresentadas a seguir conformam alguns modelos de otimização disponíveis na literatura, que incorporaram a equidade na distribuição do esforço de tratamento de esgotos e/ou custos de tratamento entre poluidores.

- Modelo proposto por Reis, Valory e Mendonça (2015), que tem por objetivo a minimização do somatório de eficiências no âmbito de uma bacia, assumindo-se uma medida de equidade como restrição.

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i \quad (1)$$

Sujeito à:

$$\frac{CO_{\text{Esgoto Bruto (i)}}}{E_{(i)}} = \frac{CO_{\text{Esgoto Bruto (n)}}}{E_{(n)}}, \forall n \quad (2)$$

Nas equações (1) e (2):

E: vetor contendo as n variáveis de decisão;

E_i : representa a eficiência do i -ésimo sistema de tratamento de esgotos de uma bacia hidrográfica;

$CO_{\text{Esgoto Bruto } (n)}$: carga orgânica do esgoto bruto do i -ésimo lançamento de efluentes na bacia.

- Variação do modelo proposto por Reis, Valory e Mendonça (2015), testado por Santoro, Reis e Mendonça (2016), que tem por objetivo a minimização do somatório de eficiências no âmbito de uma bacia, assumindo-se uma medida de equidade como restrição (que, neste caso, reserva maior importância para a diminuição da variabilidade dos valores de eficiência entre os sistemas de tratamento).

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i \quad (3)$$

Sujeito à:

$$\frac{CO_{\text{Esgoto Bruto } (i)}}{E_{(i)}^2} = \frac{CO_{\text{Esgoto Bruto } (n)}}{E_{(n)}^2}, \forall n \quad (4)$$

- Modelo aplicado por Santoro, Reis e Mendonça (2016), que impõe a minimização de uma medida de inequidade entre sistemas de tratamento, conforme perspectiva originalmente estabelecida por Mulligan (1991).

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n \left| \frac{CO_{\text{Esgoto Bruto } (i)}}{CO_{\text{Esgoto Bruto}}} - \frac{E_{(i)}}{\bar{E}_{(i)}} \right| \quad (5)$$

- Modelo aplicado por Santoro, Reis e Mendonça (2016), cuja função objetivo impõe a minimização de outra medida de inequidade entre sistemas de tratamento, conforme proposição original de Marsh e Schilling (1994).

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left| \frac{CO_{\text{Esgoto Bruto } (i)}}{E_{(i)}} - \frac{CO_{\text{Esgoto Bruto } (j)}}{E_{(j)}} \right| \quad (6)$$

- Aplicado por Fantin, Reis e Mendonça (2017), Santoro, Reis e Mendonça (2016), Ashtiani, Niksokhan e Jamshidi (2015) e Yandamuri, Srinivasan e Bhallamudi (2006), o modelo originalmente proposto por Burn e Yuliant (2001) também impõe a minimização de uma medida de inequidade entre sistemas de tratamento.

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \left| \sum_{i=1}^n \frac{CO_{\text{Esgoto Bruto } (i)}}{E_{(i)}} - \frac{\overline{CO_{\text{Esgoto Bruto}}}}{\bar{E}_{(i)}} \right| \quad (7)$$

Cabe salientar que Burn e Yuliant (2001) e Yandamuri, Srinivasan e Bhallamudi (2006), além de buscarem a minimização da medida de inequidade apresentada na Equação (7), buscaram a minimização do custo do tratamento da fonte poluidora, por meio da Equação (8):

$$\text{Minimizar } \sum_{i=1}^{NS} c_i(x_i) \quad (8)$$

Na equação (8):

NS: número de fontes de poluição;

$c_i(x_i)$: custo do tratamento da fonte poluidora i .

- Modelo objeto de avaliação de Gass e Saaty (1995) e posteriormente utilizado por Albertin (2008), Valory, Reis e Mendonça (2016) e Santoro, Reis e Mendonça (2016), que objetiva a minimização do somatório de eficiências e da inequidade entre os sistemas de tratamento.

$$\text{Minimizar } p_1 \times \sum_{i=1}^n E_i + p_2 \times \sum_{i=1}^n \left| \frac{CO_{\text{Esgoto Bruto } (i)}}{E_{(i)}} - \frac{\overline{CO}_{\text{Esgoto Bruto}}}{\overline{E}_{(i)}} \right| \quad (9)$$

- Modelo de duas funções objetivo estabelecido por Cho e Lee (2014) que, além da minimização da redução da carga de residuária da fonte de poluição, foi considerada a equidade na distribuição da redução da carga de resíduos, por meio da minimização de uma medida de inequidade.

$$\text{Minimizar } \sum_{i=1}^m X_i \quad (10)$$

$$\text{Minimizar } \sum_{i=1}^m \left| \frac{W_i}{\sum_{i=1}^m W_i} - \frac{X_i}{\sum_{i=1}^m X_i} \right| \quad (11)$$

Nas equações (10) e (11):

m : número de fontes de poluição;

W_i : Carga de resíduos da fonte de poluição i ;

X_i : Redução da carga de resíduos da fonte de poluição i .

- Modelo proposto por Andrade, Mauri e Mendonça (2013), que trata simultaneamente de mais de dois objetivos (minimização dos custos de

tratamento, maximização as descargas de poluentes, minimização da medida de inequidade e das violações dos limites de DO e DBO)

Minimizar

$$w_1 \sum_{i=1}^n x_i - w_2 \sum_{i=1}^n y_i \quad (12)$$

$$+ w_3 \sum_{i=1}^n \left| \frac{x_i}{\bar{x}} - \frac{v_i}{\bar{v}} \right| \quad (13)$$

$$+ w_4 \sum_{j=1}^m \max(0, OD_{\min} - OD_j) + w_5 \sum_{j=1}^m \max(0, DBO_j - DBO_{\max}) \quad (14)$$

Nas equações (12), (13) e (14):

n: Número de fontes poluidoras;

x_i e y_i : Eficiência de remoção de resíduos e descarga de resíduos da fonte i , respectivamente;

\bar{x} : Média das eficiências de remoção de resíduos;

v_i : fluxo de massa para a fonte de resíduos i ;

\bar{v} : média dos fluxos de massa;

m: Número de elementos do rio;;

W_j : Carga de resíduos da fonte de poluição i ;

X_i : Redução da carga de resíduos da fonte de poluição

OD_{\min} = limite mínimo de oxigênio dissolvido;

OD_j = concentração de OD no elemento j ;

DBO_j = concentração de DBO no elemento j ;

DBO_{\max} = limite máximo da demanda bioquímica de oxigênio.

Considerando que os trabalhos que utilizaram modelos de otimização em problemas de lançamentos de águas residuárias em cursos hídricos também estimaram a qualidade do curso d'água diante do despejo de esgotos, vê-se que o uso combinado de técnica de otimização e modelo computacional de qualidade de água pode subsidiar e fundamentar tomadas de decisões relativas à seleção dos sistemas de tratamento de esgotos numa bacia hidrográfica, baseada numa análise técnico-econômica, considerando princípios de divisão equitativa de custos. No entanto, nas últimas décadas, tem-se evidenciado a utilização de uma abordagem mais abrangente que considera múltiplos objetivos, especialmente impulsionada pela conscientização quanto aos problemas ambientais e sociais (BRAGA; BARBOSA; NAKAYAMA, 1998; SOUZA; CORDEIRO; SILVA, 2009).

3.5 ANÁLISE MULTIOBJETIVO

Em sistemas de recursos hídricos, a busca pela solução de problemas envolve objetivos múltiplos e conflitantes. Historicamente, um processo de decisão vinha sendo pautado em métodos econômicos e financeiros, evoluindo para métodos econômicos mais racionais, chamados “custo-benefício” e “custo-efetividade”, nos quais não se escolhia mais a alternativa de menor custo, mas a alternativa que oferecesse o máximo de benefícios com o mínimo de custos (SOUZA; CORDEIRO; SILVA, 2009). Essas abordagens se caracterizavam por se ter apenas um objetivo a atingir, mesmo que esse objetivo fosse a somatória ou a multiplicação de outros sub-objetivos implícitos, alcançando-se um ponto ótimo, que corresponde ao máximo ou ao mínimo de alguma função. Entretanto, diante da introdução de novas variáveis ao processo de decisão, diversos pesquisadores têm buscado métodos mais confiáveis e eficientes para a identificação de soluções, se comparados às técnicas de programação matemática que são formuladas utilizando-se um único objetivo ou critério (ALBERTIN, 2008). Nesse sentido, as técnicas de análise multiobjetivo têm-se revelado como recurso significativo de apoio à decisão, especialmente em problemas de interesse público (BRITES, 2008).

A análise multiobjetivo, como o próprio nome indica, estabelece relações para que, em projetos, sejam analisados os diversos aspectos e condições envolvidos. Haines, Hall e Freedman (1975 apud CHAVES, 2014) citam que, principalmente em projetos que envolvem recursos hídricos, há um grande número de quase-independentes tomadores de decisão e/ou instituições, cada qual podendo tomar a decisão ou influenciar a decisão de acordo com sua necessidade, ou seja, do objetivo desejado. Além disso, há um grande elemento de incerteza e risco em praticamente todas as decisões de recursos hídricos, devido ao alto grau de irreversibilidade destas decisões, adicionadas com incertezas hidrológicas e inabilidade de prever o futuro com razoável certeza. Assim, a chamada análise multiobjetivo constitui um conjunto de técnicas de análise de decisão que auxilia o processo decisório, levando em consideração essa complexidade dos fatores influentes e a presença de interesses da sociedade. A metodologia “multiobjetivo” é capaz de fornecer os instrumentos para sistematizar a informação e captar as preferências de todos os decisores, além de fornecer uma solução que, teoricamente, é a mais próxima do ponto de satisfação comum a todos os envolvidos no processo (SOUZA; CORDEIRO; SILVA, 2009).

Os métodos multiobjetivo têm sido muito adotados nos últimos anos como ferramenta de apoio à decisão na área ambiental. Huang, Keisler e Linkov (2011), Achillas et al. (2013) e Herva e Roca (2013) apresentam diversos exemplos de aplicação dos métodos de análise multiobjetivo, como nos processos decisórios em planejamento e gestão de recursos hídricos, metodologias de seleção de alternativas para tratamento de esgotos, gestão e disposição de resíduos sólidos, gestão de recursos naturais, etc. Souza e Forster (1996) observam que, em problemas de escolha tecnológica, a representação do problema como uma decisão com múltiplos objetivos consiste na melhor maneira pela qual os modelos podem operar com a incorporação dos corolários de Tecnologia Apropriada, de modo que a escolha tecnológica possa representar um ponto de convergência de diferentes critérios técnicos, econômicos, sociais, ambientais e culturais (SOUZA; CORDEIRO; SILVA, 2009).

A aplicação de técnicas de solução multiobjetivo requer, em algum momento da análise, a especificação da estrutura de preferência do tomador de decisão sobre o conjunto de objetivos. Para tanto, um conjunto de pesos é associado aos critérios que, na prática, quantificam a importância relativa dos objetivos concorrentes (GERSHON, 1984). Segundo Cohon e Marks (1975, apud REYES, 2009) e Braga Júnior e Gobetti (2002), as diferentes técnicas de análise multiobjetivo podem ser classificadas segundo a posição relativa do decisor:

- **Técnicas de geração de soluções não dominadas:** são técnicas que não levam em conta as preferências do decisor, em que o conjunto das soluções não dominadas é estabelecido com base exclusiva nas restrições físicas do problema, recomendando-se para um máximo de três objetivos.
- **Técnicas que utilizam articulação antecipada de preferências:** as preferências são estabelecidas *a priori* pelos decisores, mediante as possíveis trocas entre os objetivos e os pesos relativos desses.
- **Técnicas de articulação progressiva de preferências:** a característica principal desse tipo de método é questionar o decisor durante o processo de definição da solução. Caso o decisor não esteja satisfeito, o problema é modificado e novamente resolvido, até que se obtenha uma solução ótima para o decisor.

Segundo Souza et al. (2001), o planejamento em domínios como a engenharia sanitária e ambiental constitui área em que técnicas de auxílio à decisão podem ser eficientemente aplicadas. Isso ocorre porque boa parte dos problemas ligados à área são caracterizados por: (a) vários tipos e níveis de incerteza; (b) um quadro complexo de objetivos, geralmente com objetivos elementares de caráter multidimensional; (c) dificuldade na identificação do decisor e; (d) uma estrutura sofisticada de alternativas, que frequentemente combina várias ações elementares com vários horizontes de planejamento (curto, médio e longo prazos). O primeiro registro de aplicação de um método de análise multiobjetivo para a seleção de alternativas de tratamento de águas residuárias foi desenvolvido pelo Professor Wolf, da Universidade de Kassel na Alemanha, em 1987 (SOUZA e FORSTER, 1996). Teclé, Fogel e Duckstein (1988) introduziram técnicas para seleção de alternativas de tratamento de águas residuárias baseadas na análise de decisão com múltiplos objetivos. De maneira similar, Souza (1992) desenvolveu o modelo PROSEL-I (*“Process Selection Version I”*) para eleger processos de tratamento de águas residuárias usando princípios de Tecnologia Apropriada e análise de decisão com múltiplos objetivos e múltiplos critérios.

Souza et al. (2001) relacionaram alguns métodos de maior interesse na análise tecnológica, função de sua maior aplicabilidade, decorrente da natureza do problema. São eles: Método da Ponderação, Método da Programação de Compromisso, métodos da família ELECTRE, Método Promethee e Método da Função Utilidade Multidimensional. Desses, a série ELECTRE (*ELimination Et Choix Traduisant la Réalité*) compõe o rol dos métodos que permitem maior precisão em situações de grande incerteza (CORDEIRO NETTO; SOUZA; LOPES JÚNIOR, 2001).

O ELECTRE é uma das principais e mais utilizadas famílias de métodos da escola europeia de análise de decisão, aplicando-se principalmente no tratamento de alternativas discretas avaliadas qualitativamente, com fixação prévia das preferências por parte dos decisores (ROY, 1985; JARDIM, 1999). Conforme detalhado por Govindan e Jepsen (2016), o primeiro método ELECTRE foi desenvolvido por Benayoun, Roy e Sussman (1966), mas foi em 1968 que Roy (1968) descreveu detalhadamente o método, posteriormente chamado de ELECTRE-I, que se baseia em comparações par a par entre alternativas, para eliminar as alternativas menos

desejáveis e para escolher as alternativas preferidas de acordo com a maioria dos critérios, sem provocar níveis insatisfatórios em qualquer critério.

Aproveitando e aperfeiçoando o Método ELECTRE-I, foram desenvolvidas outras versões da série ELECTRE de métodos. O método ELECTRE-II (Roy e Bertier, 1971) foi elaborado com o intuito de produzir uma ordenação completa das alternativas analisadas. Esse método baseia-se nas mesmas considerações do ELECTRE-I; no entanto, utiliza ainda outros conceitos acessórios como relações de comparação “forte” e “fraca” e condições de concordância e discordância distintas.

Considerado o mais aceitável para os casos de incerteza e imprecisão na avaliação das alternativas envolvidas no problema de decisão, o ELECTRE III (Roy, 1978) veio acrescentar alguns aperfeiçoamentos em relação às versões anteriores. O método realiza uma comparação par-a-par entre as alternativas de um determinado problema, a fim de aceitar, rejeitar ou mais frequentemente, avaliar a credibilidade da afirmação “a alternativa *a* é pelo menos tão boa quanto a alternativa *b*”. Para tanto, leva-se em conta os três seguintes aspectos:

- Os limiares de indiferença e preferência definidos para cada critério;
- O grau ou coeficiente de importância atribuído a cada critério (pesos);
- As possíveis dificuldades de comparação relativa de duas alternativas (decorrentes dos limiares de veto), quando uma é significativamente melhor do que a outra em um subconjunto de critérios, mas muito pior em pelo menos um critério a partir de um subconjunto complementar.

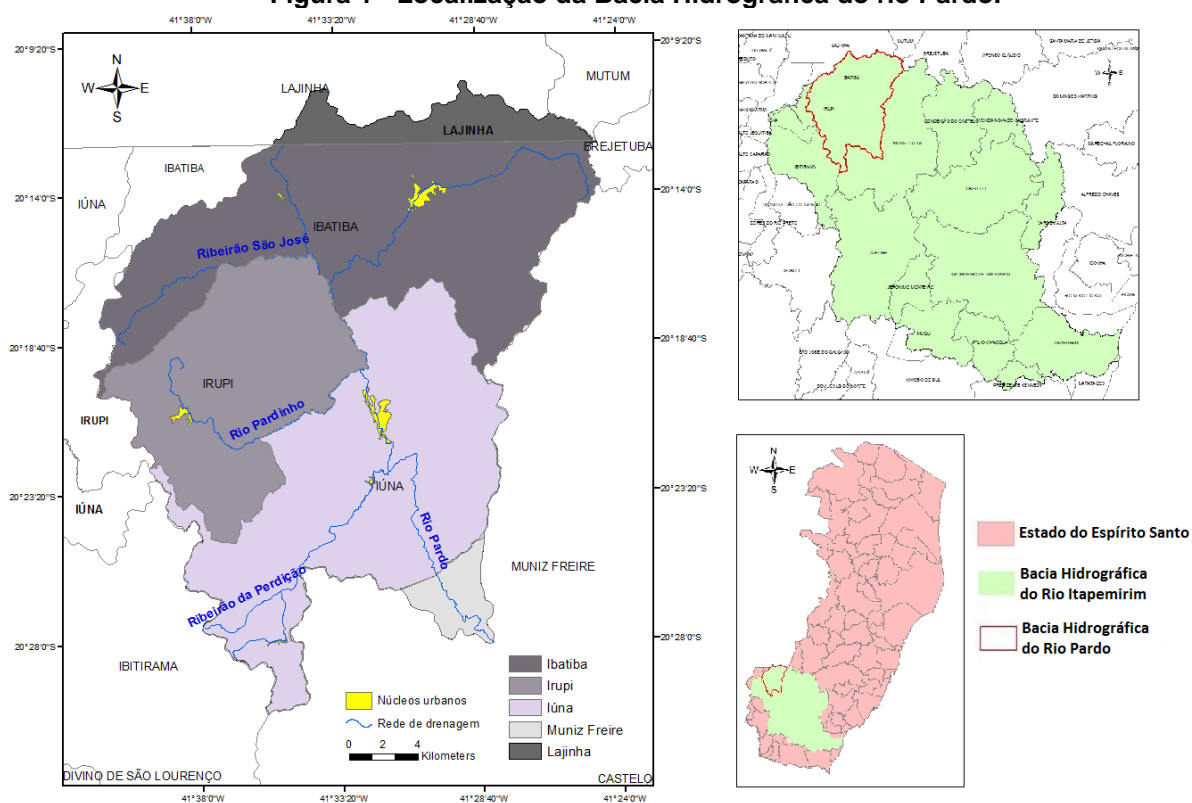
Segundo Govindan e Jepsen (2016), vários outros métodos ELECTRE foram desenvolvidos: ELECTRE IV (Roy e Hugonnard, 1982), ELECTRE TRI (Yu, 1992; Roy e Bouyssou, 1993) e ELECTRE IS (Roy e Bouyssou, 1993). O método ELECTRE TRI foi posteriormente nomeado ELECTRE TRI-B (Figueira et al., 2010), quando uma nova versão, ELECTRE TRI-C (Almeida-Dias, Figueira e Roy, 2010), foi desenvolvida. Além desses, o método ELECTRE TRI-nC foi apresentado por Almeida-Dias, Figueira e Roy (2012) como uma extensão do ELECTRE TRI-C. Todos os métodos da família ELECTRE, exceto os métodos ELECTRE I e II, levam em consideração o conceito de pseudo-critérios (ROY; VINCKE, 1984). Graças aos limiares de indiferença e preferência, este conceito permite modelar o conhecimento imperfeito, que pode ser resultado da incerteza, da imprecisão e da má determinação de certos dados.

O trabalho de Govindan e Jepsen (2016) apresenta uma extensa revisão de literatura sobre as metodologias e aplicações dos métodos da família ELECTRE, incluindo a área de recursos hídricos e demais áreas da gestão ambiental. Tecle, Fogel e Duckstein (1988), Souza (1992), Gobbetti e Barros (1993), Cordeiro Netto, Parent e Duckstein (1996), Harada e Cordeiro Netto (1997 e 1999), Cordeiro Netto et al. (2000), Carneiro, Barbosa e Souza (2001), Souza et al. (2001), Brostel (2002), Generino (2006), Norese (2006), Brites (2008), Cordeiro (2010), Vanzetto (2012), de Paula (2013) e Massei et al. (2014) constituem exemplos de trabalhos que aplicaram os métodos da família ELECTRE como ferramenta de apoio à tomada de decisão em problemas de domínio da engenharia sanitária e ambiental.

4 ÁREA DE ESTUDO

A metodologia proposta será aplicada à bacia hidrográfica do rio Pardo (Figura 01), afluente do rio Braço Norte Esquerdo, importante tributário do rio Itapemirim, localizado no sul do estado do Espírito Santo. O rio Pardo nasce no município de Ibatiba (ES), em altitude de aproximadamente 1.244 m e apresenta exutório em altitude de cerca de 400 m. Em sua bacia hidrográfica estão inseridas partes dos municípios de Ibatiba, Irupi, Iúna, Muniz Freire e Lajinha – este último localizado no Estado de Minas Gerais – compreendendo área de drenagem de cerca de 611 Km² e extensão de 57,9 Km (CALMON, 2015).

Figura 1 - Localização da Bacia Hidrográfica do rio Pardo.

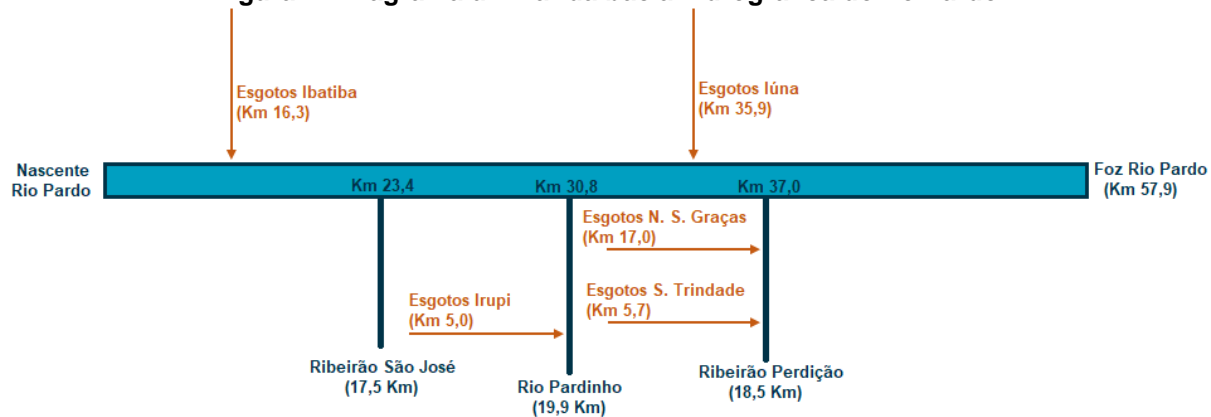


Fonte: Calmon (2015).

O sistema hídrico é composto pelo rio Pardo e por três tributários de maior relevância (ribeirão São José, rio Pardinho e ribeirão Perdição). Conforme pode ser observado pela Figura 02, o rio Pardo recebe lançamentos de esgotos domésticos provenientes das sedes dos municípios de Ibatiba e Iúna. O rio Pardinho, por sua vez, tem sua qualidade alterada pelo aporte de esgotos sanitários do município de Irupi. Já no ribeirão Perdição existem lançamentos de águas residuárias provenientes dos povoados de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças. Em nenhum dos

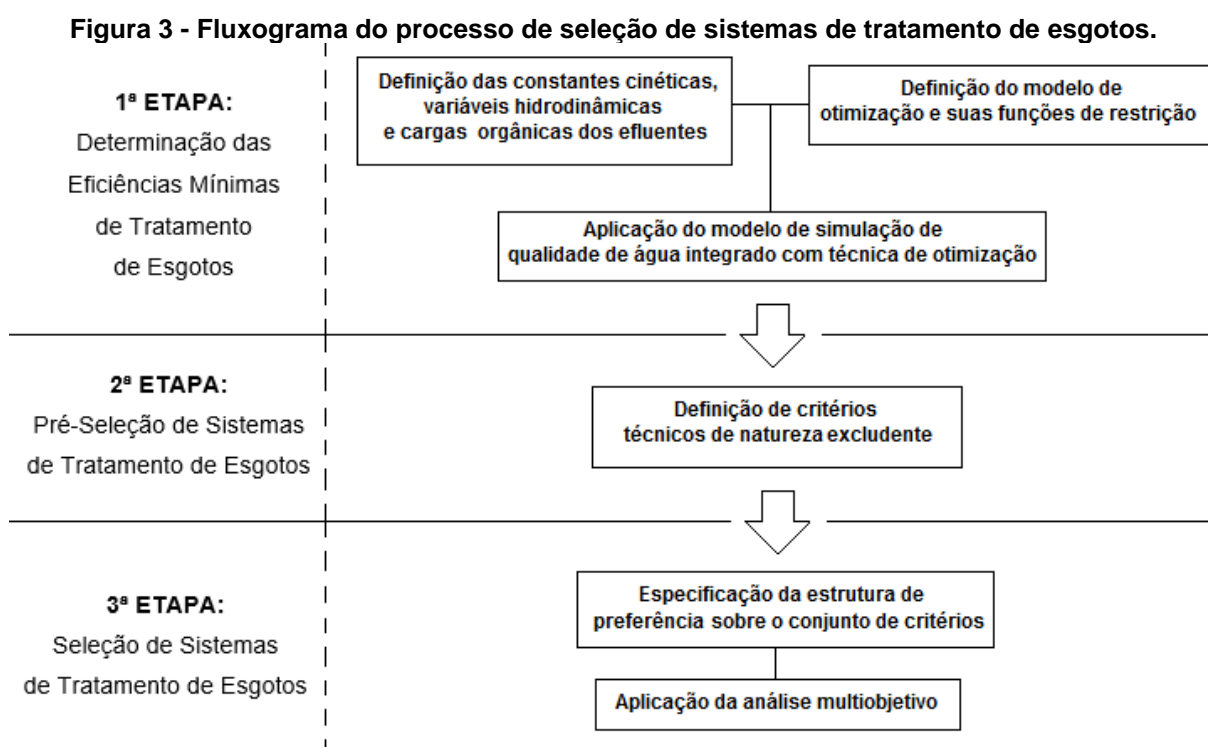
pontos de disposição de efluentes existe Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) implantada.

Figura 2 - Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio Pardo.



5 METODOLOGIA

A metodologia empregada nesta dissertação tem como principal perspectiva subsidiar o processo de tomada de decisão associado à seleção de sistemas de tratamento de esgotos domésticos, no âmbito de bacias hidrográficas. Para tanto, envolve a integração de um modelo de simulação de qualidade de água com um modelo de otimização, atividade que permite a geração de valores de eficiências mínimas de remoção de DBO que devem ser atendidas pelos sistemas de tratamento de esgotos. Em conjunto com outros critérios técnicos de natureza excludente, os referidos valores de eficiências mínimas dão forma a um conjunto de alternativas de tratamento de esgotos pré-selecionadas para a aplicação da análise multiobjetivo – responsável pela seleção final de sistemas de tratamento de esgotos. A Figura 3 apresenta as etapas que conformam a referida metodologia, detalhadamente apresentada nos tópicos subsequentes.



5.1 DETERMINAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

A etapa inicial do processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos é estabelecida a partir da determinação das eficiências mínimas de tratamento que, no âmbito de uma bacia hidrográfica, permitem a manutenção dos padrões ambientais

fixados para corpos d'água receptores. Para tanto foram aplicados, de maneira combinada, modelo de qualidade de água e técnica de otimização, devidamente apresentados nos tópicos subsequentes.

5.1.1 Modelo para simulação da qualidade da água

A simulação da qualidade da água foi realizada pelo programa computacional desenvolvido por Valory, Reis e Mendonça (2016), no ambiente do *software* MATLAB, e adaptado à bacia hidrográfica do rio Pardo. O referido programa contempla as interações físicas de mistura e as reações biológicas que caracterizam o processo natural de autodepuração do corpo d'água, reproduzindo as formulações matemáticas e estruturas conceitual e computacional do modelo QUAL-UFMG, modelo originalmente apresentado e discutido por Von Sperling (2007).

Considerando que a área de estudo de aplicação da metodologia é caracterizada pela contribuição de fontes pontuais (tributários do rio Pardo e lançamento de esgotos domésticos) e de fontes distribuídas (vazões incrementais e cargas de DBO decorrentes dos esgotos produzidos pela população rural), no programa computacional estabelecido – que emprega o método de integração Euleriano – foram calculadas as concentrações de OD e DBO por segmento do curso d'água (C), produzidas a partir da soma da variação da concentração (dC) no segmento com a concentração resultante do processo de mistura, conforme estabelecido pela equação (15):

$$C_{(i+1)} = CM_{(i)} + dC_{(i)} \quad (15)$$

A concentração de mistura (CM), diferentemente daquela empregada no modelo de Valory, Reis e Mendonça (2015), é calculada por meio da equação (16).

$$CM_{(i)} = \frac{Q_{rio(i-1)} \cdot C_{rio(i-1)} + Q_{trib(i)} \cdot C_{trib(i)} + Q_{esg(i)} \cdot C_{esg(i)} + Q_{incr(i)} \cdot C_{incr(i)}}{Q_{rio(i-1)} + Q_{trib(i)} + Q_{esg(i)} + Q_{incr(i)}} \quad (16)$$

Na equação (16):

Q_{rio} – Vazão do rio (m³/s);

Q_{trib} – Vazão do tributário afluente no ponto de encontro com o rio (m³/s);

Q_{efl} – Vazão do efluente doméstico afluente ao segmento i do rio (m³/s);

Q_{incr} – Vazão incremental (m³/s);

C_{rio} – Concentração do parâmetro analisado, no rio, à montante do lançamento (mg/L);

C_{trib} – Concentração do parâmetro analisado, no tributário, no ponto de encontro com o rio (mg/L);

C_{eff} – Concentração do parâmetro analisado no efluente (mg/L);

C_{incr} – Concentração do parâmetro analisado na contribuição incremental (mg/L).

Já as variações das concentrações de DBO e OD em cada segmento são estimadas por meio das equações (17) e (18), considerando-se o sistema hídrico funcionando em regime permanente.

$$\frac{dL}{dt} = -K_D \cdot L + L_{rd} \quad (17)$$

$$\frac{dC}{dt} = K_2 \cdot (C_S - C) - K_D \cdot L \quad (18)$$

Nas equações (17) e (18):

K_D – Coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio (d^{-1});

L – Concentração de DBO última em um tempo qualquer (mg/L);

L_{rd} – Taxa de entrada de DBO última difusa na massa líquida ($g/m^3 \cdot d$);

C – Concentração de oxigênio dissolvido em um tempo t qualquer (mg/L);

K_2 – Coeficiente de reaeração (d^{-1});

C_S – Concentração de saturação do OD (mg/L).

Para a simulação das concentrações de DBO foram considerados apenas os fenômenos de desoxigenação associados à oxidação da matéria orgânica e as contribuições de cargas difusas externas. Já para a simulação das concentrações de OD foram consideradas a reaeração atmosférica e a desoxigenação produzida pela oxidação da matéria orgânica. Portanto, não foram consideradas na modelagem de qualidade da água as perdas de DBO associadas à sedimentação da matéria orgânica, as taxas de consumo de OD pela respiração, as taxas de produção de OD pela fotossíntese e a demanda bentônica. Segundo Von Sperling (2014a), a desconsideração do fenômeno de sedimentação da matéria orgânica apresenta-se a favor da segurança dos resultados, uma vez que a modelagem da DBO não considera o decréscimo da DBO advindo da sedimentação. Carvalho (2008) também registra que a determinação do coeficiente de sedimentação não é um procedimento simples de se realizar, em virtude das dificuldades associadas ao cálculo, no corpo d'água, de

valores de velocidade de sedimentação, sendo esta uma variável dependente da granulometria e do peso específico das partículas presentes no esgoto. Von Sperling (2014a) observa, adicionalmente, que os processos de fotossíntese e respiração têm taxas aproximadamente iguais, podendo se equivaler para simulações de qualidade de água que assumem escoamento permanente. O referido autor também indica que, quanto às descon siderações associadas à demanda bentônica, os estudos para quantificação do coeficiente de demanda bentônica são laboriosos e caros, demandando vultoso levantamento de campo e análises laboratoriais. A utilização de dados médios de literatura é difícil de se generalizar, função da complexidade da interação de todos os fatores que podem influenciar a demanda bentônica, como composição e textura do lodo, porcentagem de matéria orgânica, idade, profundidade, temperatura, OD, dentre outros.

5.1.2 Constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e cargas orgânicas dos efluentes brutos

As constantes cinéticas, informações hidrodinâmicas e cargas orgânicas dos efluentes brutos consideradas no estudo foram obtidas a partir de Calmon et al. (2016), que propuseram uma metodologia para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais, com aplicação na mesma bacia hidrográfica do presente trabalho.

Segundo Calmon et al. (2016), para as simulações realizadas na bacia do rio Pardo, a concentração de saturação de oxigênio assumiu o valor de $8,11 \text{ mg.L}^{-1}$, estimada por meio da fórmula proposta por Popel (1979) a partir dos valores médios de altitude (846,36 m) e temperatura na bacia ($20,6^\circ\text{C}$). Para todos os cursos d'água foi assumida vazão incremental de 3,53 L/s, com concentrações de OD e DBO de 7,5 mg/L e 2 mg/L, respectivamente.

Calmon et al. (2016) também estabeleceram equações de ajuste da velocidade (U) e da profundidade (H) em função da vazão (Q), baseadas em Thomann e Mueller (1987), conforme expressões (19) e (20).

$$U=0,1433.Q^{0,6305} \quad (19)$$

$$H=0,6076.Q^{0,2566} \quad (20)$$

O coeficiente K_D foi avaliado pelos referidos autores em função das características hidráulicas do corpo d'água (profundidade e vazão), considerando-se a formulação proposta por EPA (1985) e Thomann e Mueller (1987), conforme equação (21).

$$K_D = 0,3 \cdot \left(\frac{H}{2,5} \right)^{-0,434} \quad (21)$$

A constante cinética de reaeração atmosférica (K_2) foi estimada a partir da expressão originalmente definida por O'Connor e Dobbins em 1958, consideradas as relações entre vazão e velocidade (Equação (19)) e entre vazão e profundidade (Equação (20)). Desta forma, a estimativa do valor de K_2 foi conduzida com o emprego da Equação (22).

$$K_2 = 3,73 \cdot (0,1433 \cdot Q^{0,6305})^{0,5} \cdot (0,6076 \cdot Q^{0,2566})^{-1,5} \quad (22)$$

Para a realização das simulações de qualidade de água da bacia, Calmon et al. (2016) separaram a carga orgânica dos efluentes domésticos gerados pela população residente na bacia do rio Pardo conforme a origem, rural ou urbana, constituindo duas diferentes formas de poluição hídrica. Assim, foi assumido que todo o efluente doméstico proveniente da população rural chegaria aos corpos d'água sem nenhuma forma de tratamento, gerando uma carga incremental direta de DBO em toda a extensão dos rios Pardo, Pardinho, ribeirão Perdição e ribeirão São José. A carga incremental direta de DBO estimada por Calmon et al. (2016) assumiu o valor de 9,35 g de DBO/dia.m. Já para os efluentes de origem urbana, os autores adotaram concentração de 400 mg/L de DBO. A Tabela 1 sumariza o número de habitantes dos perímetros urbanos e os respectivos valores de vazão de lançamento de efluentes domésticos brutos por localidade, considerando-se que todo o efluente doméstico da população seria coletado.

Tabela 1 - Vazão dos efluentes domésticos da população urbana da bacia do rio Pardo.

Localidade	População Urbana em 2030 (hab)	Vazão de lançamento de esgotos urbanos (L/s)
Ibatiba	18.125	24,30
Irupi	4.918	5,20
Iúna	14.821	19,90
Santíssima Trindade	301	0,30
N. Sª das Graças	600	0,60

Fonte: Calmon et al. (2016).

5.1.3 Modelo de Otimização

Com o objetivo de se estimar as eficiências mínimas de tratamento dos esgotos, necessárias para a manutenção da qualidade de água dos cursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Pardo, foram propostos dois modelos de otimização que impõem a minimização de medidas de inequidades entre sistemas de tratamento. Os modelos, baseados no Princípio do Poluidor Pagador, decorrem das conclusões do trabalho de Santoro, Reis e Mendonça (2016), que avaliaram diferentes modelos de otimização aplicados à determinação de eficiências de tratamento de esgotos na bacia hidrográfica do rio Pardo. Alguns dos modelos testados pelos referidos autores não apresentaram desempenhos adequados, função da existência de múltiplos lançamentos de esgotos, com cargas brutas muito diferentes entre si e em corpos d'água com diferentes capacidades de assimilação. Assim, novos modelos de otimização, que comportassem as diferentes condições ambientais existentes numa bacia hidrográfica, foram propostos. São eles:

- **Modelo de Otimização 1**

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n \left| \frac{COe_{(i)} \cdot DBOr_{(j)}}{E_{(i)} \cdot Qr_{(i)}} - \frac{COe_{(j)} \cdot DBOr_{(i)}}{E_{(j)} \cdot Qr_{(j)}} \right| \quad (23)$$

Na equação (23):

COe_(i): Carga orgânica bruta do i-ésimo ponto de lançamento de efluente considerado na bacia, em mg/s;

DBOr_(i): Concentração de DBO no curso d'água imediatamente antes i-ésimo ponto de lançamento de efluente, considerando a disposição de esgotos brutos, em mg/L;

E_(i): Eficiência de remoção de DBO do i-ésimo sistema de tratamento de efluente;

Qr_(i): Vazão do curso d'água imediatamente antes i-ésimo ponto de lançamento de efluente, em L/s.

A formulação do Modelo de Otimização 1 se baseou na função objetivo utilizada por Santoro, Reis e Mendonça (2016), denominada, no referido trabalho, como "Modelo 5". A adaptação realizada consistiu na adição de duas constantes na equação e teve como objetivo considerar a condição do corpo receptor imediatamente antes do aporte de esgotos domésticos brutos. Assim, as relações

$\frac{COe_{(i)} \cdot DBO_{r(i)}}{E_{(i)} \cdot Q_{r(i)}}$ indicam que cursos d'água com maiores vazões possuem maior capacidade de assimilação de esgotos, enquanto cursos d'água com elevadas concentrações de DBO possuem menor capacidade de assimilação, dada sua baixa condição de qualidade a montante do lançamento. Com base nessas considerações, quanto menor a capacidade de assimilação do curso d'água e quanto maior a carga orgânica despejada, maior a eficiência de tratamento de esgotos exigida para aquele ponto de lançamento de águas residuárias. Baseado nos princípios do poluidor pagador, o modelo tem por objetivo a minimização do somatório das diferenças das referidas relações entre os pontos de disposição de efluentes, somatório denominado medida de inequidade.

- **Modelo de Otimização 2**

$$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n \left| \frac{DBO_{r(i)} - DBO_{r_e(i)}}{E_{(i)}} - \frac{DBO_{r(j)} - DBO_{r_e(j)}}{E_{(j)}} \right| \quad (24)$$

Na equação (24):

DBO_{r(i)}: Concentração de DBO no curso d'água imediatamente antes i-ésimo ponto de lançamento de efluente, considerando a disposição de esgotos brutos, em mg/L;

DBO_{r_e(i)}: Concentração de DBO no curso d'água no i-ésimo ponto de lançamento de efluente, considerando a disposição de esgotos brutos, em mg/L;

E_(i): Eficiência de remoção de DBO do i-ésimo sistema de tratamento de efluente.

Novamente adaptada da função objetivo utilizada por Santoro, Reis e Mendonça (2016), a equação proposta desconsidera a constante "Carga orgânica bruta do i-ésimo ponto de lançamento de efluentes". Considerando que a equidade procurada neste trabalho parte do pressuposto que maiores fontes poluidoras devem possuir maiores eficiências de tratamento de esgotos; e que a DBO consiste em um dos principais parâmetros utilizados na quantificação da poluição hídrica advinda do lançamento de esgotos domésticos (VON SPERLING, 2014a), o segundo modelo de otimização estabelecido propõe uma relação de equidade que indica que quanto maior o aumento da concentração de DBO no curso d'água após a disposição de esgotos brutos, maior a eficiência de tratamento de águas residuárias exigida para aquele ponto de lançamento. Similarmente ao modelo 1,

com base nos princípios do poluidor pagador, o modelo 2 tem por objetivo a minimização do somatório das diferenças das relações que dão forma à equação (24) entre os pontos de disposição de efluentes. Desta forma, o modelo 2 também objetiva minimizar uma medida de inequidade entre sistemas de tratamento de esgotos.

Para ambos modelos de otimização, as funções objetivo foram submetidas à inequações de restrições baseadas tanto em limites de eficiência de tratamento de esgotos quanto nos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para cursos d'água Classe II. As restrições que conformaram os modelos de otimização estão reunidas nas inequações de (25) a (30).

$$E_{(i)} \leq 90\%; \quad (25)$$

$$OD_{\text{Curso d'Água}} \geq 5; \quad (26)$$

$$DBO_{\text{Curso d'Água}} \leq 5; \quad (27)$$

$$E_{(i)} \geq 60\% \text{ (Definindo, posteriormente, a "condição de lançamento 1")}; \quad (28)$$

$$DBO_{\text{Esgoto Tratado}} \leq 120 \text{ mg/L (Definindo, posteriormente, a "condição de lançamento 2")}; \quad (29)$$

$$E_{(i)} \geq 1\% \text{ (Definindo, posteriormente, a "condição de lançamento 3")}. \quad (30)$$

É relevante registrar que as inequações (28), (29) e (30) foram baseadas no Art. 21 da Resolução CONAMA nº 430/2011 que, em seu inciso I, alínea "d", definiu as condições de lançamento de esgotos com relação ao parâmetro DBO. Desta forma, as inequações (28), (29) e (30) são excludentes entre si, produzindo variações dos modelos de otimização definidos pelas funções objetivo (Equações (23) e (24)) e restrições (Inequações (25), (26) e (27)).

5.1.4 Técnica de Otimização

Para aplicação dos modelos de otimização apresentados na seção 5.1.3, foi utilizado como técnica o Algoritmo Genético. Nesta etapa do trabalho foram empregadas as funções disponíveis no *Toolbox "Optimization"* do software MATLAB.

Em geral, a eficiência de utilização do AG depende da seleção dos operadores e parâmetros do próprio AG, componentes essenciais para condução de todo o

processo de otimização com o intuito de se gerar novas soluções dentro do espaço de busca e para que novas regiões desse espaço sejam exploradas (NICKLOW et al., 2010; CHEUNG, 2004). Valory, Reis e Mendonça (2016), quando estimaram eficiências de tratamento de esgotos para lançamentos hipotéticos de efluentes na porção superior da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória, realizaram testes com os principais parâmetros do AG e seus respectivos valores mais usualmente utilizados em problemas de gerenciamento de qualidade da água, conforme literatura técnica corrente. Assim, os operadores e valores dos parâmetros do AG empregados neste trabalho reproduziram aqueles utilizados por Valory, Reis e Mendonça (2016), cujos valores estão sumarizados na Tabela 2.

Tabela 2 – Operadores e parâmetros utilizados na aplicação do AG.

Operador/parâmetro	Valor/tipo
Codificação	Real
Tamanho da população	300 indivíduos
Tipo de seleção	Torneio (grupo de 10 indivíduos)
Tipo de <i>crossover</i>	Aritmético
Taxa de <i>crossover</i>	50%
Tipo de mutação	Adaptativa
Critério de parada	100 gerações ou convergência dos resultados
Elitismo	3 indivíduos

Fonte: Valory, Reis e Mendonça (2016).

5.2 PRÉ-SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

O processo de pré-seleção dos sistemas de tratamento de esgotos parte dos resultados decorrentes do emprego combinado do modelo de qualidade da água e da técnica de otimização, a partir dos quais são estabelecidas eficiências mínimas de remoção de DBO para os diferentes pontos de disposição final de esgotos na área de estudo.

A etapa de pré-seleção consiste na análise de um conjunto inicial de 30 (trinta) alternativas de tratamento de esgotos diante da imposição de restrições técnicas associadas à existência de aspectos locais que, eventualmente, possam inviabilizar a adoção de determinadas alternativas de tratamento. O conjunto inicial de alternativas foi obtido de Von Sperling (2014b) e pode ser observado na Tabela 3.

Para a efetivação da etapa de pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos, foram considerados três cenários hipotéticos, adaptados daqueles estabelecidos no

trabalho de Fantin, Reis e Mendonça (2016), que propôs metodologia para a pré-seleção de alternativas de tratamento de esgoto no âmbito de bacias hidrográficas. Além dos requisitos de eficiência, os cenários assumidos consideraram restrições ao consumo de energia, à disposição de efluentes no solo e à área demandada para instalação dos sistemas de tratamento de esgotos. São eles:

– **Cenário 1 (C1):** não foram admitidos os sistemas de tratamento que envolvessem a disposição final de efluente no solo, função da limitação desses sistemas às características específicas dos solos nos quais os efluentes seriam lançados, particularmente quando da disposição de volumes expressivos de esgotos;

– **Cenário 2 (C2):** não foram admitidos sistemas que demandem energia para aeração em quaisquer dos pontos de disposição de efluentes, impondo-se limitação no consumo de energia. Adicionalmente, nos povoados de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças foram admitidos sistemas de tratamento que envolvessem a disposição final de efluente no solo, alternativas não consideradas para as sedes municipais de Ibatiba, Lúna e Irupi.

– **Cenário 3 (C3):** considerando que, segundo Brites (2010), o requisito “área necessária para implantação de uma ETE” é fundamental para a análise, principalmente para regiões bem consolidadas onde o custo de apropriação de área pode se tornar muito elevado, foram admitidos apenas os sistemas de tratamento de esgoto que possuíssem demanda por área inferior a demanda média por área de implantação, considerado o conjunto inicial de alternativas de tratamento de esgotos (Tabela 3). Desta forma, não foram admitidos sistemas de lagoas facultativas (empregadas isoladamente ou em associação com outros sistemas de tratamento), *Wetlands* e sistemas de tratamento que envolvessem a disposição final no solo.

Tabela 3 - Conjunto de alternativas e critérios considerados na etapa de pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos.

Conjunto Inicial de Alternativas	Eficiência Média de Remoção de DBO (%)*	Demanda de Energia	Tratamento envolve a disposição final no solo?	Demanda por Área de Instalação (m ² /hab)*
A01 Tratamento primário convencional	32,5	0	Não	0,03
A02 Tratamento primário avançado	62,5	0	Não	0,05
A03 Lagoa facultativa	80	0	Não	3,00
A04 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	80	0	Não	2,25
A05 Lagoa aerada facultativa	80	14,5	Não	0,38
A06 Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	80	19	Não	0,30
A07 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	82,5	0	Não	4,00
A08 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	82,5	1	Não	2,75
A09 Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	87,5	0	Não	2,45
A10 Infiltração lenta	94,5	0	Sim	30,00
A11 Infiltração rápida	91,5	0	Sim	3,50
A12 Escoamento superficial	85	0	Sim	2,75
A13 Terras úmidas construídas (<i>Wetlands</i>)	85	0	Não	3,00
A14 Tanque séptico + filtro anaeróbio	82,5	0	Não	0,28
A15 Reator UASB	67,5	0	Não	0,07
A16 UASB + lodos ativados	88	17	Não	0,14
A17 UASB + biofiltro aerado submerso	88	17	Não	0,10
A18 UASB + filtro anaeróbio	81	0	Não	0,10
A19 UASB + filtro biológico de alta carga	86,5	0	Não	0,15
A20 UASB + lagoas de polimento	82	0	Não	2,00
A21 UASB + lagoa aerada facultativa	80	3,5	Não	0,23
A22 UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	80	6	Não	0,20
A23 UASB + escoamento superficial	83,5	0	Sim	2,25
A24 Lodos ativados convencional	89	22	Não	0,19
A25 Lodos ativados aeração prolongada	93,5	27,5	Não	0,19
A26 Lodos ativados batelada	93,5	27,5	Não	0,19
A27 Filtro biológico percolador de baixa carga	89	0	Não	0,23
A28 Filtro biológico percolador de alta carga	85	0	Não	0,19
A29 Biofiltro aerado submerso com nitrificação	91,5	22	Não	0,13
A30 Tanque séptico + biodisco	91,5	0	Não	0,15

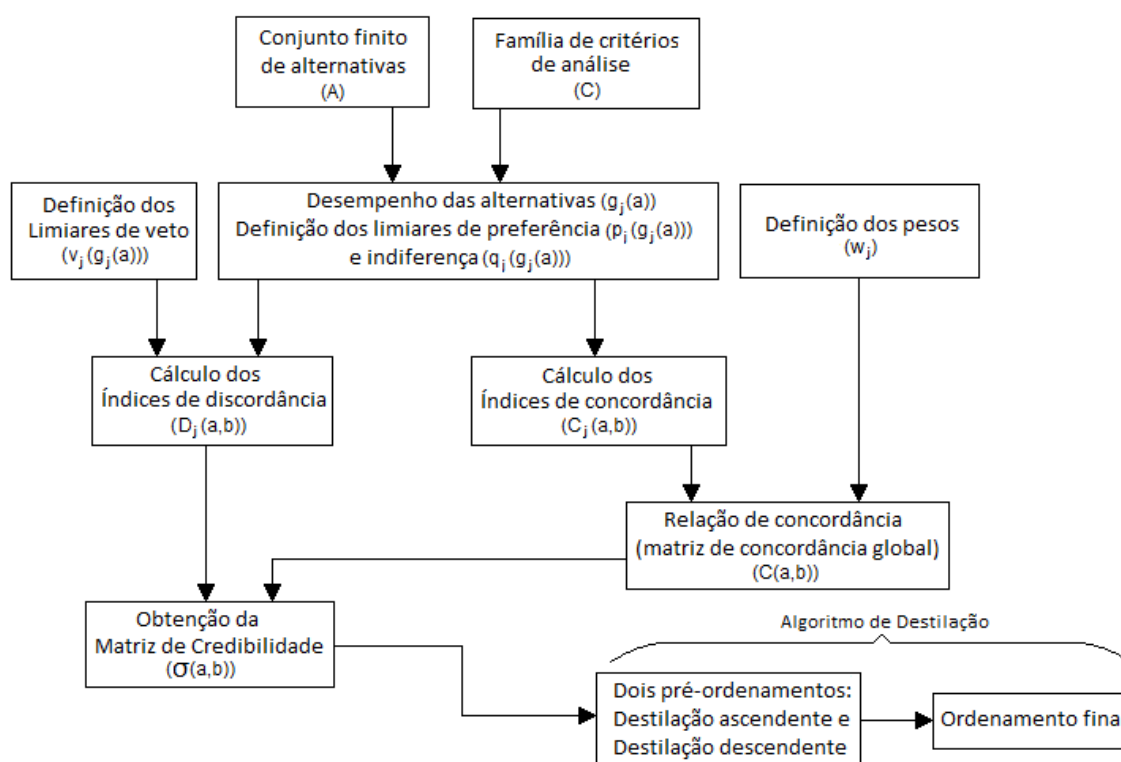
Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014b).

* Os valores considerados representam média das faixas indicadas por Von Sperling (2014b).

5.3 SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Com o objetivo de incorporar ao processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos os corolários de Tecnologia Adequada, que envolve a análise de critérios econômicos, sociais, ambientais e técnicos, a indicação final dos sistemas de tratamento de esgotos decorreu da aplicação do método ELECTRE III, por meio da utilização do *software* “Electre III-IV”, desenvolvido pelo Laboratório de Análise e Modelagem de Sistemas de Suporte à Decisão (LAMSAD) da Universidade de Paris – Dauphine. A Figura 4 demonstra a estrutura geral do método de análise multiobjetivo utilizado.

Figura 4 - Estrutura do método Electre III.



Notação

$A = \{a_1, a_2, a_3, \dots, a_i, \dots, a_m\}$: um conjunto finito de alternativas, com $|A|=m$;

$F = \{g_1, g_2, g_3, \dots, g_j, \dots, g_n\}$: um conjunto finito de critérios, com $|F|=n$;

$g_j(a)$: o desempenho da alternativa a no critério g_j , para $j=1, 2, \dots, n$;

w_j : o coeficiente de importância relativa atribuída ao critério g_j , para $j=1, 2, \dots, n$;

$q_j(g_j(a)) = \alpha_j \times g_j(a) + \beta_j$: o limiar de indiferença direta da alternativa a comparada com a alternativa b , quando as preferências estão na direção crescente e $g_j(a) < g_j(b)$ para $j = 1, 2, \dots, n$;

$p_j(g_j(a)) = \alpha_j \times g_j(a) + \beta_j$: o limiar de preferência direta da alternativa a comparada com a alternativa b , quando as preferências estão na direção crescente e $g_j(a) < g_j(b)$ para $j = 1, 2, \dots, n$;

$v_j(g_j(a)) = \alpha_j \times g_j(a) + \beta_j$: o limiar direto de veto da alternativa a comparada com a alternativa b , quando as preferências estão na direção crescente e $g_j(a) < g_j(b)$ para $j = 1, 2, \dots, n$.

O Electre III realiza uma comparação par-a-par de alternativas, a fim de aceitar, rejeitar ou mais frequentemente, avaliar a credibilidade da afirmação “a alternativa a é superior à alternativa b ”, levando-se em consideração os seguintes aspectos:

- Os limiares de indiferença e preferência definidos para cada critério;
- O grau ou coeficiente de importância (pesos) atribuídos a cada critério;
- As possíveis dificuldades de comparação relativa de duas alternativas quando a alternativa a é significativamente melhor que a alternativa b em determinados critérios, mas muito pior que a alternativa b em pelo menos um dos critérios.

Para cada critério, dois índices são calculados. Um expressa em que medida os desempenhos das alternativas a e b estão em concordância com a afirmação “ a é superior à b ” (índice de concordância), enquanto o outro expressa exatamente o contrário – em que medida os desempenhos das alternativas se opõem a essa afirmação (índice de discordância). Os índices de concordância associados aos pesos dos critérios de análise dão forma a uma matriz de concordância global, que expressa em que medida os desempenhos de todos os critérios estão em concordância com a afirmação “ a é superior à b ”. Posteriormente, uma matriz de credibilidade é estabelecida, que consiste no índice de concordância global enfraquecido pelos índices de discordância, expressando de forma abrangente em que medida “ a é superior a b ”. Um algoritmo de classificação é então utilizado para a obtenção do ordenamento final das alternativas.

Os tópicos subsequentes detalham as etapas de execução do método (etapas do fluxograma da Figura 4), considerando o problema de seleção de sistemas de tratamento de esgotos aplicado à bacia hidrográfica do Rio Pardo.

5.3.1 Definição do conjunto finito de alternativas e dos critérios de análise

Na metodologia proposta, a aplicação do método parte de um conjunto finito de alternativas provenientes da etapa de pré-seleção de sistemas de tratamento de esgotos, bem como de uma família de critérios de análise. De maneira geral, foram considerados no processo de tomada de decisão dezessete critérios, baseados nas comparações quantitativas e qualitativas entre os sistemas de tratamento de esgotos estabelecidas por Von Sperling (2014b). As tabelas contendo as comparações entre as alternativas encontram-se disponíveis no Anexo A e foram utilizadas para a determinação do desempenho de cada alternativa perante cada critério de análise.

Constituíram critérios de análise:

1. Eficiência de Remoção de Nitrogênio (Cr01);
2. Eficiência de Remoção de Fósforo (Cr02);
3. Eficiência de Remoção de Coliformes (Cr03);
4. Demanda por Área de Implantação (Cr04);
5. Requisitos de Energia (Cr05);
6. Custos de Implantação (Cr06);
7. Custos de Operação (Cr07);
8. Quantidade de Lodo a ser Tratado (Cr08);
9. Quantidade de Lodo a ser Disposto (Cr09);
10. Capacidade de Resistência a Variações de Vazão (Cr10);
11. Capacidade de Resistência a Variações das Características do Afluente (Cr11);
12. Capacidade de Resistência a Constituintes Tóxicos (Cr12);
13. Simplicidade Operacional (Cr13);
14. Geração de Odor (Cr14);
15. Geração de Ruído (Cr15);
16. Geração de Aerossóis (Cr16);
17. Atração de Insetos (Cr17).

É relevante registrar que o critério “Requisitos de Energia (Cr05)”, por ter sido considerado no Cenário 2 da etapa de pré-seleção, não fez parte do conjunto de

atributos analisados no processo de seleção final, quando da análise feita para o referido cenário.

5.3.2 Desempenho das alternativas

O Electre III realiza uma comparação par a par das alternativas de tratamento de esgotos por meio da análise das performances dos sistemas em relação a cada critério. Assim, com o objetivo de harmonizar as escalas de valores de performances obtidas de Von Sperling (2014b), o desempenho das alternativas foi determinado por meio da técnica de normalização linear de valores, conforme realizado por Hunt (2013) quando do estabelecimento de modelo multicritério de apoio à decisão aplicado à seleção de sistema de tratamento de esgoto para pequenos municípios. Para os critérios Cr01, Cr02 e Cr03, a equação de normalização assumiu a seguinte forma:

$$(z_i^k)_N = 10 \cdot \frac{z_i^k - z_{\min}^k}{z_{\max}^k - z_{\min}^k} \quad (31)$$

Em que:

z_i^k : valor da alternativa i para o atributo k;

z_{\min}^k : menor valor do conjunto de alternativas para o atributo k;

z_{\max}^k : maior valor do conjunto de alternativas para o atributo k.

Assim, quanto maior o valor de uma alternativa perante um determinado critério, melhor seu desempenho, por serem preferíveis sistemas de tratamento de esgoto com maiores eficiências de remoção de nutrientes e coliformes. Enquanto o menor valor dentre as alternativas assumiu a nota 0 (zero), o maior valor recebeu a nota 10 (dez) e os valores intermediários foram calculados por meio da equação 31.

Já para os critérios Cr04, Cr05, Cr06, Cr07, Cr08 e Cr09, a normalização dos valores foi realizada conforme a equação (32):

$$(z_i^k)_N = 10 \cdot \frac{z_{\max}^k - z_i^k}{z_{\max}^k - z_{\min}^k} \quad (32)$$

Neste caso, quanto menor o valor de uma alternativa perante um determinado critério, melhor seu desempenho. Enquanto o menor valor assumiu a nota 10 (dez), o maior valor dentre as alternativas recebeu a nota 0 (zero), função de serem preferíveis sistemas de tratamento de esgotos que possuem menores demandas de área,

requisitos de energia, custos de instalação e operação e tratamento/disposição final de lodo. Valores intermediários foram calculados por meio da equação 32.

Para os critérios, Cr10, Cr11, Cr12, Cr13, Cr14, Cr15, Cr16 e Cr17 não foi necessário proceder com a normalização de valores, por terem sido obtidos da comparação qualitativa feita por Von Sperling (2014b), disponível no Anexo A. O Apêndice A apresenta os desempenhos obtidos segundo os dezessete critérios considerados neste trabalho.

5.3.3 Definição dos pesos, limiares de preferência, indiferença e de veto

Por ser uma técnica que utiliza articulação antecipada de preferências, a aplicação do Electre III depende da definição, por parte do(s) decisor(es), do grau ou coeficiente de importância atribuídos a cada critério (pesos) e de valores dos coeficientes α e β , necessários para o cálculo dos limiares de preferência, indiferença e de veto. Os três limiares podem ser assim definidos:

- O limiar de indiferença corresponde à maior diferença entre os desempenhos de duas alternativas compatível com uma situação de indiferença;
- O limiar de preferência corresponde à menor diferença de desempenho de duas alternativas a partir do qual o decisor prefere estritamente a alternativa de melhor desempenho;
- O limiar de veto é a menor diferença de desempenho de duas alternativas a partir do qual o decisor considera que não é possível apoiar a ideia de que a pior das duas alternativas (com relação a um determinado critério) pode ser considerada tão boa quanto a melhor alternativa, mesmo que seu desempenho em todos os outros critérios sejam melhores.

No entanto, não tendo sido possível a identificação local de estruturas de preferência, realizou-se uma adaptação dos valores atribuídos por Cordeiro Netto, Souza e Lopes Júnior (2001) (Anexo B) quando da análise de alternativas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios utilizando o Electre III como técnica de análise multiobjetivo. Em seu trabalho, participantes da Rede 2 do PROSAB responderam um questionário atribuindo valores de peso para dezoito critérios, levando-se em consideração diferentes contextos tecnológicos (sistema de pequeno porte em local de alto risco ambiental-epidemiológico; sistema de pequeno porte em local de baixo

risco ambiental-epidemiológico; sistema de médio porte em local de alto risco ambiental-epidemiológico e; sistema de médio porte em local de baixo risco ambiental-epidemiológico).

Considerando que a Resolução CONAMA nº 377/2006 define como unidades de tratamento de esgotos de pequeno porte as estações de tratamento com vazão nominal de projeto menor ou igual a 50 L/s, e que todos os lançamentos de esgotos na bacia hidrográfica do rio Pardo não excedem o referido valor, foram considerados na análise multiobjetivo os pesos conferidos aos contextos tecnológicos de sistemas de pequeno porte.

Quanto ao potencial risco ambiental-epidemiológico, Palácios, Câmara e de Jesus (2004) citam que a complexidade das situações de risco envolve variáveis relacionadas com o poluente, o ambiente (temperatura, ventos, umidade do ar, permeabilidade dos solos, concentração populacional, vegetação, características topográficas, poluição de lençóis freáticos), com a população exposta e a infraestrutura dos setores de Saúde e Meio Ambiente. Dessa forma, de posse apenas dos dados populacionais dos municípios incluídos na bacia hidrográfica do rio Pardo, as sedes municipais de Ibatiba, Irupi e Lúna foram consideradas localidades de alto risco ambiental-epidemiológico, enquanto que os distritos de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, por suas baixas concentrações populacionais, foram considerados locais de baixo risco ambiental-epidemiológico.

A Tabela 4 apresenta os valores dos pesos atribuídos para cada localidade. Os pesos considerados no trabalho de Cordeiro Netto, Souza e Lopes Júnior (2001) foram adaptados a este trabalho de modo que variassem numa escala de 0 (zero) a 10 (dez).

No Electre III, os limiares de preferência, indiferença e de veto são calculados com base nos valores dos coeficientes α e β atribuídos individualmente para cada critério, variando em função da direção de preferência. Por razões de consistência, o coeficiente α deve ser maior ou igual a -1 e, além disso, ao longo da escala de um critério, o limiar de indiferença deve permanecer menor que o limiar de preferência, que deve ser menor que o limiar de veto, se ele existir (DIAS; FIGUEIRA; ROY, 2006). A Tabela 5, além de disponibilizar o grau de importância atribuído a cada critério, sumariza os valores dos coeficientes α e β assumidos neste trabalho.

Tabela 4 – Pesos atribuídos aos dezessete critérios considerados na análise multiobjetivo, bem como os valores dos coeficientes α e β utilizados para o cálculo dos limiares de indiferença, preferência e veto.

Critérios		Pesos		Coeficientes					
				Indiferença		Preferência		Veto	
		Ibatiba, Irupi e Iúna	S. Trindade e N. S. das Graças	α_q	β_q	α_p	β_p	α_v	β_v
Cr01	Eficiência de Remoção de Nitrogênio	4,23	2,31	0,05	0,00	0,15	0,00	-	-
Cr02	Eficiência de Remoção de Fósforo	4,42	1,73	0,05	0,00	0,15	0,00	-	-
Cr03	Eficiência de Remoção de Coliformes	8,27	5,19	0,05	0,00	0,15	0,00	-	-
Cr04	Demanda por Área de Implantação	4,42	5,38	0,05	0,00	0,15	0,00	-	-
Cr05	Requisitos de Energia	2,50*	1,92*	0,05	0,00	0,15	0,00	-	-
Cr06	Custos de Implantação	4,62	6,92	0,05	0,00	0,15	0,00	0,99	0,00
Cr07	Custos de Operação	5,19	7,50	0,05	0,00	0,15	0,00	0,99	0,00
Cr08	Quantidade de Lodo a ser Tratado	3,27	3,27	0,05	0,00	0,15	0,00	-	-
Cr09	Quantidade de Lodo a ser Disposto	4,04	3,27	0,05	0,00	0,15	0,00	-	-
Cr10	Capacidade de Resistência a Variações de Vazão	4,04	2,69	0,00	1,00	0,00	3,00	-	-
Cr11	Capacidade de Resistência a Variações das Características do Afluente	4,04	2,69	0,00	1,00	0,00	3,00	-	-
Cr12	Capacidade de Resistência a Constituintes Tóxicos	4,04	2,69	0,00	1,00	0,00	3,00	-	-
Cr13	Simplicidade Operacional	4,23	6,73	0,00	1,00	0,00	3,00	-	-
Cr14	Geração de Odor	5,00	3,65	0,00	1,00	0,00	3,00	-	-
Cr15	Geração de Ruído	5,00	3,65	0,00	1,00	0,00	3,00	-	-
Cr16	Geração de Aerossóis	5,00	3,65	0,00	1,00	0,00	3,00	-	-
Cr17	Atração de Insetos	5,00	3,65	0,00	1,00	0,00	3,00	-	-

É relevante destacar que os limiares de veto foram considerados apenas para os critérios relacionados ao custo na perspectiva de que, como em países em desenvolvimento os custos são aspectos de grande relevância no processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos, não é possível aceitar que, numa comparação par a par de alternativas, um sistema de tratamento de elevado custo de implantação e operação possa ser julgado tão bom quanto um sistema consideravelmente mais econômico.

Assim, de posse dos valores de α e β , para uma alternativa a com desempenho $g(a)$, os limiares de indiferença (q), preferência (p) e veto (v) foram calculados conforme as equações (33), (34) e (35) (DIAS; FIGUEIRA; ROY, 2006):

$$q = \alpha_q \cdot g(a) + \beta_q \quad (33)$$

$$p = \alpha_p \cdot g(a) + \beta_p \quad (34)$$

$$v = \alpha_v \cdot g(a) + \beta_v \quad (35)$$

O Apêndice B apresenta os resultados dos cálculos dos limiares de indiferença, preferência e de veto atribuídos para cada critério e para cada sistema de tratamento de esgotos já que, quando se tem $\alpha \neq 0$, os limiares variam em função do desempenho das alternativas.

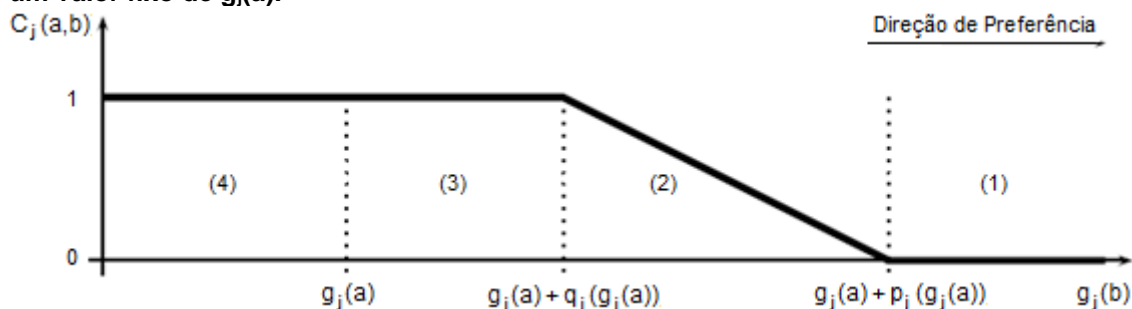
5.3.4 Cálculo dos índices de concordância e discordância

A determinação dos limiares possibilita o cálculo dos índices de concordância e discordância. Seja (a,b) um par de alternativas de sistemas de tratamento de esgotos. O índice de concordância $C_j(a,b)$, que objetiva medir se “a alternativa a é pelo menos tão boa quanto a alternativa b ” no critério g_j , é calculado por meio da equação (36).

$$C_j(a,b) = \begin{cases} \frac{p_j(g_j(a)) - \min\{[g_j(b) - g_j(a)], p_j(g_j(a))\}}{p_j(g_j(a)) - \min\{q_j(g_j(a)), [g_j(b) - g_j(a)]\}} & \text{se } g_j(a) \neq 0 \\ 0 & \text{se } g_j(a) = 0 \end{cases} \quad (36)$$

A Figura 5 representa as variações de $C_j(a,b)$ de acordo com as variações de $g_j(b)$, considerando um valor fixo de $g_j(a)$.

Figura 5 - Variações de $C_j(a,b)$ de acordo com a região em que se encontra $g_j(b)$, considerando um valor fixo de $g_j(a)$.



Fonte: Dias, Figueira e Roy (2006).

As quatro diferentes regiões que conformam a Figura 5 representam os seguintes aspectos:

- **Região 1:** $g_j(b) > g_j(a) + p_j(g_j(a))$ (37)

Então: $C_j(a,b) = 0$ e $C_j(b,a) = 1$

Logo, b é estritamente preferível a a no critério g_j .

- **Região 2:** $g_j(a) + q_j(g_j(a)) < g_j(b) < g_j(a) + p_j(g_j(a))$ (38)

Então: $0 < C_j(a,b) < 1$, $C_j(a,b) = \frac{p_j(g_j(a)) - [g_j(b) - g_j(a)]}{p_j(g_j(a)) - q_j(g_j(a))}$ e $C_j(b,a) = 1$

Logo, b é fracamente preferível a a no critério g_j .

- **Região 3:** $g_j(a) \leq g_j(b) \leq g_j(a) + q_j(g_j(a))$ (39)

Então: $C_j(a,b) = 1$ e $C_j(b,a) = 1$

Logo, b e a são indiferentes no critério g_j .

- **Região 4:** $g_j(b) < g_j(a)$ (40)

Então: $C_j(a,b) = 1$

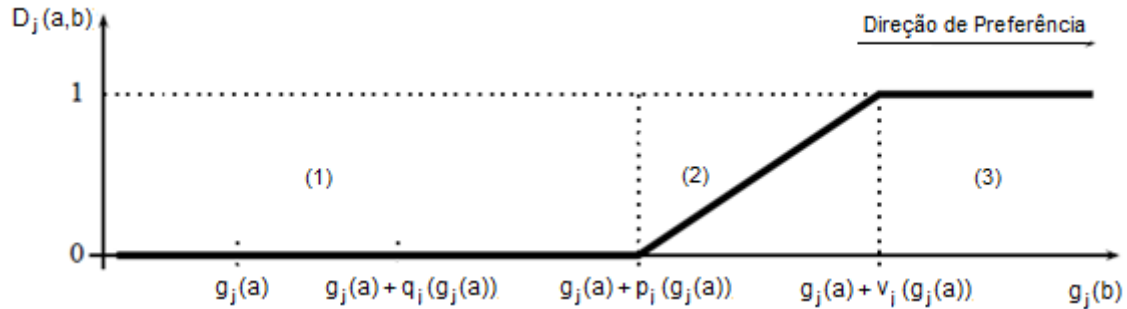
Logo, a pode ser indiferente, fraca ou estritamente preferida a b . Em todos os casos, o desempenho de a é melhor que o desempenho de b .

Já o índice de discordância é calculado conforme a Equação (41).

$$D_j(a,b) = \begin{cases} \min \left\{ 1, \max \left\{ 0, \frac{[g_j(b) - g_j(a)] - p_j(g_j(a))}{v_j(g_j(a)) - p_j(g_j(a))} \right\} \right\} & \text{se } g_j(a) \neq 0 \\ 1 & \text{se } g_j(a) = 0 \end{cases} \quad (41)$$

A Figura 6 representa as variações de $D_j(a,b)$ de acordo com as variações de $g_j(b)$, considerando um valor fixo de $g_j(a)$.

Figura 6 - Variações de $D_j(a,b)$ com a região em que se encontra $g_j(b)$, considerando um valor fixo de $g_j(a)$.



Fonte: Adaptado de Dias, Figueira e Roy (2006).

As diferentes regiões representadas na Figura 6 são assim caracterizadas:

- **Região 1:** $g_j(b) - g_j(a) \leq p_j(g_j(a))$ (42)

Então: $D_j(a,b) = 0$

Logo, os desempenhos $g_j(a)$ e $g_j(b)$ no critério g_j **não** rejeitam a afirmativa “a é superior a b”.

- **Região 2:** $p_j(g_j(a)) < g_j(b) - g_j(a) < v_j(g_j(a))$ (43)

Então: $0 < D_j(a,b) < 1$

Logo, os desempenhos $g_j(a)$ e $g_j(b)$ no critério g_j **fracamente rejeitam** a afirmativa “a é superior a b” e

$$D_j(a,b) = \frac{[g_j(b) - g_j(a)] - p_j(g_j(a))}{v_j(g_j(a)) - p_j(g_j(a))} \quad (44)$$

- **Região 3:** $g_j(b) - g_j(a) \geq v_j(g_j(a))$ (45)

Então: $D_j(a,b) = 1$

Os desempenhos $g_j(a)$ e $g_j(b)$ no critério g_j **rejeitam** a afirmativa “a é superior a b”.

5.3.5 Índice de concordância global

De modo a expressar em que medida os desempenhos de todos os critérios estão em concordância com a assertiva “a é superior a b”, são calculados os índices de concordância global $C(a,b)$ (Equação (46)). O índice de concordância global consiste

na soma dos índices de concordância parcial $C_j(b,a)$ em cada um dos critérios, ponderados pelos pesos de cada critério, w_j .

$$C(a,b) = \frac{\sum_{j=1}^n w_j \cdot C_j(a,b)}{\sum_{j=1}^n w_j} \quad (46)$$

A Figura 7 apresenta um exemplo da matriz de concordância fornecida pelo programa Electre III-IV após os cálculos dos índices de concordância global.

Figura 7 - Exemplo da matriz de concordância fornecida pelo software Electre III-IV¹.

	CBX16	P205G	P405M	P605S	R4GTL	RCLIO	R21TS	R21TU	R25BA	ALPIN
CBX16	1	0.69	0.69	0.65	0.62	0.69	0.78	0.69	0.69	0.69
P205G	0.9	1	0.73	0.54	0.64	1	0.75	0.66	0.69	0.74
P405M	0.77	0.67	1	0.78	0.62	0.77	0.65	0.85	0.71	0.69
P605S	0.54	0.54	0.54	1	0.54	0.51	0.54	0.65	0.92	0.85
R4GTL	0.62	0.85	0.62	0.46	1	0.78	0.59	0.63	0.62	0.72
RCLIO	0.97	0.9	0.82	0.61	0.62	1	0.71	0.69	0.77	0.69
R21TS	1	0.85	0.85	0.69	0.66	0.85	1	0.76	0.78	0.76
R21TU	0.67	0.72	0.84	0.77	0.75	0.77	0.48	1	0.96	0.85
R25BA	0.54	0.54	0.54	0.77	0.5	0.54	0.47	0.56	1	0.82
ALPIN	0.54	0.54	0.5	0.46	0.52	0.54	0.38	0.64	0.77	1

Fonte: Dias, Figueira e Roy (2006).

5.3.6 Índice de credibilidade

Levando-se em consideração tanto o índice de concordância global como os índices de discordância para cada critério, são estabelecidos os índices de credibilidade $\sigma(a,b)$, que expressam de forma abrangente em que medida “a alternativa a é considerada superior à alternativa b”.

A credibilidade é meramente o índice de concordância global enfraquecido pelos índices de discordância. Na ausência dos índices de discordância, $\sigma(a,b) = C(a,b)$. Esse valor de credibilidade é reduzido na presença de um ou mais critérios discordantes, quando $D_j(a,b) > C(a,b)$. Em conformidade com o efeito de veto,

¹ Na Figura 7 – e nas demais figuras que conformam o item 5 (Seleção de sistemas de tratamento de esgotos) – “CBX16”, “P205G”, “P405M”, “P605S”, “R4GTL”, “RCLIO”, “R21TS”, “R21TU”, “R25BA” e “ALPIN” representam alternativas (de carros) avaliadas pelo software Electre III-IV, de modo a se obter um “ranking” final das referidas alternativas.

$\sigma(a,b)=0$ se $\exists j \mid D_j(a,b)=1$, qualquer que seja a importância relativa do critério, w_j . Assim, o índice de credibilidade pode ser definido conforme a equação (47).

$$\sigma(a,b)=\begin{cases} C(a,b) & \text{se } \bar{F}(a,b) = \emptyset \\ C(a,b) \times \prod_{j \in \bar{F}(a,b)} \frac{1 - D_j(a,b)}{1 - C(a,b)} & \text{se } \bar{F}(a,b) \neq \emptyset \end{cases} \quad (47)$$

Em que $\bar{F}(a,b) = \{ j \in F \mid D_j(a,b) > C(a,b) \}$.

A Figura 8 apresenta um exemplo da matriz de credibilidade fornecida pelo programa Electre III-IV após os cálculos dos índices de credibilidade de cada alternativa.

Figura 8 – Exemplo da matriz de credibilidade fornecida pelo software Electre III-IV.

	CBX16	P205G	P405M	P605S	R4GTL	RCLIO	R21TS	R21TU	R25BA	ALPIN
CBX16	1	0.69	0.69	0	0.15	0.69	0.78	0.38	0.56	0.38
P205G	0.9	1	0.73	0.16	0.62	1	0.75	0.66	0.69	0.74
P405M	0.77	0.67	1	0	0	0.77	0.65	0.85	0.71	0.69
P605S	0	0	0.39	1	0	0	0	0.65	0.92	0.85
R4GTL	0.4	0	0	0	1	0	0.33	0	0	0
RCLIO	0.97	0.9	0.82	0	0.52	1	0.71	0.69	0.77	0.69
R21TS	1	0.85	0.85	0.47	0.65	0.85	1	0.76	0.78	0.76
R21TU	0.67	0.72	0.84	0.77	0	0.77	0.42	1	0.96	0.85
R25BA	0	0	0.32	0.77	0	0	0	0.48	1	0.82
ALPIN	0	0	0	0.35	0	0	0	0	0.77	1

Fonte: Dias, Figueira e Roy (2006).

5.3.7 Algoritmo de classificação

Baseado nos índices de credibilidade das alternativas, a etapa final do Electre III consiste na aplicação de um algoritmo de classificação que, por meio da interseção dos resultados de dois pré-ordenamentos completos, fornece a classificação final dos sistemas de tratamento de esgoto considerados neste trabalho.

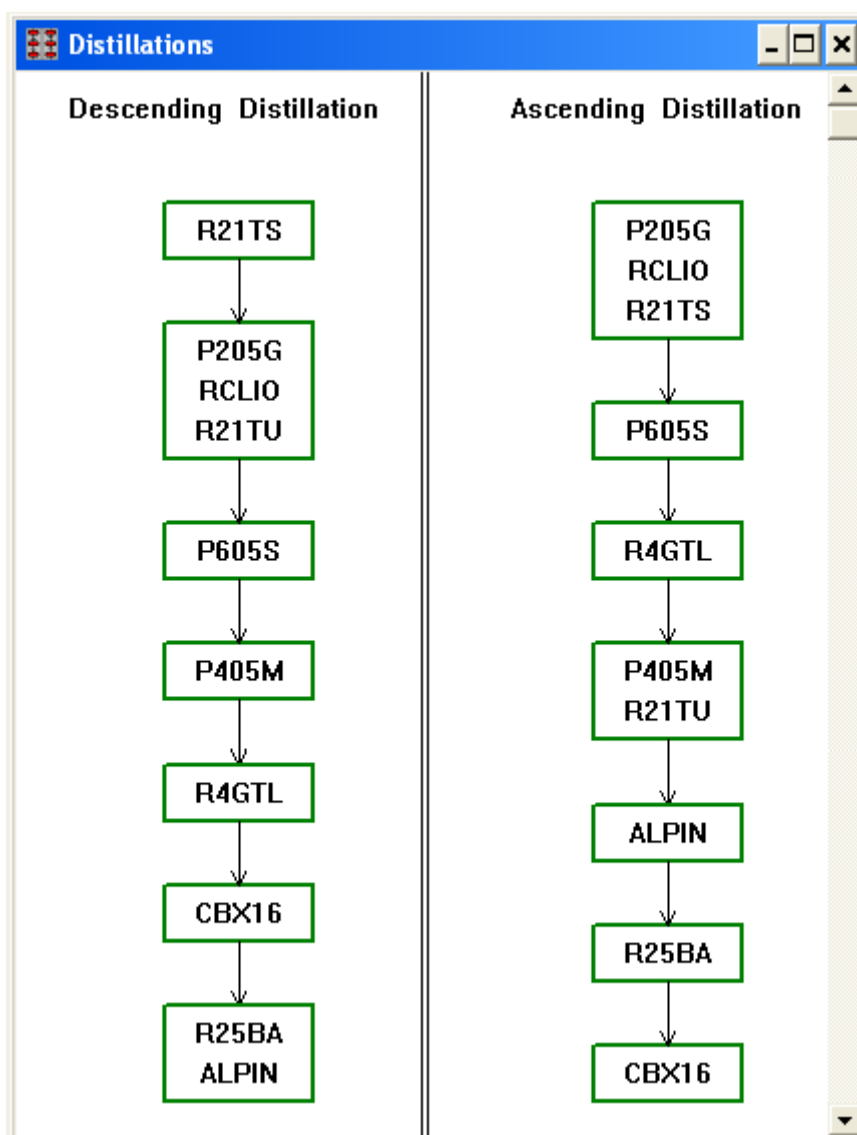
Os dois pré-ordenamentos citados são construídos de diferentes maneiras. O primeiro é obtido de forma decrescente, iniciando com a melhor alternativa e terminando com a atribuição da pior – chamado de destilação descendente. O segundo é obtido de maneira ascendente, iniciando com a alternativa pior classificada e terminando com a

atribuição da melhor – chamada de destilação ascendente. Dias, Figueira e Roy (2006) apresentam detalhadamente o procedimento efetuado pelo *software* Electre III-IV para estabelecer esses pré-ordenamentos, apresentando ainda um exemplo de aplicação do método, facilitando a compreensão do algoritmo de classificação.

No final das destilações ascendente e descendente, os resultados são dois pré-ordenamentos completos (Figura 9). Em cada um deles, as alternativas são reagrupadas em um conjunto de classes de equivalência. Cada classe contém, pelo menos, uma alternativa. O ordenamento de intersecção (Figura 10) fornece as comparações entre as alternativas e realça as possíveis incomparabilidades:

- Uma alternativa a é considerada melhor que b se em pelo menos uma das destilações a for melhor que b , e em outra destilação, a for pelo menos tão bem classificada como b .
- Uma alternativa a é julgada indiferente a b se as duas alternativas pertencerem à mesma classe de equivalência nos dois pré-ordenamentos.
- As alternativas a e b são incomparáveis se a for melhor classificada que b na destilação ascendente e b melhor classificado que a na destilação descendente ou vice-versa.

Figura 9 – Resultados das destilações ascendente e descendente fornecidos pelo software Electre III-IV.



Fonte: Dias, Figueira e Roy (2006).

Figura 10 – Exemplo do ordenamento de intersecção fornecido pelo *software* Electre III-IV.



Rank	Alternative
1	R21TS
2	P205G RCLIO
3	P605S R21TU
4	P405M R4GTL
5	CBX16 ALPIN
6	R25BA

Fonte: Dias, Figueira e Roy (2006).

Como resultado final, o *software* Electre III-IV fornece uma matriz de classificação (Figura 11) e um gráfico (Figura 12) contendo o ordenamento final obtido para as alternativas de análise. Quanto à matriz de classificação, é importante ressaltar que, para o par de alternativas (a,b) :

- Se a alternativa a for melhor que a alternativa b , o símbolo “P” aparece na intersecção da linha de a com a coluna de b .
- Se a for indiferente (ou seja, equivalente) a b , aparece o símbolo “I”.
- Se a alternativa a for pior classificada que a alternativa b em uma das pré-ordens e pelo menos tão bem classificada na outra pré-ordem, o símbolo “P-” aparece na intersecção da linha de a com a coluna de b .
- Se a e b forem consideradas incomparáveis, o símbolo “R” aparece na matriz de classificação.

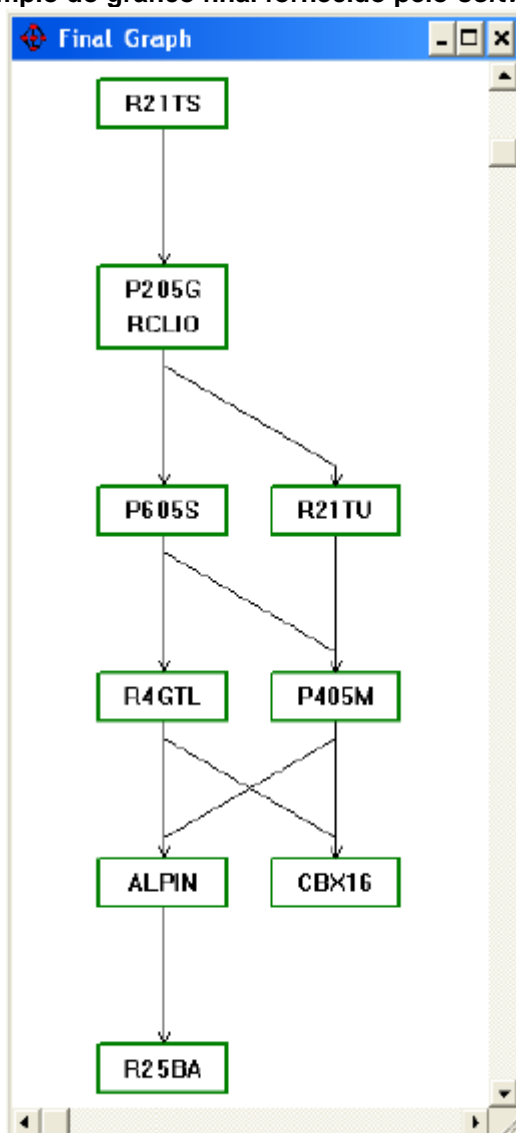
Figura 11 – Exemplo da matriz de classificação fornecida pelo software Electre III-IV.

	CBX16	P205G	P405M	P605S	R4GTL	RCLIO	R21TS	R21TU	R25BA	ALPIN
CBX16	I	P	P	P	P	P	P	P	R	R
P205G	P	I	P	P	P	I	P	P	P	P
P405M	P	P	I	P	R	P	P	P	P	P
P605S	P	P	P	I	P	P	P	R	P	P
R4GTL	P	P	R	P	I	P	P	R	P	P
RCLIO	P	I	P	P	P	I	P	P	P	P
R21TS	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P
R21TU	P	P	P	R	R	P	P	I	P	P
R25BA	R	P	P	P	P	P	P	P	I	P
ALPIN	R	P	P	P	P	P	P	P	P	I

Fonte: Dias, Figueira e Roy (2006).

Quanto ao gráfico final contendo o ordenamento das alternativas (Figura 12), é importante destacar que, enquanto as alternativas consideradas indiferentes aparecem na mesma “caixa”, as alternativas consideradas incomparáveis assumem a mesma colocação, mas visualmente aparecem em “caixas” diferentes, por serem consideradas incomparáveis.

Figura 12 – Exemplo do gráfico final fornecido pelo software Electre III-IV.



Fonte: Dias, Figueira e Roy (2006).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, os resultados da aplicação da metodologia na bacia hidrográfica do rio Pardo serão apresentados em quatro etapas. Primeiramente serão discutidas as capacidades de assimilação dos cursos d'água da área de estudo que recebem lançamentos de esgotos brutos. Na sequência, serão apresentadas as eficiências de tratamento de esgoto estimadas para cada localidade, obtidas por meio emprego combinado do modelo de qualidade de água com a técnica de otimização. Por fim, serão apresentados e discutidos os resultados dos processos de pré-seleção e da seleção final dos sistemas de tratamento que, em diferentes contextos deste trabalho, indicarão as estações de tratamento de esgotos da bacia hidrográfica do rio Pardo, denominadas, a partir deste ponto do texto como ETE 01 (Ibatiba), ETE 02 (Irupi), ETE 03 (Iúna), ETE 04 (Santíssima Trindade) e ETE 05 (Nossa Senhora das Graças).

6.1 SIMULAÇÃO DO LANÇAMENTO DE ESGOTOS BRUTOS

Por meio do programa desenvolvido no ambiente computacional do MATLAB foram obtidos os perfis de concentração de OD e DBO dos três principais cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo, quando da disposição final de esgotos brutos (Figuras 13, 14 e 15). Os resultados fornecidos pelo modelo matemático de qualidade de água implementado no ambiente computacional MATLAB foram idênticos aos fornecidos pela versão original do modelo QUAL-UFGM.

A fim de facilitar a análise e discussão dos resultados, a Tabela 5 apresenta, para cada localidade, a carga orgânica despejada no curso d'água (CO_e), a vazão do curso d'água imediatamente a montante do lançamento de esgotos (Q_r), e as concentração de DBO no curso d'água imediatamente a montante do lançamento de esgotos (DBO_r) e no ponto de lançamento de esgotos ($DBO_{r,e}$).

Tabela 5 – Cargas orgânicas despejadas e características dos cursos d'água receptores.

Fonte de Lançamento	CO_e (mg/s)	Q_r montante (L/s)	DBO_r (mg/L)	$DBO_{r,e}$ (mg/L)
1 - Ibatiba	9720	571,6	2,55	18,54
2 - Irupi	2080	172,9	2,97	14,14
3 - Iúna	7960	2612,2	4,16	7,13
4 - Santíssima Trindade	120	197,6	2,92	3,50
5 - N ^a Sra. das Graças	240	596,6	2,60	2,99

Da análise dos perfis de concentração gerados e com base no estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, mesmo com o aporte de esgotos brutos estimado para a bacia hidrográfica do rio Pardo, as concentrações de OD permaneceram acima do limite de 5 mg/L fixado para corpos d'água Classe 2. No entanto, com relação à DBO, apenas os lançamentos de esgotos das comunidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças não conferiram ao corpo d'água receptor (ribeirão Perdição) características em desacordo com sua classe de qualidade, função do menor despejo de carga orgânica e das condições do curso d'água assumidas para a seção a montante dos lançamentos. Para essas localidades, os aportes de esgotos brutos resultaram em acréscimos de apenas 0,58 mg/L (aporte associado à comunidade de Santíssima Trindade) e 0,39 mg/L (Nossa Senhora das Graças) de DBO no ribeirão Perdição.

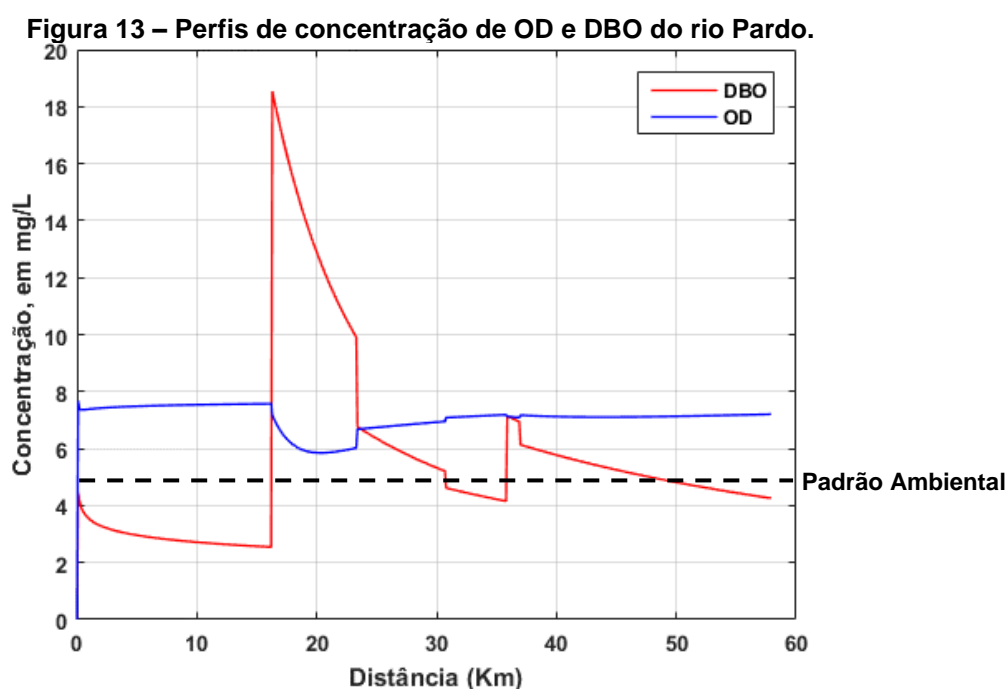


Figura 14 – Perfis de concentração de OD e DBO do rio Pardinho.

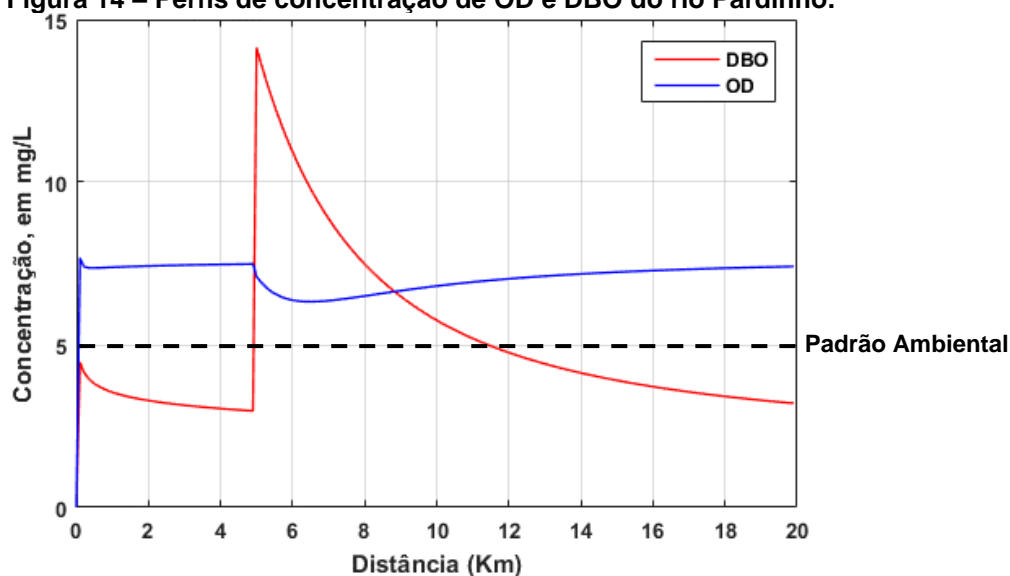
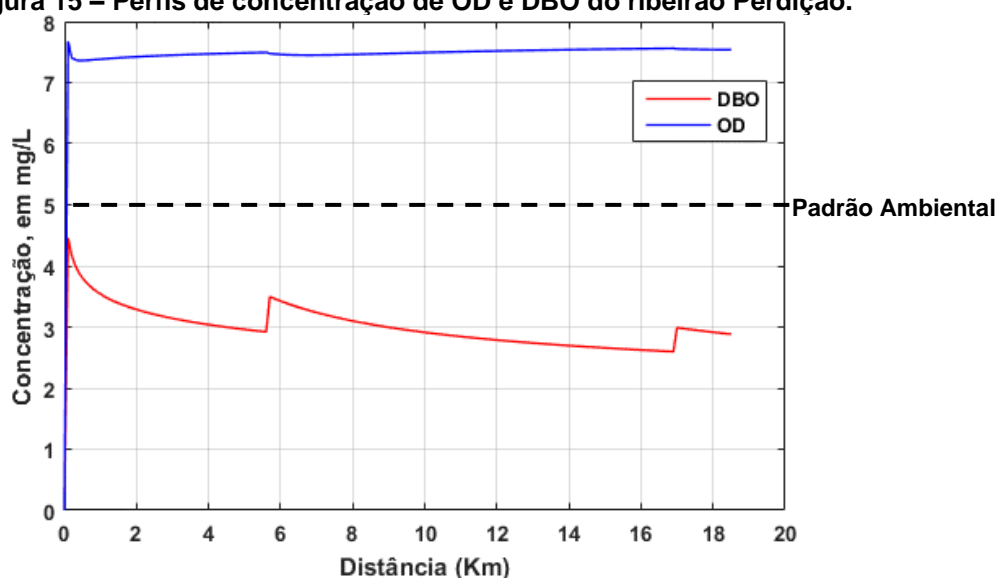


Figura 15 – Perfis de concentração de OD e DBO do ribeirão Perdição.



Enquanto o lançamento de esgoto da Sede municipal de Irupi ocasionou o aumento de 11,17 mg/L de DBO no Km 5 do rio Pardinho, o esgoto proveniente da Sede municipal de Ibatiba produziu acréscimo de 15,99 mg/L de DBO no Km 16,3 do Rio Pardo. As referidas localidades são as principais fontes poluidoras da bacia hidrográfica do rio Pardo.

Por não receber aportes pontuais de esgotos domésticos, a confluência do ribeirão São José no Km 23,3 do Rio Pardo produziu considerável efeito de diluição do esgoto produzido pela população de Ibatiba. De maneira similar, as entradas do rio Pardinho no Km 30,8 e do ribeirão Perdição no Km 37 do rio Pardo proporcionaram reduções

nas concentrações de DBO e aumento nas concentrações de OD, mesmo que pouco expressivas. O pico localizado entre os quilômetros 30 e 40 do rio Pardo (Figura 13) decorre do lançamento de esgotos da Sede municipal de Lúna, responsável por proporcionar um aumento de 2,97 mg/L de demanda bioquímica de oxigênio no referido curso d'água.

É relevante observar que, embora a carga orgânica originária da população de Ibatiba (9.720 mg/s) seja apenas 1,22 vezes maior que a carga orgânica gerada pelos moradores de Lúna (7.960 mg/s), o impacto causado ao rio Pardo diante do aporte de esgotos brutos de Ibatiba é substancialmente maior. Este aspecto é decorrente do fato de que a vazão do rio Pardo imediatamente antes do aporte de esgotos de Ibatiba é 4,57 vezes menor que a vazão do referido curso d'água quando do lançamento de esgotos de Lúna. De maneira similar, embora a carga orgânica despejada pela sede municipal de Irupi tenha assumido o valor de 2.080 mg/s, o impacto causado ao rio Pardiniho por seu lançamento foi maior que o impacto causado ao rio Pardo pelo aporte de esgotos domésticos de Lúna, que lança uma carga de matéria orgânica 3,83 vezes maior.

6.2 EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE REMOÇÃO DE DBO NECESSÁRIAS

As Tabelas 6 e 7 sumarizam as eficiências de tratamento obtidas para as diferentes condições de lançamento de esgoto e para os dois modelos de otimização avaliados. Ambos modelos estabeleceram eficiências de remoção de DBO buscando valores pontuais que minimizassem a inequidade entre sistema de tratamento, de modo a se obter a minimização das funções objetivo que conformaram os modelos de otimização (Equações (23) e (24)).

É relevante registrar que, diante da natureza da técnica de otimização utilizada (técnica metaheurística), para a obtenção dos conjuntos de eficiência apresentados nas Tabelas 6 e 7, foram realizadas 10 (dez) simulações para cada modelo de otimização empregado e para cada condição de lançamento de esgoto avaliada. Resultados iguais ou próximos entre si indicaram a aproximação (ou eventual obtenção) do ótimo global da função objetivo.

Assumidas as eficiências de tratamento apresentadas nas Tabelas 6 e 7, a Tabela 8 apresenta as concentrações mínimas de OD e concentrações máximas de DBO estimadas para os cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo.

Tabela 6 – Eficiências de tratamento de esgotos estimadas pelo uso do modelo matemático de qualidade de água implementado no ambiente computacional MATLAB, associado ao *toolbox* do Algoritmo Genético, considerando o Modelo de Otimização 1.

Condição de Lançamento	ETE 01	ETE 02	ETE 03	ETE 04	ETE 05	Valor da Função Objetivo do Modelo 1
$E \geq 60\%$	90%	90%	90%	60%	60%	258,80
$DBO \leq 120 \text{ mg/L}$	90%	90%	90%	70%	70%	260,64
Incorporação da Autodepuração	90%	81,1%	27,9% (<30%)	3,9% (<30%)	2,3% (<30%)	16,41

Tabela 7 – Eficiências de tratamento de esgotos estimadas pelo uso do modelo matemático de qualidade de água implementado no ambiente computacional MATLAB, associado ao *toolbox* do Algoritmo Genético, considerando o Modelo de Otimização 2.

Condição de Lançamento	ETE 01	ETE 02	ETE 03	ETE 04	ETE 05	Valor da Função Objetivo do Modelo 2
$E \geq 60\%$	90%	90%	90%	60%	60%	91,36
$DBO \leq 120 \text{ mg/L}$	90%	90%	90%	70%	70%	92,00
Incorporação da Autodepuração	90%	81,1%	19% (<30%)	3,7% (<30%)	2,5% (<30%)	16,13

Tabela 8 - Concentrações mínimas de OD e concentrações máximas de DBO estimadas para os cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Pardo, considerando os dois modelos de otimização propostos.

Condição de Lançamento	Modelo 1						Modelo 2					
	Rio Pardo		Rio Pardinho		Ribeirão Perdição		Rio Pardo		Rio Pardinho		Ribeirão Perdição	
	OD _{min}	DBO _{máx}	OD _{min}	DBO _{máx}	OD _{min}	DBO _{máx}	OD _{min}	DBO _{máx}	OD _{min}	DBO _{máx}	OD _{min}	DBO _{máx}
$E \geq 60\%$	7,27	4,46	7,27	4,46	7,36	4,46	7,27	4,46	7,27	4,46	7,36	4,46
$DBO \leq 120 \text{ mg/L}$	7,27	4,46	7,27	4,46	7,36	4,46	7,27	4,46	7,27	4,46	7,36	4,46
Incorporação da Autodepuração	7,27	4,63	7,23	5	7,36	4,46	7,27	4,90	7,23	5	7,36	4,46

A simples inspeção das Tabelas 7 e 8 permite observar que as eficiências de remoção de DBO obtidas, para ambos modelos de otimização, foram idênticas quando consideradas as condições de lançamento 1 e 2 e muito semelhantes quando considerada a terceira condição de disposição de efluentes. Os resultados associados às funções objetivo, nas condições de lançamento 1 e 2, demonstram que as restrições impostas pela Resolução CONAMA nº 430/2011, que ignoram a possibilidade de uso da capacidade de autodepuração dos corpos d'água (eficiências mínimas de 60% para remoção da DBO ou DBO máxima de 120 mg/L), acarretam no aumento significativo das eficiências de tratamento dos efluentes, levando à seleção de sistemas de tratamento de esgotos mais robustos e, eventualmente, à má distribuição dos geralmente limitados recursos financeiros destinados à implantação e operação de ETEs.

Analisando os resultados obtidos por localidade, tem-se que:

- Por ser a principal fonte poluidora da bacia hidrográfica do rio Pardo, os esgotos provenientes da sede municipal de Ibatiba deverão ser submetidos a um processo de tratamento que garanta uma eficiência mínima de remoção de DBO de 90%, independentemente da condição de disposição final avaliada ou modelo de otimização empregado.
- Quando consideradas as restrições de lançamento de DBO estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 430/2011, foram exigidos para Irupi os mesmos níveis de tratamento exigidos para Ibatiba. Como Irupi despeja a terceira maior quantidade de carga orgânica da bacia num trecho do rio Pardinho que apresenta menor capacidade de diluição, para a terceira condição de lançamento de esgotos (condição que admite o emprego da capacidade de autodepuração para assimilação dos esgotos) foi indicada a necessidade de remoção de 81,1% da matéria orgânica presente no esgoto bruto gerado pelos habitantes da sede municipal.
- Assim como ocorreu para Irupi, nas condições de lançamento 1 e 2 foram exigidas para Lúna as mesmas eficiências de tratamento impostas à Ibatiba. No entanto, quando foi considerada a perspectiva do uso da capacidade de autodepuração do rio Pardo, as simulações conduzidas com auxílio do modelo de otimização 1 indicaram a necessidade de remoção de apenas 27,9% da matéria orgânica

contida nos esgotos brutos. Embora o emprego do segundo modelo de otimização tenha resultado numa eficiência de remoção de DBO ligeiramente menor (19%), a diferença dos resultados gerados pelos dois modelos não produz diferença quando da seleção de um sistema de tratamento de esgotos. É relevante observar que sistemas secundários de tratamento de esgotos apresentam eficiência mínima de remoção de DBO de aproximadamente 30%, conforme características operacionais de sistemas de tratamento apresentados por Von Sperling (2014).

- Considerando que o despejo de efluentes brutos das comunidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças por si só não conferem ao ribeirão Perdição características em desacordo com sua classe de qualidade (Classe 2), os resultados das simulações sempre apontaram os menores valores possíveis de remoção de DBO. Quando limitada a eficiência mínima de tratamento de esgotos em 60% (condição de lançamento 1), os dois modelos de otimização considerados indicaram a necessidade de implantação de uma estação de tratamento de esgoto com 60% de eficiência em ambas localidades. Quando a DBO de lançamento poderia assumir o valor máximo de 120 mg/L (condição de lançamento 2), o emprego dos modelos de otimização resultou em eficiências de tratamento de 70% (que equivale ao lançamento de 120 mg/L de DBO). Já para a terceira condição de lançamento, em que a eficiência mínima de tratamento de esgotos poderia assumir o valor de 1%, os modelos 1 e 2 indicaram, respectivamente, a necessidade de remoção de apenas 3,9 e 3,7% de DBO do esgoto gerado pelos habitantes de Santíssima Trindade e de 2,3 e 2,5% de eficiência de tratamento dos esgotos oriundos da comunidade de Nossa Senhora das Graças.

Das eficiências de remoção mínimas obtidas, principalmente quando da análise dos resultados provenientes da terceira condição de lançamento (perspectiva do uso da capacidade de autodepuração dos cursos d'água), entende-se que os modelos de otimização empregados geraram resultados coerentes entre si. Sobre este aspecto do trabalho são consideradas relevantes as seguintes observações:

- A capacidade de assimilação de efluentes pelos corpos d'água foi adequadamente rateada entre os poluidores:

- **Para o modelo 1**, a vazão e a condição de qualidade do curso d'água imediatamente antes do recebimento de esgotos influenciaram diretamente nas eficiências de tratamento estimadas, conforme buscava a função objetivo estabelecida. Esta perspectiva pode ser observada a partir da análise dos resultados apresentados para as sedes municipais de Ibatiba e Lúna. Essas localidades, ainda que disponham cargas orgânicas muito próximas, tiveram eficiências de tratamento bem distintas (90 e 27,9%, respectivamente), já que a capacidade de assimilação do rio Pardo no ponto de lançamento dos esgotos de Lúna era consideravelmente superior à capacidade de assimilação deste curso d'água quando do recebimento do despejo dos esgotos domésticos de Ibatiba (conforme Tabela 5, apresentada a seção 6.1).

- **Para o modelo 2**, quanto maiores foram os aumentos das concentrações de DBO nos cursos d'água após a disposição dos esgotos brutos, maiores foram as eficiências de tratamento exigidas para os pontos de lançamento de efluentes. Assim, para Ibatiba foram exigidos os maiores esforços de remoção de DBO, seguida de Irupi, Lúna, Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, nessa ordem.

- A similaridade entre os resultados produzidos pelos dois modelos de otimização propostos provavelmente decorre do fato de que a relação de equidade considerada no segundo modelo é recorrentemente uma consequência da relação de equidade avaliada no modelo de otimização 1. Cursos d'água com maiores capacidades de diluição são menos impactados com os despejos de cargas orgânicas (modelo 1) resultando, portanto, num pequeno aumento de concentração de DBO no curso d'água após a disposição de esgotos brutos (modelo 2).

As Figuras de 16 a 27 apresentam os perfis de concentração de OD e DBO dos cursos d'água receptores de esgotos, para todas as condições de lançamento consideradas e para ambos modelos de otimização avaliados. É imperceptível a diferença entre os perfis obtidos para os modelos 1 e 2, dada a similaridade dos resultados de eficiência gerados.

Figura 16 - Perfil de concentração de OD no rio Pardo considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.

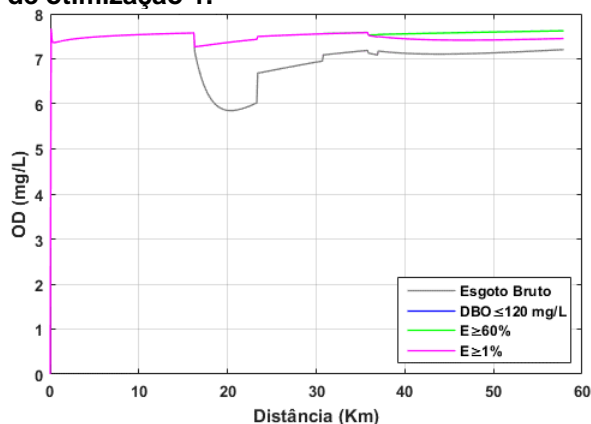


Figura 17 - Perfil de concentração de OD no rio Pardo considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.

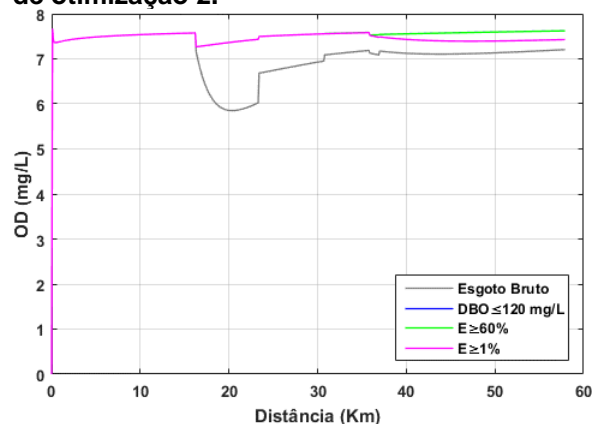


Figura 18 - Perfil de concentração de DBO no rio Pardo considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.

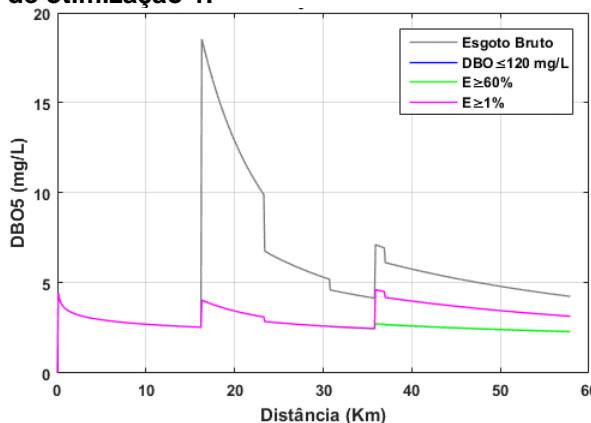


Figura 19 - Perfil de concentração de DBO no rio Pardo considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.

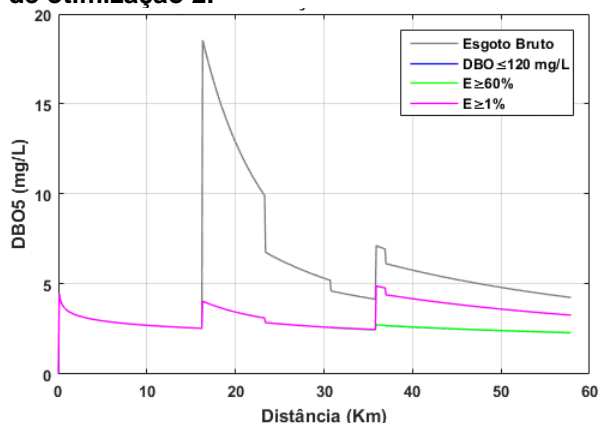


Figura 20 – Perfil de concentração de OD no rio Pardinho considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.

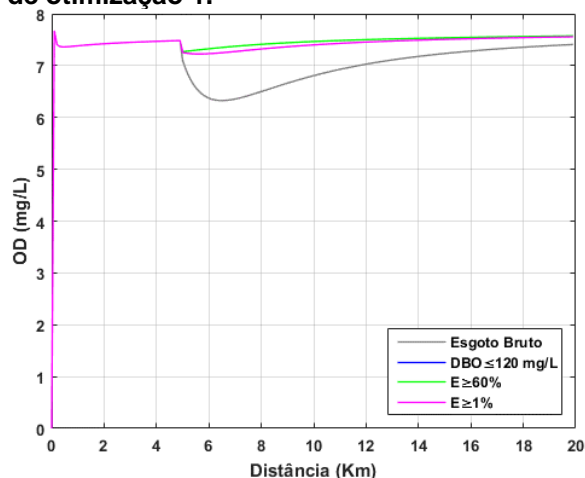


Figura 21 – Perfil de concentração de OD no rio Pardinho considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.

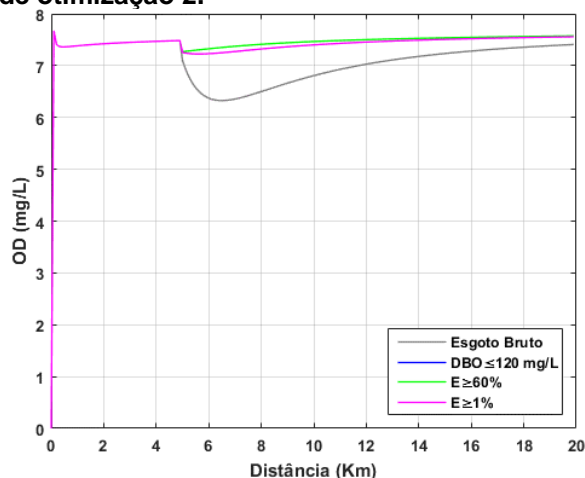


Figura 22 - Perfil de concentração de DBO no rio Pardinho considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.

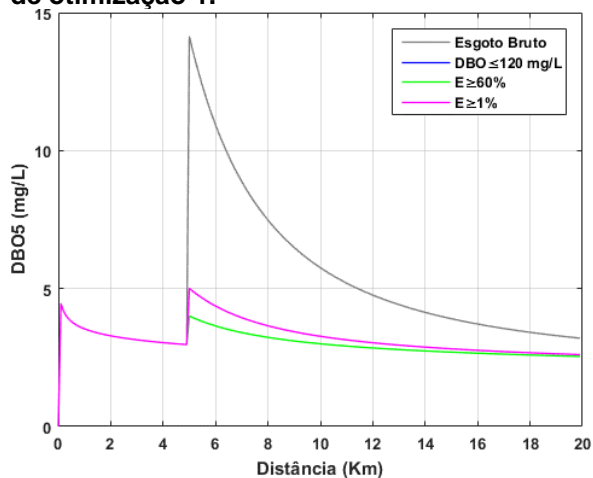


Figura 23 - Perfil de concentração de DBO no rio Pardinho considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.

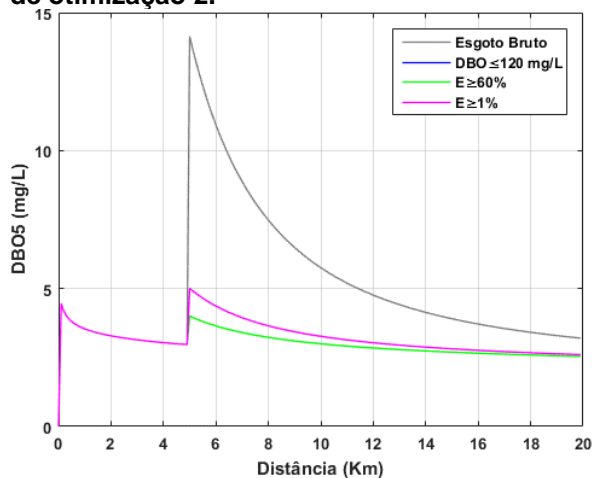


Figura 24 - Perfil de concentração de OD no ribeirão Perdição considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.

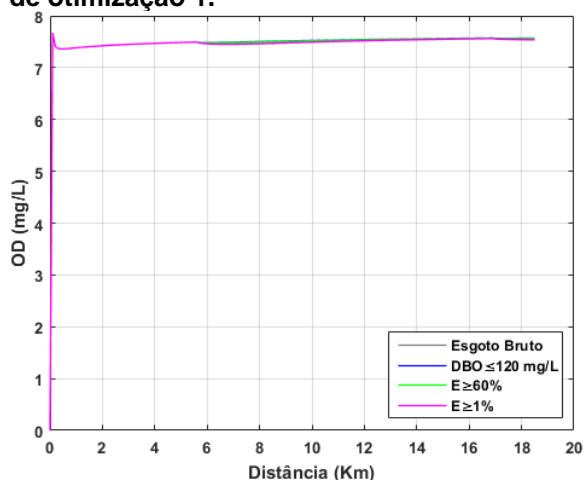


Figura 25 - Perfil de concentração de OD no ribeirão Perdição considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.

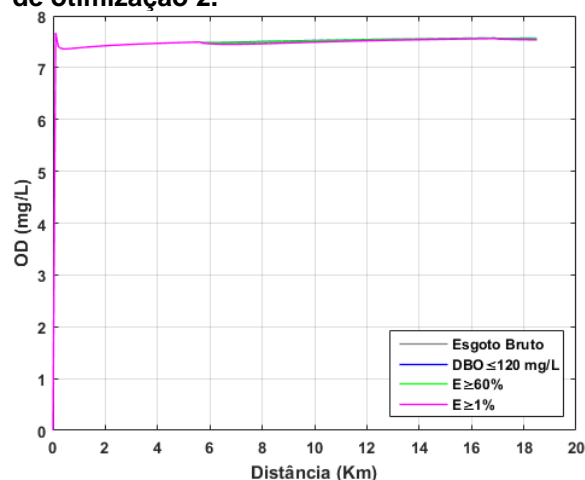


Figura 26 - Perfil de concentração de DBO no ribeirão Perdição considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 1.

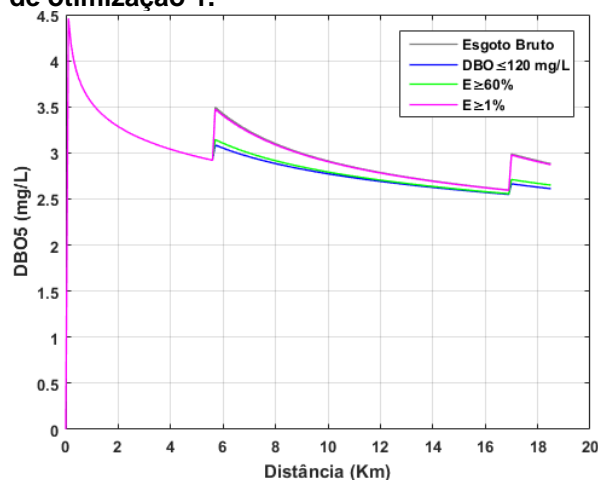
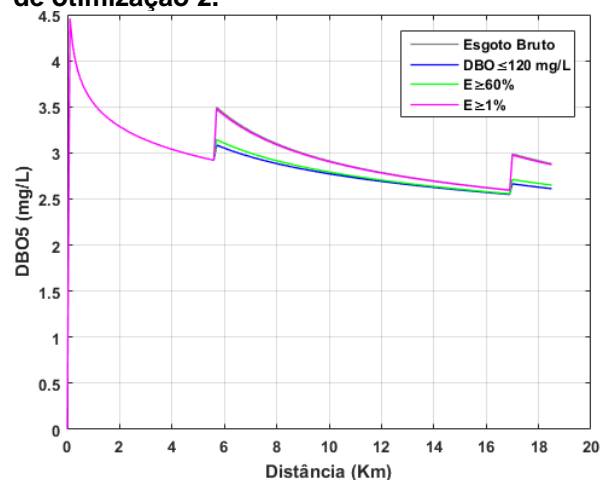


Figura 27 - Perfil de concentração de DBO no ribeirão Perdição considerada a disposição de efluentes brutos e efluentes tratados conforme eficiências estimadas pelo modelo de otimização 2.



Ainda que os resultados obtidos para a condição de lançamento 3 indiquem a necessidade de eficiências de remoção de DBO inferiores a 30% para os esgotos de Lúna, Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, também foram propostos sistemas de tratamento de esgotos para essas localidades, conforme apresentado nos tópicos subsequentes.

6.3 PRÉ-SELEÇÃO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

A partir das eficiências geradas decorrentes do emprego combinado do modelo de qualidade da água e da técnica de otimização, foram pré-selecionados sistemas de tratamento de esgotos que garantam as eficiências mínimas obtidas e que atendam às restrições técnicas impostas pelos cenários hipotéticos C1, C2 e C3.

Os Quadros de 3 a 6 apresentam os sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados para cada localidade, considerando os três cenários de pré-seleção e as três condições de lançamento de esgotos (Condição 1: eficiência mínima de remoção de DBO de 60%; Condição 2: Concentração máxima de DBO no esgoto tratado de 120 mg/L; Condição 3: emprego da capacidade de autodepuração dos rios para assimilação dos efluentes). É importante citar que, como os resultados de eficiências provenientes dos dois modelos de otimização aplicados foram praticamente iguais e como as pequenas diferenças encontradas são indiferentes para a etapa de pré-seleção, os resultados indicados nos Quadros de 3 a 6 referem-se aos dois modelos de otimização.

Quadro 3 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para a sede municipal de Ibatiba.

Alternativas	PRÉ-SELEÇÃO - ETE 01 - IBATIBA								
	Condição de Lançamento 1 (Resultado da Otimização: E ₁ =90%)			Condição de Lançamento 2 (Resultado da Otimização: E ₁ =90%)			Condição de Lançamento 3 (Resultado da Otimização: E ₁ =90%)		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
A01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A05	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A06	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A08	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A09	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A12	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A14	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A16	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A17	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A18	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A19	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A21	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A22	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A23	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A24	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A25	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada
A26	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada
A27	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A29	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação
A30	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco
Total	4	1	4	4	1	4	4	1	4

Quadro 4 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para a sede municipal de Irupi.

Alternativas	PRÉ-SELEÇÃO - ETE 02 - IRUPI								
	Condição de Lançamento 1 (Resultado da Otimização: E ₂ =90%)			Condição de Lançamento 2 (Resultado da Otimização: E ₂ =90%)			Condição de Lançamento 3 (Resultado da Otimização: E ₂ =81,1%)		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
A01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A05	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A06	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A07	-	-	-	-	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	-
A08	-	-	-	-	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	-	-
A09	-	-	-	-	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	-
A10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A12	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A13	-	-	-	-	-	-	Terras úmidas construídas (wetlands)	Terras úmidas construídas (wetlands)	-
A14	-	-	-	-	-	-	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio
A15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A16	-	-	-	-	-	-	UASB + lodos ativados	-	UASB + lodos ativados
A17	-	-	-	-	-	-	UASB + biofiltro aerado submerso	-	UASB + biofiltro aerado submerso
A18	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A19	-	-	-	-	-	-	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga
A20	-	-	-	-	-	-	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento
A21	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A22	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A23	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A24	-	-	-	-	-	-	Lodos ativados convencional	-	Lodos ativados convencional
A25	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada
A26	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada
A27	-	-	-	-	-	-	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga
A28	-	-	-	-	-	-	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga
A29	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação
A30	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco
Total	4	1	4	4	1	4	16	9	12

Quadro 5 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para a sede municipal de Iúna.

Alternativas	PRÉ-SELEÇÃO - ETE 03 - IÚNA								
	Condição de Lançamento 1 (Resultado da Otimização: E ₃ =90%)			Condição de Lançamento 2 (Resultado da Otimização: E ₃ =90%)			Condição de Lançamento 3 (Resultado da Otimização: E ₃ <30%)		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
A01	-	-	-	-	-	-	Tratamento primário convencional	Tratamento primário convencional	Tratamento primário convencional
A02	-	-	-	-	-	-	Tratamento primário avançado	Tratamento primário avançado	Tratamento primário avançado
A03	-	-	-	-	-	-	Lagoa facultativa	Lagoa facultativa	-
A04	-	-	-	-	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	-
A05	-	-	-	-	-	-	Lagoa aerada facultativa	-	Lagoa aerada facultativa
A06	-	-	-	-	-	-	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	-	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação
A07	-	-	-	-	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	-
A08	-	-	-	-	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	-	-
A09	-	-	-	-	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	-
A10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A12	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A13	-	-	-	-	-	-	Terras úmidas construídas (wetlands)	Terras úmidas construídas (wetlands)	-
A14	-	-	-	-	-	-	Tanque séptico + filtro anaeróbio	Tanque séptico + filtro anaeróbio	Tanque séptico + filtro anaeróbio
A15	-	-	-	-	-	-	Reator UASB	Reator UASB	Reator UASB
A16	-	-	-	-	-	-	UASB + lodos ativados	-	UASB + lodos ativados
A17	-	-	-	-	-	-	UASB + biofiltro aerado submerso	-	UASB + biofiltro aerado submerso
A18	-	-	-	-	-	-	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio
A19	-	-	-	-	-	-	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga
A20	-	-	-	-	-	-	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento
A21	-	-	-	-	-	-	UASB + lagoa aerada facultativa	-	UASB + lagoa aerada facultativa
A22	-	-	-	-	-	-	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	-	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação
A23	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A24	-	-	-	-	-	-	Lodos ativados convencional	-	Lodos ativados convencional
A25	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada
A26	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada
A27	-	-	-	-	-	-	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga
A28	-	-	-	-	-	-	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga
A29	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação
A30	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco
Total	4	1	4	4	1	4	26	15	20

Quadro 6 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para as comunidades de Santíssima Trindade e Nossa Sra. das Graças. (Continua)

PRÉ-SELEÇÃO - ETEs 04 e 05 – SANTÍSSIMA TRINDADE E NOSSA SENHORA DAS GRAÇAS									
Alternativas	Condição de Lançamento 1 (Resultado da Otimização: E _{4,5} =60%)			Condição de Lançamento 2 (Resultado da Otimização: E _{4,5} =70%)			Condição de Lançamento 3 (Resultado da Otimização: E _{4,5} <30%)		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
A01	-	-	-	-	-	-	Tratamento primário convencional	Tratamento primário convencional	Tratamento primário convencional
A02	Tratamento primário avançado	Tratamento primário avançado	Tratamento primário avançado	-	-	-	Tratamento primário avançado	Tratamento primário avançado	Tratamento primário avançado
A03	Lagoa facultativa	Lagoa facultativa	-	Lagoa facultativa	Lagoa facultativa	-	Lagoa facultativa	Lagoa facultativa	-
A04	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	-
A05	Lagoa aerada facultativa	-	Lagoa aerada facultativa	Lagoa aerada facultativa	-	Lagoa aerada facultativa	Lagoa aerada facultativa	-	Lagoa aerada facultativa
A06	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	-	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	-	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação	-	Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação
A07	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	-
A08	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	-	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	-	-
A09	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas Pré-Selecionada	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	-	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	-
A10	-	Infiltração lenta	-	-	Infiltração lenta	-	-	Infiltração lenta	-
A11	-	Infiltração rápida	-	-	Infiltração rápida	-	-	Infiltração rápida	-
A12	-	Escoamento superficial	-	-	Escoamento superficial	-	-	Escoamento superficial	-
A13	Terras úmidas construídas (wetlands)	Terras úmidas construídas (wetlands)	-	Terras úmidas construídas (wetlands)	Terras úmidas construídas (wetlands)	-	Terras úmidas construídas (wetlands)	Terras úmidas construídas (wetlands)	-
A14	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio	Tanqué séptico + filtro anaeróbio
A15	Reator UASB	Reator UASB	Reator UASB	-	-	-	Reator UASB	Reator UASB	Reator UASB
A16	UASB + lodos ativados	-	UASB + lodos ativados	UASB + lodos ativados	-	UASB + lodos ativados	UASB + lodos ativados	-	UASB + lodos ativados
A17	UASB + biofiltro aerado submerso	-	UASB + biofiltro aerado submerso	UASB + biofiltro aerado submerso	-	UASB + biofiltro aerado submerso	UASB + biofiltro aerado submerso	-	UASB + biofiltro aerado submerso
A18	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio	UASB + filtro anaeróbio
A19	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga	UASB + filtro biológico de alta carga
A20	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento	UASB + lagoas de polimento
A21	UASB + lagoa aerada facultativa	-	UASB + lagoa aerada facultativa	UASB + lagoa aerada facultativa	-	UASB + lagoa aerada facultativa	UASB + lagoa aerada facultativa	-	UASB + lagoa aerada facultativa
A22	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	-	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	-	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação	-	UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação
A23	-	UASB + escoamento superficial	-	-	UASB + escoamento superficial	-	-	UASB + escoamento superficial	-
A24	Lodos ativados convencional	-	Lodos ativados convencional	Lodos ativados convencional	-	Lodos ativados convencional	Lodos ativados convencional	-	Lodos ativados convencional
A25	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada	Lodo ativado aeração prolongada	-	Lodo ativado aeração prolongada
A26	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada	Lodos ativados batelada	-	Lodos ativados batelada

Quadro 6 - Alternativas de tratamento pré-selecionadas para as comunidades de Santíssima Trindade e Nossa Sra. das Graças. (Conclusão)

PRÉ-SELEÇÃO - ETEs 04 e 05 – SANTÍSSIMA TRINDADE E NOSSA SENHORA DAS GRAÇAS									
Alternativas	Condição de Lançamento 1 (Resultado da Otimização: E_{4,5}=60%)			Condição de Lançamento 2 (Resultado da Otimização: E_{4,5}=70%)			Condição de Lançamento 3 (Resultado da Otimização: E_{4,5}<30%)		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
A27	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga	Filtro biológico percolador de baixa carga
A28	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga	Filtro biológico percolador de alta carga
A29	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	-	Biofiltro aerado submerso com nitrificação
A30	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco	Tanque séptico + biodisco
Total	25	18	19	23	16	17	26	19	20

Da análise dos quadros apresentados, tem-se que:

- Considerando-se que para todas as condições de lançamento avaliadas o emprego combinado do modelo de qualidade de água e da técnica de otimização indicou eficiências de tratamento de 90% para os esgotos de Ibatiba, as alternativas de tratamento de esgoto pré-selecionadas para a referida localidade só se alteraram diante da mudança de cenário de pré-seleção (C1, C2 e C3).

Para o cenário 1, a alta eficiência de remoção de DBO exigida para Ibatiba proporcionou significativa redução do conjunto inicial de alternativas, resultando na exclusão de 24 (vinte e quatro) sistemas de tratamento esgotos. Embora constituam sistemas de alta eficiência de tratamento, as alternativas A10 e A11 foram excluídas por envolverem o tratamento de esgotos com disposição final no solo, condição não admitida no cenário 1.

Para o cenário 2, que além de não permitir o tratamento/disposição final de esgoto no solo, não admitiu os sistemas que demandassem energia elétrica para aeração, apenas o sistema “Tanque Séptico + Biodisco” foi considerado viável de instalação para Ibatiba. Neste caso, portanto, a etapa de pré-seleção foi suficiente para indicar o tipo de ETE a ser instalada, não dependendo da análise multiobjetivo.

Ainda para Ibatiba, a consideração do fator “área demandada” na etapa de pré-seleção (cenário 3), proporcionou os mesmos resultados daqueles fornecidos por C1, já que, embora C3 permita o tratamento/disposição final de esgoto no solo, as alternativas A10 e A11 demandam elevadas áreas de instalação. Assim, somadas com as exclusões decorrentes da eficiência de tratamento, o referido cenário conduziu à eliminação de 26 (vinte e seis) alternativas de tratamento.

- Para as condições de lançamento 1 e 2, os resultados da pré-seleção foram iguais para as localidades de Ibatiba, Irupi e Iúna, por requererem as mesmas eficiências de tratamento de esgotos.
- A exigência de eficiências de remoção de DBO superiores a 81,1% para Irupi, quando assumida a terceira condição de lançamento, levou a exclusão de 10 (dez) alternativas do conjunto inicial de sistemas de tratamento. Para Irupi, com a imposição do primeiro cenário de pré-seleção, foram adicionalmente eliminados

14 (quatorze) sistemas de tratamento de esgotos; com a adoção do segundo cenário, foram excluídos 21 (vinte e um) sistemas; e, por fim, com o terceiro cenário de pré-seleção, 18 (dezoito) alternativas foram desconsideradas.

- Para todas as condições de lançamento de águas residuárias consideradas, os resultados da pré-seleção para a localidade de Santíssima Trindade foram iguais aos resultados associados à localidade de Nossa Senhora das Graças. Para ambos locais foram estimadas eficiências de remoção de DBO de 60%, 70% e inferiores a 30% para as condições de lançamento 1, 2 e 3, respectivamente;
- A partir dos resultados associados a Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças contidos no Quadro 5, nos quais nenhuma alternativa de tratamento foi excluída em função das eficiências mínimas exigidas, é possível afirmar que:
 - a) A não consideração de sistemas de tratamento e/ou disposição final no solo proporciona a exclusão de 04 (quatro) sistemas de tratamento de esgotos do conjunto total de alternativas: **(1)** Infiltração Lenta, **(2)** Infiltração Rápida, **(3)** Escoamento Superficial e **(4)** UASB + Escoamento Superficial.
 - b) A inadmissibilidade de sistemas de tratamento que demandem potência para aeração resulta na exclusão de 11 (onze) alternativas de tratamento: **(1)** Lagoa Aerada Facultativa, **(2)** Lagoa Aerada Mistura Completa + Lagoa de Sedimentação, **(3)** Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoa Alta Taxa, **(4)** UASB + Lodos Ativados, **(5)** UASB + Biofiltro Aerado Submerso, **(6)** UASB + Lagoa Aerada Facultativa, **(7)** UASB + Lagoa Aerada Mist. Completa + Lagoa Decantação, **(8)** Lodos Ativados Convencional, **(9)** Lodos Ativados Aeração Prolongada, **(10)** Lodos Ativados Batelada e **(11)** Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação.
 - c) A não consideração de sistemas de tratamento que demandem área acima da média do conjunto inicial de 30 (trinta) alternativas provoca a exclusão de 10 (dez) sistemas de tratamento de esgotos: **(1)** Lagoa Facultativa, **(2)** Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa, **(3)** Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação, **(4)** Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Lagoa Alta Taxa, **(5)** Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa + Remoção de

Algas, **(6)** Infiltração Lenta, **(7)** Infiltração Rápida, **(8)** Escoamento Superficial, **(9)** *Wetlands* e **(10)** UASB + Escoamento Superficial.

6.4 SELEÇÃO FINAL DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Considerando os resultados da etapa de pré-seleção, a aplicação do Electre III resultou na escolha de um sistema de tratamento de esgotos para cada ponto de lançamento de águas residuárias da bacia hidrográfica do rio Pardo. O Quadro 7 apresenta os sistemas de tratamento de esgotos selecionados para a sede municipal de Ibatiba.

Quadro 7 – Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para Ibatiba, considerados os diferentes cenários de pré-seleção e as distintas condições assumidas no modelo de otimização.

ETE 01 – IBATIBA			
Cenário de Pré-Seleção	Condições de Lançamento		
	$E \geq 60\%$	$DBO \leq 120 \text{ mg/L}$	Incorporação da Autodepuração
Cenário 1	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação
Cenário 2	$E_1=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_1=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_1=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco
Cenário 3	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação

Da análise do Quadro 7 percebe-se que, para as três condições de disposição final de efluentes avaliadas, os sistemas de tratamento selecionados foram idênticos, uma vez que as eficiências de remoção de DBO exigidas para a sede municipal Ibatiba se mantiveram constantes ($E_1=90\%$). O resultado proveniente do segundo cenário de pré-seleção não decorreu da aplicação do Electre III, já que o sistema de tratamento constituído de Tanque Séptico e Biodisco foi o único considerado tecnicamente viável diante das restrições impostas pelo referido cenário (não admissão de demanda energia para aeração). Como vantagens, além da elevada eficiência de remoção de DBO, o sistema de tratamento de efluentes selecionado constitui um equipamento mecânico simples, possuindo baixos requisitos de área e reduzidas possibilidades de maus odores (VON SPERLING, 2014b). No entanto, possui elevados custos de implantação e operação.

Para os cenários 1 e 3, os resultados idênticos da pré-seleção implicaram em resultados também idênticos quando da aplicação da técnica de análise multiobjetivo. O Biofiltro Aerado Submerso possui desempenho similar ao Tanque Séptico seguido de Biodisco, destacando-se por possuir custos de implantação menos elevados, mas não tão baixos.

Para melhor compreensão método Electre III, a Tabela 9 apresenta o desempenho, por critério de análise avaliado, das 4 (quatro) alternativas consideradas na análise multiobjetivo, bem como o peso dos dezessete critérios considerados. Já as Tabelas de 10 a 12 e Figuras 28 e 29 constituem os resultados adicionais fornecidos pelo *software* de execução do Electre III.

Tabela 9 – Desempenho das alternativas de tratamento de esgotos consideradas na análise multiobjetivo para a localidade de Ibatiba.

Critérios	Pesos	Alternativas			
		A25 - Lodos Ativados (Aeração Prolongada)	A26 - Lodos Ativados Batelada	A29 - Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	A30 - Tanque Séptico + Biodisco
Cr01 - Eficiência de Remoção de Nitrogênio	4,23	5,00	5,00	5,00	5,00
Cr02 - Eficiência de Remoção de Fósforo	4,42	0,00	0,00	0,00	0,00
Cr03 -Eficiência de Remoção de Coliformes	8,27	1,40	1,40	1,40	1,40
Cr04 - Demanda por Área de Implantação	4,42	9,95	9,95	9,97	9,96
Cr05 - Requisitos de Energia	2,50*	0,00	0,00	2,00	10,00
Cr06 - Custos de Implantação	4,62	3,40	3,40	5,53	1,70
Cr07 - Custos de Operação	5,19	0,00	0,00	0,96	1,92
Cr08 - Quantidade de Lodo a ser Tratado	3,27	2,20	2,20	0,00	5,54
Cr09 - Quantidade de Lodo a ser Disposto	4,04	0,33	0,33	1,67	3,67
Cr10 - Capacidade de Resistência a Variações de Vazão	4,04	4,00	4,00	3,00	3,00
Cr11 - Capacidade de Resistência a Variações das Características do Afluente	4,04	4,00	4,00	3,00	3,00
Cr12 - Capacidade de Resistência a Constituintes Tóxicos	4,04	3,00	3,00	2,00	2,00
Cr13 - Simplicidade Operacional	4,23	2,00	3,00	2,00	3,00
Cr14 - Geração de Odor	5,00	5,00	3,00	5,00	4,00
Cr15 - Geração de Ruído	5,00	1,00	1,00	2,0	4,00
Cr16 - Geração de Aerossóis	5,00	3,00	3,00	5,00	5,00
Cr17 - Atração de Insetos	5,00	4,00	4,00	4,00	3,00

Tabela 10 - Matriz de concordância das alternativas de tratamento pré-selecionadas diante dos cenários C1 e C3, para a localidade de Ibatiba.

X	A25	A26	A29	A30
A25	1	1	0.76	0.71
A26	0.97	1	0.72	0.71
A29	0.96	0.96	1	0.77
A30	0.94	0.94	0.94	1

Tabela 11 - Matriz de credibilidade das alternativas de tratamento pré-selecionadas diante dos cenários C1 e C3, para a localidade de Ibatiba.

X	A25	A26	A29	A30
A25	1	1	0	0
A26	0.97	1	0	0
A29	0.96	0.96	1	0
A30	0	0	0	1

Figura 28 - Classificação final das alternativas de tratamento pré-selecionadas diante dos cenários C1 e C3, após destilações descendente e ascendente, para a localidade de Ibatiba.

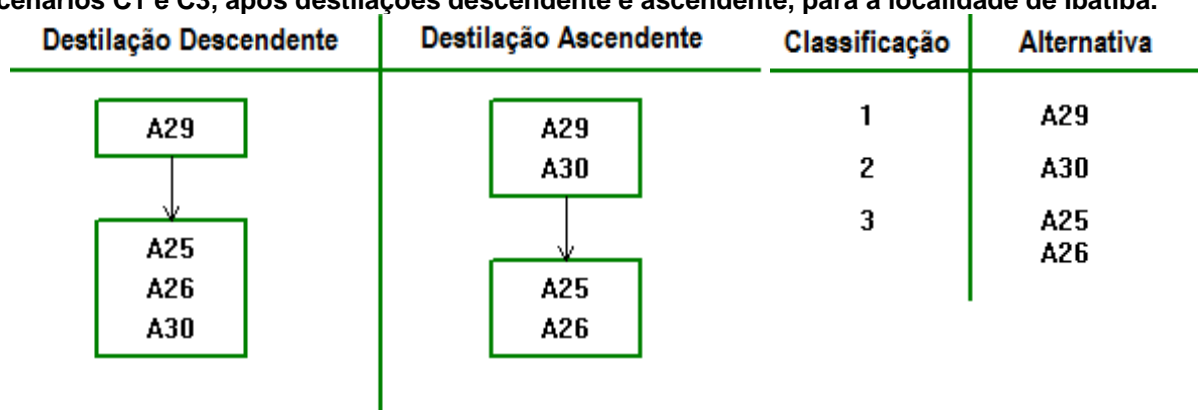
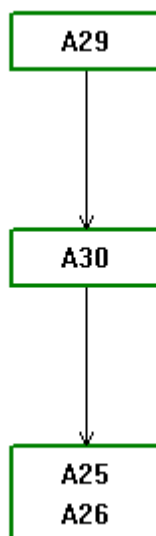


Tabela 12 - Matriz de classificação das alternativas de tratamento pré-selecionadas diante dos cenários C1 e C3, para a localidade de Ibatiba.

X	A25	A26	A29	A30
A25	I	I	P	P
A26	I	I	P	P
A29	P	P	I	P
A30	P	P	P	I

Figura 29 - Gráfico final do processo de seleção de sistema de tratamento de esgotos para a localidade de Ibatiba, após pré-seleção diante dos cenários C1 e C3.



Conforme pode ser observado na Tabela 9, para o critério de seleção “eficiência de remoção de coliformes”, que possui maior peso no processo de seleção, todas as alternativas de tratamento apresentaram o mesmo desempenho, situação também observada para os critérios Cr01 e Cr02. Para o critério “demanda por área” os desempenhos são praticamente iguais. Mais especificamente, as alternativas A25 e A26 possuem desempenhos idênticos em 15 (quinze) dos 17 (dezesete) critérios, situação que levou à condição de indiferença entre as referidas alternativas, conforme observado na Tabela 12 e nas Figuras 28 e 29, reflexo dos índices de concordância e credibilidade obtidos.

Quando analisados os resultados das alternativas 29 e 30, se observado os valores dos índices de concordância (Tabela 10), vê-se que:

- Numa escala de 0 a 1, o desempenho em todos os critérios das alternativas A29 e A30, estão em concordância de 0,96 e 0,94, respectivamente, com a afirmativa de que as alternativas A29 e A30 são superiores às alternativas A25 e A26. Assim, fica claro a superioridade do Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação e do Tanque Séptico seguido de Biodisco em relação às alternativas de Lodos Ativados.
- O desempenho, em todos os critérios, do Tanque Séptico seguido de Biodisco (A30) está numa concordância de 0,94 com a afirmativa de que a referida alternativa é superior ao Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação (A29).

Como o índice de concordância da alternativa A29 em relação a alternativa A30 assumiu valor menor (0,77), pode-se afirmar que, quando da análise do desempenho de **todos** os critérios, o melhor sistema de tratamento de esgotos é a alternativa A30.

Já quando analisados os índices de credibilidade (Tabela 11), tem-se que:

- Por se levar em consideração o efeito do veto nos critérios Cr06 e Cr07, em uma escala de 0 a 1, a alternativa A29 foi considerada superior às alternativas A25 e A26 numa medida de 0,96, não sendo possível afirmar que a referida alternativa foi superior a alternativa A30. No entanto, também não se pode afirmar que alternativa 30 (melhor avaliada diante dos índices de concordância) seja melhor que nenhuma das outras alternativas, dados os índices de credibilidade nulos obtidos.
- Os sistemas de tratamento de Lodos Ativados foram considerados inferiores às alternativas A29 e A30, em função dos índices de credibilidade nulos.
- Os índices de credibilidade nulos resultaram do grau máximo de discordância (D_j), numa escala de 0 a 1, ao se afirmar, por exemplo, que:
 - “A29 é superior a A30”. Sabendo-se que para o critério Cr07 os desempenhos de A29 e A30 são, respectivamente, 0,96 e 1,92 e que o limiar de veto da alternativa A29 assumiu o valor de 0,95, tem-se que, conforme inequação (45):

$$1,92 - 0,96 > 0,95 \rightarrow \text{Então, } D_7(A29,A30) = 1. \quad \text{Portanto, os desempenhos } g_7(29) \text{ e } g_7(30) \text{ no critério Cr07 rejeitam a afirmativa de que A29 seja superior a A30;}$$
 - “A30 é superior a A29”. Sabendo-se que para o critério Cr06 os desempenhos de A30 e A29 são, respectivamente, 1,7 e 5,53 e que o limiar de veto da alternativa A30 assumiu o valor de 1,68, tem-se que, conforme inequação (45):

$$5,53 - 1,70 > 1,68 \rightarrow \text{Então, } D_6(A30,A29) = 1. \quad \text{Portanto, os desempenhos } g_6(29) \text{ e } g_6(30) \text{ no critério Cr06 rejeitam a afirmativa de que A30 é superior a A29.}$$

De maneira similar, o índice de discordância assumiu seu valor máximo para $D_6(A30,A25)$, $D_6(A30,A26)$, $D_7(A25,A29)$, $D_7(A25,A30)$, $D_7(A26,A29)$ e $D_7(A26,A30)$.

Por fim, observados os resultados das destilações realizadas pelo algoritmo de classificação do Electre III, baseadas na matriz de credibilidade, bem como a classificação final (apresentada de três diferentes maneiras pela Tabela 12 e pelas Figuras 28 e 29), baseada nos resultados das destilações, é relevante destacar:

- Como a alternativa A29 ficou melhor classificada que a alternativa A30 na destilação descendente e como ambos sistemas de tratamento foram igualmente classificados na destilação ascendente, A29 assumiu a primeira colocação no ordenamento realizado pelo Electre III, enquanto A30 assumiu a segunda colocação, em conformidade com o detalhado na seção 5.3.7.
- De maneira similar, como em uma das destilações a alternativa A30 assumiu melhor classificação que as alternativas A25 e A26, e mesma classificação no outro pré-ordenamento, o sistema de tratamento de esgotos de A30 foi considerado superior aos sistemas de tratamento de A25 e A26.
- A25 e A26 foram consideradas indiferentes, por pertencerem à mesma classe de equivalência nos dois pré-ordenamentos e, portanto, assumiram a terceira colocação no ordenamento final.

O Quadro 8 apresenta as indicações de sistemas de tratamento de esgotos para Irupi para todos os cenários considerados. Como os resultados de duas das condições de lançamento de efluentes foram idênticos aos resultados de Ibatiba, função das mesmas eficiências de remoção de DBO necessárias, serão apenas discutidos os resultados da condição de lançamento que permitiu a incorporação da capacidade de autodepuração dos cursos d'água.

Quadro 8 - Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para Irupi, considerados os diferentes cenários de pré-seleção e as distintas condições assumidas no modelo de otimização.

ETE 02 – IRUPI			
Cenário de Pré-Seleção	Condições de Lançamento		
	$E \geq 60\%$	$DBO \leq 120 \text{ mg/L}$	Incorporação da Autodepuração
Cenário 1	$E_2=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=81,1\%$ <i>Wetland</i>
Cenário 2	$E_2=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_2=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_2=81,1\%$ <i>Wetland</i>
Cenário 3	$E_2=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=81,1\%$ UASB + Filtro Biológico de Alta Carga

Por ter sido uma alternativa pré-selecionada nos cenários 1 e 2, o *Wetland* foi o sistema recomendado para os referidos cenários quando da necessidade de eficiência mínima de tratamento de esgotos de 81,1%, apresentando como vantagens requisitos energéticos praticamente nulos, elevada eficiência de remoção de DBO, construção, operação e manutenção simples, reduzidos custos de implantação e operação, boa resistência a variações de carga e a não geração de lodo. No entanto, por possuir elevados requisitos de área, a referida alternativa foi desclassificada pelo terceiro cenário de pré-seleção, sendo relacionada como opção de tratamento o UASB seguido de Filtro Biológico de Alta Carga. Esse sistema, além de manter as vantagens inerentes ao reator UASB, mantém as vantagens do sistema de Filtro Biológico de Alta Carga. Assim, apresenta baixíssima produção de lodo, lodo com ótima desidratabilidade, baixos requisitos de área e reduzido consumo de energia. Embora o UASB possua baixos custos de implantação e operação, seu pós-tratamento, neste caso, apresenta elevados custos de implantação.

Os resultados adicionais fornecidos pelo *software* Electre III-IV para a terceira condição de lançamento de efluentes da localidade Irupi encontram-se disponíveis no Apêndice D. Pela matriz de credibilidade obtida para o cenário C1 (Tabela D-2), vê-se que as alternativas A08, A09, A13, A14 e A19 foram as mais beneficiadas pelo efeito de veto sobre os custos de implantação e operação e, portanto, estiveram melhores colocadas na classificação final obtida. É relevante destacar que a alternativa selecionada (A13 – *Wetland*) apresentou os menores custos de implantação e

operação se comparada com os demais sistemas de tratamento que entraram para a análise multiobjetivo no cenário C1, além de possuir um dos melhores desempenhos na remoção de coliformes (critério com maior peso no processo de seleção). No entanto, a alternativa A07 (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação), embora tenha sido relativamente prejudicada pelo efeito do veto (por possuir elevados custos de implantação), assumiu a segunda colocação na classificação final de sistemas de tratamento de esgotos (Figura D-2). É importante observar que esse sistema de lagoas apresentou desempenho na remoção de coliformes substancialmente melhor que as demais alternativas, além de baixos custos de operação (critério com o segundo maior peso na análise multiobjetivo), demonstrando, portanto, uma coerência nos resultados fornecidos pelo Electre III. Para os cenários C2 e C3, similar análise pode ser realizada.

O Quadro 9 apresenta os resultados obtidos para Iúna. Como os resultados de duas das condições de lançamento de efluentes foram idênticos aos resultados de Ibatiba e Irupi, serão apenas discutidos os resultados da terceira condição de lançamento de esgotos. Para a referida condição, os resultados adicionais fornecidos pelo *software* Electre III-IV encontram-se disponíveis no Apêndice E.

Quadro 9 - Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para Iúna, considerados os diferentes cenários de pré-seleção e as distintas condições assumidas no modelo de otimização.

ETE 03 – IÚNA			
Cenário de Pré-Seleção	Condições de Lançamento		
	$E \geq 60\%$	$DBO \leq 120 \text{ mg/L}$	Incorporação da Autodepuração
Cenário 1	$E_3=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_3=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_3<30\%$ <i>Wetland</i>
Cenário 2	$E_3=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_3=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_3<30\%$ <i>Wetland</i>
Cenário 3	$E_3=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_3=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_3<30\%$ UASB + Filtro Anaeróbio

Assim como ocorreu para Irupi, o *Wetland* foi o sistema de tratamento de esgotos indicado para os dois primeiros cenários de pré-seleção considerados. É relevante destacar que o referido sistema, desta vez, não foi aquele que possuiu menores custos

de implantação e operação se comparado com as demais alternativas pré-selecionadas. No entanto, é possível afirmar que a incorporação do limiar de veto (neste caso considerado apenas nos critérios de custos) tem considerável influência no resultado final fornecido pelo Electre III, uma vez que faz com que as alternativas mais beneficiadas por seu efeito assumam, pelo menos, boas colocações no ordenamento final. Já quando da exigência de sistemas que não demandem elevados requisitos de área para implantação (terceiro cenário de pré-seleção), novamente um sistema constituído de UASB + pós-tratamento foi selecionado, confirmando, portanto, uma das principais vantagens do Reator UASB – baixos requisitos de área e redução nos volumes dos reatores biológicos do sistema de pós-tratamento.

O Quadro 10 apresenta as indicações dos sistemas de tratamento de esgotos para Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças para todos os cenários considerados. Os resultados adicionais fornecidos pelo *software* Electre III-IV, consideradas as diferentes condições de disposição de efluentes, encontram-se disponíveis nos Apêndices F, G e H. Dados os resultados idênticos da etapa de pré-seleção, os resultados da aplicação da análise multiobjetivo também foram idênticos para ambas localidades. É importante reforçar que, nestes casos específicos, o conjunto de pesos considerados diferiram daqueles utilizados para Ibatiba, Irupi e Lúna, conforme descrito na seção 5.3.3. Os critérios que assumiram os maiores pesos foram os custos de operação (7,5), os custos de implantação (6,92) e a simplicidade operacional (6,73).

Quadro 10 - Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerados os diferentes cenários de pré-seleção e as distintas condições assumidas no modelo de otimização.

ETE 04 – SANTÍSSIMA TRINDADE e ETE 05 – NOSSA SENHORA DAS GRAÇAS			
Cenário de Pré-Seleção	Condições de Lançamento		
	$E \geq 60\%$	$DBO \leq 120 \text{ mg/L}$	Incorporação da Autodepuração
Cenário 1	$E_4=60\%$ Lagoa Facultativa OU <i>Wetland</i>	$E_4=70\%$ Lagoa Facultativa OU <i>Wetland</i>	$E_4<30\%$ Lagoa Facultativa OU <i>Wetland</i>
Cenário 2	$E_4=60\%$ Infiltração Rápida	$E_4=70\%$ Infiltração Rápida	$E_4<30\%$ Infiltração Rápida
Cenário 3	$E_4=60\%$ Reator UASB	$E_4=70\%$ UASB + Filtro Anaeróbio	$E_4<30\%$ Reator UASB

Da análise do Quadro 10 tem-se que, independente das eficiências de remoção de DBO requeridas, os sistemas de Lagoa Facultativa (A03) e *Wetland* (A13) foram as alternativas mais indicadas para o tratamento de esgotos das comunidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, quando da análise das alternativas pré-selecionadas diante do Cenário C1. Como vantagens das Lagoas Facultativas, destaca-se a satisfatória eficiência na remoção de DBO, construção, operação e manutenção simples, reduzidos custos de implantação e operação, requisitos energéticos praticamente nulos e remoção de lodo necessária apenas após períodos superiores a 20 anos. É importante destacar que, quando também foram exigidas para lúna eficiências de remoção inferiores a 30%, o resultado do Electre III diferiu dos resultados fornecidos para Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, função dos diferentes pesos adotados para essas localidades.

Diante do seu excelente desempenho na maioria dos critérios, a Infiltração Rápida (A11) foi o sistema indicado quando permitidos sistemas de tratamento que envolvessem a disposição final do efluente no solo. Quando observado o conjunto inicial de 30 (trinta) alternativas, vê-se que o referido sistema foi um dos poucos que não obtiveram a nota zero em nenhum dos desempenhos dos critérios avaliados. O sistema possui elevada eficiência de remoção de DBO e coliformes, satisfatória eficiência na remoção de N e P, requisitos energéticos praticamente nulos, construção operação e manutenção simples, reduzidos custos de implantação e operação, boa resistência a variações de carga. Considerando os resultados dos cenários C1 e C3, é possível afirmar que o sistema de Infiltração Rápida também seria o sistema de tratamento de esgotos selecionado se as alternativas de tratamento que envolvessem a disposição final de efluentes no solo fossem permitidas nos referidos cenários.

Quando estabelecidas as restrições de demanda de área na etapa de pré-seleção, novamente os resultados fornecidos pelo Electre III demonstraram que os baixos requisitos de área compõem uma das grandes vantagens da instalação de reatores UASB (associados ou não a um pós-tratamento). Comparando-se a terceira coluna do Quadro 9 (resultados de lúna quando da exigência de eficiências de remoção inferiores a 30%) com a terceira coluna do Quadro 10, destaca-se que o resultado para lúna diferiu dos resultados obtidos para Santíssima Trindade e Nossa Senhora

das Graças, mesmo que tenham partido de um mesmo conjunto de alternativas de tratamento pré-selecionadas.

O Quadro 11 sumariza todos os resultados obtidos no processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos para a bacia hidrográfica do rio Pardo. Percebe-se que, de maneira geral, a ausência de um critério de análise relativo à eficiência de remoção de DBO levou o Electre III selecionar um mesmo sistema de tratamento de esgotos para localidades em que as eficiências mínimas exigidas eram consideravelmente distintas.

Quadro 11 – Sistemas de tratamento de esgotos selecionados para a bacia hidrográfica do rio Pardo, considerados diferentes cenários e condições de lançamento de esgotos.

Cenários de Pré-Seleção e Condições de Lançamento	Ponto de Lançamento de Efluentes na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo				
	Ibatiba ETE 01	Irupi ETE 02	Iúna ETE 03	Santíssima Trindade ETE 04	Nossa Senhora das Graças ETE 05
Cenário 1 e Condição de Lançamento 1 ($E \geq 60\%$)	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_3=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_4=60\%$ Lagoa Facultativa OU Wetland	$E_5=60\%$ Lagoa Facultativa OU Wetland
Cenário 2 e Condição de Lançamento 1 ($E \geq 60\%$)	$E_1=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_2=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_3=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_4=60\%$ Infiltração Rápida	$E_5=60\%$ Infiltração Rápida
Cenário 3 e Condição de Lançamento 1 ($E \geq 60\%$)	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_3=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_4=60\%$ Reator UASB	$E_5=60\%$ Reator UASB
Cenário 1 e Condição de Lançamento 2 ($DBO \leq 120$ mg/L)	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_3=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_4=70\%$ Lagoa Facultativa OU Wetland	$E_5=70\%$ Lagoa Facultativa OU Wetland
Cenário 2 e Condição de Lançamento 2 ($DBO \leq 120$ mg/L)	$E_1=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_2=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_3=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_4=70\%$ Infiltração Rápida	$E_5=70\%$ Infiltração Rápida
Cenário 3 e Condição de Lançamento 2 ($DBO \leq 120$ mg/L)	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_3=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_4=70\%$ UASB + Filtro Anaeróbio	$E_5=70\%$ UASB + Filtro Anaeróbio
Cenário 1 e Condição de Lançamento 3 (Incorporação da Autodepuração)	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=81,1\%$ Wetland	$E_3<30\%$ Wetland	$E_4<30\%$ Lagoa Facultativa OU Wetland	$E_5<30\%$ Lagoa Facultativa OU Wetland
Cenário 2 e Condição de Lançamento 3 (Incorporação da Autodepuração)	$E_1=90\%$ Tanque Séptico + Biodisco	$E_2=81,1\%$ Wetland	$E_3<30\%$ Wetland	$E_4<30\%$ Infiltração Rápida	$E_5<30\%$ Infiltração Rápida
Cenário 3 e Condição de Lançamento 3 (Incorporação da Autodepuração)	$E_1=90\%$ Biofiltro Aerado Submerso com Nitrificação	$E_2=81,1\%$ UASB + Filtro Biológico de Alta Carga	$E_3<30\%$ UASB + Filtro Anaeróbio	$E_4<30\%$ Reator UASB	$E_5<30\%$ Reator UASB

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados do emprego do modelo de qualidade da água combinado a uma técnica de otimização e da aplicação da análise multiobjetivo, as principais conclusões deste trabalho podem ser assim sumarizadas:

- O modelo matemático de qualidade de água implementado no ambiente computacional MatLab apresentou-se consistente, permitindo a reprodução de resultados obtidos com o auxílio do modelo QUAL-UFMG. Quando associado ao *toolbox* do Algoritmo Genético, possibilitou aplicação dos modelos de otimização propostos, além da ágil obtenção de resultados.
- A perspectiva de disposição final de esgoto bruto, independentemente do cenário de disposição considerado, não permitiria o atendimento dos padrões de qualidade de água associados à DBO e fixados para cursos d'água classe 2 em extensos trechos dos rios Pardo e Pardinho.
- O emprego do modelo de qualidade de água combinado à técnica de otimização permitiu a apropriação das eficiências mínimas de remoção de DBO para os diferentes pontos de disposição de efluentes da bacia hidrográfica do rio Pardo. Nas simulações nas quais os níveis mínimos de remoção de DBO ou quando as concentrações máximas de DBO fixadas pela legislação ambiental figuraram como restrições do problema de otimização (condições de lançamento 1 e 2), as eficiências variaram entre 60 e 90%. Nos cenários nos quais as referidas restrições não foram incorporadas ao modelo de otimização, as eficiências variaram entre 2,5 e 90%. Desta forma, ignorar a capacidade de autodepuração dos corpos d'água pode acarretar em aumento significativo nas eficiências de tratamento dos efluentes, superestimativa de plantas de tratamento e, eventualmente, má distribuição dos recursos financeiros (geralmente limitados) destinados à implantação e operação de ETE's.
- A partir das eficiências mínimas de tratamento de esgotos exigidas para cada localidade da bacia hidrográfica do rio Pardo foram pré-selecionados sistemas de tratamento de esgotos considerados tecnicamente viáveis – sistemas que atendiam concomitantemente às eficiências mínimas de remoção de DBO e às

condições impostas pelos três cenários hipotéticos estabelecidos. Dentre os critérios de pré-seleção adotados (inadmissibilidade de sistemas de tratamento e/ou disposição final no solo, não consideração de sistemas de tratamento que demandem potência para aeração e exclusão dos sistemas de tratamento que apresentem elevadas demandas de área), as restrições quanto à demanda de potência para aeração e quanto à demanda de área constituíram rigorosos filtros da etapa de pré-seleção. Para a área de estudo, enquanto a primeira proporcionou a eliminação de 11 (onze) sistemas de tratamento de esgotos, se observado o conjunto inicial de alternativas considerado, a segunda provocou a exclusão de dez sistemas de tratamento. No entanto, o emprego conjunto das eficiências mínimas de remoção de DBO com demais critérios chegou a produzir, já na etapa de pré-seleção, a exclusão de 29 (vinte e nove) das 30 (trinta) alternativas de tratamento de esgoto. Esta condição foi estabelecida, principalmente, pela limitada capacidade da maior parte dos sistemas de apresentar elevadas eficiências de tratamento.

- A partir dos conjuntos de alternativas pré-selecionadas e da estrutura de preferência adotada, foi possível indicar sistemas de tratamento para cada ponto de lançamento de esgotos brutos da bacia hidrográfica do rio Pardo. Os resultados da análise multiobjetivo demonstraram que o método é sensível às variações dos pesos considerados para cada critério e à adoção de limiares de veto. A ausência de um critério de análise relativo à eficiência de remoção de DBO levou à seleção de mesmos sistemas de tratamento de esgotos para localidades em que as eficiências mínimas exigidas, obtidas por meio do emprego do modelo de qualidade de água combinado à técnica de otimização, eram consideravelmente distintas. Via de regra, independentemente da eficiência de remoção de DBO exigida, quando permitidos sistemas de tratamento que envolvessem a disposição final de efluente no solo, a Infiltração Rápida constituiu a melhor das alternativas avaliadas. Sempre que exigidas eficiências de remoção superiores a 90%, o Electre III indicou o sistema de Biofiltro Aerado Submerso (com Nitrificação) como alternativa de tratamento. Quando desconsiderados os sistemas que envolvessem a disposição final de efluente no solo e quando permitidos sistemas que demandassem elevadas áreas, o sistema de tratamento do tipo *Wetland* foi

indicado para diferentes localidades e diferentes condições de lançamento. Em alguns casos, tanto as Lagoas Facultativas como o *Wetland* constituíram a primeira opção de tratamento. No entanto, a exclusão dos sistemas que demandassem elevadas áreas conduziu à seleção de sistemas de tratamento do tipo UASB, seguidos ou não de pós-tratamento.

São consideradas recomendações para estudos futuros:

- A condução de trabalhos que empreguem a metodologia proposta no presente estudo, considerando a simulação de outros parâmetros de qualidade de água;
- A condução de trabalhos que empreguem a metodologia proposta no presente estudo, considerando estruturas de preferência estabelecidas por métodos de pesquisa qualitativa;
- A condução de trabalhos que empreguem a metodologia proposta no presente estudo, realizando, adicionalmente, análise de sensibilidade do método de análise multiobjetivo à diferentes estruturas de preferência;
- A condução de trabalhos que empreguem a metodologia proposta neste estudo com outras técnicas de otimização e/ou com outros métodos de análise multiobjetivo;
- A condução de trabalhos que busquem aprimorar a metodologia empregada neste estudo, a fim de que se desenvolva um sistema de suporte a decisão para seleção de sistemas de tratamento de esgotos.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHILLAS, C. et al. The use of multi-criteria decision analysis to tackle waste management problems: a literature review. **Waste Management & Research**, v. 31, n. 2, p.115-129, 2013.

ALBERTIN, L. L. **Avaliação da quantidade e qualidade dos recursos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do Rio Sapucaí-Mirim (SP) através do Simulador Computacional MIKE BASIN**. 2004. 160 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

ALBERTIN, L. L. **Técnica de gerenciamento da qualidade hídrica superficial baseada na otimização multiobjetivo**. 2008. 193 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

ALBERTIN, L. L.; MAUAD, F. F.; DANIEL, L. A. Uso de Simulação Computacional para Planejamento de um Sistema Hídrico: Estudo de Caso Qualitativo e Quantitativo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 4, n. 11, p. 209-219, Out/Dez 2006.

ALMEIDA-DIAS, J.; FIGUEIRA, J. R.; ROY, B. Electre Tri-C: A multiple criteria sorting method based on characteristic reference actions. **European Journal of Operational Research**, v. 204, n. 3, p.565–580, 2010.

ALMEIDA-DIAS, J.; FIGUEIRA, J. R.; ROY, B. A multiple criteria sorting method where each category is characterized by several reference actions: The Electre Tri-nC method. **European Journal of Operational Research**, v. 217, n. 3, p. 567–579, 2012.

ANDRADE, L. N. de. **Modelo de otimização multiobjetivo para outorga de diluição de efluentes e enquadramento de corpos d'água**. 2012. 157 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2012.

ANDRADE, L. N. de; MAURI, R. G; MENDONÇA, A. S. F. A General Multiobjective model and a Simulated Annealing Algorithm for Waste-Load Allocation. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 139, n. 3, p. 339-344, 2013.

ARAGÃO, A. Direito Constitucional do ambiente da União Européia. *In*: CANOTILHO, J. J. G.; MORATO LEITE, J. R. (Org.). **Direito constitucional ambiental brasileiro**. 2 ed. São Paulo, 2008, p. 12-56.

ARAS, E; TOGAN, V; BERKUN, M. River water quality management model using genetic algorithm. **Environmental Fluidic Mechanical**, v. 7, p. 439-450, 2007.

ASHTIANI, E.F.; NIKSOKHAN, M.H.; JAMSHIDI, S. Equitable fund allocation, an economical approach for sustainable waste load allocation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.187, n. 8, p.1-11, 2015.

BÄUMLE, A.M.B. **Avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica: efeitos de erros de calibração de modelos de qualidade da água**. 2005. 262 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BAYER, P.; FINKEL, M. Evolutionary algorithms for the optimization of advective control of contaminated aquifer zones. **Water Resources Research**, v. 40, 2004.

BEASLEY, D.; BULL, D.; MARTIN, R. An overview of genetic algorithm: Part 1, Fundamentals. **University Computing**, v. 15, n. 2, p. 58 – 69, 1993.

BENAYOUN, R.; ROY, B.; SUSSMAN, B. ELECTRE: **Une méthode pour guider le choix en presence de points de vue multiples**. Note de travail 49. SEMA-METRA International, Direction-Scientifique, 1966.

BENEDINI, M. Water quality models for rivers and streams. State of the art and future perspectives. **European Water**, v. 34, p. 27-40, 2011.

BRAGA, B; BARBOSA, P. S. F; NAKAYAMA, P.T. (1998). Sistemas de suporte à decisão em recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 3, p. 73 – 95, jul/set 1998.

BRAGA JÚNIOR, B. P. F; GOBETTI, L. C. Análise multiobjetivo. *In*: PORTO, Rubem la Laina et. al. (org.). **Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS/ Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2002.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. 212 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 377, de 09 de outubro de 2006. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Política Nacional do Meio Ambiente. Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 1981.

BRITES, C. R. C. **Abordagem multiobjetivo na seleção de sistemas de reuso de água em irrigação paisagística no Distrito Federal**. 2008. 262 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Brasília, Brasília, DF. 2008.

BROSTEL, R.C. **Formulação de modelo de avaliação de desempenho global de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETEs)**. 2002. 278 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília. 2002.

BURN, D. H.; YULIANTI, J. S. Waste-load allocation using genetic algorithms. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 127, n. 2, p. 121-129, 2001.

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**. 2014. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2014.

CALMON, A. P. S. et al. 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.

CARNEIRO, G. A., BARBOSA, R. F. M., SOUZA, M. A. A. Tecnologia Adequada em Saneamento: Uma Nova Abordagem com o Emprego de Análise Multiobjetivo e Multicritério. *In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, João Pessoa. **Anais**. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 599 p.

CHAVES, E. M. B. **Tomada de decisão e otimização de alternativas no planejamento com múltiplos objetivos em unidades de gerenciamento – bacia do rio Sinos (Rio Grande do Sul)**. 2004. 180 F. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2004.

CHAVES, E. M. B. **Coletânea em análise multiobjetivo**. 1 ed. eBook. Jundiaí, SP: Paco Editorial, 2014.

CHEUNG, P. B. **Análise de Reabilitação de Redes de Distribuição de Água para Abastecimento via Algoritmos Genéticos Multiobjetivo**. 2004. 268 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

CHO, J. H.; SUNG, K. S.; HA, S. R. A river water quality management model for optimising regional wastewater treatment using a genetic algorithm. **Journal Environment Management**, v. 73, n. 3, p. 229–242, 2004.

CHO, J. H.; LEE, J. H. Multi-objective waste load allocation model for optimizing waste load abatement and inequality among waste dischargers. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 3, p.1-17, 2014.

COHON, J. L. **Multiobjective Programming and Planning**. Mathematics in Science and Engineering. Vol 140. 333 p. Academic Press. New York, 1978.

COHON, J. L.; MARKS, D. H. A review and evaluation of multiobjective programming techniques. **Water Resources Research**. V. 11, n. 2, abril/1975.

CORDEIRO, B. S. **A gestão de lodo de fossas sépticas: uma abordagem por meio da análise multiobjetivo e multicritério**. 2010. 139 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília. 2010.

CORDEIRO NETTO, O. M et al. Uma metodologia para análise tecnológica de sistemas com reatores biológicos anaeróbios para tratamento de águas residuárias municipais. *In*: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre. **Anais**. AIDIS - Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

CORDEIRO NETTO, O. M.; PARENT, E.; DUCKSTEIN, L. Multicriterion design of long-term water supply in Southern France. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Vol. 122, n. 6, 1996.

CORDEIRO NETTO, O. M.; SOUZA, M. A. A. ; LOPES JÚNIOR, R. P. Retrospectiva e prospectiva da análise tecnológica das alternativas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. *In*: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo. (Org.). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Coletânea de Trabalhos Técnicos** - Volume 2. 1 ed. Belo Horizonte: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico / FINEP - Financiadora de Estudos e Projetos., 2001, v. 2, p. 253-272.

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. **The Science of the Total Environment**, v. 314-316, p. 335–377, 2003.

de BRITTO, E. R. **Tecnologias adequadas ao tratamento de esgotos**. Rio de Janeiro: ABES, 2004.

DE PAULA, R. L. **Metodologia para avaliação de desempenho operacional de estações de tratamento de esgotos, utilizando métodos multiobjetivo e indicadores**. 2013. 262 f. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2013.

DAGNINO, R. P. **Tecnologia Apropriada – Uma Alternativa?** 1978. 257 p. Dissertação de Mestrado, Departamento de Economia, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 1978.

Declaração do Rio de Janeiro. **Estudos Avançados**, v. 6, n. 15, 153-159, 1992.

DIAS, D. M. **Aplicação de Algoritmos Genéticos no Scheduling Automático e Otimizado do Petróleo em Refinarias**. Relatório de Estudo Orientado, PUC-Rio, Departamento de Engenharia Elétrica. 2006.

DIAS, J. A.; FIGUEIRA, J. R.; ROY; B. **The software Electre III-IV – Methodology and user manual**. Laboratory for Analysis and Modelling of Decision Support Systems (LAMSADÉ). Paris, França. 2006.

DUCKSTEIN, L.; TREICHEL, W.Ç.; e MAGNOUNI, S. E. Ranking Ground-water Management by Multicriterion Analysis. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 120, n. 4, p. 546-565, July/Augst 1994.

EPA, United States Environmental Protection Agency, Athens (1985). **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2. ed. 445 p.

FANTIN, L. L. D. ; REIS, J. A.T. dos ; MENDONÇA, A. S. F. Proposal of a methodology for pre-selection of sewage treatment systems within watersheds. **RBRH**, v. 22, p. e-12, 2017.

FIGUEIRA, J. et al. ELECTRE methods: Main features and recent developments. *In*: PARDALOS, P. M.; HEARN, D.; ZOPOUNIDIS, C. (Eds.), **Hand-book of multicriteria analysis**. Applied optimization (p.51–89). Berlin: Springer, 2010.

FIGUEIRA, J.; MOUSSEAU, V.; ROY,B. ELECTRE methods. *In*: FIGUEIRA, J.; GRECO, S.;EHRGOTT, M. (Eds.), **Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys** (p.133–153). New York: Springer, 2005.

GASS, S.; SAATY, T. L. The computational algorithm for the parametric objective function. **Naval Research Logistics Quarterly**, v.2, p. 39-45, 1955.

GARCIA, J. I. B. **Sistema de suporte a decisão para o lançamento de efluentes**. 2011. 182 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

GASTALDINI, M. 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.

GEN, M.; CHENG, R. **Genetic Algorithms & Engineering Design**. John Wiley & Sons, Inc., New York,1996.

GENERINO, R. C. M. **Contribuição da abordagem multicritério na seleção de alternativas de reuso de água: aplicação em um caso de irrigação agrícola e paisagística no Distrito Federal**. 2006. 181 p. Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2006.

GENERINO, R. C. M.; NARDOCCI, A. C. ; COSTA, D. A. de A. **Método Multicritério de Auxílio à Decisão como Ferramenta na Escolha de Alternativas para o Reúso de Água no Distrito Federal**. In: 24^o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2007, Belo Horizonte/MG. **Anais do 24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2007.

GERSHON, M. The role of weights and scales in the application of multiobjective decision making. **European Journal of Operational Research**, v. 15, 2, p. 244-250, 1984.

GOBBETTI, L. E. C.; BARROS, M. T. L. (1993) Análise Multiobjetivo Aplicada ao Planejamento de Sistemas de Recursos Hídricos. In: X SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Anais...** Gramado, Rio Grande do Sul, Brasil: ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos pp 317-326.

GOVINDAN, K.; JEPSEN, M. B. *ELECTRE: A comprehensive literature review on methodologies and applications*. **European Journal of Operational Research**, v. 250, p. 1-29, 2016.

GREFENSTETTE, J. J. Optimization of Control Parameters for Genetic Algorithms. **IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics**, Vol. SMC-16, n. 1, January/February. 1986.

HAIMES, Y. Y.; HALL, W. A.; FREDMAN, H. T. **Multiobjective Optimization in Water Resources Systems – The Surrogate Worth Trade-Off Method**. Developments in Water Science. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam. p.200, 1975.

HAN, K. et al. Application of Stochastic Optimization Algorithm for Waste Load Allocation in the Nakdong River Basin, Korea. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v.16, n. 4, p.650-659, 2012.

HARADA, A.L. e CORDEIRO NETTO, O.M. (1999). Análise Multicritério Aplicada a Sistemas de Esgotamento Sanitário no Distrito Federal. **Anais do 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, Rio de Janeiro.

HARADA, A.L. e CORDEIRO NETTO, O.M. (1997). Metodologia para a Seleção de Soluções de Coleta, Tratamento e Disposição de Esgotos em Condomínios no Distrito Federal. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Vitória/ES, 16 a 20/11/97.

HERVA, M. ROCA, E. Review of combined approaches and multi-criteria analysis for corporate environmental evaluation. **Journal of Cleaner Production**, v. 39, p. 355-371, 2013.

HOKKANEN, J.Ç.; SALMINEN, P.; TOSSI, E.Ç.; e ETTALA, M. (1995). Choice of a Solid Waste Management System Using the Electre-II Decision-aid Method. **Waste Management & Research**, v. 13, n. 2, p. 175-193, 1995.

HOLTZ, G. C. da C. **Traçado automático de envoltórias de esforços em estruturas planas utilizando algoritmo evolucionário**. 2005. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2005.

HUANG, I. B.; KEISLER, J.; LINKOV, I. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 3578–3594. 2011.

HUNT, C. C. **Modelo Multicritério de Apoio à Decisão Aplicado à Seleção de Sistema de Tratamento de Esgoto para Pequenos Municípios**. 2013. 118 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2013.

JARDIM, S. B. **Aplicabilidade de algumas técnicas de análise multiobjetivo ao processo decisório no âmbito de comitês de gerenciamento de bacia hidrográfica**. 1999. 187 F. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1999.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014. 1050 p.

KALBAR, P. P.; KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S. R. Selection of an appropriate wastewater treatment technology: A scenario-based multiple-attribute decision-making approach. **Journal of Environmental Management**, v.113, p.158-169, 2012.

KANNEL, P. R.; KANEL, S. R.; LEE, S.; LEE,Y-S.; GAN, T. Y. A review of public domain water quality models for simulating dissolved oxygen in rivers and streams. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 16, n. 2, p. 183–204, 2011.

KNAPIK, H. G. et al. Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 2, p. 75-88, Abr/Jun 2011.

LACERDA, E. G. M. de; CARVALHO, A. C. P. L. F. de. Introdução aos algoritmos genéticos. *In*: GALVÃO, C. DE O.; VALENÇA, M.J.S. (orgs.). **Sistemas inteligentes: 121 aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais**: Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 1999. p. 99-150.

LANNA, A. E. Gestão de Recursos Hídricos – *In*: Tucci C. E. M. (Org) – **Hidrologia: ciência e aplicação**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH. 2 ed. São Paulo: EDUSP. 1997.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas - RS**. 2004. 159 f. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2004.

LARENTIS, D. G., COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação da qualidade de água em grandes bacias: Rio Taquari-Antas, RS. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 05-22, jul/set 2008.

LEE, C. Models in planning. **An introduction to the use of quantitative models in planning**. Oxford: Pergamon Press, 1973.

LEI, K. et al. Simulation–optimization method based on rationality evaluation for waste load allocation in Daliao river. **Environmental Earth Sciences**, v.73, n. 9, p. 5193-5209, 2015.

LEIRAS, A. Otimização de Parâmetros de um Algoritmo Genético. **Revista de Inteligência Computacional Aplicada**, n. 6, p. 1-8, 2010.

LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 F. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

LIU, D. et al. Optimal allocation of water quantity and waste load in the Northwest Pearl River Delta, China. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 28, n. 6, p.1525-1542, 2014.

LOUCKS, D. P.; BEEK, E. V. **Water resources systems planning and management – An introduction to methods, models and applications**. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 2005.

LOUZADA, J. P; REIS, J. A. T; MENDONÇA, A. S. F. Uso de otimização e modelagem de qualidade de água no planejamento de implantação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n.1, 277-286. 2013.

MAHJOURI, N.; BIZHANI-MANZAR, M. Waste Load Allocation in Rivers using Fallback Bargaining. **Water Resources Management**, v. 27, n. 7, p.2125-2136, 2013.

MARSH, M. T.; SCHILLING, D. A. Equity measurement in facility location analysis: A review and framework. **European Journal of Operational Research**, v. 74, p. 1-17, 1994.

MASSEI, G. et al. Decision Support Systems for environmental management: A case study on wastewater from agriculture. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 491-504, 2014.

MATEUS, G. R.; LUNA, H. P. L.; **Programação Não Linear**. Belo Horizonte UFMG, 289 p. (1986).

MAYS, L.; TUNG, Y.K. 1992. *Hydrosystems engineering and management*, McGraw-Hill, New York.

MELO, S. N.; ALBUQUERQUE, I. A. de C. O direito ambiental do trabalho e os instrumentos de prevenção de riscos ambientais previstos em normas previdenciárias. *In: XXIII CONGRESSO NACIONAL CONPEDI/UFPB, 2014, João Pessoa/PB. Direito ambiental V* [Recurso eletrônico on-line]. Florianópolis/SC: CONPEDI, 2014. v. 01. p. 265-284.

MENDONÇA, A. S. F., Application of the QUAL2E Model to Environmental Impacto Assessment. **Advances in Hydro Science and Engineering**, v.1, n 2, p 349-354. 1992.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3ª ed. New York, McGraw- Hill, 1991.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

MORAES JUNIOR, J. M. de; BON JUNIOR, W.; SILVA, R. T.; ABIKO, A. K. **Relatório MF2-1 - Esgotamento Sanitário - URBAGUA**. Relatório. Limites técnicos e econômicos de alternativas de tratamento de esgoto. Descrição geral - SAD URBAGUA. 2003.

MULLIGAN, G. F. Equality measures and facility location. **Regional Science**, v. 70, n.4, p. 345-365, 1991.

NICKLOW, J. *et al.* State of the Art for Genetic Algorithms and Beyond in Water Resources Planning and Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v. 136, n. 4, p. 412-432, 2010.

NIKOO, M. R. ; BEIGLOU, P. H. B.; MAHJOURI, N. Optimizing Multiple-Pollutant Waste Load Allocation in Rivers: An Interval Parameter Game Theoretic Model. **Water Resources Management**, v. 30, n. 12, p. 4201-4221, 2016.

NIKOO, M. R.; KERACHIAN, R.; NIKSOKHAN, M. H. Equitable Waste Load Allocation in Rivers Using Fuzzy Bi-matrix Games. **Water Resources Management**, v.26, n.15, p.4539-4552, 2012.

NING, S. K. et al. Assessing pollution prevention program by QUAL2E simulation analysis for the Kao-Ping River Basin, Taiwan. **Journal of Environmental Management**, v. 61, p. 61-76, 2001.

NORESE, M. F. ELECTRE III as a support for participatory decision-making on the localization of waste-treatment plants. **Land Use Policy**, Jan 2006, v. 23, n.1, p.76-85, 2006.

O'CONNOR, D.J., DOBBINS, W.E. Mechanism of reaeration in natural streams. **Journal Sanitary Engineering Division**, ASCE, 123. p. 641-666, 1958.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. 2007. 129 F. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2007.

PALACIOS, M.; CÂMARA, V. de M.; JESUS, I. M. de. Considerações sobre a epidemiologia no campo de práticas de saúde ambiental. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 13, n. 2, p.103 – 113, 2004.

PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**, v. 83 p. 131–144, 2007.

PALMIERI, V. **Calibração do modelo Qual2E para o rio Corumbataí (SP)**. 2003. 91 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Metalúrgica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R.J. Qual2e model for the Corumbataí River. **Ecological Modelling**, v.198, n.1-2, p. 269-275, 2006.

PEREIRA, J. S. **A cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão dos recursos hídricos: da experiência francesa à prática brasileira**. 2002. 205 p. Tese Doutorado (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2002.

PEREIRA, T. V.; MENDONÇA, A. S. Aplicação de Modelagem Computacional na Simulação de Parâmetros de Qualidade de Água Relacionados com Nitrogênio em Curso D'água. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Anais eletrônicos**. João Pessoa, Paraíba, 2005.

PEPEL, H.J. **Aeration and gas transfer**. 2 ed. Delft. Delft University of Technology. 169 p. 1979.

POZO, A. et al. 2005. **Computação evolutiva**. Grupo de Pesquisas em Computação Evolutiva, Departamento de Informática. Universidade Federal do Paraná. 61 f. 2005.

REED, P.; MINSKER, B. S.; GOLDBERG, D. E. Designing a competent simple genetic algorithm for search and optimization. **Water Resources Research**, v. 36, n. 12, p. 3757–3761, 2000.

REIS, J. A. T.; VALORY, J. L. P.; MENDONÇA, A. S. F. Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da manutenção de equidade entre sistemas de tratamento - uma abordagem para o gerenciamento de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 862 – 871, 2015.

REYES, D. A. **Metodologia Multiobjetivo e multicritério de auxílio à outorga de recursos hídricos: aplicação ao caso da bacia do rio Preto**. 2009. 165 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2009.

RODRIGUES, D. B. B. et al. Análise da qualidade da água de Rio Anhanduí – MS utilizando o modelo QUAL-UFMG. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Anais eletrônicos**. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2009.

ROY, B. Classement et choix en presence de points de vue multiples (La methode ELECTRE). **Revue Francaise D Informatiquede Recherche Operationnelle**, 2(8), 57 –75,1968.

ROY, B. ELECTRE III : Un algorithme de classements fonde sur une representation floue des preference en presence de criteres multiples. **Cahiers du Centre d'Etudes de Recherche Opérationnelle**, v.20, n. 1, p. 3 – 24, 1978.

ROY, B. Problems and Methods with Multiple Objective Functions. **Mathematical Programming**, Vol 1, No 2, p 239-266, 1971.

ROY, B. **Méthodologie multicritère d'aide à la decision**. Economica, Paris, França. 1985.

ROY, B. The Outranking Approach and the Foundations of ELECTRE Methods. **Theory and Decision**, v. 31, p. 49-73, 1991.

ROY, B.; BERTIER, P. **La méthode ELECTRE II**. Note de travail 142. SEMA-METRA. Metra-International, 1971.

ROY, B.; BOUYSSOU, D. **Aide multicritère à la décision: Méthodes et cas**. Paris, France: Economica, 1993.

ROY, B.; HUGONNARD, J. C. Ranking of suburban line extension projects on the Paris metro system by a multicriteria method. **Transportation Research Part A: General**, v. 16, n. 4, p. 301–312, 1982.

ROY, B.; VINCKE, P. Relational systems of preference with one or more pseudo-criteria: Some new concepts and results. **Management Science**, v. 30, n.11, p.1323–1335, 1984.

SAADATPOUR, M. AFSHAR. A. Waste load allocation modeling with fuzzy goals; simulation- optimization approach. **Water Resource Management**, v. 21, p. 1207-1224, 2007.

SALLA, M. R. et al. 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, abr/jun 2013.

SALIM, F.P.C. **Desenvolvimento de sistema de suporte a decisão para o gerenciamento da qualidade das águas em rios considerando múltiplas fontes de poluição pontual**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória 2004.

SAMARANO, S. F. P.; PRADO, J. R. Otimização por colônia de partículas. **Famat em Revista**, UFU, v. 04, p. 87-103, 2005.

SANTORO, M. C.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Performance evaluation of optimization models in the determination of wastewater treatment efficiencies inside watersheds. **RBRH**, v. 21, p. 694-706, 2016.

SCHUMACHER, E.F. **Small Is Beautiful: Economics as if People Mattered**. Harper and Row, New York. 1973.

SOUZA, M. A. A. (1992). Methodology for Selection of Wastewater Treatment Processes. PhD Thesis. Birmingham, UK: School of Civil Engineering, The University of Birmingham.

SOUZA, M. A. A. de; CORDEIRO, B. S.; SILVA, C. L da. Avaliação Multiobjetivo e Multicritério de Alternativas de Gestão de Lodo de Fossa/Tanque Séptico. *In*: ANDREOLI, C. V. (Coordenador). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 327-374.

SOUZA, M. A. A. et al. (2001). Análise tecnológica de alternativas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: resultados da avaliação multiobjetivo. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, Brasil. 2001. **Anais eletrônicos**.

SOUZA, A. A. M; FORSTER, L. C. **Metodologias para a seleção de processos de tratamento de águas residuárias**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.2, n.1, p. 19- 31. Jan. 1996.

STREETER, H.W, PHELPS, E.B. A study of the pollution and natural purification of Ohio river, III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration. **Bulletin 146. Public Health Service**, Washington, DC, USA. 1925.

TANOMARU, J. Motivação, fundamentos e aplicações de algoritmos genéticos. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE REDES NEURAIAS. **Anais II Congresso Brasileiro de Redes Neurais**, Curitiba, PR, p. 373-403, 1995.

TECLE, A.; FOGEL, M.; e DUCKSTEIN, L. (1988). Multicriterion Selection of Wastewater Management Alternatives. **Journal of Water Resources Planning and Management Division**. Proceedings of ASCE, v. 114, n 4, pp 383-398.

TEODORO, A. et al. 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.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row, 1987.

TONON, K. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG na bacia do rio Lambari**. 2014. 167 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, Minas Gerais. 2014.

TSAKIRIS, G.; ALEXAKIS, D. Water quality models : an overview. **European Water**, v. 37, p. 33–46, 2012.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2 ed. Porto Alegre: Editora da FRGS, 2005.

UNITED NATIONS. **Waste-water treatment technologies: a general review**. New York, United Nations. 2003. 122 p.

VALORY, J. P. L. **Aplicação combinada de técnica de otimização e modelo de qualidade de água na determinação de eficiências de sistemas de tratamento de efluentes domésticos: uma abordagem para gerenciamento de bacias hidrográficas**. 2013. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2013.

VALORY, J. P. L.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Combining Genetic Algorithms with a Water Quality Model to Determine Efficiencies of Sewage Treatment Systems in Watersheds. **Journal of Environmental Engineering** (New York, N.Y.), v. 142, p. 04015080-04015080-9, 2016.

VANZETTO, A. S. **Análise das Alternativas Tecnológicas de Desaguamento de Lodos Produzidos em Estações de Tratamento de Esgoto**. 2012. 185 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2012.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. 2007.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014a. 592 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b. 472 p.

VON SPERLING, M. **Modelagem da qualidade das águas da bacia do rio Una após reversão dos efluentes tratados de Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia e Cabo Frio**. Fundação Christiano Ottoni. Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

VON SPERLING, M. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal: Biological Wastewater Treatment Series - Vol. 1**. London: IWA Publishing. 2007.

WANG, Q.; LI, S.; JIA, P.; QI, C.; DING, F. A Review of Surface Water Quality Models. **The Scientific World Journal**, 2013, 231768. <http://doi.org/10.1155/2013/231768>.

WILLOUGHBY, K.W. (1990) **Technology Choice: A Critique of the Appropriate Technology Movement**. London, UK: Intermediate Technology Publications.

YANDAMURI, S. R. M.; SRINIVASAN, K.; BHALLAMUDI, S. M. Multiobjective optimal waste load allocation models for rivers using nondominated sorting genetic 147 algorithm-II. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 132, n. 3, p. 133-143, 2006.

YEH, W. W-G. (1985). Reservoir Management and Operation Models: a State-of-the-Art Review, **Water Resources Research**, v. 21, n. 12, p.1797-1818.

YU, W. **ELECTRE TRI: Aspects méthodologiques et manuel d'utilisation**. Document du LAMSADE 74, Université-Paris-Dauphine, 1992.

ZANDONADI, L.U. **Análise de Metodologias de Estimativas de Vazão de Diluição para Subsídio a Processos de Análise de Outorgas de Lançamento de Efluentes**. 2011. 150p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

ZANDONADI, L. U.; MENDONÇA, A. S. F.; REIS, J. A. T. Outorga de lançamento de efluentes em rios - estimativas de vazões de diluição. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 179-191, 2015.

APÊNDICE A – Desempenho dos sistemas de tratamento de esgotos considerados na análise multiobjetivo.

Tabela A-1 – Desempenho das trinta alternativas de tratamento perante os dezessete critérios considerados na análise multiobjetivo. (Continua)

Alternativas	Cr01	Cr02	Cr03	Cr04	Cr05	Cr06	Cr07	Cr08	Cr09	Cr10	Cr11	Cr12	Cr13	Cr14	Cr15	Cr16	Cr17
A01	0,0	0,0	0,0	10,0	10,0	8,5	9,2	7,4	6,3	4,0	5,0	4,0	3,0	2,0	4,0	5,0	3,0
A02	0,0	10,0	0,0	10,0	10,0	7,0	1,0	2,1	0,0	4,0	5,0	4,0	3,0	3,0	4,0	5,0	3,0
A03	5,0	0,0	1,4	9,0	10,0	7,9	9,0	9,7	7,0	4,0	4,0	3,0	5,0	3,0	5,0	5,0	2,0
A04	5,0	0,0	1,4	9,3	10,0	8,5	9,0	9,5	4,7	4,0	4,0	3,0	5,0	1,0	5,0	5,0	2,0
A05	0,0	0,0	1,4	9,9	4,7	6,6	5,8	9,4	7,5	4,0	4,0	3,0	4,0	4,0	1,0	1,0	3,0
A06	0,0	0,0	1,4	9,9	3,1	6,6	5,8	9,0	7,0	3,0	4,0	3,0	3,0	3,0	1,0	1,0	2,0
A07	5,8	2,7	8,6	8,7	10,0	1,3	8,5	9,5	4,7	4,0	4,0	3,0	5,0	3,0	5,0	5,0	2,0
A08	10,0	4,5	7,1	9,1	9,6	6,6	7,3	9,5	4,7	4,0	4,0	3,0	3,0	3,0	2,0	2,0	2,0
A09	5,0	0,0	7,1	9,2	10,0	6,6	7,3	9,4	3,7	4,0	4,0	3,0	3,0	3,0	5,0	5,0	2,0
A10	7,5	9,1	8,6	0,0	10,0	8,1	10,0	10,0	10,0	4,0	4,0	4,0	4,0	2,0	5,0	3,0	2,0
A11	5,8	2,7	10,0	8,8	10,0	8,1	9,4	10,0	10,0	4,0	4,0	4,0	4,0	2,0	5,0	5,0	2,0
A12	5,8	0,0	4,3	9,1	10,0	7,4	8,7	10,0	10,0	4,0	4,0	3,0	5,0	2,0	5,0	3,0	2,0
A13	5,0	0,0	7,1	9,0	10,0	7,0	8,7	10,0	10,0	4,0	4,0	3,0	5,0	2,0	5,0	5,0	2,0
A14	5,0	0,0	1,4	9,9	10,0	3,6	5,4	7,1	5,0	3,0	3,0	2,0	4,0	2,0	4,0	5,0	4,0
A15	5,0	0,0	0,0	10,0	10,0	10,0	8,5	9,3	7,0	2,0	2,0	2,0	4,0	2,0	4,0	5,0	4,0
A16	5,0	0,0	1,4	10,0	3,8	5,5	2,9	8,6	5,0	2,0	2,0	2,0	1,0	2,0	1,0	3,0	4,0
A17	5,0	0,0	1,4	10,0	3,8	5,5	2,9	8,6	5,3	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	5,0	4,0
A18	5,0	0,0	1,4	10,0	10,0	5,7	7,1	8,9	6,0	2,0	2,0	2,0	4,0	2,0	4,0	5,0	4,0
A19	5,0	0,0	1,4	10,0	10,0	4,9	5,8	8,6	5,3	2,0	2,0	2,0	3,0	2,0	4,0	4,0	3,0
A20	5,8	2,7	8,6	9,3	10,0	0,0	7,5	9,0	7,0	2,0	2,0	2,0	5,0	2,0	5,0	5,0	2,0
A21	0,0	0,0	1,4	9,9	8,7	4,9	5,8	8,9	5,7	2,0	2,0	2,0	4,0	2,0	1,0	1,0	3,0
A22	0,0	0,0	1,4	9,9	7,8	4,9	5,8	8,9	5,7	2,0	2,0	2,0	3,0	2,0	1,0	1,0	2,0
A23	5,8	0,0	4,3	9,3	10,0	4,9	6,2	9,3	7,0	2,0	2,0	2,0	5,0	2,0	5,0	3,0	2,0
A24	5,0	0,0	1,4	9,9	2,0	1,9	0,0	0,0	1,7	3,0	3,0	2,0	1,0	4,0	1,0	3,0	4,0
A25	5,0	0,0	1,4	9,9	0,0	3,4	0,0	2,2	0,3	4,0	4,0	3,0	2,0	5,0	1,0	3,0	4,0
A26	5,0	0,0	1,4	9,9	0,0	3,4	0,0	2,2	0,3	4,0	4,0	3,0	3,0	3,0	1,0	3,0	4,0

Tabela A-3 – Desempenho das trinta alternativas de tratamento perante os dezessete critérios considerados na análise multiobjetivo. (Conclusão)

Alternativas	Cr01	Cr02	Cr03	Cr04	Cr05	Cr06	Cr07	Cr08	Cr09	Cr10	Cr11	Cr12	Cr13	Cr14	Cr15	Cr16	Cr17
A27	5,0	0,0	1,4	9,9	10,0	3,8	1,9	6,4	2,3	3,0	2,0	2,0	3,0	4,0	4,0	4,0	2,0
A28	5,0	0,0	1,4	9,9	10,0	3,8	1,9	4,1	2,3	4,0	3,0	3,0	3,0	4,0	4,0	4,0	3,0
A29	5,0	0,0	1,4	10,0	2,0	5,5	1,0	0,0	1,7	3,0	3,0	2,0	2,0	5,0	2,0	5,0	4,0
A30	5,0	0,0	1,4	10,0	10,0	1,7	1,9	5,5	3,7	3,0	3,0	2,0	3,0	4,0	4,0	5,0	3,0

Notas: **Cr01** - Eficiência de Remoção de Nitrogênio; **Cr02** - Eficiência de Remoção de Fósforo; **Cr03** - Eficiência de Remoção de Coliformes; **Cr04** - Demanda por Área de Implantação; **Cr05** - Potência para Aeração; **Cr06** - Custos de Implantação; **Cr07** - Custos de Operação; **Cr08** - Quantidade de Lodo a ser Tratado; **Cr09** - Quantidade de Lodo a ser Disposto; **Cr10** - Capacidade de Resistência a Variações de Vazão; **Cr11** - Capacidade de Resistência a Variações das Características do Afluentes; **Cr12** - Capacidade de Resistência a Constituintes Tóxicos; **Cr13** - Simplicidade Operacional; **Cr14** - Geração de Odor; **Cr15** - Geração de Ruído; **Cr16** - Geração de Aerossóis; **Cr17** - Atração de Insetos.

A01 - Tratamento primário convencional; **A02** - Tratamento primário avançado; **A03** - Lagoa facultativa; **A04** - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa; **A05** - Lagoa aerada facultativa; **A06** - Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação; **A07** - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação; **A08** - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa; **A09** - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas; **A10** - Infiltração lenta; **A11** - Infiltração rápida; **A12** - escoamento superficial; **A13** - Terras úmidas construídas (wetlands); **A14** - Tanqué séptico + filtro anaeróbio; **A15** - Reator UASB; **A16** - UASB + lodos ativados; **A17** - UASB + biofiltro aerado submerso; **A18** - UASB + filtro anaeróbio; **A19** - UASB + filtro biológico de alta carga; **A20** - UASB + lagoas de polimento; **A21** - UASB + lagoa aerada facultativa; **A22** - UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação; **A23** - UASB + escoamento superficial; **A24** - Lodos ativados convencional; **A25** - Lodo ativado aeração prolongada; **A26** - Lodos ativados batelada; **A27** - Filtro biológico percolador de baixa carga; **A28** - Filtro biológico percolador de alta carga; **A29** - Biofiltro aerado submerso com nitrificação; **A30** - Tanque séptico + biodisco.

APÊNDICE B – Limiares de indiferença, preferência e veto assumidos na análise multiobjetivo

Tabela B-1 – Limiares de indiferença, preferência e veto calculados para cada critério considerado na análise multiobjetivo, em função do desempenho das alternativas de tratamento de esgotos.
(Continua)

Alternativas	Cr01			Cr02			Cr03			Cr04			Cr05			Cr06			Cr07			Cr08			Cr09			Cr10 a Cr17				
	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p
A01	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,50	1,50	-	0,50	1,50	-	0,43	1,28	8,43	0,46	1,38	9,14	0,37	1,11	-	0,32	0,95	-	1,00	3,00	-		
A02	0,00	0,00	-	0,50	1,50	-	0,00	0,00	-	0,50	1,50	-	0,50	1,50	-	0,35	1,05	6,95	0,05	0,14	0,95	0,11	0,32	-	0,00	0,00	-	1,00	3,00	-		
A03	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,45	1,35	-	0,50	1,50	-	0,39	1,18	7,79	0,45	1,36	8,95	0,48	1,45	-	0,35	1,05	-	1,00	3,00	-		
A04	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,46	1,39	-	0,50	1,50	-	0,43	1,28	8,43	0,45	1,36	8,95	0,47	1,42	-	0,23	0,70	-	1,00	3,00	-		
A05	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,49	1,48	-	0,24	0,71	-	0,33	0,99	6,53	0,29	0,87	5,71	0,47	1,41	-	0,38	1,13	-	1,00	3,00	-		
A06	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,15	0,46	-	0,33	0,99	6,53	0,29	0,87	5,71	0,45	1,35	-	0,35	1,05	-	1,00	3,00	-		
A07	0,29	0,88	-	0,14	0,41	-	0,43	1,29	-	0,43	1,30	-	0,50	1,50	-	0,06	0,19	1,26	0,42	1,27	8,38	0,47	1,42	-	0,23	0,70	-	1,00	3,00	-		
A08	0,50	1,50	-	0,23	0,68	-	0,36	1,07	-	0,45	1,36	-	0,48	1,45	-	0,33	0,99	6,53	0,37	1,10	7,23	0,47	1,42	-	0,23	0,70	-	1,00	3,00	-		
A09	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,36	1,07	-	0,46	1,38	-	0,50	1,50	-	0,33	0,99	6,53	0,37	1,10	7,23	0,47	1,41	-	0,18	0,55	-	1,00	3,00	-		
A10	0,38	1,13	-	0,45	1,36	-	0,43	1,29	-	0,00	0,00	-	0,50	1,50	-	0,40	1,21	8,00	0,50	1,50	9,90	0,50	1,50	-	0,50	1,50	-	1,00	3,00	-		
A11	0,29	0,88	-	0,14	0,41	-	0,50	1,50	-	0,44	1,33	-	0,50	1,50	-	0,40	1,21	8,00	0,47	1,41	9,33	0,50	1,50	-	0,50	1,50	-	1,00	3,00	-		
A12	0,29	0,88	-	0,00	0,00	-	0,21	0,64	-	0,45	1,36	-	0,50	1,50	-	0,37	1,12	7,37	0,43	1,30	8,57	0,50	1,50	-	0,50	1,50	-	1,00	3,00	-		
A13	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,36	1,07	-	0,45	1,35	-	0,50	1,50	-	0,35	1,05	6,95	0,43	1,30	8,57	0,50	1,50	-	0,50	1,50	-	1,00	3,00	-		
A14	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,50	1,50	-	0,18	0,54	3,58	0,27	0,81	5,33	0,36	1,07	-	0,25	0,75	-	1,00	3,00	-		
A15	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,50	1,50	-	0,50	1,50	-	0,50	1,50	9,90	0,42	1,27	8,38	0,46	1,39	-	0,35	1,05	-	1,00	3,00	-		
A16	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,19	0,57	-	0,28	0,83	5,48	0,14	0,43	2,86	0,43	1,29	-	0,25	0,75	-	1,00	3,00	-		
A17	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,50	-	0,19	0,57	-	0,28	0,83	5,48	0,14	0,43	2,86	0,43	1,29	-	0,27	0,80	-	1,00	3,00	-		
A18	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,50	-	0,50	1,50	-	0,29	0,86	5,69	0,36	1,07	7,04	0,45	1,34	-	0,30	0,90	-	1,00	3,00	-		
A19	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,50	1,50	-	0,24	0,73	4,84	0,29	0,87	5,71	0,43	1,29	-	0,27	0,80	-	1,00	3,00	-		
A20	0,29	0,88	-	0,14	0,41	-	0,43	1,29	-	0,47	1,40	-	0,50	1,50	-	0,00	0,00	0,00	0,38	1,13	7,43	0,45	1,35	-	0,35	1,05	-	1,00	3,00	-		
A21	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,44	1,31	-	0,24	0,73	4,84	0,29	0,87	5,71	0,45	1,34	-	0,28	0,85	-	1,00	3,00	-		
A22	0,00	0,00	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,39	1,17	-	0,24	0,73	4,84	0,29	0,87	5,71	0,45	1,34	-	0,28	0,85	-	1,00	3,00	-		
A23	0,29	0,88	-	0,00	0,00	-	0,21	0,64	-	0,46	1,39	-	0,50	1,50	-	0,24	0,73	4,84	0,31	0,92	6,09	0,46	1,39	-	0,35	1,05	-	1,00	3,00	-		
A24	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,10	0,30	-	0,10	0,29	1,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,08	0,25	-	1,00	3,00	-		
A25	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,00	0,00	-	0,17	0,51	3,37	0,00	0,00	0,00	0,11	0,33	-	0,02	0,05	-	1,00	3,00	-		

Tabela B-2 – Limiares de indiferença, preferência e veto calculados para cada critério considerado na análise multiobjetivo, em função do desempenho das alternativas de tratamento de esgotos. (Conclusão)

Alternativas	Cr01			Cr02			Cr03			Cr04			Cr05			Cr06			Cr07			Cr08			Cr09			Cr10 a Cr17		
	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v	q	p	v
A26	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,00	0,00	-	0,17	0,51	3,37	0,00	0,00	0,00	0,11	0,33	-	0,02	0,05	-	1,00	3,00	-
A27	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,50	1,50	-	0,19	0,57	3,79	0,10	0,29	1,90	0,32	0,97	-	0,12	0,35	-	1,00	3,00	-
A28	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,50	1,50	-	0,19	0,57	3,79	0,10	0,29	1,90	0,21	0,62	-	0,12	0,35	-	1,00	3,00	-
A29	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,50	-	0,10	0,30	-	0,28	0,83	5,48	0,05	0,14	0,95	0,00	0,00	-	0,08	0,25	-	1,00	3,00	-
A30	0,25	0,75	-	0,00	0,00	-	0,07	0,21	-	0,50	1,49	-	0,50	1,50	-	0,09	0,26	1,69	0,10	0,29	1,90	0,28	0,83	-	0,18	0,55	-	1,00	3,00	-

Notas: **Cr01** - Eficiência de Remoção de Nitrogênio; **Cr02** - Eficiência de Remoção de Fósforo; **Cr03** - Eficiência de Remoção de Coliformes; **Cr04** - Demanda por Área de Implantação; **Cr05** - Potência para Aeração; **Cr06** - Custos de Implantação; **Cr07** - Custos de Operação; **Cr08** - Quantidade de Lodo a ser Tratado; **Cr09** - Quantidade de Lodo a ser Disposto; **Cr10** - Capacidade de Resistência a Variações de Vazão; **Cr11** - Capacidade de Resistência a Variações das Características do Afluente; **Cr12** - Capacidade de Resistência a Constituintes Tóxicos; **Cr13** - Simplicidade Operacional; **Cr14** - Geração de Odor; **Cr15** - Geração de Ruído; **Cr16** - Geração de Aerossóis; **Cr17** - Atração de Insetos.

A01 - Tratamento primário convencional; **A02** - Tratamento primário avançado; **A03** - Lagoa facultativa; **A04** - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa; **A05** - Lagoa aerada facultativa; **A06** - Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação; **A07** - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação; **A08** - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa; **A09** - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas; **A10** - Infiltração lenta; **A11** - Infiltração rápida; **A12** - Escoamento superficial; **A13** - Terras úmidas construídas (wetlands); **A14** - Tanqué séptico + filtro anaeróbio; **A15** - Reator UASB; **A16** - UASB + lodos ativados; **A17** - UASB + biofiltro aerado submerso; **A18** - UASB + filtro anaeróbio; **A19** - UASB + filtro biológico de alta carga; **A20** - UASB + lagoas de polimento; **A21** - UASB + lagoa aerada facultativa; **A22** - UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação; **A23** - UASB + escoamento superficial; **A24** - Lodos ativados convencional; **A25** - Lodo ativado aeração prolongada; **A26** - Lodos ativados batelada; **A27** - Filtro biológico percolador de baixa carga; **A28** - Filtro biológico percolador de alta carga; **A29** - Biofiltro aerado submerso com nitrificação; **A30** - Tanque séptico + biodisco.

APÊNDICE C – Resultados adicionais do Electre III para as localidades de Irupi e Iúna, quando consideradas as condições de lançamento 1 e 2.

Tabela C-1 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante dos cenários C1 e C3, para as localidades de Irupi e Iúna, consideradas as condições de lançamento 1 e 2.

	A25	A26	A29	A30
A25	1	1	0.76	0.71
A26	0.97	1	0.72	0.71
A29	0.96	0.96	1	0.77
A30	0.94	0.94	0.94	1

Tabela C-2 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante dos cenários C1 e C3, para as localidades de Irupi e Iúna, consideradas as condições de lançamento 1 e 2.

	A25	A26	A29	A30
A25	1	1	0	0
A26	0.97	1	0	0
A29	0.96	0.96	1	0
A30	0	0	0	1

Figura C-1 – Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante dos cenários C1 e C3, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Irupi e Iúna, consideradas as condições de lançamento 1 e 2.

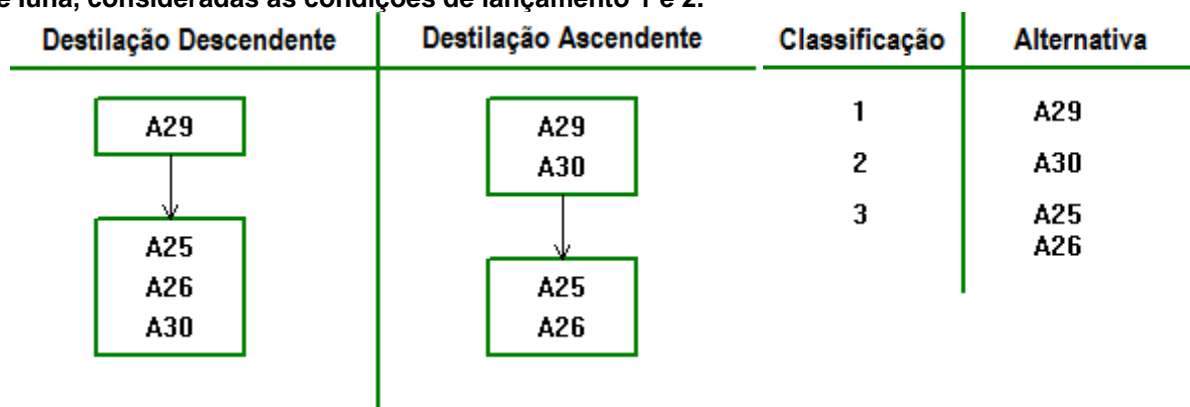
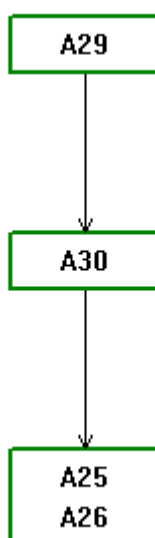


Tabela C-3 – Matriz de classificação dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante dos cenários C1 e C3, para as localidades de Irupi e Lúna, consideradas as condições de lançamento 1 e 2.

X	A25	A26	A29	A30
A25	I	I	P⁻	P⁻
A26	I	I	P⁻	P⁻
A29	P	P	I	P
A30	P	P	P⁻	I

Figura C-2 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante dos cenários C1 e C3, para as localidades de Irupi e Lúna, consideradas as condições de lançamento 1 e 2.



APÊNDICE D – Resultados adicionais do Electre III para a localidade de Irupi, quando considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

Tabela D-1 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A07	A08	A09	A13	A14	A16	A17	A19	A20	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A07	1	0.83	0.94	0.89	0.84	0.84	0.8	0.84	0.93	0.85	0.82	0.85	0.89	0.89	0.82	0.88
A08	0.67	1	0.87	0.71	0.84	0.93	0.83	0.86	0.68	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.84	0.88
A09	0.63	0.84	1	0.84	0.9	0.9	0.89	0.93	0.7	0.95	0.92	0.95	0.98	0.98	0.92	0.98
A13	0.78	0.89	1	1	0.94	0.94	0.93	0.97	0.78	0.9	0.87	0.94	0.94	0.94	0.87	0.94
A14	0.67	0.61	0.72	0.67	1	0.9	0.89	0.87	0.62	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A16	0.46	0.52	0.54	0.44	0.75	1	0.96	0.8	0.48	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0.49	0.55	0.6	0.47	0.84	1	1	0.87	0.51	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A19	0.61	0.58	0.7	0.59	1	0.95	0.95	1	0.63	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0.84	0.78	0.89	0.74	0.9	0.9	0.9	0.93	1	0.87	0.78	0.85	0.9	0.87	0.83	0.9
A24	0.44	0.5	0.51	0.49	0.59	0.75	0.71	0.65	0.44	1	0.9	0.87	0.65	0.65	0.84	0.68
A25	0.44	0.53	0.54	0.49	0.67	0.75	0.71	0.68	0.44	0.92	1	1	0.7	0.7	0.76	0.71
A26	0.46	0.53	0.54	0.51	0.7	0.75	0.71	0.68	0.46	0.92	0.97	1	0.7	0.7	0.72	0.71
A27	0.57	0.53	0.65	0.62	0.82	0.75	0.75	0.78	0.59	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0.59	0.56	0.67	0.64	0.84	0.78	0.78	0.78	0.59	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0.47	0.53	0.57	0.52	0.75	0.81	0.81	0.77	0.47	1	0.96	0.96	0.77	0.77	1	0.77
A30	0.59	0.56	0.72	0.64	0.78	0.78	0.78	0.78	0.59	0.96	0.94	0.94	0.9	0.94	0.94	1

Tabela D-2 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

X	A07	A08	A09	A13	A14	A16	A17	A19	A20	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A07	1	0	0	0	0	0	0	0	0.93	0.85	0	0	0	0	0	0.88
A08	0.67	1	0.87	0.71	0.84	0.93	0.83	0.86	0.68	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.84	0.88
A09	0.63	0.84	1	0.84	0.9	0.9	0.89	0.93	0.7	0.95	0.92	0.95	0.98	0.98	0.92	0.98
A13	0.78	0.89	1	1	0.94	0.94	0.93	0.97	0.78	0.9	0.87	0.94	0.94	0.94	0.87	0.94
A14	0.67	0.31	0.52	0.12	1	0.9	0.89	0.87	0.62	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A16	0	0	0	0	0.43	1	0.96	0	0	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0	0	0	0	0.77	1	1	0	0	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A19	0.61	0.58	0.7	0.59	1	0.95	0.95	1	0.63	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.9	0.87	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0	0	0	0	0.75	0.75	0	0	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0	0	0	0	0	0.78	0.78	0	0	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.96	0.96	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.96	0	0	0	0	0	1

Figura D-1 – Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, após destilações descendente e ascendente, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

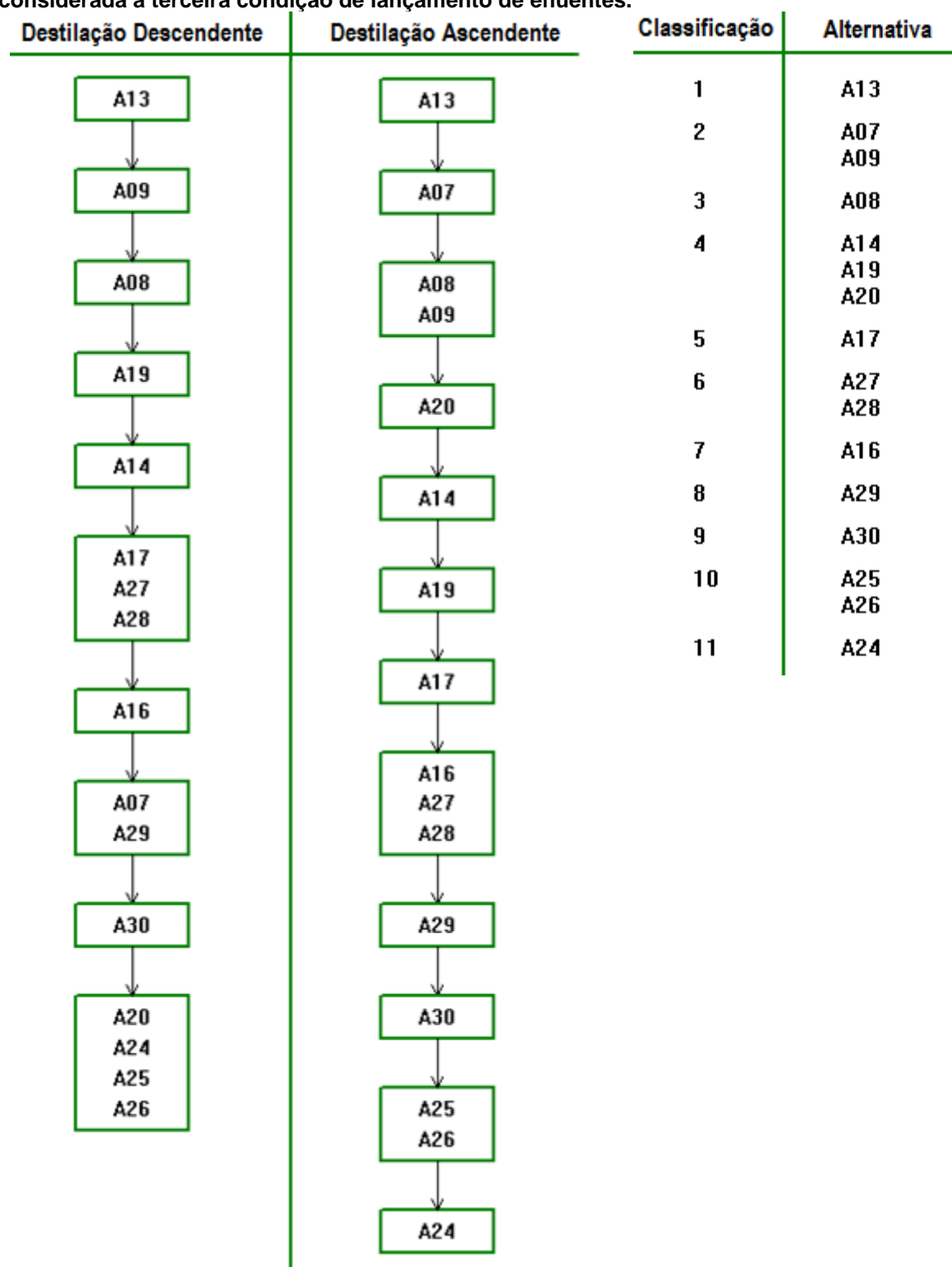


Tabela D-3 – Matriz de classificação dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A07	A08	A09	A13	A14	A16	A17	A19	A20	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A07	I	R	R	P	R	R	R	R	P	P	P	P	R	R	P	P
A08	R	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A09	R	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A13	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A14	R	P	P	P	I	P	P	R	R	P	P	P	P	P	P	P
A16	R	P	P	P	P	I	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P
A17	R	P	P	P	P	P	I	P	R	P	P	P	P	P	P	P
A19	R	P	P	P	R	P	P	I	R	P	P	P	P	P	P	P
A20	P	P	P	P	R	R	R	R	I	P	P	P	R	R	R	R
A24	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P
A25	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	P	P	P	P
A26	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	I	P	P	P	P
A27	R	P	P	P	P	P	P	P	R	P	P	P	I	I	P	P
A28	R	P	P	P	P	P	P	P	R	P	P	P	I	I	P	P
A29	P	P	P	P	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	I	P
A30	P	P	P	P	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	I

Figura D-2 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

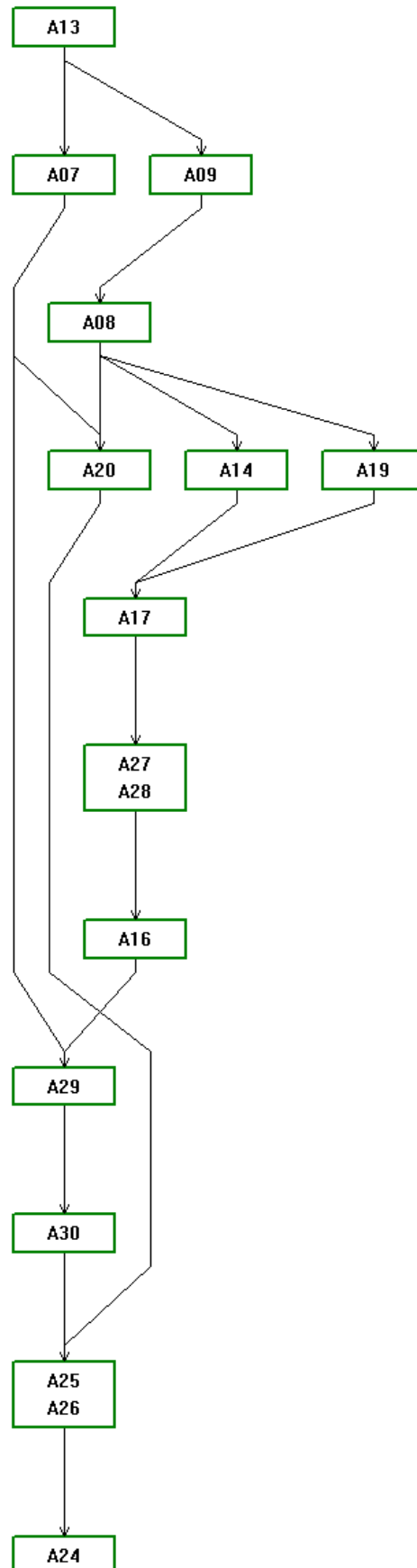


Figura D-4 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

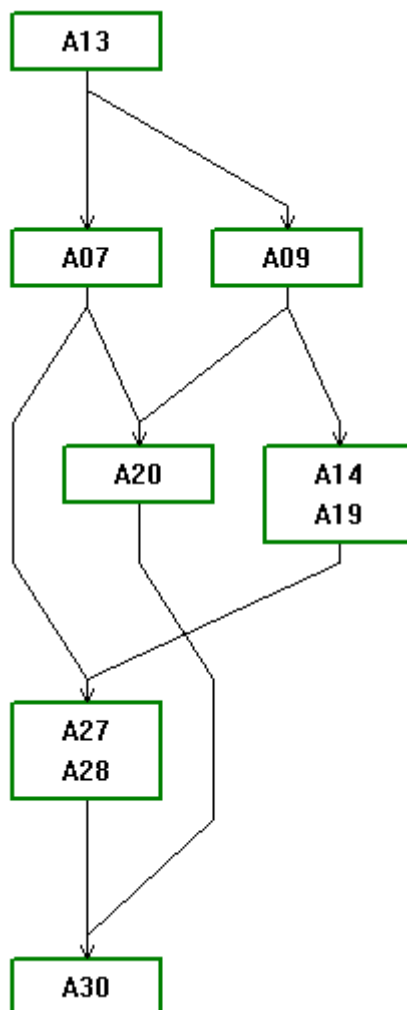


Tabela D-7 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A14	A16	A17	A19	A20	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A14	1	0.9	0.89	0.87	0.62	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A16	0.75	1	0.96	0.8	0.48	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0.84	1	1	0.87	0.51	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A19	1	0.95	0.95	1	0.63	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0.9	0.9	0.9	0.93	1	0.87	0.78	0.85	0.9	0.87	0.83	0.9
A24	0.59	0.75	0.71	0.65	0.44	1	0.9	0.87	0.65	0.65	0.84	0.68
A25	0.67	0.75	0.71	0.68	0.44	0.92	1	1	0.7	0.7	0.76	0.71
A26	0.7	0.75	0.71	0.68	0.46	0.92	0.97	1	0.7	0.7	0.72	0.71
A27	0.82	0.75	0.75	0.78	0.59	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0.84	0.78	0.78	0.78	0.59	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0.75	0.81	0.81	0.77	0.47	1	0.96	0.96	0.77	0.77	1	0.77
A30	0.78	0.78	0.78	0.78	0.59	0.96	0.94	0.94	0.9	0.94	0.94	1

Tabela D-8 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A14	A16	A17	A19	A20	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A14	1	0.9	0.89	0.87	0.62	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A16	0.43	1	0.96	0	0	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0.77	1	1	0	0	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A19	1	0.95	0.95	1	0.63	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
A24	0	0	0	0	0	1	0.9	0.87	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0.75	0.75	0	0	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0	0.78	0.78	0	0	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0	0	0	0	0	1	0.96	0.96	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0.96	0	0	0	0	0	1

Figura D-5 – Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, após destilações descendente e ascendente, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

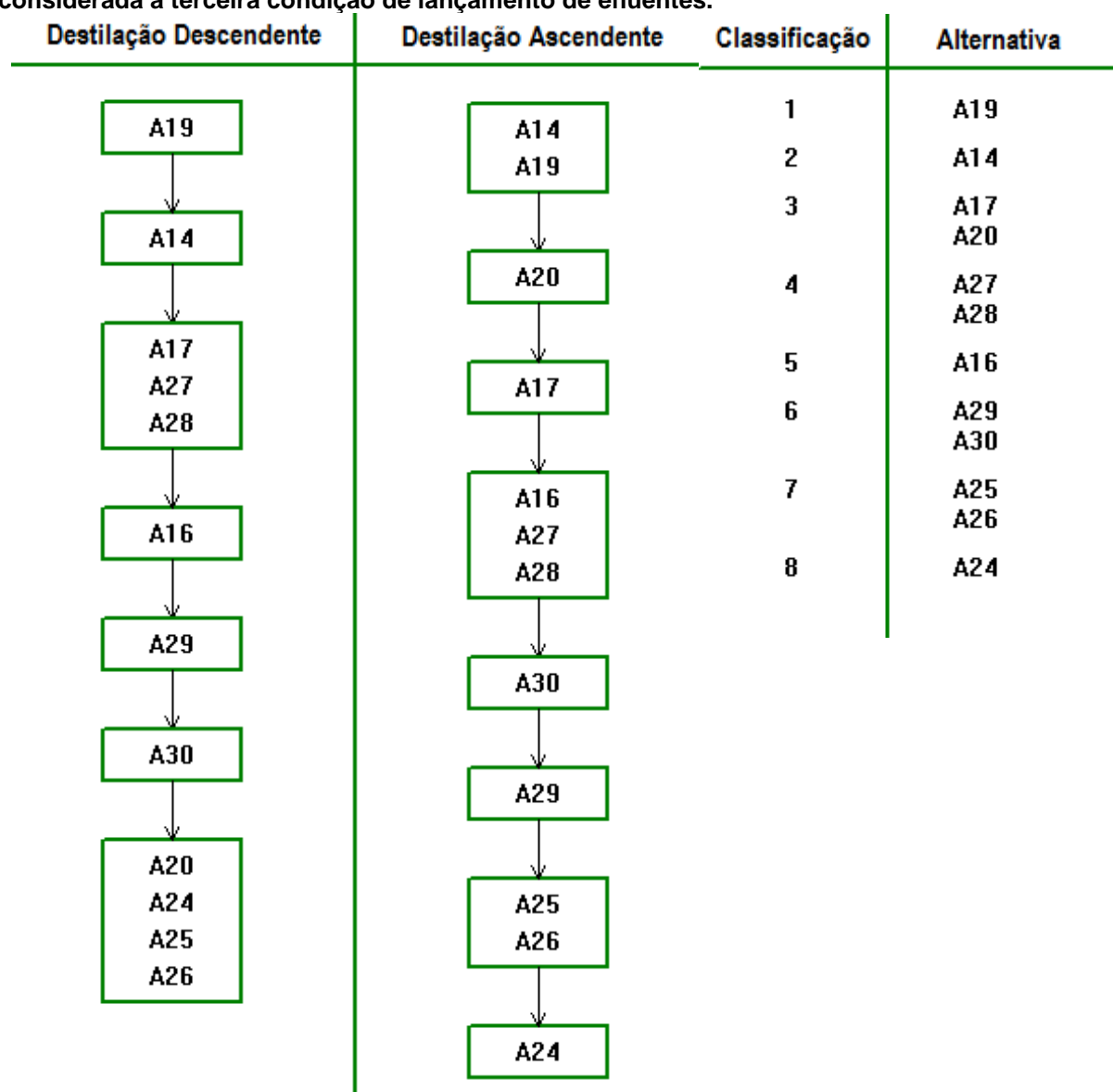
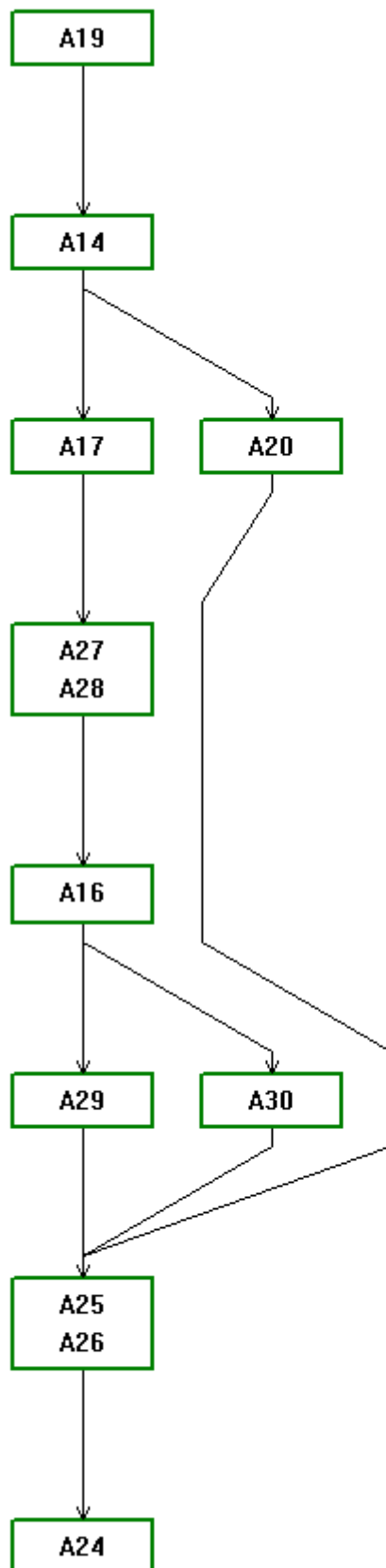


Tabela D-9 – Matriz de classificação dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

X	A14	A16	A17	A19	A20	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A14	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A16	P	I	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P
A17	P	P	I	P	R	P	P	P	P	P	P	P
A19	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P
A20	P	R	R	P	I	P	P	P	R	R	R	R
A24	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P
A25	P	P	P	P	P	P	I	I	P	P	P	P
A26	P	P	P	P	P	P	I	I	P	P	P	P
A27	P	P	P	P	R	P	P	P	I	I	P	P
A28	P	P	P	P	R	P	P	P	I	I	P	P
A29	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	I	R
A30	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	R	I

Figura D-6 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para a localidade de Irupi, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.



APÊNDICE E – Resultados adicionais do Electre III para a localidade de lúna, quando considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

Tabela E-1 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para a localidade de lúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	1	0.94	0.74	0.77	0.77	0.82	0.71	0.74	0.8	0.72	0.84	0.81	0.8	0.8	0.8	0.8	0.68	0.85	0.85	0.81	0.77	0.84	0.81	0.81	0.77	0.81
A02	0.78	1	0.61	0.59	0.73	0.73	0.65	0.68	0.68	0.65	0.68	0.72	0.68	0.68	0.68	0.68	0.65	0.73	0.73	0.79	0.75	0.79	0.68	0.68	0.75	0.68
A03	0.95	0.91	1	0.98	0.96	0.97	0.78	0.78	0.89	0.84	0.94	0.87	0.94	0.93	0.93	0.97	0.78	0.97	0.97	0.94	0.9	0.94	0.97	0.97	0.9	0.97
A04	0.93	0.89	0.92	1	0.87	0.9	0.75	0.75	0.86	0.84	0.94	0.84	0.94	0.9	0.9	0.94	0.73	0.93	0.93	0.89	0.89	0.92	0.92	0.92	0.89	0.92
A05	0.71	0.77	0.66	0.66	1	1	0.55	0.68	0.61	0.54	0.78	0.66	0.91	0.88	0.72	0.78	0.55	0.97	0.97	0.91	0.91	0.91	0.78	0.78	0.88	0.78
A06	0.71	0.77	0.62	0.63	0.95	1	0.52	0.68	0.61	0.5	0.75	0.62	0.85	0.82	0.68	0.78	0.52	0.97	0.97	0.88	0.85	0.88	0.78	0.78	0.82	0.78
A07	0.8	0.83	0.88	0.92	0.84	0.84	1	0.83	0.94	0.89	0.84	0.8	0.84	0.8	0.8	0.84	0.93	0.83	0.83	0.85	0.82	0.85	0.89	0.89	0.82	0.88
A08	0.7	0.81	0.66	0.72	0.93	0.92	0.67	1	0.87	0.71	0.84	0.66	0.93	0.83	0.79	0.86	0.68	0.92	0.92	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.84	0.88
A09	0.8	0.91	0.79	0.79	0.93	0.93	0.63	0.84	1	0.84	0.9	0.77	0.9	0.89	0.89	0.93	0.7	0.93	0.93	0.95	0.92	0.95	0.98	0.98	0.92	0.98
A13	0.89	0.91	0.96	0.94	0.94	0.97	0.78	0.89	1	1	0.94	0.87	0.94	0.93	0.93	0.97	0.78	0.97	0.97	0.9	0.87	0.94	0.94	0.94	0.87	0.94
A14	0.77	0.83	0.78	0.83	0.8	0.83	0.67	0.61	0.72	0.67	1	0.78	0.9	0.89	0.78	0.87	0.62	0.84	0.84	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A15	0.87	0.84	0.83	0.83	0.79	0.87	0.73	0.73	0.84	0.78	0.89	1	0.89	0.89	0.89	0.89	0.78	0.89	0.89	0.86	0.78	0.84	0.86	0.83	0.83	0.86
A16	0.56	0.62	0.55	0.61	0.63	0.77	0.46	0.52	0.54	0.44	0.75	0.62	1	0.96	0.7	0.8	0.48	0.8	0.83	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0.65	0.71	0.58	0.65	0.66	0.79	0.49	0.55	0.6	0.47	0.84	0.72	1	1	0.8	0.87	0.51	0.87	0.89	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A18	0.77	0.78	0.75	0.81	0.8	0.86	0.66	0.66	0.78	0.63	1	0.82	1	1	1	1	0.73	1	1	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.94	0.97
A19	0.72	0.78	0.71	0.77	0.79	0.86	0.61	0.58	0.7	0.59	1	0.81	0.95	0.95	0.83	1	0.63	0.99	0.99	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0.76	0.77	0.81	0.82	0.84	0.91	0.84	0.78	0.89	0.74	0.9	0.84	0.9	0.9	0.9	0.93	1	0.93	0.93	0.87	0.78	0.85	0.9	0.87	0.83	0.9
A21	0.57	0.62	0.54	0.6	0.8	0.86	0.5	0.58	0.5	0.42	0.79	0.61	0.86	0.83	0.65	0.79	0.5	1	1	0.88	0.8	0.86	0.75	0.73	0.77	0.75
A22	0.57	0.62	0.51	0.57	0.8	0.86	0.47	0.56	0.5	0.39	0.75	0.57	0.83	0.8	0.62	0.78	0.47	0.98	1	0.85	0.76	0.83	0.75	0.73	0.74	0.75
A24	0.57	0.56	0.59	0.59	0.69	0.72	0.44	0.5	0.51	0.49	0.59	0.59	0.75	0.71	0.59	0.65	0.44	0.69	0.72	1	0.9	0.87	0.65	0.65	0.84	0.68
A25	0.65	0.69	0.59	0.59	0.72	0.75	0.44	0.53	0.54	0.49	0.67	0.62	0.75	0.71	0.62	0.68	0.44	0.72	0.75	0.92	1	1	0.7	0.7	0.76	0.71
A26	0.65	0.69	0.62	0.62	0.75	0.75	0.46	0.53	0.54	0.51	0.7	0.65	0.75	0.71	0.65	0.68	0.46	0.75	0.75	0.92	0.97	1	0.7	0.7	0.72	0.71
A27	0.7	0.8	0.73	0.73	0.75	0.75	0.57	0.53	0.65	0.62	0.82	0.75	0.75	0.75	0.75	0.78	0.59	0.78	0.78	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0.75	0.86	0.75	0.75	0.78	0.78	0.59	0.56	0.67	0.64	0.84	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.59	0.78	0.78	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0.66	0.72	0.63	0.63	0.72	0.75	0.47	0.53	0.57	0.52	0.75	0.69	0.81	0.81	0.75	0.77	0.47	0.78	0.81	1	0.96	0.96	0.77	0.77	1	0.77
A30	0.73	0.83	0.75	0.75	0.78	0.78	0.59	0.56	0.72	0.64	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.59	0.78	0.78	0.96	0.94	0.94	0.9	0.94	0.94	1

Tabela E-2 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para a localidade de Iúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	1	0.94	0.74	0.77	0.77	0.82	0.71	0.74	0.8	0.72	0.84	0.81	0.8	0.8	0.8	0.8	0.68	0.85	0.85	0.81	0.77	0.84	0.81	0.81	0.77	0.81
A02	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.79	0.75	0.79	0	0	0.75	0
A03	0.95	0.91	1	0.98	0.96	0.97	0.78	0.78	0.89	0.84	0.94	0.87	0.94	0.93	0.93	0.97	0.78	0.97	0.97	0.94	0.9	0.94	0.97	0.97	0.9	0.97
A04	0.93	0.89	0.92	1	0.87	0.9	0.75	0.75	0.86	0.84	0.94	0.84	0.94	0.9	0.9	0.94	0.73	0.94	0.93	0.89	0.89	0.92	0.92	0.92	0.89	0.92
A05	0.71	0.77	0.66	0.66	1	1	0.55	0.68	0.61	0.54	0.78	0.66	0.91	0.88	0.72	0.78	0.55	0.97	0.97	0.91	0.91	0.91	0.78	0.78	0.88	0.78
A06	0.71	0.77	0.62	0.63	0.95	1	0.52	0.68	0.61	0.5	0.75	0.62	0.85	0.82	0.68	0.78	0.52	0.97	0.97	0.88	0.85	0.88	0.78	0.78	0.82	0.78
A07	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.93	0	0	0.85	0	0	0	0	0	0.88
A08	0.7	0.81	0.66	0.72	0.93	0.92	0.67	1	0.87	0.71	0.84	0.66	0.93	0.83	0.79	0.86	0.68	0.92	0.92	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.84	0.88
A09	0.8	0.91	0.79	0.79	0.93	0.93	0.63	0.84	1	0.84	0.9	0.77	0.9	0.89	0.89	0.93	0.7	0.93	0.93	0.95	0.92	0.95	0.98	0.98	0.92	0.98
A13	0.89	0.91	0.96	0.94	0.94	0.97	0.78	0.89	1	1	0.94	0.87	0.94	0.93	0.93	0.97	0.78	0.97	0.97	0.9	0.87	0.94	0.94	0.94	0.87	0.94
A14	0	0.3	0	0	0.79	0.83	0.67	0.31	0.52	0.12	1	0	0.9	0.89	0.78	0.87	0.62	0.84	0.84	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A15	0.87	0.84	0.83	0.83	0.8	0.87	0.73	0.73	0.84	0.78	0.89	1	0.89	0.89	0.89	0.89	0.78	0.89	0.89	0.86	0.78	0.84	0.86	0.83	0.83	0.86
A16	0	0.62	0	0	0	0	0	0	0	0	0.43	0	1	0.96	0	0	0	0	0	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0	0.71	0	0	0	0	0	0	0	0	0.77	0	1	1	0	0	0	0	0	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A18	0.77	0.78	0.75	0.81	0.8	0.86	0.66	0.66	0.78	0.63	1	0.82	1	1	1	1	0.73	1	1	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.94	0.97
A19	0.72	0.78	0.71	0.77	0.79	0.86	0.61	0.58	0.7	0.59	1	0	0.95	0.95	0.83	1	0.63	0.99	0.99	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	0.4	0.62	0.52	0.44	0.8	0.86	0.5	0.58	0.5	0.42	0.79	0	0.86	0.83	0.65	0.79	0.5	1	1	0.88	0.8	0.86	0.75	0.73	0.77	0.75
A22	0.4	0.62	0.47	0.4	0.8	0.86	0.47	0.56	0.5	0.37	0.75	0	0.83	0.8	0.62	0.78	0.47	0.98	1	0.85	0.76	0.83	0.75	0.73	0.74	0.75
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.9	0.87	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0.77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.75	0.75	0	0	0	0	0	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0	0.86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.78	0.78	0	0	0	0	0	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0	0.72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.96	0.96	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.96	0	0	0	0	0	1

Figura E-1 – Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, após destilações descendente e ascendente, para a localidade de Iúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

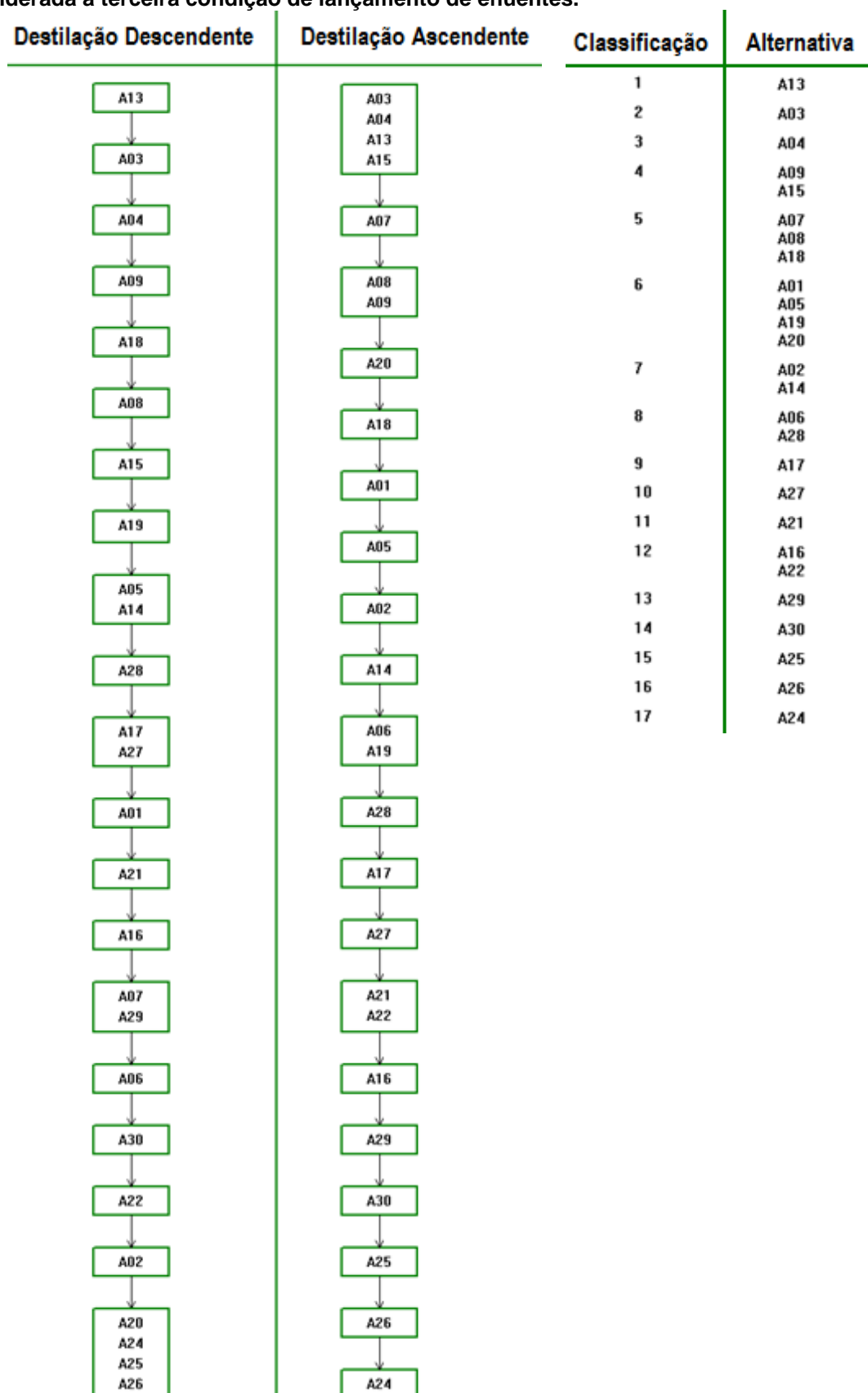


Figura E-2 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para a localidade de Lúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

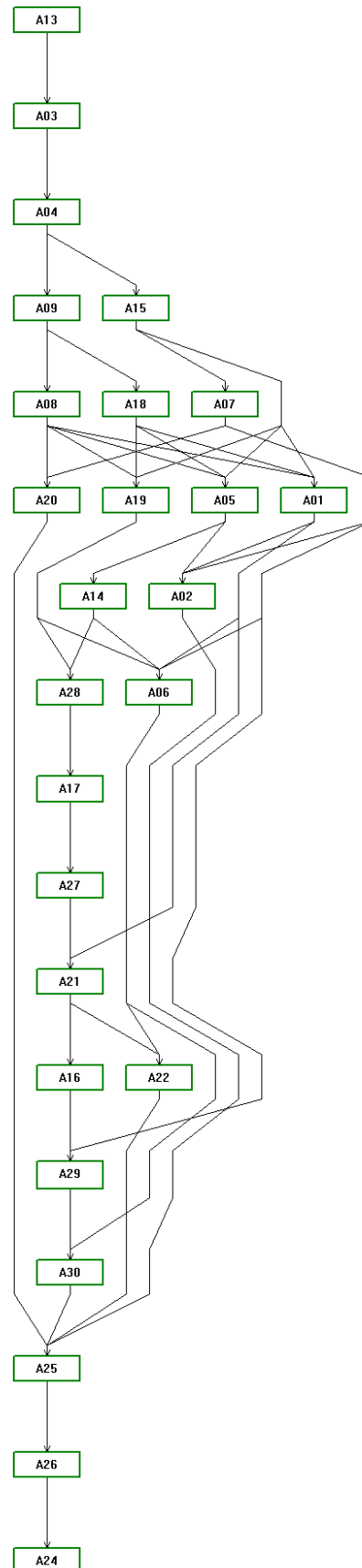


Tabela E-4 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para a localidade de Lúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A03	A04	A07	A09	A13	A14	A15	A18	A19	A20	A27	A28	A30
A01	1	0.94	0.73	0.76	0.7	0.79	0.71	0.83	0.81	0.79	0.79	0.67	0.8	0.8	0.8
A02	0.77	1	0.59	0.58	0.64	0.67	0.64	0.67	0.71	0.67	0.67	0.64	0.67	0.67	0.67
A03	0.95	0.91	1	0.98	0.77	0.89	0.84	0.94	0.87	0.93	0.97	0.77	0.97	0.97	0.97
A04	0.93	0.89	0.91	1	0.74	0.86	0.83	0.94	0.83	0.9	0.94	0.72	0.92	0.92	0.92
A07	0.8	0.82	0.87	0.92	1	0.93	0.88	0.84	0.79	0.79	0.83	0.93	0.88	0.88	0.88
A09	0.79	0.91	0.79	0.79	0.62	1	0.83	0.9	0.76	0.89	0.93	0.69	0.98	0.98	0.98
A13	0.89	0.91	0.96	0.94	0.77	1	1	0.94	0.87	0.93	0.97	0.77	0.94	0.93	0.93
A14	0.76	0.83	0.77	0.83	0.66	0.71	0.66	1	0.77	0.77	0.87	0.61	0.96	0.96	0.97
A15	0.86	0.83	0.82	0.82	0.72	0.84	0.77	0.89	1	0.89	0.89	0.77	0.86	0.83	0.86
A18	0.76	0.77	0.74	0.81	0.64	0.77	0.62	1	0.81	1	1	0.72	0.97	0.94	0.97
A19	0.71	0.77	0.7	0.76	0.6	0.69	0.58	1	0.8	0.83	1	0.62	0.97	0.94	0.97
A20	0.75	0.76	0.8	0.81	0.83	0.88	0.74	0.9	0.84	0.89	0.93	1	0.9	0.87	0.9
A27	0.69	0.8	0.72	0.72	0.55	0.63	0.61	0.82	0.74	0.74	0.77	0.58	1	1	0.95
A28	0.74	0.85	0.74	0.74	0.58	0.66	0.63	0.83	0.77	0.77	0.77	0.58	0.96	1	0.9
A30	0.72	0.83	0.74	0.74	0.58	0.71	0.63	0.77	0.77	0.77	0.77	0.58	0.89	0.94	1

Figura E-3 – Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, após destilações descendente e ascendente, para a localidade de Iúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

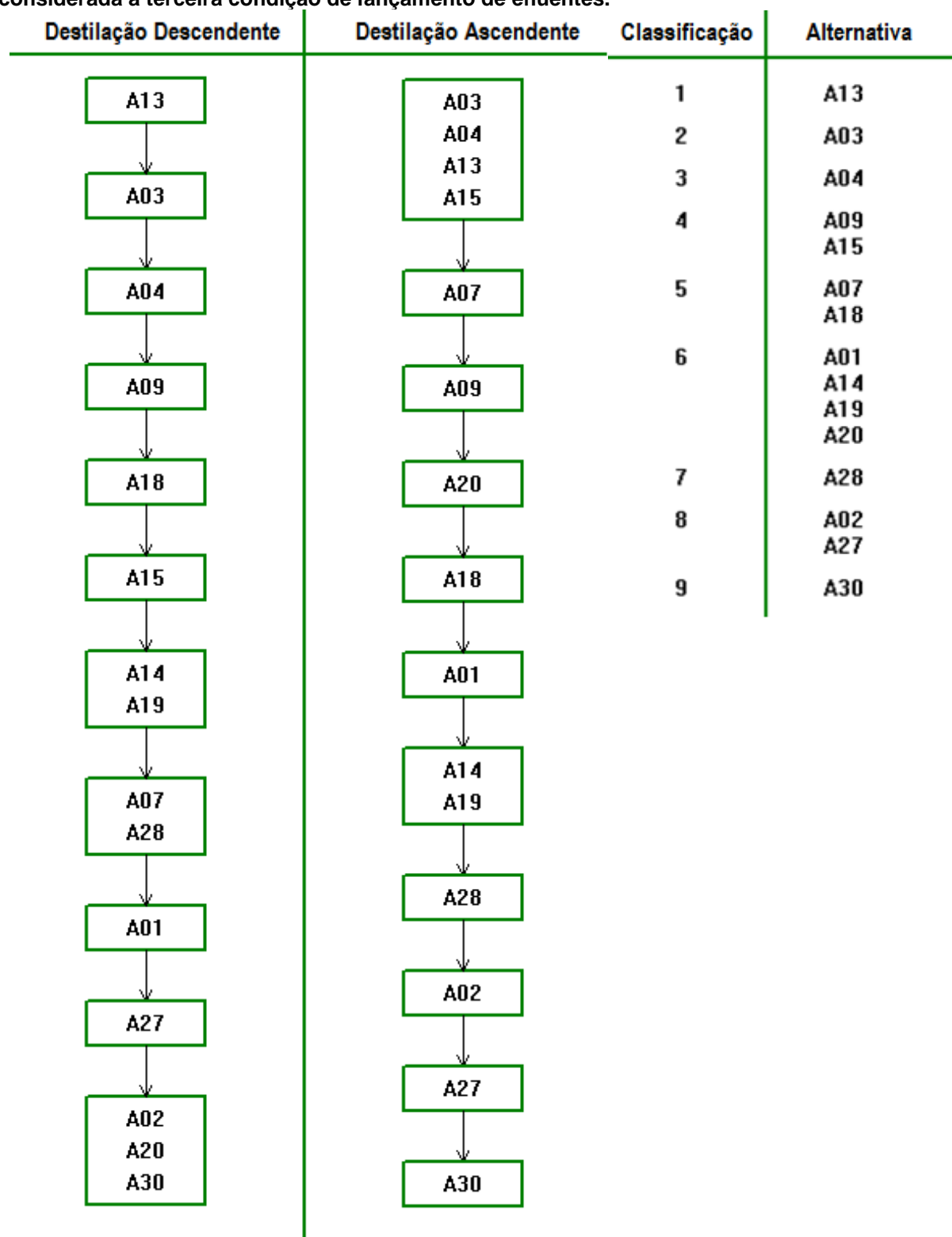


Figura E-4 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para a localidade de lúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

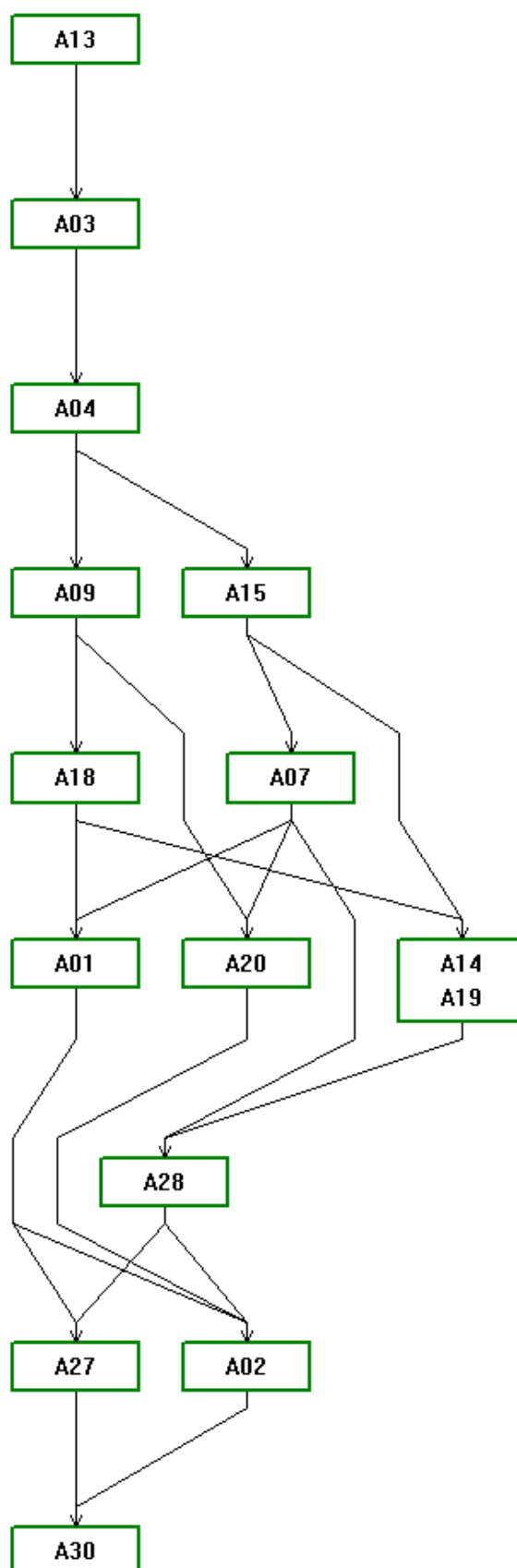


Tabela E-7 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para a localidade de Iúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A05	A06	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	1	0.94	0.77	0.82	0.84	0.81	0.8	0.8	0.8	0.8	0.68	0.85	0.85	0.81	0.77	0.84	0.81	0.81	0.77	0.81
A02	0.78	1	0.73	0.73	0.68	0.72	0.68	0.68	0.68	0.68	0.65	0.73	0.73	0.79	0.75	0.79	0.68	0.68	0.75	0.68
A05	0.71	0.77	1	1	0.78	0.66	0.91	0.88	0.72	0.78	0.55	0.97	0.97	0.91	0.91	0.91	0.78	0.78	0.88	0.78
A06	0.71	0.77	0.95	1	0.75	0.62	0.85	0.82	0.68	0.78	0.52	0.97	0.97	0.88	0.85	0.88	0.78	0.78	0.82	0.78
A14	0.77	0.83	0.8	0.83	1	0.78	0.9	0.89	0.78	0.87	0.62	0.84	0.84	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A15	0.87	0.84	0.79	0.87	0.89	1	0.89	0.89	0.89	0.89	0.78	0.89	0.89	0.86	0.78	0.84	0.86	0.83	0.83	0.86
A16	0.56	0.62	0.63	0.77	0.75	0.62	1	0.96	0.7	0.8	0.48	0.8	0.83	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0.65	0.71	0.66	0.79	0.84	0.72	1	1	0.8	0.87	0.51	0.87	0.89	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A18	0.77	0.78	0.8	0.86	1	0.82	1	1	1	1	0.73	1	1	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.94	0.97
A19	0.72	0.78	0.79	0.86	1	0.81	0.95	0.95	0.83	1	0.63	0.99	0.99	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0.76	0.77	0.84	0.91	0.9	0.84	0.9	0.9	0.9	0.93	1	0.93	0.93	0.87	0.78	0.85	0.9	0.87	0.83	0.9
A21	0.57	0.62	0.8	0.86	0.79	0.61	0.86	0.83	0.65	0.79	0.5	1	1	0.88	0.8	0.86	0.75	0.73	0.77	0.75
A22	0.57	0.62	0.8	0.86	0.75	0.57	0.83	0.8	0.62	0.78	0.47	0.98	1	0.85	0.76	0.83	0.75	0.73	0.74	0.75
A24	0.57	0.56	0.69	0.72	0.59	0.59	0.75	0.71	0.59	0.65	0.44	0.69	0.72	1	0.9	0.87	0.65	0.65	0.84	0.68
A25	0.65	0.69	0.72	0.75	0.67	0.62	0.75	0.71	0.62	0.68	0.44	0.72	0.75	0.92	1	1	0.7	0.7	0.76	0.71
A26	0.65	0.69	0.75	0.75	0.7	0.65	0.75	0.71	0.65	0.68	0.46	0.75	0.75	0.92	0.97	1	0.7	0.7	0.72	0.71
A27	0.7	0.8	0.75	0.75	0.82	0.75	0.75	0.75	0.75	0.78	0.59	0.78	0.78	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0.75	0.86	0.78	0.78	0.84	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.59	0.78	0.78	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0.66	0.72	0.72	0.75	0.75	0.69	0.81	0.81	0.75	0.77	0.47	0.78	0.81	1	0.96	0.96	0.77	0.77	1	0.77
A30	0.73	0.83	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.59	0.78	0.78	0.96	0.94	0.94	0.9	0.94	0.94	1

Tabela E-8 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para a localidade de Iúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A05	A06	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	1	0.94	0.77	0.82	0.84	0.81	0.8	0.8	0.8	0.8	0.68	0.85	0.85	0.81	0.77	0.84	0.81	0.81	0.77	0.81
A02	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.79	0.75	0.79	0	0	0.75	0
A05	0.71	0.77	1	1	0.78	0.66	0.91	0.88	0.72	0.78	0.55	0.97	0.97	0.91	0.91	0.91	0.78	0.78	0.88	0.78
A06	0.71	0.77	0.95	1	0.75	0.62	0.85	0.82	0.68	0.78	0.52	0.97	0.97	0.88	0.85	0.88	0.78	0.78	0.82	0.78
A14	0	0.3	0.79	0.83	1	0	0.9	0.89	0.78	0.87	0.62	0.84	0.84	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A15	0.87	0.84	0.8	0.87	0.89	1	0.89	0.89	0.89	0.89	0.78	0.89	0.89	0.86	0.78	0.84	0.86	0.83	0.83	0.86
A16	0	0.62	0	0	0.43	0	1	0.96	0	0	0	0	0	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0	0.71	0	0	0.77	0	1	1	0	0	0	0	0	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A18	0.77	0.78	0.8	0.86	1	0.82	1	1	1	1	0.73	1	1	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.94	0.97
A19	0.72	0.78	0.79	0.86	1	0	0.95	0.95	0.83	1	0.63	0.99	0.99	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	0.4	0.62	0.8	0.86	0.79	0	0.86	0.83	0.65	0.79	0.5	1	1	0.88	0.8	0.86	0.75	0.73	0.77	0.75
A22	0.4	0.62	0.8	0.86	0.75	0	0.83	0.8	0.62	0.78	0.47	0.98	1	0.85	0.76	0.83	0.75	0.73	0.74	0.75
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.9	0.87	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0.77	0	0	0	0	0.75	0.75	0	0	0	0	0	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0	0.86	0	0	0	0	0.78	0.78	0	0	0	0	0	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0	0.72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.96	0.96	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.96	0	0	0	0	0	1

Figura E-5 – Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, após destilações descendente e ascendente, para a localidade de Iúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

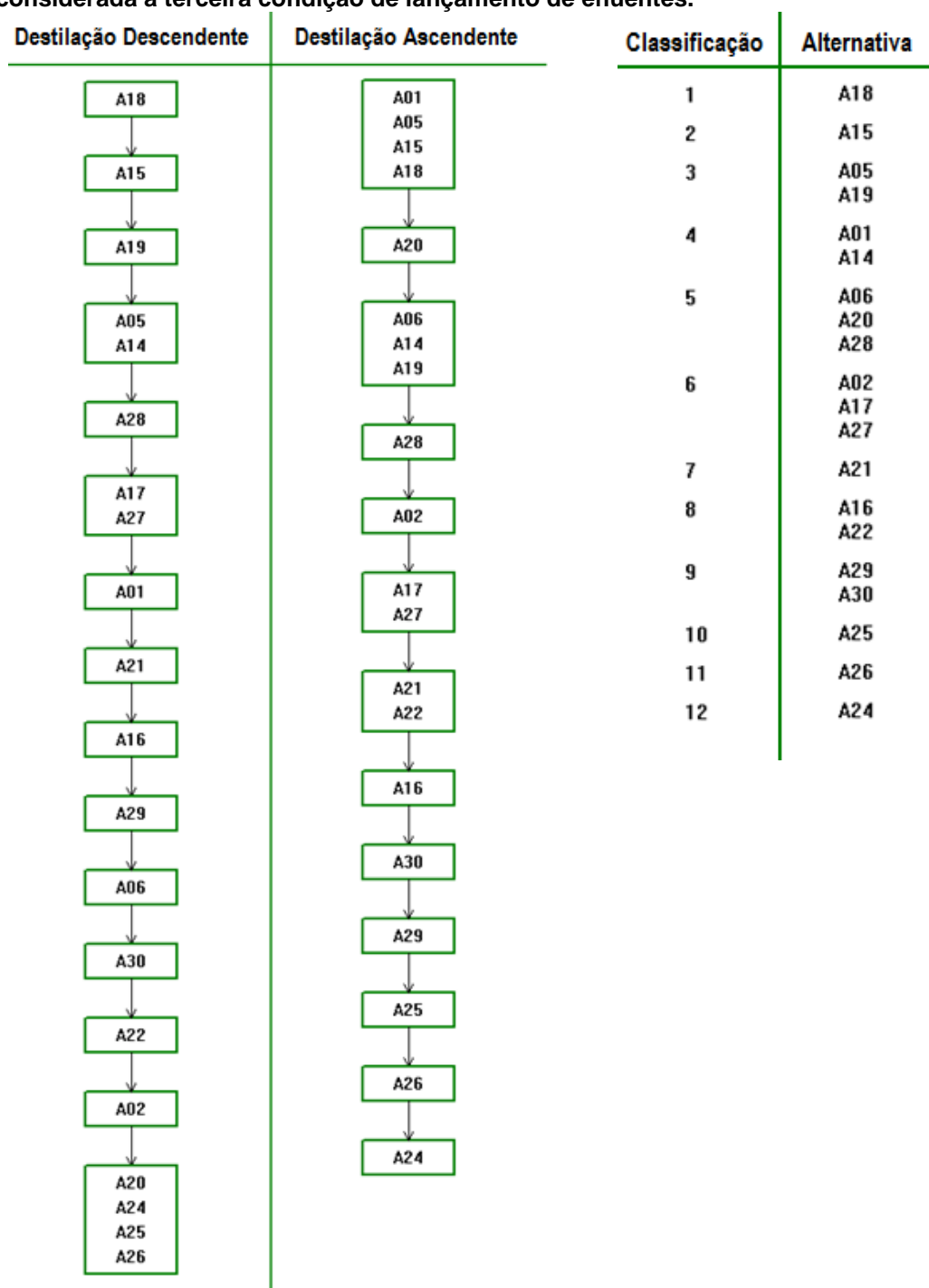
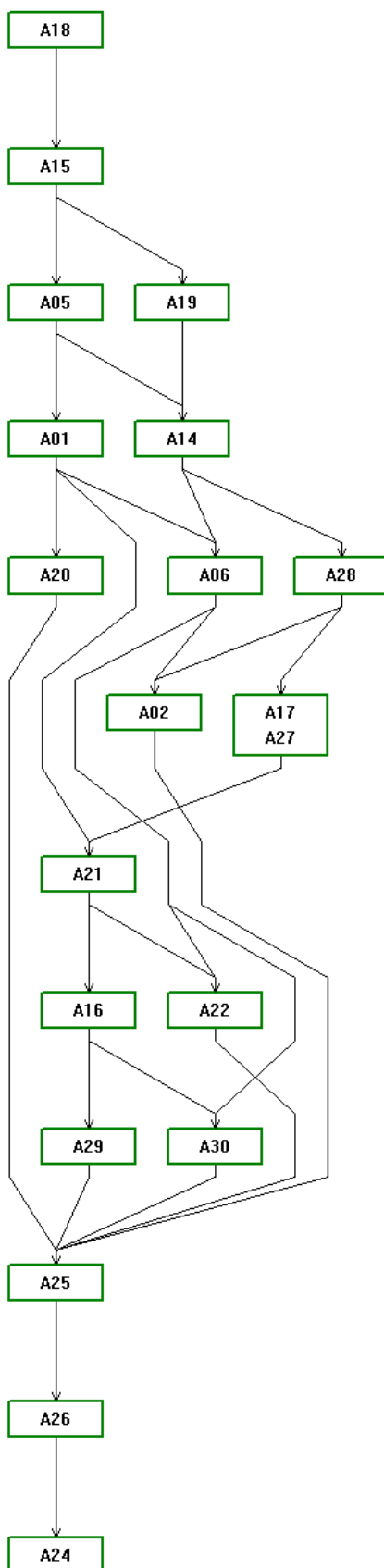


Tabela E-9 – Matriz de classificação dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para a localidade de Iúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

X	A01	A02	A05	A06	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	I	P	P	P	R	P	P	R	P	R	P	P	P	P	P	P	R	R	P	P
A02	P	I	P	P	P	P	R	R	P	P	R	R	R	P	P	P	R	P	R	R
A05	P	P	I	P	P	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A06	P	P	P	I	P	P	R	R	P	P	R	R	P	P	P	P	R	R	R	P
A14	R	P	P	P	I	P	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A15	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A16	P	R	P	R	P	P	I	P	P	P	R	P	R	P	P	P	P	P	P	P
A17	R	R	P	R	P	P	P	I	P	P	R	P	P	P	P	P	I	P	P	P
A18	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A19	R	P	R	P	P	P	P	P	P	I	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A20	P	R	P	R	R	P	R	R	P	R	I	R	R	P	P	P	R	R	R	R
A21	P	R	P	R	P	P	P	P	P	P	R	I	P	P	P	P	P	P	P	P
A22	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	R	P	I	P	P	P	P	P	R	R
A24	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P
A25	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P
A26	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P
A27	R	R	P	R	P	P	P	I	P	P	R	P	P	P	P	P	I	P	P	P
A28	R	P	P	R	P	P	P	P	P	R	R	P	P	P	P	P	P	I	P	P
A29	P	R	P	R	P	P	P	P	P	R	P	R	R	P	P	P	P	P	I	R
A30	P	R	P	P	P	P	P	P	P	R	P	R	R	P	P	P	P	P	R	I

Figura E-6 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para a localidade de Lúna, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.



APÊNDICE F – Resultados adicionais do Electre III para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, quando considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

Tabela F-1 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

X	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A02	1	0.55	0.52	0.71	0.71	0.63	0.68	0.68	0.63	0.68	0.65	0.68	0.68	0.68	0.68	0.63	0.71	0.71	0.84	0.81	0.84	0.68	0.68	0.81	0.68
A03	0.93	1	0.97	0.95	0.96	0.86	0.86	0.92	0.87	0.93	0.82	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.93	0.9	0.93	0.96	0.96	0.9	0.96
A04	0.92	0.92	1	0.88	0.91	0.83	0.83	0.9	0.87	0.95	0.8	0.94	0.91	0.9	0.93	0.81	0.93	0.93	0.9	0.9	0.93	0.93	0.93	0.9	0.92
A05	0.82	0.61	0.61	1	1	0.61	0.72	0.64	0.57	0.83	0.61	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.82	0.55	0.56	0.96	1	0.56	0.72	0.64	0.49	0.8	0.58	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A07	0.79	0.83	0.86	0.78	0.77	1	0.84	0.89	0.85	0.78	0.74	0.78	0.74	0.74	0.77	0.93	0.77	0.77	0.79	0.76	0.79	0.82	0.82	0.76	0.82
A08	0.84	0.58	0.62	0.92	0.92	0.65	1	0.89	0.66	0.85	0.59	0.93	0.83	0.8	0.86	0.71	0.92	0.92	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.85	0.88
A09	0.93	0.69	0.69	0.93	0.93	0.65	0.89	1	0.77	0.9	0.68	0.9	0.89	0.89	0.92	0.76	0.93	0.93	0.95	0.92	0.95	0.98	0.97	0.92	0.97
A13	0.93	0.93	0.9	0.94	0.96	0.86	0.94	1	1	0.93	0.82	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.9	0.87	0.93	0.93	0.93	0.87	0.93
A14	0.83	0.69	0.74	0.75	0.77	0.7	0.6	0.66	0.61	1	0.69	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A15	0.89	0.86	0.86	0.84	0.9	0.82	0.82	0.88	0.82	0.92	1	0.92	0.92	0.92	0.92	0.86	0.92	0.92	0.9	0.83	0.88	0.9	0.88	0.87	0.9
A16	0.63	0.45	0.51	0.52	0.67	0.47	0.5	0.48	0.36	0.68	0.51	1	0.96	0.63	0.75	0.49	0.72	0.77	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0.73	0.47	0.53	0.57	0.72	0.5	0.55	0.56	0.38	0.78	0.61	1	1	0.74	0.83	0.52	0.8	0.85	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.79	0.68	0.74	0.78	0.83	0.7	0.71	0.78	0.58	1	0.74	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.79	0.61	0.67	0.76	0.83	0.63	0.58	0.65	0.52	1	0.72	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0.77	0.73	0.74	0.81	0.87	0.77	0.8	0.86	0.67	0.86	0.77	0.86	0.85	0.85	0.88	1	0.89	0.89	0.83	0.76	0.82	0.86	0.84	0.8	0.86
A21	0.65	0.5	0.57	0.78	0.83	0.57	0.58	0.49	0.41	0.83	0.56	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.65	0.45	0.51	0.78	0.83	0.51	0.57	0.49	0.36	0.8	0.54	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0.51	0.48	0.48	0.56	0.61	0.44	0.47	0.45	0.4	0.48	0.48	0.66	0.63	0.48	0.55	0.44	0.56	0.61	1	0.85	0.8	0.55	0.55	0.76	0.63
A25	0.65	0.48	0.48	0.61	0.66	0.44	0.52	0.5	0.4	0.61	0.53	0.66	0.63	0.53	0.6	0.44	0.61	0.66	0.92	1	1	0.63	0.63	0.68	0.68
A26	0.65	0.53	0.53	0.66	0.66	0.49	0.52	0.5	0.45	0.66	0.58	0.66	0.63	0.58	0.6	0.49	0.66	0.66	0.92	0.97	1	0.63	0.63	0.65	0.68
A27	0.81	0.62	0.62	0.67	0.67	0.58	0.53	0.59	0.54	0.78	0.66	0.66	0.66	0.66	0.69	0.6	0.69	0.69	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0.85	0.64	0.64	0.69	0.69	0.6	0.55	0.61	0.56	0.79	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0.73	0.5	0.5	0.61	0.66	0.47	0.52	0.53	0.43	0.68	0.58	0.76	0.76	0.68	0.73	0.47	0.71	0.76	1	0.95	0.95	0.73	0.73	1	0.73
A30	0.83	0.64	0.64	0.69	0.69	0.6	0.55	0.66	0.56	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	0.92	0.9	0.9	0.85	0.9	0.9	1

Tabela F-2 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,84	0,81	0,84	0	0	0,81	0
A03	0,93	1	0,97	0,95	0,96	0,86	0,86	0,92	0,87	0,93	0,82	0,93	0,93	0,93	0,96	0,86	0,96	0,96	0,93	0,9	0,93	0,96	0,96	0,9	0,96
A04	0,92	0,92	1	0,88	0,91	0,83	0,83	0,9	0,87	0,95	0,8	0,94	0,91	0,9	0,93	0,81	0,93	0,93	0,9	0,9	0,93	0,93	0,93	0,9	0,92
A05	0,82	0,61	0,61	1	1	0,61	0,72	0,64	0,57	0,83	0,61	0,94	0,91	0,72	0,83	0,61	0,97	0,97	0,94	0,94	0,94	0,83	0,83	0,91	0,83
A06	0,82	0,55	0,56	0,96	1	0,56	0,72	0,64	0,49	0,8	0,58	0,88	0,85	0,69	0,83	0,56	0,97	0,97	0,91	0,88	0,91	0,83	0,83	0,86	0,83
A07	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,93	0	0	0,79	0	0	0	0	0	0,82
A08	0,84	0,58	0,62	0,92	0,92	0,65	1	0,89	0,66	0,85	0,59	0,93	0,83	0,8	0,86	0,71	0,92	0,92	0,94	0,91	0,94	0,91	0,91	0,85	0,88
A09	0,93	0,69	0,69	0,93	0,93	0,65	0,89	1	0,77	0,9	0,68	0,9	0,89	0,89	0,92	0,76	0,93	0,93	0,95	0,92	0,95	0,98	0,97	0,92	0,97
A13	0,93	0,93	0,9	0,94	0,96	0,86	0,94	1	1	0,93	0,82	0,93	0,93	0,93	0,96	0,86	0,96	0,96	0,9	0,87	0,93	0,93	0,93	0,87	0,93
A14	0,3	0	0	0,58	0,68	0,7	0,29	0,38	0,094	1	0	0,85	0,84	0,69	0,81	0,65	0,78	0,78	0,97	0,95	1	0,96	0,96	0,84	0,97
A15	0,89	0,86	0,86	0,84	0,9	0,82	0,82	0,88	0,82	0,92	1	0,92	0,92	0,92	0,92	0,86	0,92	0,92	0,9	0,83	0,88	0,9	0,88	0,87	0,9
A16	0,63	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	1	0,96	0	0	0	0	0	0,97	0,91	0,91	0,84	0,82	0,92	0,81
A17	0,73	0	0	0	0	0	0	0	0	0,52	0	1	1	0	0	0	0	0	0,97	0,91	0,96	0,92	0,9	0,95	0,92
A18	0,79	0,68	0,74	0,78	0,83	0,7	0,71	0,78	0,58	1	0,74	1	1	1	1	0,81	1	1	0,97	0,91	0,96	0,97	0,95	0,95	0,97
A19	0,79	0,61	0,6	0,76	0,83	0,63	0,58	0,65	0,52	1	0	0,92	0,92	0,75	1	0,65	0,99	0,99	0,97	0,91	0,96	0,97	0,95	0,86	0,97
A20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	0,65	0,46	0,39	0,78	0,83	0,57	0,58	0,49	0,41	0,83	0	0,85	0,83	0,61	0,83	0,56	1	1	0,91	0,84	0,9	0,8	0,78	0,77	0,8
A22	0,65	0,35	0,31	0,78	0,83	0,51	0,57	0,49	0,33	0,8	0	0,83	0,8	0,58	0,83	0,51	0,98	1	0,88	0,82	0,87	0,8	0,78	0,75	0,8
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,85	0,8	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,92	0,97	1	0	0	0	0
A27	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,66	0,66	0	0	0	0	0	0,97	0,95	0,95	1	1	0,87	0,95
A28	0,85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,69	0,69	0	0	0	0	0	1	1	1	0,95	1	0,9	0,9
A29	0,73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,95	0,95	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,92	0	0	0	0	0	1

Figura F-1– Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

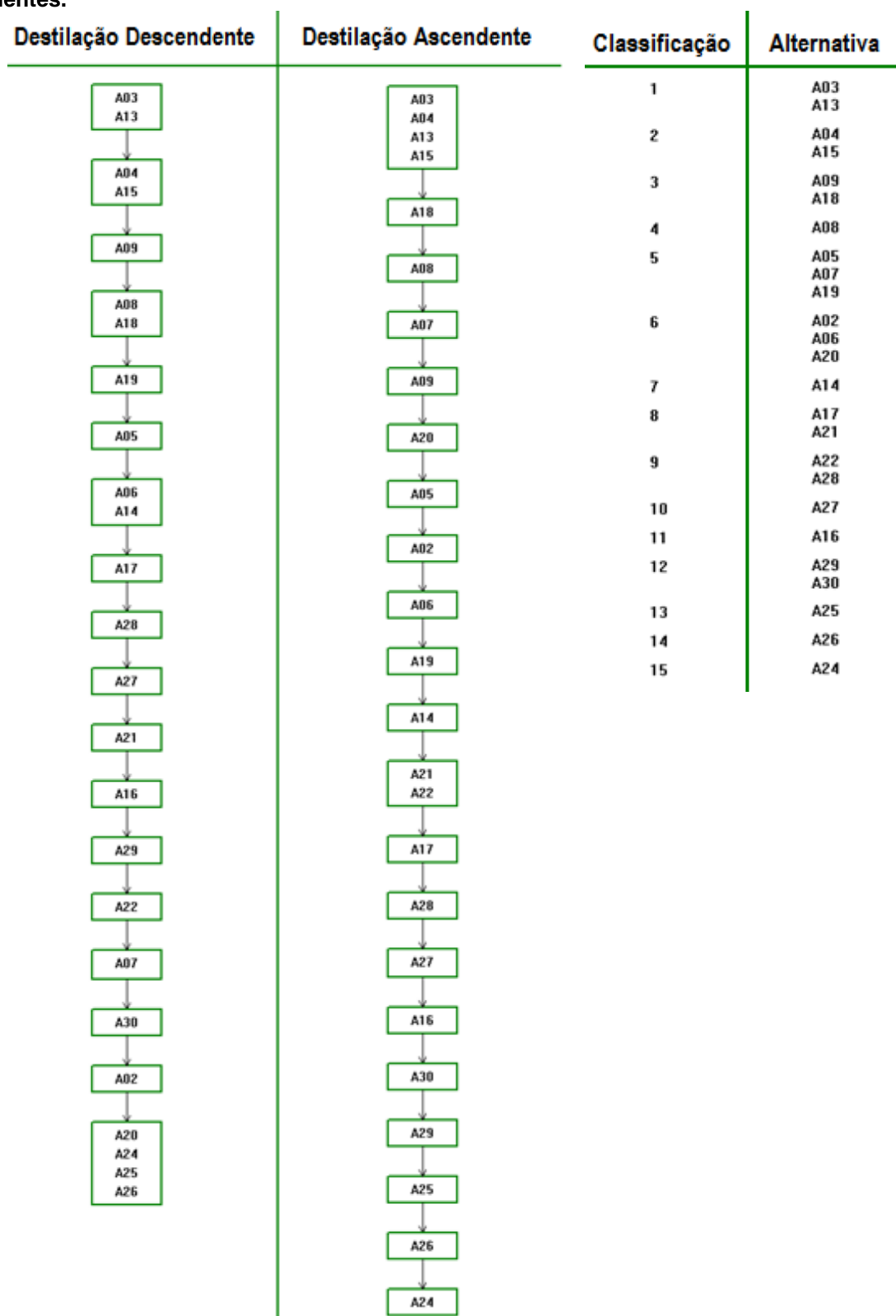


Tabela F-3 – Matriz de classificação dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A02	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	R	P ⁻	R	R	R	R	P	P	P	R	R	R	R
A03	P	I	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A04	P	P ⁻	I	P	P	P	P	P	P ⁻	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A05	P	P ⁻	P ⁻	I	P	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P	P	P ⁻	R	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A06	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	I	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P	P	P ⁻	R	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A07	P	P ⁻	P ⁻	R	R	I	P ⁻	R	P ⁻	R	P ⁻	R	R	P ⁻	R	P	R	R	P	P	P	R	R	R	P
A08	P	P ⁻	P ⁻	P	P	P	I	R	P ⁻	P	P ⁻	P	P	P ⁻	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A09	P	P ⁻	P ⁻	P	P	R	R	I	P ⁻	P	P ⁻	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A13	P	I	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A14	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	I	P ⁻	P	P	P ⁻	P ⁻	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A15	P	P ⁻	I	P	P	P	P	P	P ⁻	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A16	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	P	P	P	P ⁻	P ⁻	P	P
A17	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	I	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	P	P	P	P
A18	P	P ⁻	P ⁻	P	P	P	P	R	P ⁻	P	P ⁻	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A19	R	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P	P	P ⁻	I	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A20	R	P ⁻	P ⁻	R	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	R	P ⁻	R	I	R	R	P	P	P	R	R	R	R
A21	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	R	P ⁻	P ⁻	R	I	P	P	P	P	R	R	P	P
A22	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	I	P	P	P	R	R	R	P
A24	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A25	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	I	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A26	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A27	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	I	P ⁻	P	P
A28	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	P	I	P	P
A29	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	P	P	P	P ⁻	P ⁻	I	R
A30	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P	P	P	P ⁻	P ⁻	R	I

Figura F-2 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

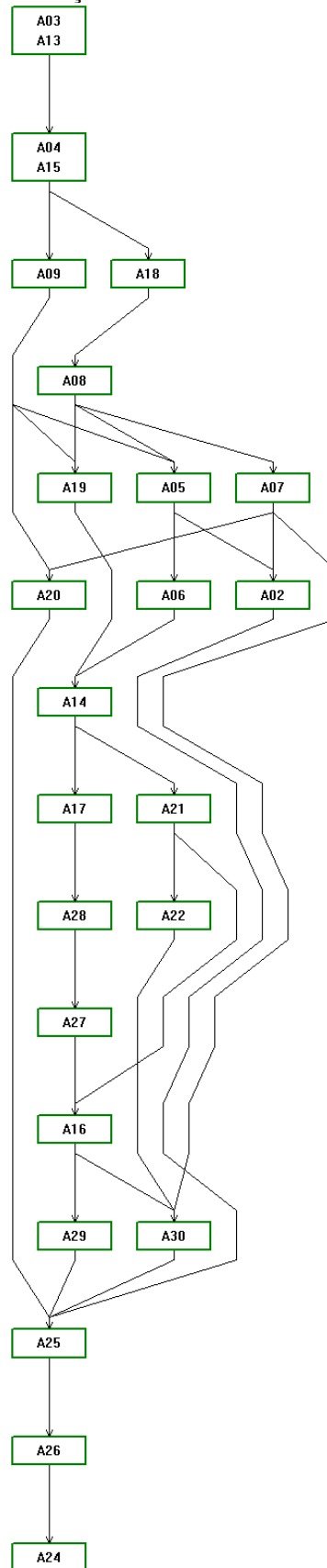


Tabela F-4 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

	A02	A03	A04	A07	A09	A10	A11	A12	A13	A14	A15	A18	A19	A20	A23	A27	A28	A30
A02	1	0.54	0.51	0.62	0.67	0.56	0.56	0.6	0.62	0.67	0.64	0.67	0.67	0.62	0.62	0.67	0.67	0.67
A03	0.92	1	0.97	0.86	0.92	0.74	0.81	0.83	0.87	0.93	0.82	0.92	0.95	0.86	0.88	0.96	0.96	0.95
A04	0.92	0.92	1	0.83	0.89	0.74	0.81	0.83	0.87	0.94	0.79	0.9	0.93	0.81	0.83	0.93	0.92	0.92
A07	0.78	0.82	0.86	1	0.89	0.66	0.69	0.84	0.84	0.78	0.73	0.73	0.77	0.93	0.83	0.82	0.81	0.81
A09	0.93	0.68	0.68	0.64	1	0.58	0.58	0.66	0.76	0.9	0.67	0.89	0.92	0.76	0.86	0.97	0.97	0.97
A10	0.88	0.89	0.89	0.89	0.89	1	0.81	0.92	0.89	0.86	0.75	0.86	0.92	0.89	0.92	0.89	0.89	0.86
A11	0.91	1	1	1	1	0.92	1	1	1	0.91	0.8	0.91	0.94	0.99	1	0.91	0.91	0.91
A12	0.9	0.97	0.87	0.87	0.89	0.7	0.78	1	0.89	0.91	0.8	0.9	0.96	0.87	1	0.94	0.93	0.91
A13	0.92	0.92	0.89	0.86	1	0.64	0.71	0.95	1	0.93	0.82	0.92	0.95	0.86	0.96	0.93	0.93	0.93
A14	0.83	0.68	0.73	0.69	0.65	0.51	0.51	0.56	0.6	1	0.68	0.68	0.81	0.64	0.57	0.96	0.96	0.97
A15	0.89	0.86	0.86	0.82	0.88	0.62	0.66	0.78	0.82	0.92	1	0.92	0.92	0.86	0.88	0.89	0.87	0.89
A18	0.78	0.67	0.73	0.69	0.77	0.49	0.49	0.53	0.57	1	0.73	1	1	0.8	0.83	0.97	0.95	0.97
A19	0.78	0.59	0.66	0.62	0.64	0.47	0.47	0.47	0.5	1	0.71	0.74	1	0.64	0.75	0.97	0.95	0.97
A20	0.77	0.72	0.74	0.76	0.85	0.57	0.56	0.66	0.66	0.86	0.76	0.85	0.88	1	0.89	0.85	0.83	0.85
A23	0.73	0.71	0.71	0.71	0.63	0.51	0.52	0.67	0.57	0.93	0.7	0.7	0.98	0.75	1	0.95	0.93	0.92
A27	0.8	0.6	0.6	0.57	0.58	0.49	0.49	0.49	0.53	0.78	0.65	0.65	0.68	0.59	0.51	1	1	0.95
A28	0.85	0.63	0.63	0.59	0.6	0.54	0.54	0.51	0.55	0.78	0.68	0.68	0.68	0.59	0.51	0.95	1	0.9
A30	0.83	0.63	0.63	0.59	0.65	0.51	0.51	0.51	0.55	0.68	0.68	0.68	0.68	0.59	0.51	0.84	0.89	1

Figura F-3– Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

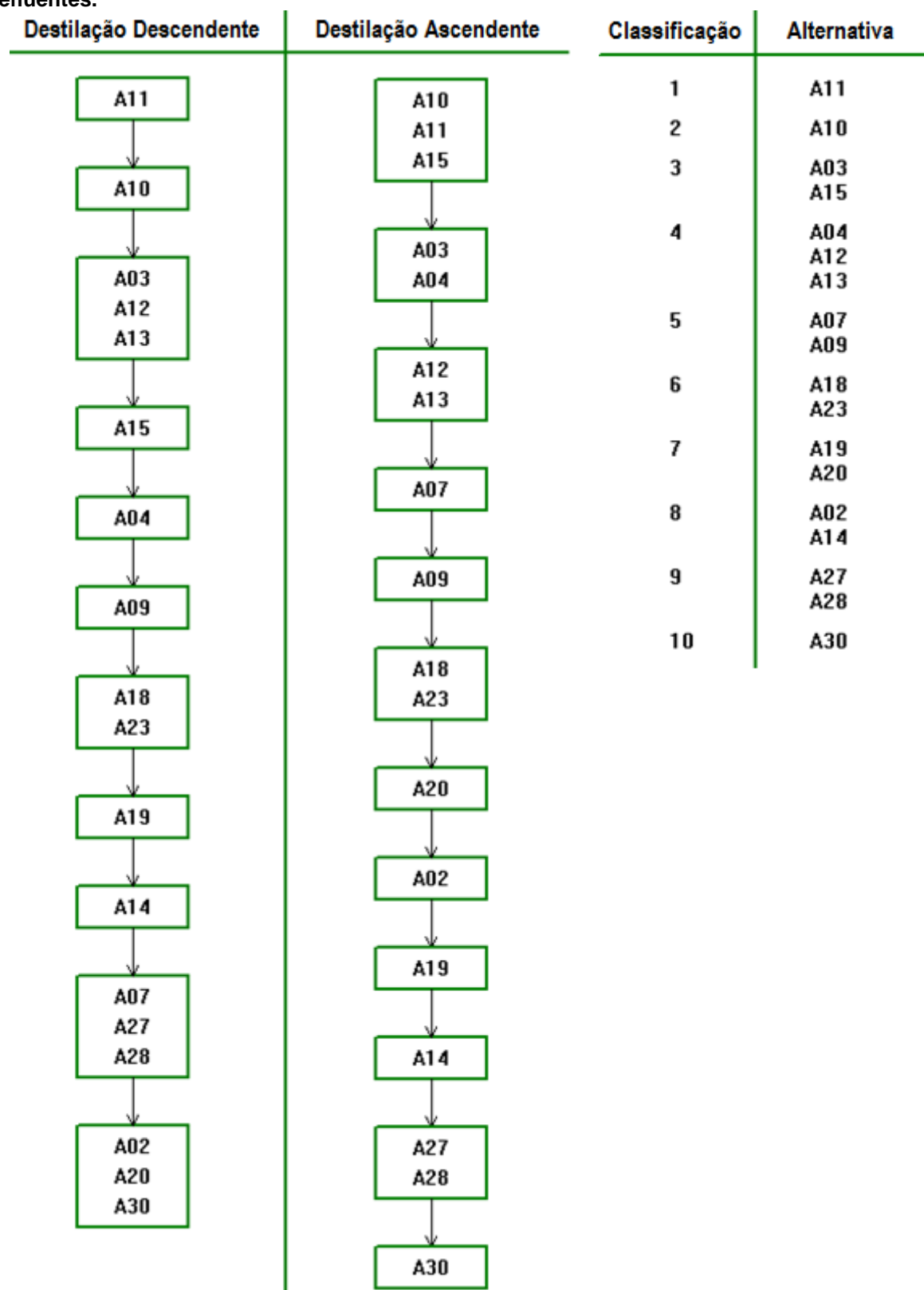


Figura F-4 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

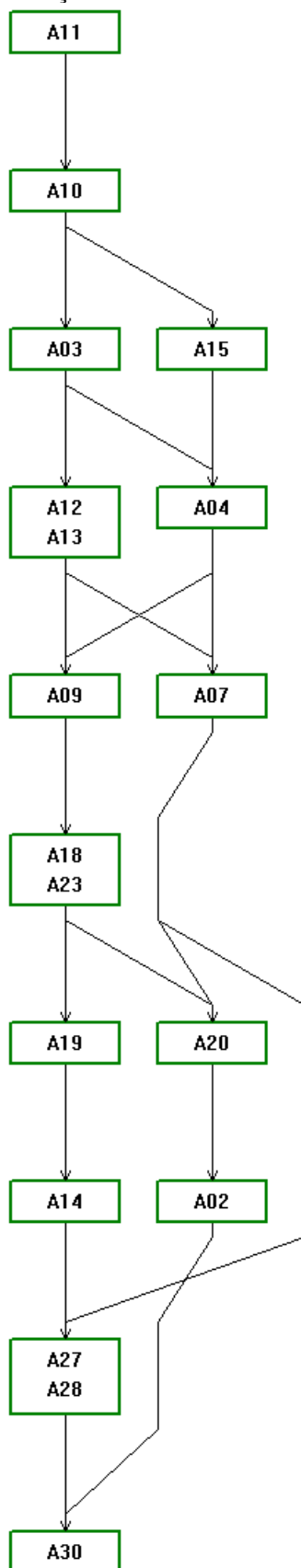


Tabela F-7 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

X	A02	A05	A06	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A02	1	0.71	0.71	0.68	0.65	0.68	0.68	0.68	0.68	0.63	0.71	0.71	0.84	0.81	0.84	0.68	0.68	0.81	0.68
A05	0.82	1	1	0.83	0.61	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.82	0.96	1	0.8	0.58	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A14	0.83	0.75	0.77	1	0.69	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A15	0.89	0.84	0.9	0.92	1	0.92	0.92	0.92	0.92	0.86	0.92	0.92	0.9	0.83	0.88	0.9	0.88	0.87	0.9
A16	0.63	0.52	0.67	0.68	0.51	1	0.96	0.63	0.75	0.49	0.72	0.77	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0.73	0.57	0.72	0.78	0.61	1	1	0.74	0.83	0.52	0.8	0.85	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.79	0.78	0.83	1	0.74	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.79	0.76	0.83	1	0.72	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0.77	0.81	0.87	0.86	0.77	0.86	0.85	0.85	0.88	1	0.89	0.89	0.83	0.76	0.82	0.86	0.84	0.8	0.86
A21	0.65	0.78	0.83	0.83	0.56	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.65	0.78	0.83	0.8	0.54	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0.51	0.56	0.61	0.48	0.48	0.66	0.63	0.48	0.55	0.44	0.56	0.61	1	0.85	0.8	0.55	0.55	0.76	0.63
A25	0.65	0.61	0.66	0.61	0.53	0.66	0.63	0.53	0.6	0.44	0.61	0.66	0.92	1	1	0.63	0.63	0.68	0.68
A26	0.65	0.66	0.66	0.66	0.58	0.66	0.63	0.58	0.6	0.49	0.66	0.66	0.92	0.97	1	0.63	0.63	0.65	0.68
A27	0.81	0.67	0.67	0.78	0.66	0.66	0.66	0.66	0.69	0.6	0.69	0.69	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0.85	0.69	0.69	0.79	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0.73	0.61	0.66	0.68	0.58	0.76	0.76	0.68	0.73	0.47	0.71	0.76	1	0.95	0.95	0.73	0.73	1	0.73
A30	0.83	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	0.92	0.9	0.9	0.85	0.9	0.9	1

Tabela F-8 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

X	A02	A05	A06	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.84	0.81	0.84	0	0	0.81	0
A05	0.82	1	1	0.83	0.61	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.82	0.96	1	0.8	0.58	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A14	0.3	0.58	0.68	1	0	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A15	0.89	0.84	0.9	0.92	1	0.92	0.92	0.92	0.92	0.86	0.92	0.92	0.9	0.83	0.88	0.9	0.88	0.87	0.9
A16	0.63	0	0	0.3	0	1	0.96	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0.73	0	0	0.52	0	1	1	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.79	0.78	0.83	1	0.74	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.79	0.76	0.83	1	0	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	0.65	0.78	0.83	0.83	0	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.65	0.78	0.83	0.8	0	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.85	0.8	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0.8	0	0	0	0	0.66	0.66	0	0	0	0	0	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0.85	0	0	0	0	0.69	0.69	0	0	0	0	0	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0.73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.95	0.95	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0	0	0	0	0	1

Tabela F-9 – Matriz de classificação dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

	A02	A05	A06	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A02	I	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	R	P ⁻	R	R	R	R	P	P	P	R	R	R	R
A05	P	I	P	P	P ⁻	P	P	R	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A06	P	P ⁻	I	P	P ⁻	P	P	P ⁻	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A14	R	P ⁻	P ⁻	I	P ⁻	P	P	P ⁻	P ⁻	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A15	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A16	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	P	P	P	P ⁻	P ⁻	P	P
A17	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	I	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	P	P	P	P
A18	P	R	P	P	P ⁻	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A19	R	R	R	P	P ⁻	P	P	P ⁻	I	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A20	R	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	R	P ⁻	R	I	R	R	P	P	P	R	R	R	R
A21	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	R	P ⁻	P ⁻	R	I	P	P	P	P	R	R	P	P
A22	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	I	P	P	P	R	R	R	P
A24	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A25	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	I	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A26	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A27	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	I	P ⁻	P	P
A28	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	P	I	P	P
A29	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	P	P	P	P ⁻	P ⁻	I	R
A30	R	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P	P	P	P ⁻	P ⁻	R	I

Figura F-5– Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.

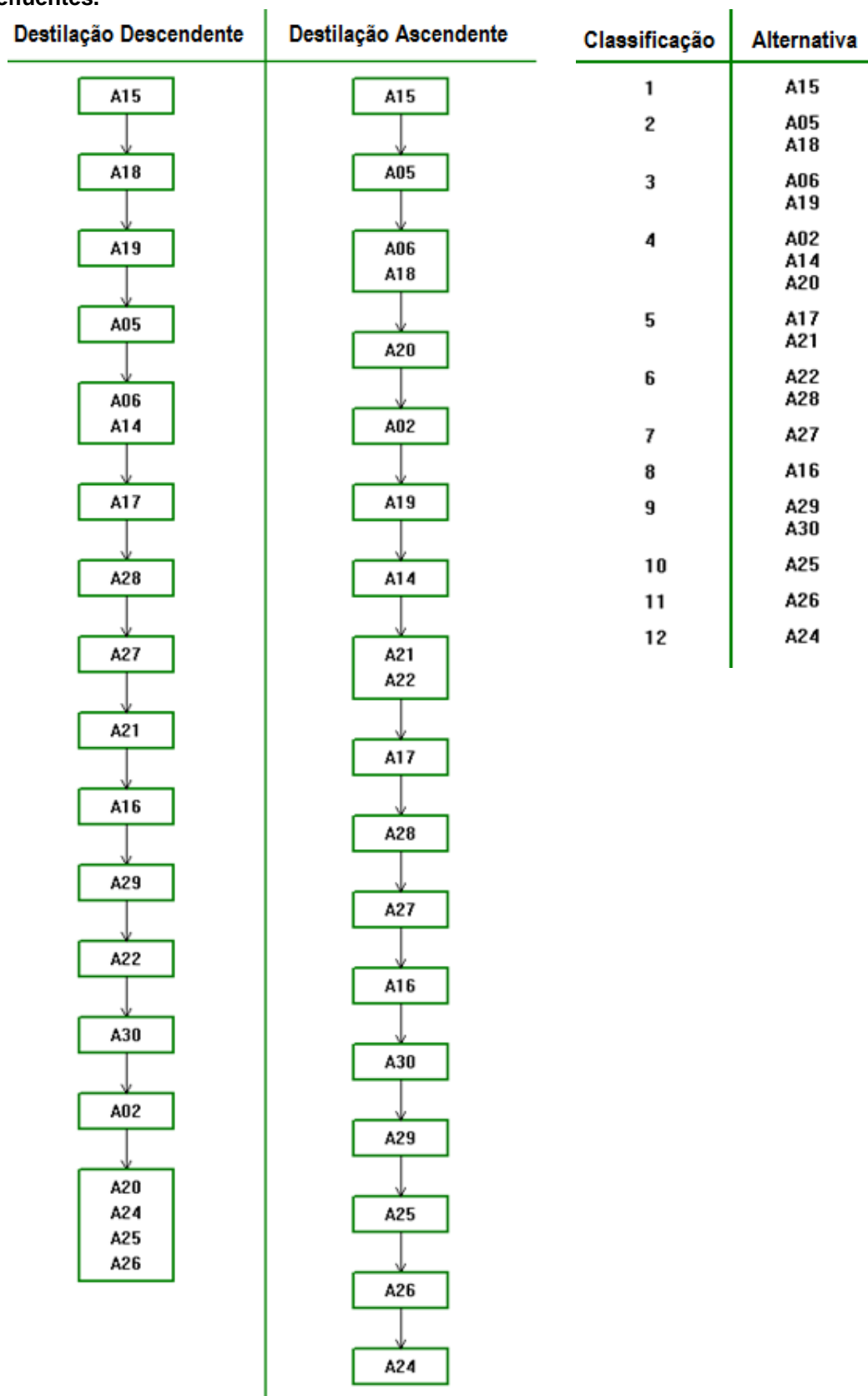
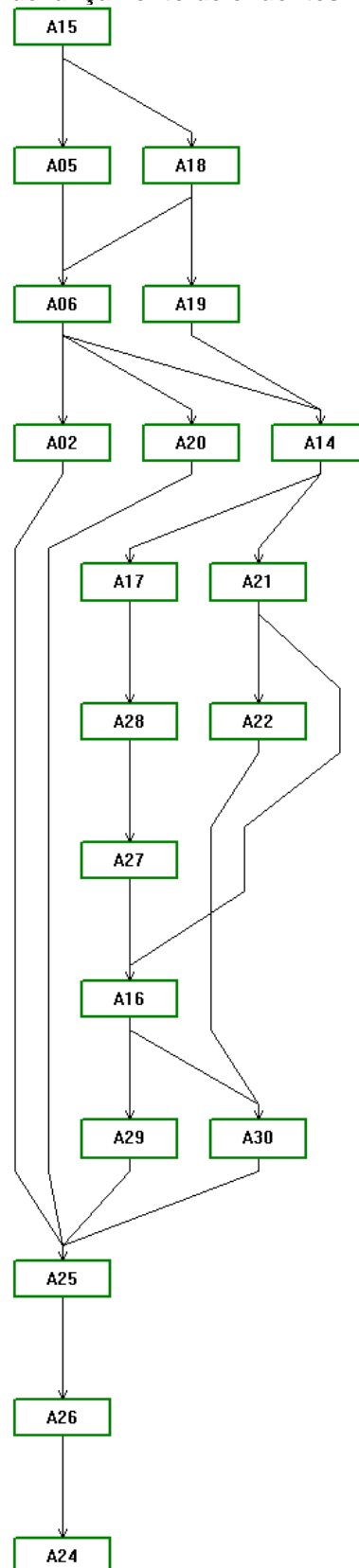


Figura F-6 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a primeira condição de lançamento de efluentes.



APÊNDICE G – Resultados adicionais do Electre III para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, quando considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

Tabela G-1 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30	
A03	1	0.97	0.95	0.96	0.86	0.86	0.92	0.87	0.93	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.93	0.9	0.93	0.96	0.96	0.9	0.96	
A04	0.92	1	0.88	0.91	0.83	0.83	0.9	0.87	0.95	0.94	0.91	0.9	0.93	0.81	0.93	0.93	0.9	0.9	0.93	0.93	0.93	0.93	0.9	0.92
A05	0.61	0.61	1	1	0.61	0.72	0.64	0.57	0.83	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83	
A06	0.55	0.56	0.96	1	0.56	0.72	0.64	0.49	0.8	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83	
A07	0.83	0.86	0.78	0.77	1	0.84	0.89	0.85	0.78	0.78	0.74	0.74	0.77	0.93	0.77	0.77	0.79	0.76	0.79	0.82	0.82	0.76	0.82	
A08	0.58	0.62	0.92	0.92	0.65	1	0.89	0.66	0.85	0.93	0.83	0.8	0.86	0.71	0.92	0.92	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.85	0.88	
A09	0.69	0.69	0.93	0.93	0.65	0.89	1	0.77	0.9	0.9	0.89	0.89	0.92	0.76	0.93	0.93	0.95	0.92	0.95	0.98	0.97	0.92	0.97	
A13	0.93	0.9	0.94	0.96	0.86	0.94	1	1	0.93	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.9	0.87	0.93	0.93	0.93	0.87	0.93	
A14	0.69	0.74	0.75	0.77	0.7	0.6	0.66	0.61	1	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97	
A16	0.45	0.51	0.52	0.67	0.47	0.5	0.48	0.36	0.68	1	0.96	0.63	0.75	0.49	0.72	0.77	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81	
A17	0.47	0.53	0.57	0.72	0.5	0.55	0.56	0.38	0.78	1	1	0.74	0.83	0.52	0.8	0.85	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92	
A18	0.68	0.74	0.78	0.83	0.7	0.71	0.78	0.58	1	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97	
A19	0.61	0.67	0.76	0.83	0.63	0.58	0.65	0.52	1	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97	
A20	0.73	0.74	0.81	0.87	0.77	0.8	0.86	0.67	0.86	0.86	0.85	0.85	0.88	1	0.89	0.89	0.83	0.76	0.82	0.86	0.84	0.8	0.86	
A21	0.5	0.57	0.78	0.83	0.57	0.58	0.49	0.41	0.83	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8	
A22	0.45	0.51	0.78	0.83	0.51	0.57	0.49	0.36	0.8	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8	
A24	0.48	0.48	0.56	0.61	0.44	0.47	0.45	0.4	0.48	0.66	0.63	0.48	0.55	0.44	0.56	0.61	1	0.85	0.8	0.55	0.55	0.76	0.63	
A25	0.48	0.48	0.61	0.66	0.44	0.52	0.5	0.4	0.61	0.66	0.63	0.53	0.6	0.44	0.61	0.66	0.92	1	1	0.63	0.63	0.68	0.68	
A26	0.53	0.53	0.66	0.66	0.49	0.52	0.5	0.45	0.66	0.66	0.63	0.58	0.6	0.49	0.66	0.66	0.92	0.97	1	0.63	0.63	0.65	0.68	
A27	0.62	0.62	0.67	0.67	0.58	0.53	0.59	0.54	0.78	0.66	0.66	0.66	0.69	0.6	0.69	0.69	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95	
A28	0.64	0.64	0.69	0.69	0.6	0.55	0.61	0.56	0.79	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9	
A29	0.5	0.5	0.61	0.66	0.47	0.52	0.53	0.43	0.68	0.76	0.76	0.68	0.73	0.47	0.71	0.76	1	0.95	0.95	0.73	0.73	1	0.73	
A30	0.64	0.64	0.69	0.69	0.6	0.55	0.66	0.56	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	0.92	0.9	0.9	0.85	0.9	0.9	1	

Tabela G-2 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A03	1	0.97	0.95	0.96	0.86	0.86	0.92	0.87	0.93	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.93	0.9	0.93	0.96	0.96	0.9	0.96
A04	0.92	1	0.88	0.91	0.83	0.83	0.9	0.87	0.95	0.94	0.91	0.9	0.93	0.81	0.93	0.93	0.9	0.9	0.93	0.93	0.93	0.9	0.92
A05	0.61	0.61	1	1	0.61	0.72	0.64	0.57	0.83	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.55	0.56	0.96	1	0.56	0.72	0.64	0.49	0.8	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A07	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.93	0	0	0.79	0	0	0	0	0	0.82
A08	0.58	0.62	0.92	0.92	0.65	1	0.89	0.66	0.85	0.93	0.83	0.8	0.86	0.71	0.92	0.92	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.85	0.88
A09	0.69	0.69	0.93	0.93	0.65	0.89	1	0.77	0.9	0.9	0.89	0.89	0.92	0.76	0.93	0.93	0.95	0.92	0.95	0.98	0.97	0.92	0.97
A13	0.93	0.9	0.94	0.96	0.86	0.94	1	1	0.93	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.9	0.87	0.93	0.93	0.93	0.87	0.93
A14	0	0	0.58	0.68	0.7	0.29	0.38	0.094	1	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A16	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	1	0.96	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0	0	0	0	0	0	0	0	0.52	1	1	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.68	0.74	0.78	0.83	0.7	0.71	0.78	0.58	1	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.61	0.6	0.76	0.83	0.63	0.58	0.65	0.52	1	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	0.46	0.39	0.78	0.83	0.57	0.58	0.49	0.41	0.83	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.35	0.31	0.78	0.83	0.51	0.57	0.49	0.33	0.8	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.85	0.8	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.66	0.66	0	0	0	0	0	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.69	0.69	0	0	0	0	0	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.95	0.95	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0	0	0	0	0	1

Figura G-1– Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes

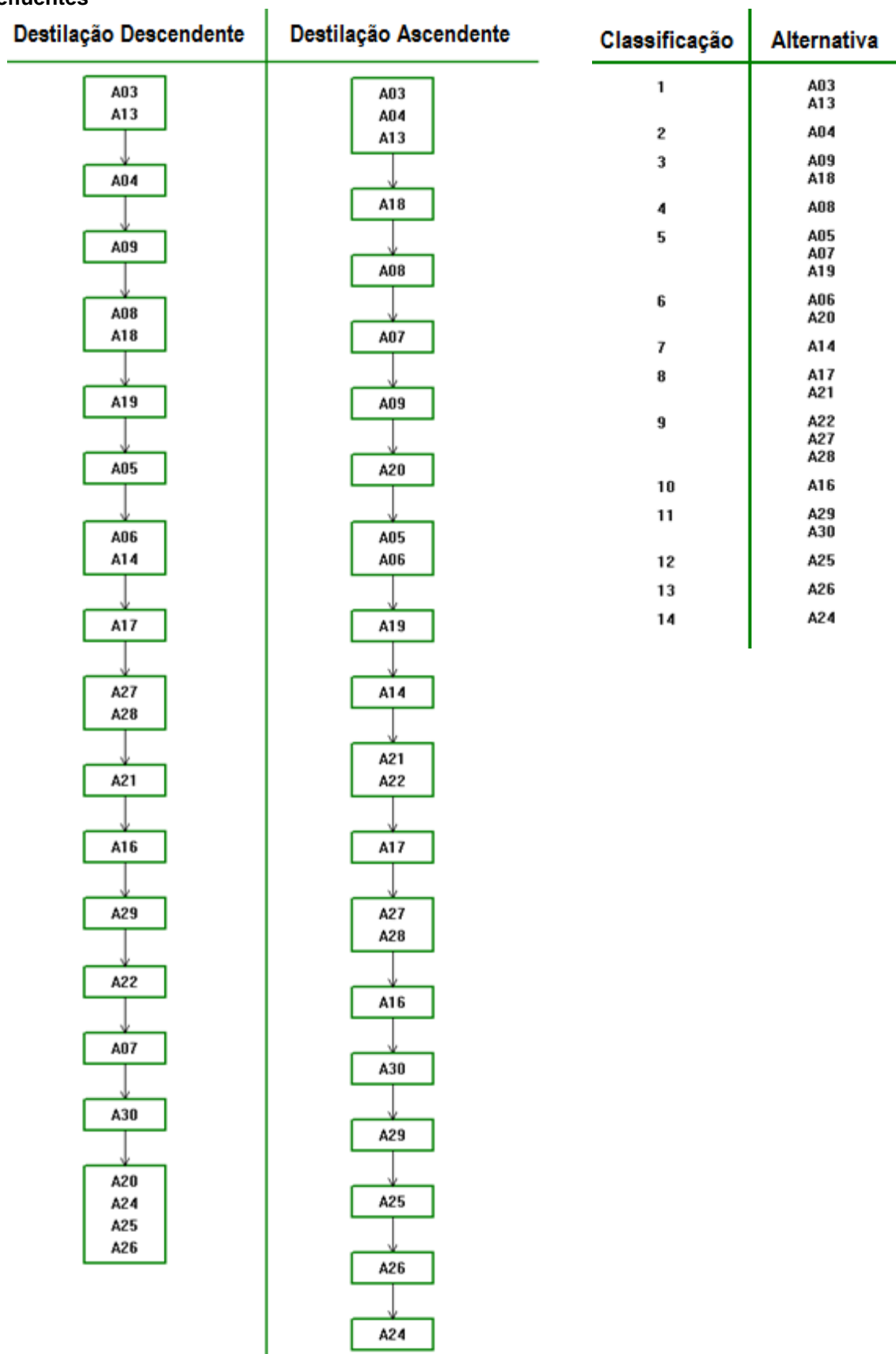


Figura G-2 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

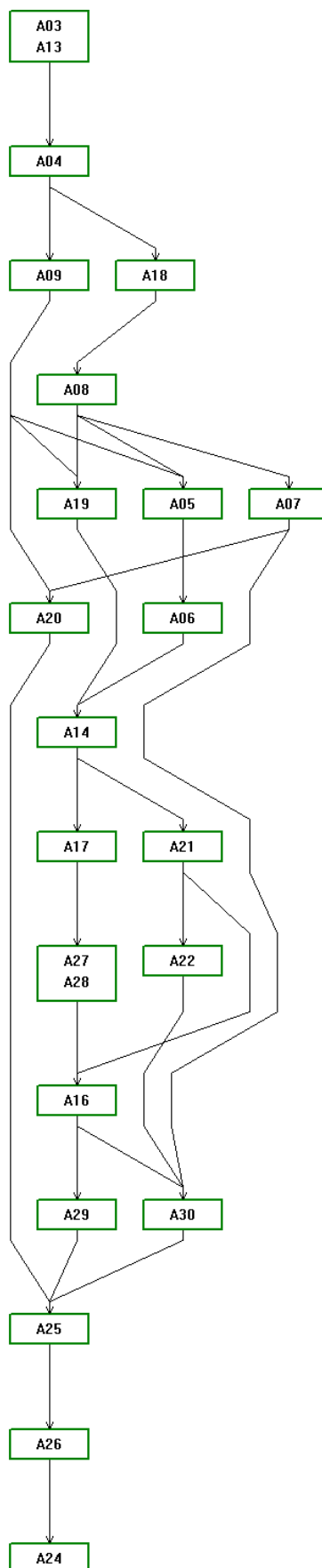


Tabela G-4 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.


	A07	A08	A09	A14	A16	A17	A19	A20	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A07	1	0.83	0.94	0.84	0.84	0.8	0.84	0.93	0.85	0.82	0.85	0.89	0.89	0.82	0.88
A08	0.67	1	0.87	0.84	0.93	0.83	0.86	0.68	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.84	0.88
A09	0.63	0.84	1	0.9	0.9	0.89	0.93	0.7	0.95	0.92	0.95	0.98	0.98	0.92	0.98
A14	0.67	0.61	0.72	1	0.9	0.89	0.87	0.62	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A16	0.46	0.52	0.54	0.75	1	0.96	0.8	0.48	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0.49	0.55	0.6	0.84	1	1	0.87	0.51	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A19	0.61	0.58	0.7	1	0.95	0.95	1	0.63	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0.84	0.78	0.89	0.9	0.9	0.9	0.93	1	0.87	0.78	0.85	0.9	0.87	0.83	0.9
A24	0.44	0.5	0.51	0.59	0.75	0.71	0.65	0.44	1	0.9	0.87	0.65	0.65	0.84	0.68
A25	0.44	0.53	0.54	0.67	0.75	0.71	0.68	0.44	0.92	1	1	0.7	0.7	0.76	0.71
A26	0.46	0.53	0.54	0.7	0.75	0.71	0.68	0.46	0.92	0.97	1	0.7	0.7	0.72	0.71
A27	0.57	0.53	0.65	0.82	0.75	0.75	0.78	0.59	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0.59	0.56	0.67	0.84	0.78	0.78	0.78	0.59	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0.47	0.53	0.57	0.75	0.81	0.81	0.77	0.47	1	0.96	0.96	0.77	0.77	1	0.77
A30	0.59	0.56	0.72	0.78	0.78	0.78	0.78	0.59	0.96	0.94	0.94	0.9	0.94	0.94	1

Tabela G-5 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

	A07	A08	A09	A14	A16	A17	A19	A20	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A07	1	0	0	0	0	0	0	0.93	0.85	0	0	0	0	0	0.88
A08	0.67	1	0.87	0.84	0.93	0.83	0.86	0.68	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.84	0.88
A09	0.63	0.84	1	0.9	0.9	0.89	0.93	0.7	0.95	0.92	0.95	0.98	0.98	0.92	0.98
A14	0.67	0.31	0.52	1	0.9	0.89	0.87	0.62	0.97	0.94	1	0.96	0.96	0.88	0.97
A16	0	0	0	0.43	1	0.96	0	0	0.97	0.88	0.92	0.84	0.82	0.9	0.81
A17	0	0	0	0.77	1	1	0	0	0.97	0.88	0.95	0.9	0.88	0.94	0.9
A19	0.61	0.58	0.7	1	0.95	0.95	1	0.63	0.97	0.88	0.95	0.97	0.94	0.89	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.9	0.87	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0	0	0	0.75	0.75	0	0	0.97	0.94	0.94	1	1	0.91	0.95
A28	0	0	0	0	0.78	0.78	0	0	1	1	1	0.96	1	0.94	0.91
A29	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.96	0.96	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0.96	0	0	0	0	0	1

Figura G-3– Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes

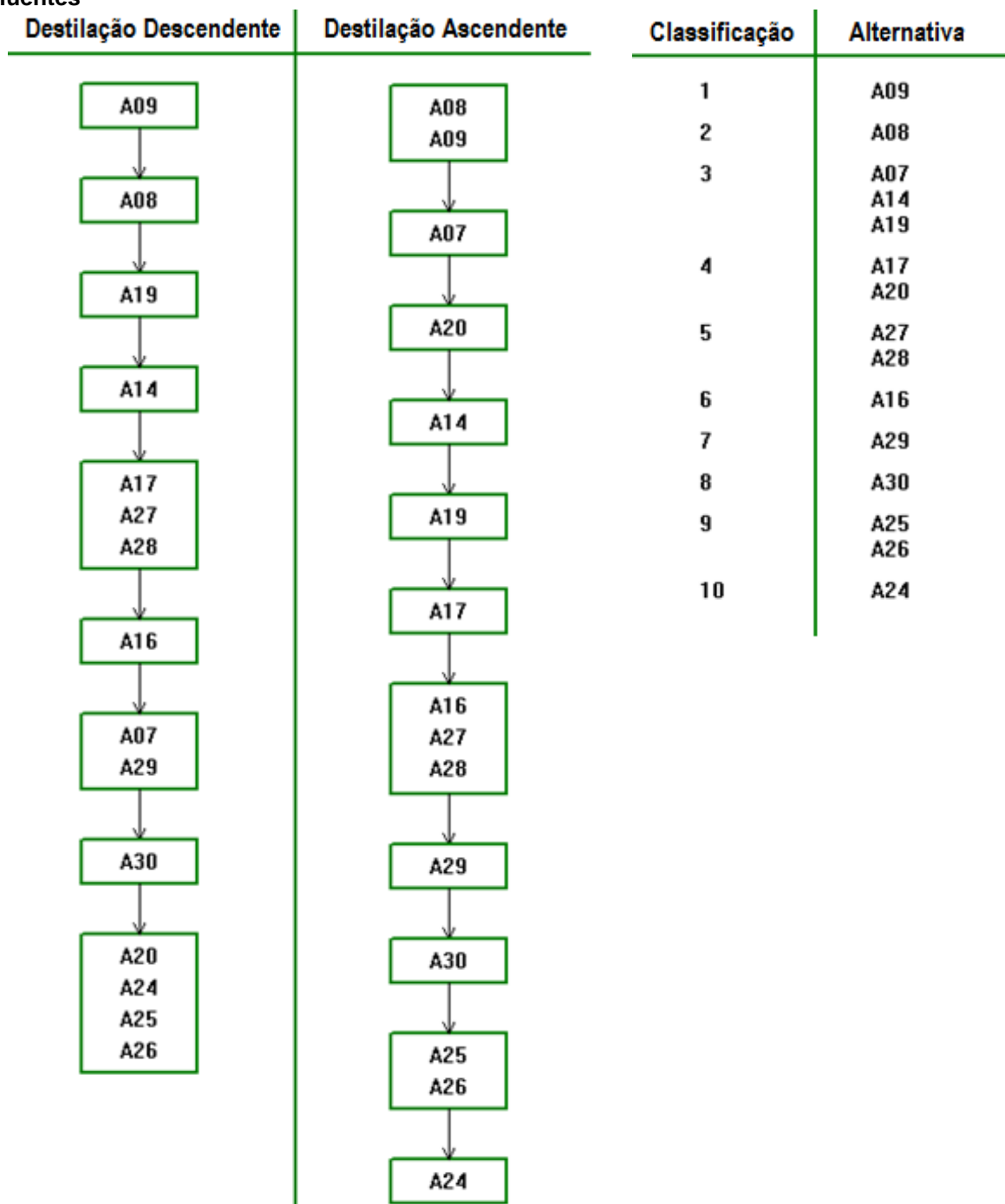


Figura G-4 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

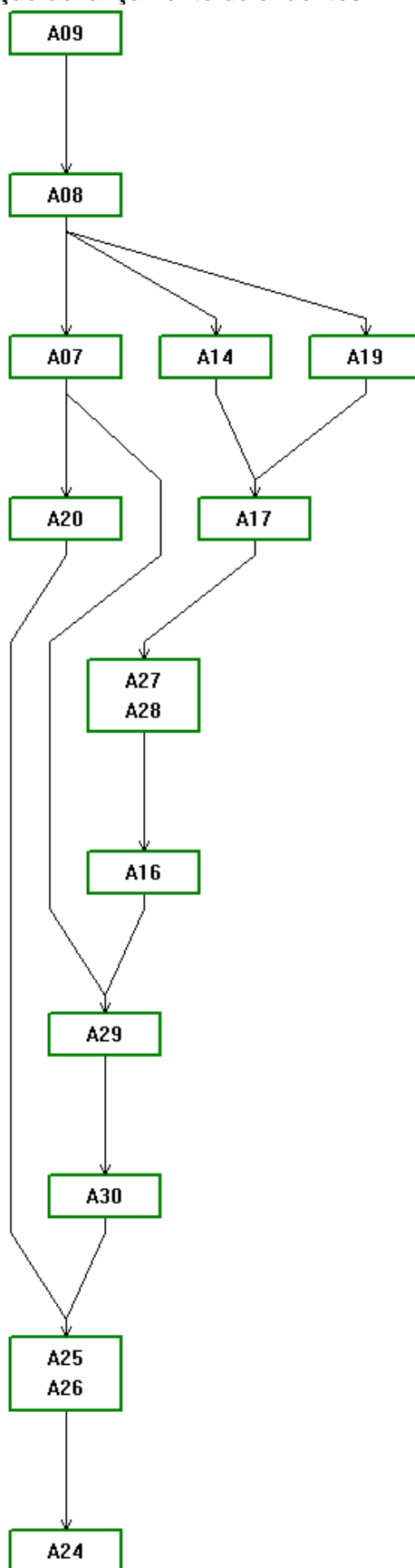


Tabela G-7 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

X	A05	A06	A14	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A05	1	1	0.83	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.96	1	0.8	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A14	0.75	0.77	1	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A16	0.52	0.67	0.68	1	0.96	0.63	0.75	0.49	0.72	0.77	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0.57	0.72	0.78	1	1	0.74	0.83	0.52	0.8	0.85	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.78	0.83	1	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.76	0.83	1	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0.81	0.87	0.86	0.86	0.85	0.85	0.88	1	0.89	0.89	0.83	0.76	0.82	0.86	0.84	0.8	0.86
A21	0.78	0.83	0.83	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.78	0.83	0.8	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0.56	0.61	0.48	0.66	0.63	0.48	0.55	0.44	0.56	0.61	1	0.85	0.8	0.55	0.55	0.76	0.63
A25	0.61	0.66	0.61	0.66	0.63	0.53	0.6	0.44	0.61	0.66	0.92	1	1	0.63	0.63	0.68	0.68
A26	0.66	0.66	0.66	0.66	0.63	0.58	0.6	0.49	0.66	0.66	0.92	0.97	1	0.63	0.63	0.65	0.68
A27	0.67	0.67	0.78	0.66	0.66	0.66	0.69	0.6	0.69	0.69	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0.69	0.69	0.79	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0.61	0.66	0.68	0.76	0.76	0.68	0.73	0.47	0.71	0.76	1	0.95	0.95	0.73	0.73	1	0.73
A30	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	0.92	0.9	0.9	0.85	0.9	0.9	1

Tabela G-8 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

X	A05	A06	A14	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A05	1	1	0.83	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.96	1	0.8	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A14	0.58	0.68	1	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A16	0	0	0.3	1	0.96	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0	0	0.52	1	1	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.78	0.83	1	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.76	0.83	1	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	0.78	0.83	0.83	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.78	0.83	0.8	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.85	0.8	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0	0	0.66	0.66	0	0	0	0	0	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0	0	0	0.69	0.69	0	0	0	0	0	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.95	0.95	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0	0	0	0	0	1

Figura G-5– Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

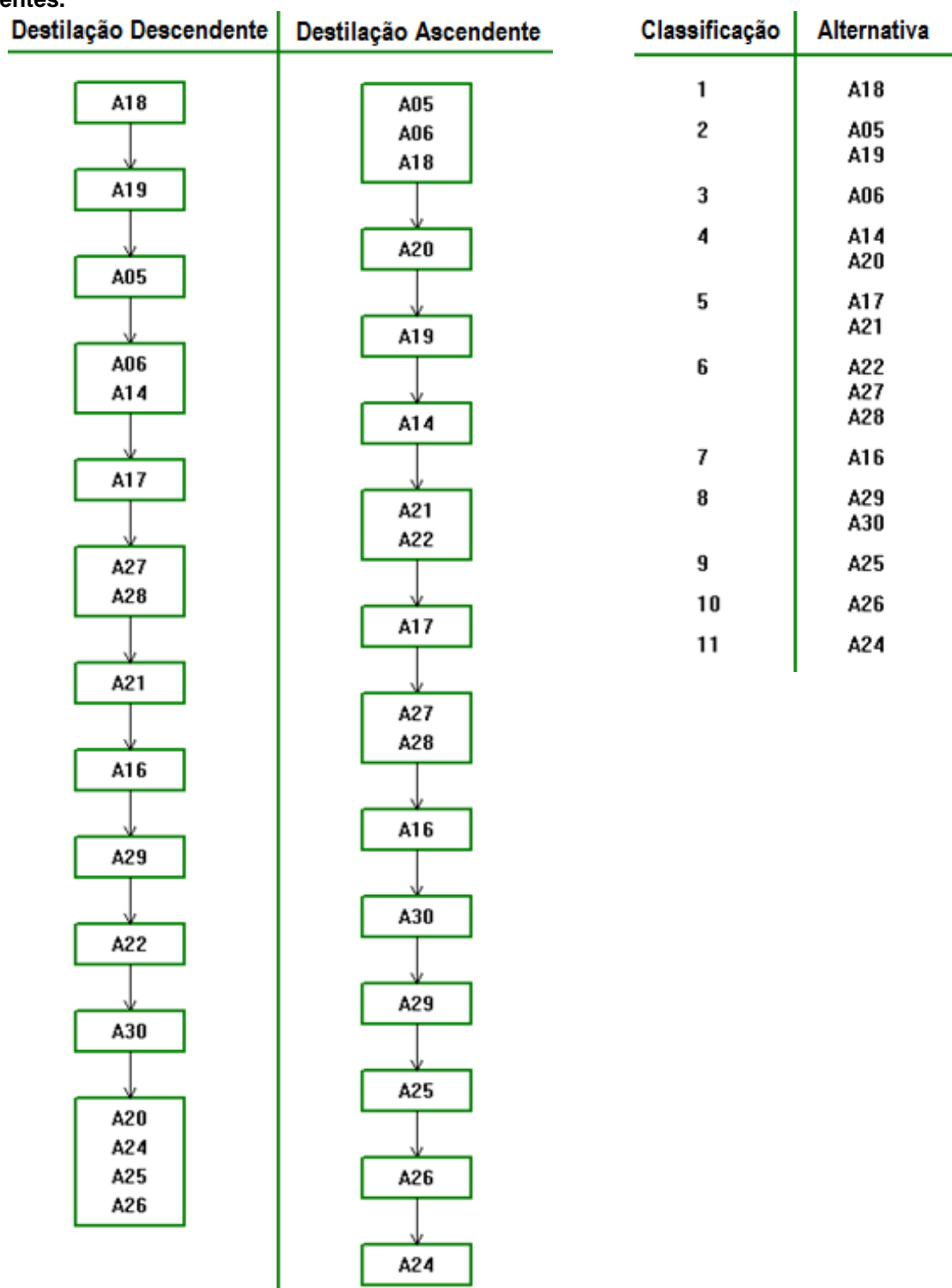
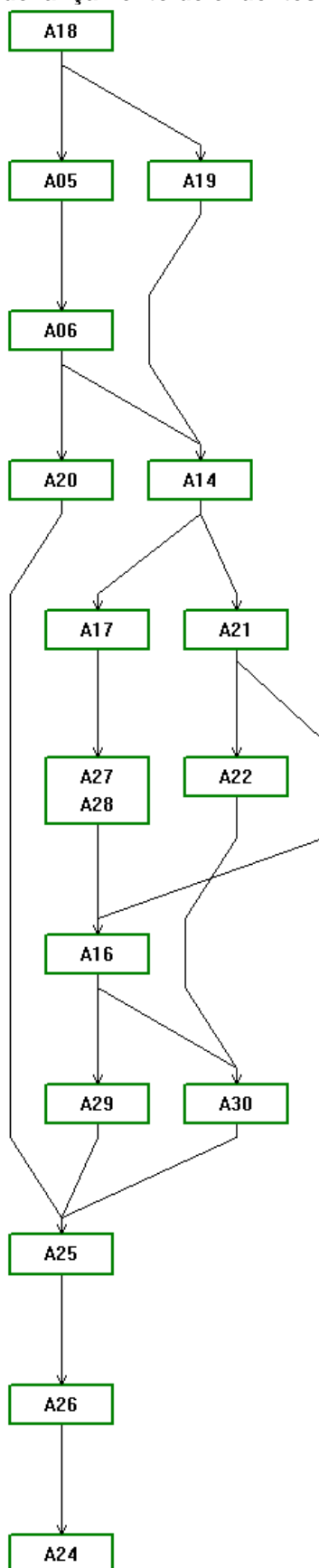


Tabela G-9 – Matriz de classificação dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.

	A05	A06	A14	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A05	I	P	P	P	P	P ⁻	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A06	P ⁻	I	P	P	P	P ⁻	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A14	P ⁻	P ⁻	I	P	P	P ⁻	P ⁻	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A16	P ⁻	P ⁻	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	P	P	P	P ⁻	P ⁻	P	P
A17	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	I	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	P	P	P	P
A18	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A19	R	R	P	P	P	P ⁻	I	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A20	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P ⁻	R	I	R	R	P	P	P	R	R	R	R
A21	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	R	P ⁻	P ⁻	R	I	P	P	P	P	R	R	P	P
A22	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	I	P	P	P	R	R	R	P
A24	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A25	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	I	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A26	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	I	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻
A27	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	I	I	P	P
A28	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	R	R	P	P	P	I	I	P	P
A29	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	R	P	P	P	P ⁻	P ⁻	I	R
A30	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	P ⁻	R	P ⁻	P ⁻	P	P	P	P ⁻	P ⁻	R	I

Figura G-6 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a segunda condição de lançamento de efluentes.



APÊNDICE H – Resultados adicionais do Electre III para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, quando considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

Tabela H-1 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	1	0.97	0.76	0.79	0.8	0.85	0.76	0.81	0.84	0.74	0.89	0.79	0.84	0.84	0.84	0.84	0.74	0.87	0.87	0.86	0.83	0.89	0.86	0.86	0.83	0.86
A02	0.69	1	0.55	0.52	0.71	0.71	0.63	0.68	0.68	0.63	0.68	0.65	0.68	0.68	0.68	0.68	0.63	0.71	0.71	0.84	0.81	0.84	0.68	0.68	0.81	0.68
A03	0.92	0.93	1	0.97	0.95	0.96	0.86	0.86	0.92	0.87	0.93	0.82	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.93	0.9	0.93	0.96	0.96	0.9	0.96
A04	0.93	0.92	0.92	1	0.88	0.91	0.83	0.83	0.9	0.87	0.95	0.8	0.94	0.91	0.9	0.93	0.81	0.93	0.93	0.9	0.9	0.93	0.93	0.93	0.9	0.92
A05	0.65	0.82	0.61	0.61	1	1	0.61	0.72	0.64	0.57	0.83	0.61	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.65	0.82	0.55	0.56	0.96	1	0.56	0.72	0.64	0.49	0.8	0.58	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A07	0.72	0.79	0.83	0.86	0.78	0.77	1	0.84	0.89	0.85	0.78	0.74	0.78	0.74	0.74	0.77	0.93	0.77	0.77	0.79	0.76	0.79	0.82	0.82	0.76	0.82
A08	0.61	0.84	0.58	0.62	0.92	0.92	0.65	1	0.89	0.66	0.85	0.59	0.93	0.83	0.8	0.86	0.71	0.92	0.92	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.85	0.88
A09	0.7	0.93	0.69	0.69	0.93	0.93	0.65	0.89	1	0.77	0.9	0.68	0.9	0.89	0.89	0.92	0.76	0.93	0.93	0.95	0.92	0.95	0.98	0.97	0.92	0.97
A13	0.83	0.93	0.93	0.9	0.94	0.96	0.86	0.94	1	1	0.93	0.82	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.9	0.87	0.93	0.93	0.93	0.87	0.93
A14	0.7	0.83	0.69	0.74	0.75	0.77	0.7	0.6	0.66	0.61	1	0.69	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A15	0.87	0.89	0.86	0.86	0.84	0.9	0.82	0.82	0.88	0.82	0.92	1	0.92	0.92	0.92	0.92	0.86	0.92	0.92	0.9	0.83	0.88	0.9	0.88	0.87	0.9
A16	0.49	0.63	0.45	0.51	0.52	0.67	0.47	0.5	0.48	0.36	0.68	0.51	1	0.96	0.63	0.75	0.49	0.72	0.77	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0.6	0.73	0.47	0.53	0.57	0.72	0.5	0.55	0.56	0.38	0.78	0.61	1	1	0.74	0.83	0.52	0.8	0.85	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.7	0.79	0.68	0.74	0.78	0.83	0.7	0.71	0.78	0.58	1	0.74	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.66	0.79	0.61	0.67	0.76	0.83	0.63	0.58	0.65	0.52	1	0.72	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0.69	0.77	0.73	0.74	0.81	0.87	0.77	0.8	0.86	0.67	0.86	0.77	0.86	0.85	0.85	0.88	1	0.89	0.89	0.83	0.76	0.82	0.86	0.84	0.8	0.86
A21	0.53	0.65	0.5	0.57	0.78	0.83	0.57	0.58	0.49	0.41	0.83	0.56	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.53	0.65	0.45	0.51	0.78	0.83	0.51	0.57	0.49	0.36	0.8	0.54	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0.49	0.51	0.48	0.48	0.56	0.61	0.44	0.47	0.45	0.4	0.48	0.48	0.66	0.63	0.48	0.55	0.44	0.56	0.61	1	0.85	0.8	0.55	0.55	0.76	0.63
A25	0.58	0.65	0.48	0.48	0.61	0.66	0.44	0.52	0.5	0.4	0.61	0.53	0.66	0.63	0.53	0.6	0.44	0.61	0.66	0.92	1	1	0.63	0.63	0.68	0.68
A26	0.58	0.65	0.53	0.53	0.66	0.66	0.49	0.52	0.5	0.45	0.66	0.58	0.66	0.63	0.58	0.6	0.49	0.66	0.66	0.92	0.97	1	0.63	0.63	0.65	0.68
A27	0.63	0.81	0.62	0.62	0.67	0.67	0.58	0.53	0.59	0.54	0.78	0.66	0.66	0.66	0.66	0.69	0.6	0.69	0.69	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0.67	0.85	0.64	0.64	0.69	0.69	0.6	0.55	0.61	0.56	0.79	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0.59	0.73	0.5	0.5	0.61	0.66	0.47	0.52	0.53	0.43	0.68	0.58	0.76	0.76	0.68	0.73	0.47	0.71	0.76	1	0.95	0.95	0.73	0.73	1	0.73
A30	0.65	0.83	0.64	0.64	0.69	0.69	0.6	0.55	0.66	0.56	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	0.92	0.9	0.9	0.85	0.9	0.9	1

Tabela H-2 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	1	0.97	0.76	0.79	0.8	0.85	0.76	0.81	0.84	0.74	0.89	0.79	0.84	0.84	0.84	0.84	0.74	0.87	0.87	0.86	0.83	0.89	0.86	0.86	0.83	0.86
A02	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.84	0.81	0.84	0	0	0.81	0
A03	0.92	0.93	1	0.97	0.95	0.96	0.86	0.86	0.92	0.87	0.93	0.82	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.93	0.9	0.93	0.96	0.96	0.9	0.96
A04	0.93	0.92	0.92	1	0.88	0.91	0.83	0.83	0.9	0.87	0.95	0.8	0.94	0.91	0.9	0.93	0.81	0.93	0.93	0.9	0.9	0.93	0.93	0.93	0.9	0.92
A05	0.65	0.82	0.61	0.61	1	1	0.61	0.72	0.64	0.57	0.83	0.61	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.65	0.82	0.55	0.56	0.96	1	0.56	0.72	0.64	0.49	0.8	0.58	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A07	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.93	0	0	0.79	0	0	0	0	0	0.82
A08	0.61	0.84	0.58	0.62	0.92	0.92	0.65	1	0.89	0.66	0.85	0.59	0.93	0.83	0.8	0.86	0.71	0.92	0.92	0.94	0.91	0.94	0.91	0.91	0.85	0.88
A09	0.7	0.93	0.69	0.69	0.93	0.93	0.65	0.89	1	0.77	0.9	0.68	0.9	0.89	0.89	0.92	0.76	0.93	0.93	0.95	0.92	0.95	0.98	0.97	0.92	0.97
A13	0.83	0.93	0.93	0.9	0.94	0.96	0.86	0.94	1	1	0.93	0.82	0.93	0.93	0.93	0.96	0.86	0.96	0.96	0.9	0.87	0.93	0.93	0.93	0.87	0.93
A14	0	0.3	0	0	0.58	0.68	0.7	0.29	0.38	0.094	1	0	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A15	0.87	0.89	0.86	0.86	0.84	0.9	0.82	0.82	0.88	0.82	0.92	1	0.92	0.92	0.92	0.92	0.86	0.92	0.92	0.9	0.83	0.88	0.9	0.88	0.87	0.9
A16	0	0.63	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0	1	0.96	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0	0.73	0	0	0	0	0	0	0	0	0.52	0	1	1	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.7	0.79	0.68	0.74	0.78	0.83	0.7	0.71	0.78	0.58	1	0.74	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.56	0.79	0.61	0.6	0.76	0.83	0.63	0.58	0.65	0.52	1	0	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	0.34	0.65	0.46	0.39	0.78	0.83	0.57	0.58	0.49	0.41	0.83	0	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.34	0.65	0.35	0.31	0.78	0.83	0.51	0.57	0.49	0.33	0.8	0	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.85	0.8	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.66	0.66	0	0	0	0	0	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0	0.85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.69	0.69	0	0	0	0	0	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0	0.73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.95	0.95	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0	0	0	0	0	1

Figura H-1– Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

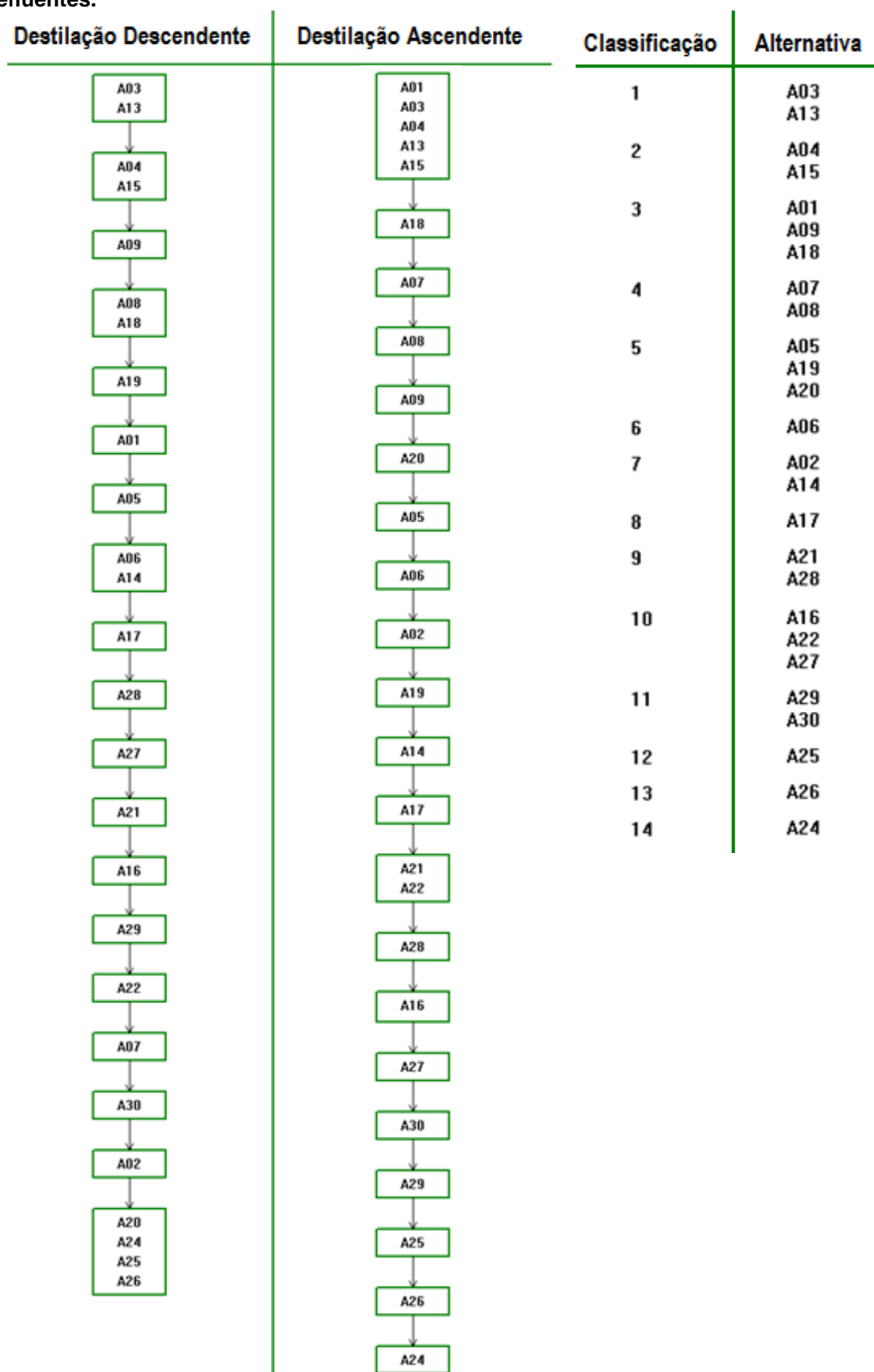


Tabela H-3 – Matriz de classificação dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A03	A04	A05	A06	A07	A08	A09	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	I	P	P	P	P	P	P	R	R	P	P	P	P	R	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A02	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	R	P	R	R	P	R	R	R	R	P	P	P	R	R	R	R
A03	P	P	I	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A04	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A05	P	P	P	P	I	P	R	P	P	P	P	P	P	P	R	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A06	P	P	P	P	P	I	R	P	P	P	P	P	P	P	R	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A07	P	P	P	P	R	R	I	R	R	P	R	P	R	R	P	R	P	R	R	P	P	P	R	R	R	P
A08	R	P	P	P	P	P	R	I	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A09	R	P	P	P	P	P	R	R	I	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A13	P	P	I	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A14	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	I	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A15	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A16	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	I	P	P	R	P	R	P	P	P	R	P	P	P	P
A17	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	I	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A18	R	P	P	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A19	R	R	P	P	R	R	R	P	P	P	P	P	P	P	I	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
A20	P	R	P	P	R	R	P	P	P	P	R	P	R	R	P	R	I	R	R	P	P	P	R	R	R	R
A21	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	R	I	P	P	P	P	P	R	R	P	P
A22	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	R	P	P	P	R	P	I	P	P	P	R	R	R	P
A24	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P	P
A25	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P	P
A26	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	I	P	P	P	P
A27	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	R	P	P	R	R	R	R	P	P	P	I	P	P	P
A28	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	R	R	R	R	P	P	P	P	I	P	P
A29	P	R	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	R	P	R	P	P	P	P	P	P	I	R
A30	P	R	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	R	P	P	P	P	P	P	P	R	R	I

Figura H-2 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C1, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

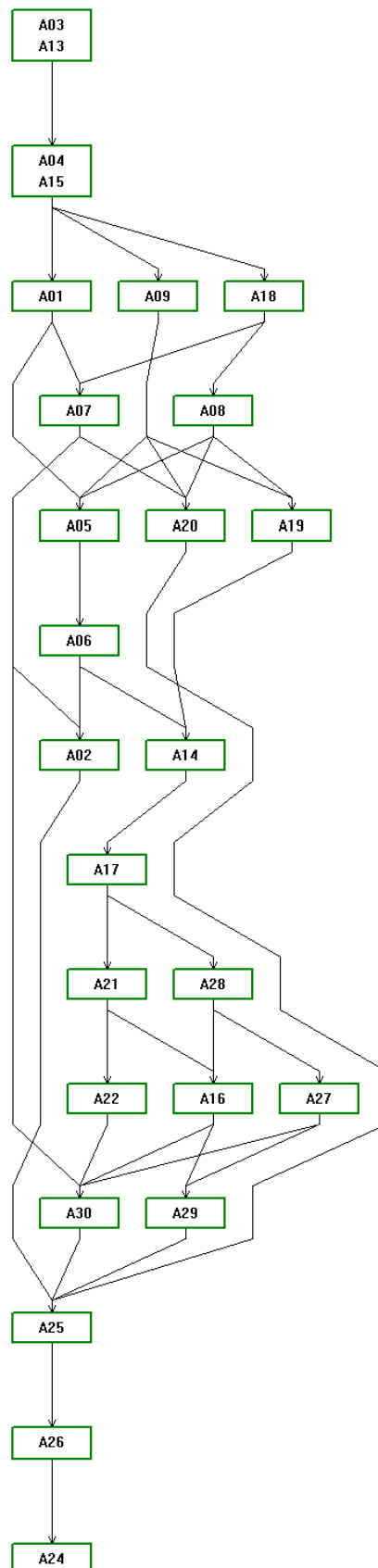


Tabela H-4 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A03	A04	A07	A09	A10	A11	A12	A13	A14	A15	A18	A19	A20	A23	A27	A28	A30
A01	1	0.97	0.75	0.78	0.76	0.83	0.72	0.76	0.73	0.73	0.88	0.78	0.83	0.83	0.73	0.75	0.86	0.86	0.86
A02	0.68	1	0.54	0.51	0.62	0.67	0.56	0.56	0.6	0.62	0.67	0.64	0.67	0.67	0.62	0.62	0.67	0.67	0.67
A03	0.92	0.92	1	0.97	0.86	0.92	0.74	0.81	0.83	0.87	0.93	0.82	0.92	0.95	0.86	0.88	0.96	0.96	0.95
A04	0.92	0.92	0.92	1	0.83	0.89	0.74	0.81	0.83	0.87	0.94	0.79	0.9	0.93	0.81	0.83	0.93	0.92	0.92
A07	0.71	0.78	0.82	0.86	1	0.89	0.66	0.69	0.84	0.84	0.78	0.73	0.73	0.77	0.93	0.83	0.82	0.81	0.81
A09	0.7	0.93	0.68	0.68	0.64	1	0.58	0.58	0.66	0.76	0.9	0.67	0.89	0.92	0.76	0.86	0.97	0.97	0.97
A10	0.89	0.88	0.89	0.89	0.89	0.89	1	0.81	0.92	0.89	0.86	0.75	0.86	0.92	0.89	0.92	0.89	0.89	0.86
A11	0.93	0.91	1	1	1	1	0.92	1	1	1	0.91	0.8	0.91	0.94	0.99	1	0.91	0.91	0.91
A12	0.81	0.9	0.97	0.87	0.87	0.89	0.7	0.78	1	0.89	0.91	0.8	0.9	0.96	0.87	1	0.94	0.93	0.91
A13	0.82	0.92	0.92	0.89	0.86	1	0.64	0.71	0.95	1	0.93	0.82	0.92	0.95	0.86	0.96	0.93	0.93	0.93
A14	0.69	0.83	0.68	0.73	0.69	0.65	0.51	0.51	0.56	0.6	1	0.68	0.68	0.81	0.64	0.57	0.96	0.96	0.97
A15	0.87	0.89	0.86	0.86	0.82	0.88	0.62	0.66	0.78	0.82	0.92	1	0.92	0.92	0.86	0.88	0.89	0.87	0.89
A18	0.69	0.78	0.67	0.73	0.69	0.77	0.49	0.49	0.53	0.57	1	0.73	1	1	0.8	0.83	0.97	0.95	0.97
A19	0.64	0.78	0.59	0.66	0.62	0.64	0.47	0.47	0.47	0.5	1	0.71	0.74	1	0.64	0.75	0.97	0.95	0.97
A20	0.68	0.77	0.72	0.74	0.76	0.85	0.57	0.56	0.66	0.66	0.86	0.76	0.85	0.88	1	0.89	0.85	0.83	0.85
A23	0.64	0.73	0.71	0.71	0.71	0.63	0.51	0.52	0.67	0.57	0.93	0.7	0.7	0.98	0.75	1	0.95	0.93	0.92
A27	0.62	0.8	0.6	0.6	0.57	0.58	0.49	0.49	0.49	0.53	0.78	0.65	0.65	0.68	0.59	0.51	1	1	0.95
A28	0.66	0.85	0.63	0.63	0.59	0.6	0.54	0.54	0.51	0.55	0.78	0.68	0.68	0.68	0.59	0.51	0.95	1	0.9
A30	0.64	0.83	0.63	0.63	0.59	0.65	0.51	0.51	0.51	0.55	0.68	0.68	0.68	0.68	0.59	0.51	0.84	0.89	1

Figura H-3– Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

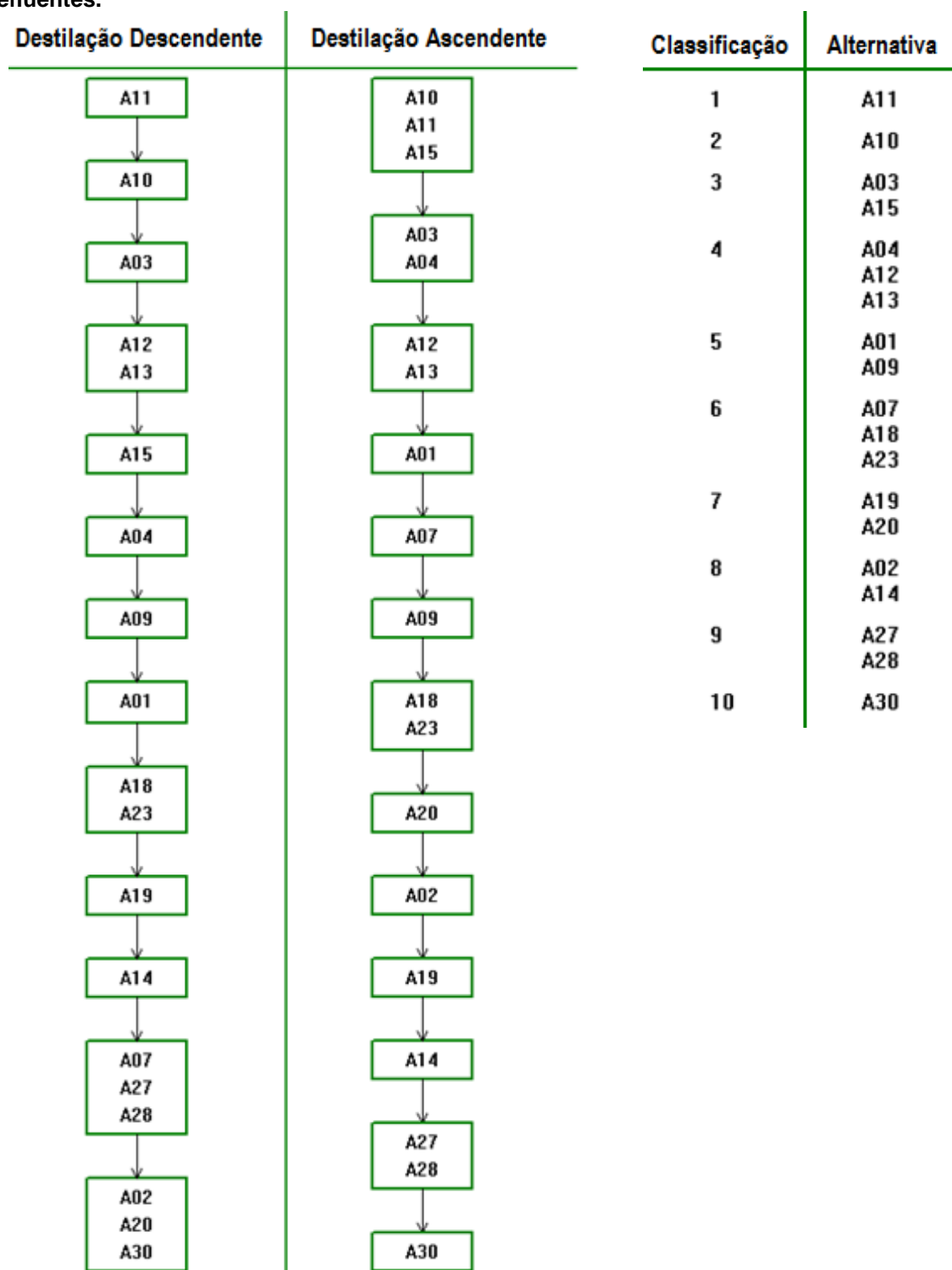


Figura H-4 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C2, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

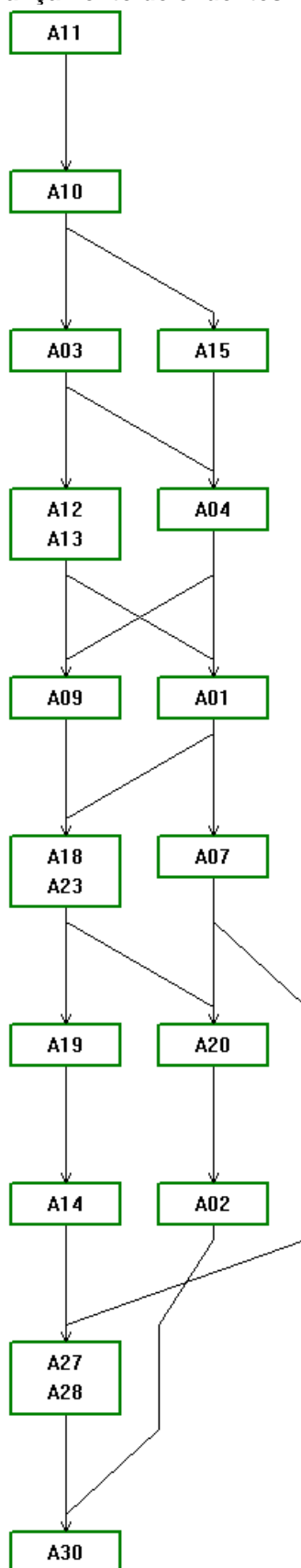


Tabela H-7 – Matriz de concordância dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

	A01	A02	A05	A06	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	1	0.97	0.8	0.85	0.89	0.79	0.84	0.84	0.84	0.84	0.74	0.87	0.87	0.86	0.83	0.89	0.86	0.86	0.83	0.86
A02	0.69	1	0.71	0.71	0.68	0.65	0.68	0.68	0.68	0.68	0.63	0.71	0.71	0.84	0.81	0.84	0.68	0.68	0.81	0.68
A05	0.65	0.82	1	1	0.83	0.61	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.65	0.82	0.96	1	0.8	0.58	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A14	0.7	0.83	0.75	0.77	1	0.69	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A15	0.87	0.89	0.84	0.9	0.92	1	0.92	0.92	0.92	0.92	0.86	0.92	0.92	0.9	0.83	0.88	0.9	0.88	0.87	0.9
A16	0.49	0.63	0.52	0.67	0.68	0.51	1	0.96	0.63	0.75	0.49	0.72	0.77	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0.6	0.73	0.57	0.72	0.78	0.61	1	1	0.74	0.83	0.52	0.8	0.85	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.7	0.79	0.78	0.83	1	0.74	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.66	0.79	0.76	0.83	1	0.72	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0.69	0.77	0.81	0.87	0.86	0.77	0.86	0.85	0.85	0.88	1	0.89	0.89	0.83	0.76	0.82	0.86	0.84	0.8	0.86
A21	0.53	0.65	0.78	0.83	0.83	0.56	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.53	0.65	0.78	0.83	0.8	0.54	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0.49	0.51	0.56	0.61	0.48	0.48	0.66	0.63	0.48	0.55	0.44	0.56	0.61	1	0.85	0.8	0.55	0.55	0.76	0.63
A25	0.58	0.65	0.61	0.66	0.61	0.53	0.66	0.63	0.53	0.6	0.44	0.61	0.66	0.92	1	1	0.63	0.63	0.68	0.68
A26	0.58	0.65	0.66	0.66	0.66	0.58	0.66	0.63	0.58	0.6	0.49	0.66	0.66	0.92	0.97	1	0.63	0.63	0.65	0.68
A27	0.63	0.81	0.67	0.67	0.78	0.66	0.66	0.66	0.66	0.69	0.6	0.69	0.69	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0.67	0.85	0.69	0.69	0.79	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0.59	0.73	0.61	0.66	0.68	0.58	0.76	0.76	0.68	0.73	0.47	0.71	0.76	1	0.95	0.95	0.73	0.73	1	0.73
A30	0.65	0.83	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.69	0.6	0.69	0.69	0.92	0.9	0.9	0.85	0.9	0.9	1

Tabela H-8 – Matriz de credibilidade dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

X	A01	A02	A05	A06	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A24	A25	A26	A27	A28	A29	A30
A01	1	0.97	0.8	0.85	0.89	0.79	0.84	0.84	0.84	0.84	0.74	0.87	0.87	0.86	0.83	0.89	0.86	0.86	0.83	0.86
A02	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.84	0.81	0.84	0	0	0.81	0
A05	0.65	0.82	1	1	0.83	0.61	0.94	0.91	0.72	0.83	0.61	0.97	0.97	0.94	0.94	0.94	0.83	0.83	0.91	0.83
A06	0.65	0.82	0.96	1	0.8	0.58	0.88	0.85	0.69	0.83	0.56	0.97	0.97	0.91	0.88	0.91	0.83	0.83	0.86	0.83
A14	0	0.3	0.58	0.68	1	0	0.85	0.84	0.69	0.81	0.65	0.78	0.78	0.97	0.95	1	0.96	0.96	0.84	0.97
A15	0.87	0.89	0.84	0.9	0.92	1	0.92	0.92	0.92	0.92	0.86	0.92	0.92	0.9	0.83	0.88	0.9	0.88	0.87	0.9
A16	0	0.63	0	0	0.3	0	1	0.96	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.91	0.84	0.82	0.92	0.81
A17	0	0.73	0	0	0.52	0	1	1	0	0	0	0	0	0.97	0.91	0.96	0.92	0.9	0.95	0.92
A18	0.7	0.79	0.78	0.83	1	0.74	1	1	1	1	0.81	1	1	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.95	0.97
A19	0.56	0.79	0.76	0.83	1	0	0.92	0.92	0.75	1	0.65	0.99	0.99	0.97	0.91	0.96	0.97	0.95	0.86	0.97
A20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A21	0.34	0.65	0.78	0.83	0.83	0	0.85	0.83	0.61	0.83	0.56	1	1	0.91	0.84	0.9	0.8	0.78	0.77	0.8
A22	0.34	0.65	0.78	0.83	0.8	0	0.83	0.8	0.58	0.83	0.51	0.98	1	0.88	0.82	0.87	0.8	0.78	0.75	0.8
A24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.85	0.8	0	0	0	0
A25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	1	1	0	0	0	0
A26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.97	1	0	0	0	0
A27	0	0.8	0	0	0	0	0.66	0.66	0	0	0	0	0	0.97	0.95	0.95	1	1	0.87	0.95
A28	0	0.85	0	0	0	0	0.69	0.69	0	0	0	0	0	1	1	1	0.95	1	0.9	0.9
A29	0	0.73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.95	0.95	0	0	1	0
A30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0	0	0	0	0	1

Figura H-5 – Classificação final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, após destilações descendente e ascendente, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.

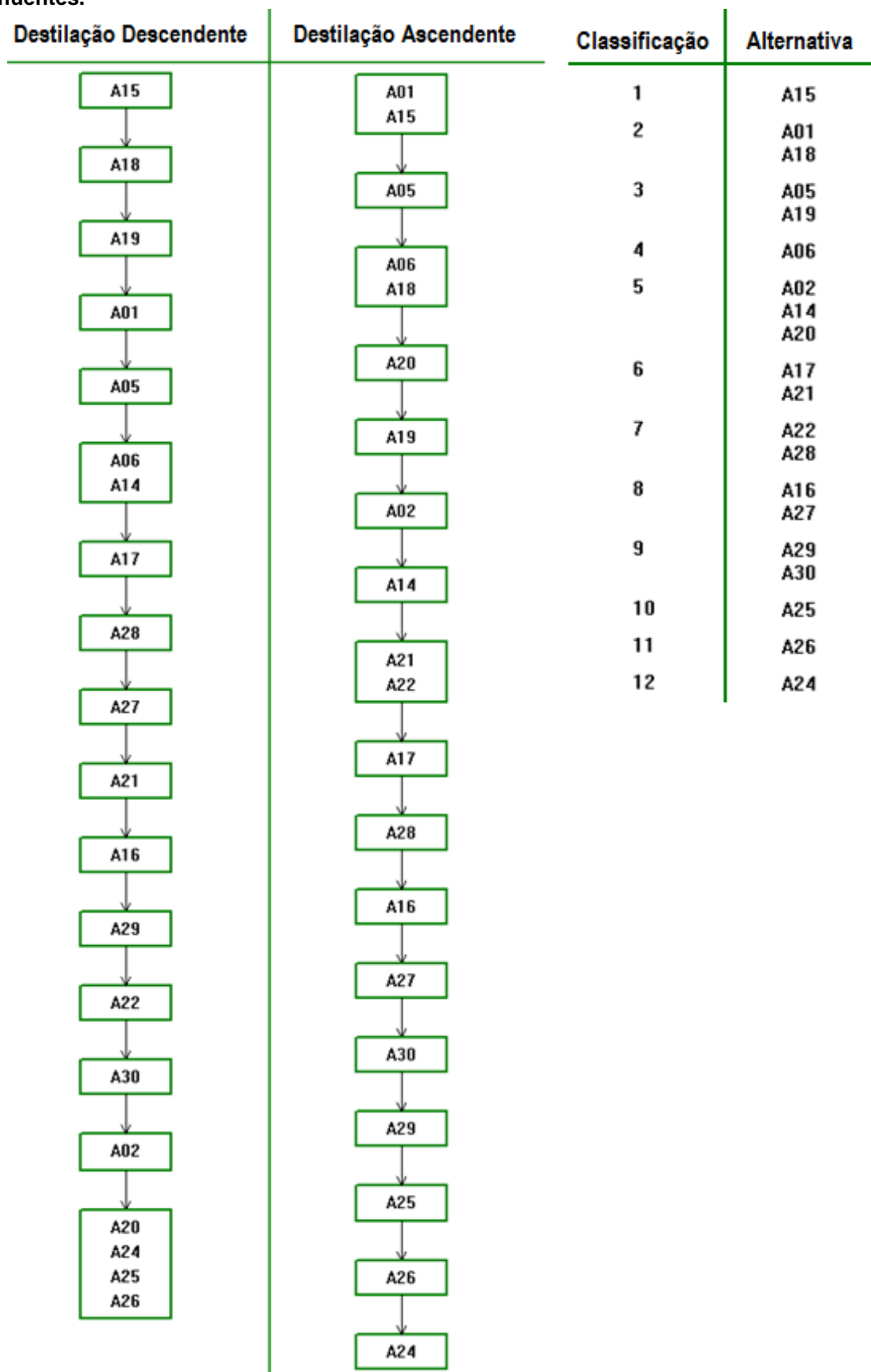
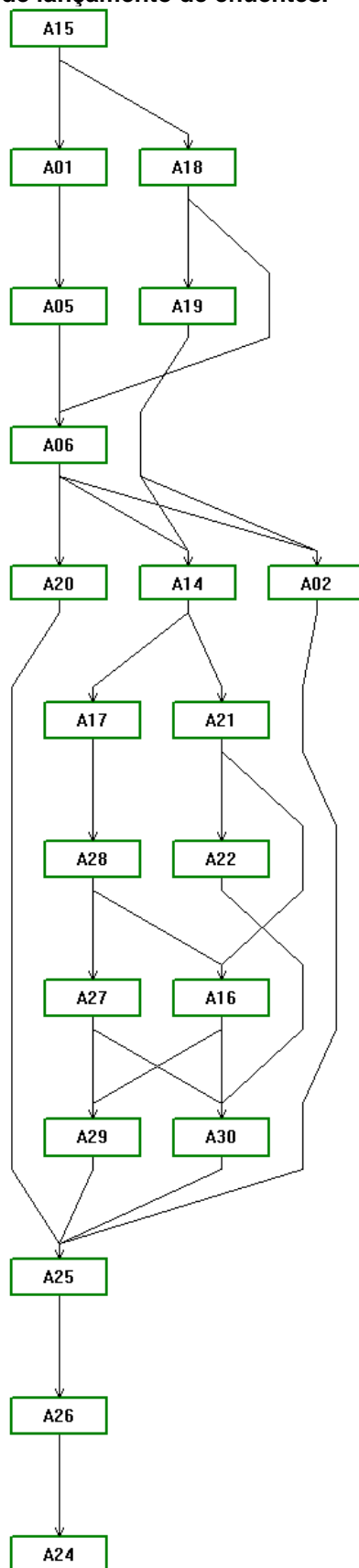


Figura H-6 – Ordenamento final dos sistemas de tratamento de esgotos pré-selecionados diante do cenário C3, para as localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, considerada a terceira condição de lançamento de efluentes.



ANEXO A – Comparação quantitativa e qualitativa entre os principais sistemas de tratamento de esgotos.

Tabela A-2 – Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos adotadas para a condução da Análise Multiobjetivo.

Alternativas	Eficiência Média de Remoção				Demanda de área (m ² /hab)*	Potência para aeração (kWh/hab.ano)*	Volume de Lodo		Custos	
	DBO ₅ (%)*	N total (%)*	P total (%)*	Coliformes (unid. log)*			Lodo líquido a ser tratado (L/hab.ano)*	Lodo desidratado a ser disposto (L/hab.ano)*	Implantação (R\$/hab)*	Operação e Manutenção (R\$/hab.ano)*
A01	32,5	30	35	1	0,03	0	115	6	530	27,5
A02	62,5	30	90	1	0,05	0	150	27,5	1615	75
A03	80	60	35	1,5	3,00	0	130	6,5	62,5	22,5
A04	80	60	35	1,5	2,25	0	115	6,5	107,5	40
A05	80	30	35	1,5	0,38	14,5	160	15	125	18,5
A06	80	30	35	1,5	0,30	19	160	15	207,5	22,5
A07	82,5	65	50	4	4,00	0	285	8	107,5	40
A08	82,5	90	60	3,5	2,75	1	160	11	107,5	40
A09	87,5	60	35	3,5	2,45	0	160	11	125	47,5
A10	94,5	75	85	4	30,00	0	125	4	0	0
A11	91,5	65	50	4,5	3,50	0	125	5,5	0	0
A12	85	65	35	2,5	2,75	0	140	7,5	0	0
A13	85	60	35	3,5	3,00	0	150	7,5	0	0
A14	82,5	60	35	1,5	0,28	0	230	16	590	37,5
A15	67,5	60	35	1	0,07	0	80	8	145	22,5
A16	88	60	35	1,5	0,14	17	185	22,5	290	37,5
A17	88	60	35	1,5	0,10	17	185	22,5	290	35
A18	81,0	60	35	1,5	0,10	0	180	11,5	225	30
A19	86,5	60	35	1,5	0,15	0	200	15	290	35
A20	82	65	50	4	2,00	0	315	10,5	200	22,5
A21	80	30	35	1,5	0,23	3,5	200	15	225	32,5
A22	80	30	35	1,5	0,20	6	200	15	225	32,5
A23	83,5	65	35	2,5	2,25	0	200	14	145	22,5
A24	89	60	35	1,5	0,19	22	270	30	2050	62,5
A25	93,5	60	35	1,5	0,19	27,5	235	30	1600	72,5
A26	93,5	60	35	1,5	0,19	27,5	235	30	1600	72,5
A27	89	60	35	1,5	0,23	0	225	25	730	57,5
A28	85	60	35	1,5	0,19	0	225	25	1200	57,5
A29	91,5	60	35	1,5	0,13	22	185	27,5	2050	62,5
A30	91,5	60	35	1,5	0,15	0	275	25	915	47,5

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014b).

*Valores médios das faixas de variação indicadas por Von Sperling (2014b).

Tabela A-3 – Avaliação relativa dos principais sistemas de tratamento de esgotos domésticos.

Alternativas	Capacidade de resistência a variações do efluente e cargas de choque			Simplicidade Operação e Manutenção	Menor possibilidade de problemas ambientais			
	Vazão	Qualidade	Tóxicos		Maus Odores	Ruídos	Aerossóis	Insetos e Vermes
A01	4	5	4	3	2	4	5	3
A02	4	5	4	3	3	4	5	3
A03	4	4	3	5	3	5	5	2
A04	4	4	3	5	1	5	5	2
A05	4	4	3	4	4	1	1	3
A06	3	4	3	3	3	1	1	2
A07	4	4	3	5	3	5	5	2
A08	4	4	3	3	3	2	2	2
A09	4	4	3	3	3	5	5	2
A10	4	4	4	4	2	5	3	2
A11	4	4	4	4	2	5	5	2
A12	4	4	3	5	2	5	3	2
A13	4	4	3	5	2	5	5	2
A14	3	3	2	4	2	4	5	4
A15	2	2	2	4	2	4	5	4
A16	2	2	2	1	2	1	3	4
A17	2	2	2	2	2	2	5	4
A18	2	2	2	4	2	4	5	4
A19	2	2	2	3	2	4	4	3
A20	2	2	2	5	2	5	5	2
A21	2	2	2	4	2	1	1	3
A22	2	2	2	3	2	1	1	2
A23	2	2	2	5	2	5	3	2
A24	3	3	2	1	4	1	3	4
A25	4	4	3	2	5	1	3	4
A26	4	4	3	3	3	1	3	4
A27	3	2	2	3	4	4	4	2
A28	4	3	3	3	4	4	4	3
A29	3	3	2	2	5	2	5	4
A30	3	3	2	3	4	4	5	3

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014b).

Notas: 1 - menos favorável; 2, 3, 4 - intermediários, em classificação crescente; 5 - mais favorável.

A01 - Tratamento primário convencional; A02 - Tratamento primário avançado; A03 - Lagoa facultativa; A04 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa; A05 - Lagoa aerada facultativa; A06 - Lagoa aerada mistura completa + lagoa de sedimentação; A07 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação; A08 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa; A09 - Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas; A10 - Infiltração lenta; A11 - Infiltração rápida; A12 - escoamento superficial; A13 - Terras úmidas construídas (wetlands); A14 - Tanqué séptico + filtro anaeróbio; A15 - Reator UASB; A16 - UASB + lodos ativados; A17 - UASB + biofiltro aerado submerso; A18 - UASB + filtro anaeróbio; A19 - UASB + filtro biológico de alta carga; A20 - UASB + lagoas de polimento; A21 - UASB + lagoa aerada facultativa; A22 - UASB + lagoa aerada mist. Completa + lagoa decantação; A23 - UASB + escoamento superficial; A24 - Lodos ativados convencional; A25 - Lodos ativados aeração prolongada; A26 - Lodos ativados batelada; A27 - Filtro biológico percolador de baixa carga; A28 - Filtro biológico percolador de alta carga; A29 - Biofiltro aerado submerso com nitrificação; A30 - Tanque séptico + biodisco.

ANEXO B – Estrutura de preferência considerada no trabalho de Cordeiro Netto, Souza e Lopes Júnior (2001).

Tabela B-2 – Conjunto de critérios e seus respectivos pesos, considerados quando da análise de alternativas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Crítérios de Avaliação	Contexto 1	Contexto 2	Contexto 3	Contexto 4
1. Eficiência na remoção de matéria orgânica	11,75	13,00	12,00	11,00
2. Eficiência na remoção de nitrogênio	5,50	3,00	4,50	4,75
3. Eficiência na remoção de fósforo	5,75	2,25	4,75	3,75
4. Eficiência na remoção de organismos patogênicos	10,75	6,75	11,00	5,75
5. Demanda por área de implantação/construção	5,75	7,00	5,00	4,25
6. Custo de implantação/construção	6,00	9,00	5,25	8,00
7. Custo de operação/manutenção	6,75	9,75	6,00	8,00
8. Simplicidade/facilidade de implantação/construção	4,50	8,50	4,25	7,25
9. Simplicidade/facilidade de operação/manutenção	5,50	8,75	4,50	7,00
10. Resistência a choques de carga	5,25	3,50	5,50	4,00
11. Flexibilidade e possibilidade de expansão	3,00	2,25	5,00	3,75
12. Produção de impacto ambiental negativo	6,50	4,75	6,00	6,25
13. Quantidade produzida de resíduos sólidos (lodos, etc.)	4,25	4,25	5,50	6,75
14. Disposição adequada/reaproveitamento dos sólidos	5,25	4,25	5,75	6,25
15. Exigência em capacitação de recursos humanos	3,25	5,00	4,75	4,25
16. Utilização preferencial de recursos materiais locais	2,00	3,25	1,75	3,00
17. Nível de rejeição do público ao tratamento	5,00	2,25	3,75	3,25
18. Confiabilidade no fornecimento de energia	3,25	2,50	4,75	2,75

Fonte: Cordeiro Netto, Souza e Lopes Júnior (2001).

Nota: **Contexto 1** - Sistema de pequeno porte em local de alto risco ambiental-epidemiológico; **Contexto 2** - Sistema de pequeno porte em local de baixo risco ambiental-epidemiológico; **Contexto 3** - Sistema de médio porte em local de alto risco ambiental-epidemiológico; e **Contexto 4** - Sistema de médio porte em local de baixo risco ambiental-epidemiológico.