

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

**METODOLOGIA MULTI OBJETIVO PARA ALOCAÇÃO DA VAZÃO
EXCEDENTE EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Érica Cristine Medeiros Nobre Machado

Campina Grande – PB
Setembro de 2011

ÉRICA CRISTINE MEDEIROS NOBRE MACHADO

**METODOLOGIA MULTI OBJETIVO PARA ALOCAÇÃO DA VAZÃO
EXCEDENTE EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Recursos Naturais.

ORIENTADORES: Carlos de Oliveira Galvão (UFCG)
Francisco de Assis Souza Filho (UFC)

Campina Grande – PB

Setembro de 2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

M149m Machado, Érica Cristine Medeiros Nobre.

Metodologia Multiobjetivo para Alocação da Vazão Excedente em
Bacias Hidrográficas / Érica Cristine Medeiros Nobre Machado. - Campina
Grande, 2011.

131f. :Il. ; col.

Tese (Doutorado em Recursos Naturais) — Universidade Federal de
Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.

Orientadores: Prof. Dr. Carlos de Oliveira Galvão e Prof. Dr. Francisco de
Assis Souza Filho.

Referências.

1. Vazão Excedente. 2. Alocação de Água. 3. Otimização Multiobjetivo.
I. Título.

CDU: 628.112 (043)

ÉRICA CRISTINE MEDEIROS NOBRE MACHADO

METODOLOGIA MULTIOBJETIVO PARA ALOCAÇÃO DE VAZÃO EXCEDENTE
EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

APROVADA EM: 20/09/2011

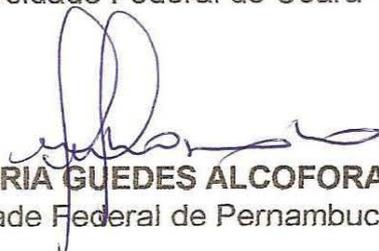
BANCA EXAMINADORA



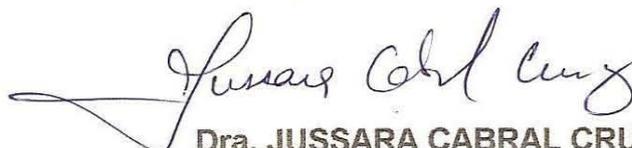
Dr. CARLOS DE OLIVEIRA GALVÃO
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - CTRN
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG



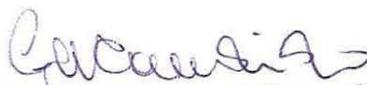
Dr. FRANCISCO DE ASSIS SOUZA FILHO
Universidade Federal do Ceará – UFC



Dra. MÁRCIA MARIA GUEDES ALCOFORADO DE MORAES
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE



Dra. JUSSARA CABRAL CRUZ
Universidade Federal de Santa Maria - UFSM



Dr. GESINALDO ATAÍDE CÂNDIDO
Centro de Humanidade - CH
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG



Dra. BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - CTRN
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

Aos meus pais,
Chico e Edite
Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me permitido sonhar e ter me concedido as condições para realização.

À minha família, pela confiança e apoio. Ao meu pai, Chico, cujo exemplo de perseverança e honestidade me guia sempre. À minha mãe, Edite, meu porto seguro de apoio incontestável. Ao meu esposo, Gildemberg, pela compreensão, paciência e companheirismo.

Ao professor Carlos Galvão, pelo incentivo, persistência e competência com que tem me orientado ao longo de nove anos. A quem sou grata, respeito e admiro.

Ao professor Francisco de Assis Souza Filho, da Universidade Federal do Ceará, cuja orientação em muitos momentos desta pesquisa foi decisiva e indispensável.

Aos membros da banca examinadora de qualificação desta tese: Jussara Cabral Cruz, Luciano Meneses Cardoso da Silva, Márcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes, Gesinaldo Ataíde Cândido e Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, pelas valiosas contribuições a esta tese.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, com os quais tive a oportunidade de obter um conhecimento mais abrangente e interdisciplinar acerca do tema no qual esta pesquisa se insere. Em especial agradeço à professora Márcia Maria Rios Ribeiro, pelas preciosas sugestões que muito contribuíram com este trabalho.

Aos colegas do mesmo programa, compartes deste contínuo aprendizado. Estendendo a todos eu agradeço aos amigos Zezineto Oliveira e Paulo Medeiros.

Aos colegas dos Laboratórios de Hidráulica I e II da UFCG, pela amizade e gratificante convívio. Estendendo a todos eu agradeço a Dayse Luna, Iana Rufino, Kennedy Lucena, Rodolfo Nóbrega, Marília Medeiros e John Cunha.

À Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA, nas pessoas de Cybelle Frazão, Lovânia Werlang e Ana Cristina Sousa. Pelo fornecimento de dados necessários para a realização desta pesquisa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo auxílio financeiro nos primeiros 18 meses desta pesquisa, através da bolsa de estudos concedida. E ao MCT/FINEP/CT-HIDRO, pelo suporte financeiro dedicado ao projeto “Integração dos instrumentos de outorga, cobrança e enquadramento das águas subterrâneas” (ASUB), no qual esta pesquisa está vinculada.

Aos colegas da Superintendência Regional de Salvador do Serviço Geológico do Brasil, onde, paralelamente a esta pesquisa, eu trabalhei durante quinze meses, pela generosa acolhida e amizade. Em especial agradeço a Silvia Lúcia, cuja compreensão e apoio me permitiram dar continuidade a esta pesquisa.

Aos colegas professores, alunos e funcionários da Unidade Acadêmica de Ciências e Tecnologia Ambiental da UFCG, a qual estou vinculada atualmente, pelo incentivo e por criarem as condições necessárias para a conclusão desta pesquisa.

Obrigada.

RESUMO

Esta tese parte do pressuposto de que, à luz da atual gestão dos recursos hídricos no Brasil, os critérios de determinação da vazão máxima outorgável são bastante restritivos, o que provoca descontentamentos e gera conflitos. Além de basear-se em critérios restritivos, a própria variabilidade do clima impõe modificações nas disponibilidades hídricas, de modo que, em períodos de vazões superiores à outorgável, há um excedente de vazão que fica indisponível para a produção de riquezas sociais. Nesta tese argumenta-se que esta vazão excedente pode ser alocada entre os usuários, minimizando os prejuízos decorrentes da não utilização desta. Dessa forma, além de prover um melhor aproveitamento dos recursos hídricos, a alocação de uma parcela variável da disponibilidade hídrica surge como uma estratégia de adaptação à variabilidade climática. Contudo, admite-se que o desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão para alocação da vazão excedente não é tarefa fácil, posto que é necessário o envolvimento e a integração de inúmeras variáveis e métodos, os quais devem ser estruturados e acoplados em um modelo de otimização apropriado; e é necessária a adoção de uma abordagem multiobjetiva integrada aos instrumentos de gestão dos recursos hídricos, de modo a suprir as lacunas existentes sem violar os critérios e preceitos estabelecidos em lei. Nesta tese é proposta uma metodologia para a otimização da alocação interanual da vazão excedente em uma bacia hidrográfica através de um algoritmo evolucionário multiobjetivo, no qual foram inseridas adaptações e operadores de reprodução específicos para incorporar as restrições do problema e contornar os obstáculos apresentados. Além de considerar diferentes usos, conservativos e de diluição, e de ser intertemporal e integrada, tanto qualitativamente quanto espacialmente na bacia, o algoritmo evolucionário foi desenvolvido com o propósito de ser facilmente acoplado a modelos que representem a modelagem hidrometeorológica da bacia hidrográfica, e ser facilmente adaptável para cenários de racionamento (vazão excedente nula ou negativa). A metodologia foi avaliada na bacia hidrográfica do rio Gramame, no Estado da Paraíba e a análise incluiu a aplicação da metodologia em dois cenários hipotéticos de previsão probabilística de precipitação: acima da média histórica e abaixo da média histórica, o que permitiu avaliar o comportamento do modelo de otimização em situações de alocação da vazão excedente e de racionamento da vazão outorgada. Também foi analisado o comportamento do modelo frente à adoção de estratégias com a flexibilização dos valores de vazão ecológica e da concentração de DBO_5 admissível nos corpos receptores da bacia. As propostas de alocação encontradas foram ainda avaliadas quanto a sua robustez frente a mudanças nos valores médios históricos das variáveis hidrológicas da bacia, as quais podem ser provocadas por uma alteração climática ou mesmo ser resultantes das incertezas associadas. Os resultados obtidos indicam boas perspectivas de sucesso da metodologia apresentada, uma vez que, tanto nos cenários de racionamento quanto nos cenários de alocação do excedente, o algoritmo progrediu em direção à Fronteira de Pareto, buscando, nesta fronteira, as regiões de viabilidade, quando existia, ou de menores ocorrências de alarmes.

Palavras Chave: Vazão Excedente. Alocação de Água. Otimização Multiobjetivo.

ABSTRACT

This work assumes that, in Brazil, water rights concession criteria are very restrictive, generating conflicts among users. In addition, the climate variability causes changes in water availability, so that in periods of higher flows, there is an excess discharge that is unavailable for the production of social wealth. This Thesis argues that the discharge surplus could be allocated among users, then minimizing losses due to not using it; the allocation can be defined annually, so that to consider the inter-annual variability of the hydrological variables. The allocation of a variable amount of water availability provides a better utilization of water resources, and is an adaptation strategy to cope with climate variability. However, it is true that the development of a decision support system for allocating the surplus discharge is not simple, because it is necessary the involvement and integration of many variables and methods that must be integrated in an appropriate optimization model. The approach should also be multiobjective and multicriteria and should be integrated with the water resources management law, in order to fill the gaps without violating the existing rules. Thus a methodology is proposed for optimizing the allocation of surplus discharge in a basin through a multiobjective evolutionary algorithm in which adaptations and reproduction operators were inserted to incorporate the specific constraints of the problem and overcome the obstacles presented. In addition this evolutionary algorithm was developed in order to be easily coupled to other models and be easily adaptable to scenarios of rationing (zero or negative surplus discharge). The methodology was evaluated in the Gramame river basin, in the state of Paraíba, which is already presenting evidence of greater demands than availability. The analysis included two hypothetical scenarios of probabilistic forecasts of precipitation: one above-normal forecast and one below-normal forecast; they allowed the assessment of the behavior of the optimization model in situations of allocating the surplus discharge as well as rationing when necessary. We also analyzed the behavior of the model with the adoption of management strategies with the flexibility of environmental flow values and allowable BOD concentration. The robustness of the allocation strategies were evaluated against changes in historical hydrological variables, which may be caused by climate change or even be the result of uncertainties. The results show that the algorithm proved to be adequate, presenting convergence for the most viable regions of Pareto Front.

Key Words: Flow Surplus. Water Allocation. Multiobjective Optimization.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	6
RESUMO	8
ABSTRACT	9
SUMÁRIO	10
ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES	12
ÍNDICE DE TABELAS	13
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	15
LISTA DE SÍMBOLOS E NOTAÇÕES	17
1. INTRODUÇÃO	19
1.1 CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA.....	19
1.2 CARACTERIZAÇÃO DA SOLUÇÃO PROPOSTA.....	22
1.3 OBJETIVOS DA TESE	23
2. REVISÃO DE LITERATURA	25
2.1 CONTEXTO GERAL	25
2.1.1 A PROBLEMÁTICA AMBIENTAL E O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.....	25
2.1.2 PRINCÍPIOS DE ALOCAÇÃO DA ÁGUA	27
2.1.3 A GESTÃO E A ALOCAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL	29
2.2 ALOCAÇÃO DA VAZÃO EXCEDENTE: PRINCIPAIS FATORES INTERVENIENTES	34
2.2.1 A IMPORTÂNCIA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	34
2.2.2 A CONSIDERAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS	35
2.2.3 AS INCERTEZAS E O PROCESSO DECISÓRIO	38
2.2.4 CRITÉRIOS DE VAZÃO MÁXIMA OUTORGÁVEL	42
2.3 MÉTODOS, MODELOS E SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO NA ALOCAÇÃO DE ÁGUA	45
2.4 ESTRATÉGIAS DE IMPLEMENTAÇÃO DOS MODELOS	48
2.5 VISÃO GERAL DA METODOLOGIA	51
2.6 MÓDULO DE OTIMIZAÇÃO MULTIOBJETIVO	53
2.6.1 O MODELO STRENGTH PARETO EVOLUTIONARY ALGORITHM 2.....	53
2.6.2 REPRESENTAÇÃO DAS SOLUÇÕES E GERAÇÃO DA POPULAÇÃO INICIAL	58
2.6.3 AVALIAÇÃO DA APTIDÃO DAS SOLUÇÕES E PREENCHIMENTO DA POPULAÇÃO EXTERNA.....	60
2.6.4 SELEÇÃO DOS INDIVÍDUOS E OPERADORES DE REPRODUÇÃO.....	61
2.6.5 FUNÇÕES OBJETIVO E RESTRIÇÕES	64
3. APLICAÇÃO DA METODOLOGIA E ANÁLISE DOS RESULTADOS	68
3.1 ÁREA DE ESTUDO: A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAMAME	68
3.1.1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA	69
3.1.2 CARACTERIZAÇÃO SÓCIO-ECONÔMICA	71
3.1.3 USOS DA ÁGUA E REDE HIDROGRÁFICA	72
3.1.4 ESTIMATIVA DA OFERTA E DEMANDA.....	74
3.1.5 DADOS DE PRECIPITAÇÃO, EVAPOTRANSPIRAÇÃO E VAZÃO MÉDIA MENSAL	80
3.1.6 DADOS DO RESERVATÓRIO GRAMAME-MAMUABA	83
3.2 MODELOS UTILIZADOS	83
3.2.1 MÓDULO DE DETERMINAÇÃO DA VAZÃO DISPONÍVEL	83
3.2.2 MÓDULO DO BALANÇO HÍDRICO INTEGRADO	84
3.3 PLANEJAMENTO DOS EXPERIMENTOS	85
3.4 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	92
3.4.1 PREVISÃO DE ANO CHUVOSO – ALOCAÇÃO DA VAZÃO EXCEDENTE	92
3.4.1.1 CENÁRIO DE CONCENTRAÇÃO ADMISSÍVEL DE DBO_5 E VAZÃO ECOLÓGICA PADRÃO (CENÁRIO 1)	92
3.4.1.2 CENÁRIO COM ELEVAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE DBO_5 ADMISSÍVEL (CENÁRIO 2).....	97
3.4.1.3 CENÁRIO COM DIMINUIÇÃO DA VAZÃO ECOLÓGICA (CENÁRIO 3).....	101
3.4.2 PREVISÃO DE ANO SECO – ALOCAÇÃO DO RACIONAMENTO	106
3.4.2.1 CENÁRIO DE CONCENTRAÇÃO ADMISSÍVEL DE DBO_5 E VAZÃO ECOLÓGICA PADRÃO (CENÁRIO 4)	106

3.4.2.2	<i>CENÁRIO COM ELEVAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE DBO₅ ADMISSÍVEL (CENÁRIO 5)</i>	110
3.4.2.3	<i>CENÁRIO COM DIMINUIÇÃO DA VAZÃO ECOLÓGICA (CENÁRIO 6)</i>	114
3.4.3	VERIFICAÇÃO DA ROBUSTEZ DAS SOLUÇÕES OTIMIZADAS	118
4.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	121
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	125

ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fluxograma da metodologia proposta.....	52
Figura 2 – Representação da solução.....	58
Figura 3 – Estratégia de classificação dos indivíduos e preenchimento da população externa considerando os conceitos de viabilidade e de dominância (MACHADO, 2006).....	61
Figura 4 – Sequência de aplicação dos operadores de reprodução.....	64
Figura 5 – Área de estudo: Bacia hidrográfica do rio Gramame.....	68
Figura 6 – Divisão Hidrográfica Nacional segundo o CNRH N°32/2003.....	69
Figura 7 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Gramame na Região Hidrográfica Atlântico Leste.....	70
Figura 8 – Bacias hidrográficas do Estado da Paraíba.....	70
Figura 9 – Mapa político da bacia hidrográfica do rio Gramame.....	71
Figura 10 – Vazão de referência da bacia hidrográfica do rio Gramame, adaptado de PARAÍBA (2001).....	74
Figura 11 – Pontos de referência adotados e vazão de referência estimados em SEMARH (2000).....	75
Figura 12 – Postos pluviométricos e definição dos polígonos de Thiessen na bacia hidrográfica do rio Gramame.....	82
Figura 13 – Classes de enquadramento dos rios da bacia hidrográfica do rio Gramame.....	86
Figura 14 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 1.....	92
Figura 15 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 1.....	94
Figura 16 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 1 (da geração 1 à geração 300).....	95
Figura 17 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 2.....	97
Figura 18 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 2.....	98
Figura 19 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 2 (da geração 1 à geração 300).....	99
Figura 20 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 3.....	102
Figura 21 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 3.....	104
Figura 22 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 3 (da geração 1 à geração 300).....	104
Figura 23 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 4.....	106
Figura 24 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 4.....	108
Figura 25 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 4 (da geração 1 à geração 300).....	109
Figura 26 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 5.....	111
Figura 27 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 5.....	112
Figura 28 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 5 (da geração 1 à geração 300).....	112
Figura 29 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 6.....	114
Figura 30 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 6.....	116
Figura 31 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 6 (da geração 1 à geração 300).....	117

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Participação em área dos municípios da bacia hidrográfica do rio Gramame (PARAÍBA, 2001).....	71
Tabela 2 – Descrição e características dos pontos de referências adotados.....	75
Tabela 3 – Principais usos e demandas de outorga e de irrigação (outorgados ou não) da bacia do rio Gramame.	76
Tabela 4 – Critérios de definição dos usuários participantes do processo de alocação da vazão excedente.	77
Tabela 5 – Descrição dos usuários participantes do processo de alocação da vazão excedente.....	78
Tabela 6 – Vazão requerida pelos usuários participantes do processo de alocação da vazão excedente.	79
Tabela 7 – Vazões médias históricas em cada ponto de referência.	80
Tabela 8 – Evapotranspiração média mensal adotada para o reservatório Gramame-Mamuaba.	81
Tabela 9 – Dados dos postos pluviométricos.	81
Tabela 10 – Séries históricas de precipitação média na bacia do rio Gramame.	82
Tabela 11 – Cota x área x volume do sistema Gramame-Mamuaba (SEMARH, 2000).....	83
Tabela 12 – Descrição dos cenários dos experimentos.	87
Tabela 13 – Vazões características e concentração admissível de DBO ₅ do Cenário 1.	88
Tabela 14 – Vazões requeridas pelos usuários participantes do processo de alocação nos cenários de racionamento.....	89
Tabela 15 – Vazões características e concentração admissível de DBO ₅ do Cenário 4.	90
Tabela 16 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução de referência do Cenário 1.	93
Tabela 17 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução de referência do Cenário 1.....	94
Tabela 18 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução otimizada do Cenário 1... ..	96
Tabela 19 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 1.	96
Tabela 20 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução otimizada do Cenário 2..	100
Tabela 21 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 2.	100
Tabela 22 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução de referência do Cenário 3.	103
Tabela 23 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução de referência do Cenário 3.....	103
Tabela 24 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução otimizada do Cenário 3..	105
Tabela 25 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 3.	105
Tabela 26 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução de referência do Cenário 4.	107
Tabela 27 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução de referência do Cenário 4.....	107
Tabela 28 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução otimizada do Cenário 4.....	110
Tabela 29 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 4.	110

Tabela 30 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução otimizada do Cenário 5.....	113
Tabela 31 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 5.	113
Tabela 32 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução de referência do Cenário 6.	115
Tabela 33 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução de referência do Cenário 6.....	115
Tabela 34 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução de referência do Cenário 6.	118
Tabela 35 – Concentração de DBO ₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 6.	118
Tabela 36 – Resumo da avaliação da robustez da solução otimizada dos cenários de vazão excedente. ...	119
Tabela 37 – Resumo da avaliação da robustez da solução otimizada dos cenários de racionamento.	119

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA	
Agência executiva de gestão das águas do estado da Paraíba.....	45, 76, 84, 88, 128
CM	
<i>Crossover Média</i>	63
CMAD	
Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento.....	25
CMD	
<i>Crossover Média Direcionado</i>	63
CNRH	
Conselho Nacional dos Recursos Hídricos.....	35, 69, 129
COGERH	
Companhia de Gestão de Recursos Hídricos.....	45
CONAMA	
Conselho Nacional do Meio Ambiente.....	35
DBO	
Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	36, 66, 67, 78, 85, 87, 88, 89, 90, 91, 93, 95, 98, 99, 100, 102, 103, 105, 107, 108, 109, 111, 112, 116, 118, 120, 121, 122, 123
DNAE	
Departamento Nacional de Energia Elétrica.....	30
DNAEE	
Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica.....	31
DQO	
Demanda química de oxigênio.....	36
Eco-92	
Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento.....	25
ILC	
International Law Commission.....	47
IPH-ECO	
Modelo hidrodinâmico, de qualidade da água e biológico.....	37
MD	
Mutação Direcionada.....	63
MODSIM	
Modelo de Simulação de Redes de Fluxo.....	37, 131
MOP	
Multiobjective optimization problem.....	48
MU	
Mutação Uniforme.....	63

NDI	
Não dominados inviáveis.....	96, 100, 110
NDV	
Não dominados viáveis.....	96, 100, 101, 105
OD	
Oxigênio Dissolvido	36
ONU	
Organização das Nações Unidas.....	25
Pch	
Probabilidade da precipitação no ano ser equivalente a um ano chuvoso.....	88, 91
PDRH	
Plano diretor de recursos hídricos.....	83
Pn	
Probabilidade da precipitação no ano ser equivalente a um ano normal.....	88, 91
PNRH	
Política Nacional de Recursos Hídricos.....	19
Ps	
Probabilidade da precipitação no ano ser equivalente a um ano seco.....	88, 91
QUAL2E	
Stream Water Quality Model.....	37, 129
SEMARH	
Secretaria Extraordinária do meio ambiente, dos recursos hídricos e minerais	68, 71, 73, 74, 75, 83, 133
SPEA2	
Strentgh Pareto Evolutionary Algorithm 2	51, 54, 56, 134
SRH	
Secretaria de Recursos Hídricos	45

LISTA DE SÍMBOLOS E NOTAÇÕES

CEU_u	é o coeficiente de eficiência do uso da água do usuário u .
$Cres_m$	é a concentração de DBO_5 resultante no trecho receptor no mês m .
$Cadm_m$	é a concentração de DBO_5 admissível para o trecho receptor no mês m .
$D_{\ell,G}$	é o valor da densidade de vizinhança do indivíduo ℓ na geração G .
$F_{\ell,G}$	é o valor da aptidão do indivíduo ℓ na geração G .
$FO1_{\ell,G}$	é o valor da função objetivo 1, do indivíduo ℓ na geração G .
$FO2_{\ell,G}$	é o valor da função objetivo 2, do indivíduo ℓ na geração G .
L_u	é o lucro unitário do usuário u .
nuL	é a quantidade de usuários de lançamento de efluentes.
nm	é número de meses do período da alocação.
nuc	é o número de usuários vinculados ao trecho c .
nPC	é o número de pontos de captação na bacia hidrográfica.
Pop_G	é a população de indivíduos da geração G .
\overline{Pop}_G	é a população externa de indivíduos da geração G .
\overline{Pop}_{G+1}	é a população externa de indivíduos da geração seguinte.
PU_G	é o conjunto formado pela união da população corrente com a população externa da geração G .
$p_{u,m}$	é a proporção de alocação do usuário u no mês m .
$p_{u,m}^*$	é o fator de proporção da alocação para o usuário u no mês m .
$pbcm$	é a probabilidade de aplicação do operador de <i>Crossover Média</i> .
$pbmu$	é a probabilidade de aplicação do operador de <i>Mutação Uniforme</i> .
pmd	é a probabilidade de aplicação do operador de <i>Mutação Direcionada</i> .
$pbcd$	é a probabilidade de aplicação do operador de <i>Crossover Direcionado</i> .
PR	é um ponto de referência da bacia hidrográfica.
Q	vazão.
$Q_{7,10}$	é a vazão mínima das médias de 7 dias para um período de retorno de 10 anos.
Q_{90}	é a vazão associada à permanência de 90 %.
$RF_{\ell,G}$	é o valor do <i>Raw Fitness</i> do indivíduo ℓ na geração G .
q_c	é o coeficiente de alocação para o trecho c .
$S_{\ell,G}$	é o valor do <i>Strength</i> do indivíduo ℓ na geração G .
$S_{\alpha,G}$	é o valor do <i>Strength</i> do indivíduo α na geração G .
U	é um usuário participante do processo de alocação.
$uINI_c$	é o índice do usuário inicial do trecho c .
$uFIM_c$	é o índice do usuário final do trecho c .

$V_{a,u,m}$	é o volume alocado para o usuário u no mês m .
$V_{r,u,m}$	é o volume requerido pelo usuário u no mês m .
$V_{d,c,m}$	é o volume disponível no ponto de captação c no mês m .
$V_{a,u,m(\text{filho})}$	é o volume alocado para o usuário u no mês m do indivíduo filho.
$V_{a,u,m(\text{pai1})}$	é o volume alocado para o usuário u no mês m do indivíduo pai 1.
$V_{a,u,m(\text{pai2})}$	é o volume alocado para o usuário u no mês m do indivíduo pai 2.
V_{disptr_m}	é o volume disponível para alocação no trecho receptor para o mês m .
$W_{u,m}$	é a carga de DBO_5 lançada pelo usuário u , no mês m .
$W_{\text{tr},m}$	é a carga inicial de DBO_5 do trecho receptor no mês m .
x_{cm}	é número de verificação da aplicação do operador de <i>Crossover</i> Média.
x_{mu}	é número de verificação da aplicação do operador de Mutação Uniforme.
x_{cd}	é número de verificação da aplicação do operador de <i>Crossover</i> Direcionado.
x_{md}	é número de verificação da aplicação do operador de Mutação Direcionada.
σ_ℓ^k	é a distância euclidiana entre os indivíduos ℓ e k .
α	é um indivíduo da população externa que domina o indivíduo ℓ .
ℓ, δ, λ, k	são indivíduos da população externa $\overline{\text{Pop}}_{G+1}$.
δ	é um indivíduo da população externa dominado pelo indivíduo ℓ .
$ \cdot $	representa a cardinalidade do conjunto.
\emptyset	representa um conjunto vazio.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Caracterização do problema

Alocação é o processo de divisão de um bem, geralmente escasso, entre diversas entidades, geralmente conflitantes entre si. Em recursos hídricos, apesar de ser um problema clássico, novas soluções vêm sendo propostas nas últimas décadas para a alocação de água, principalmente devido ao aumento de conflitos resultantes da disputa pelo uso da água, provocados pelo aumento progressivo da demanda em um cenário de escassez relativa cada vez mais evidente.

Quando utilizada para mediar conflitos e auxiliar os tomadores de decisão e gestores de recursos hídricos, a alocação de água requer uma abordagem interdisciplinar e multiobjetiva, considerando, além dos critérios econômicos, aspectos ambientais, sociais e tecnológicos. Além disso, algumas especificidades desse processo o tornam mais complexo, como as incertezas associadas ao comportamento aleatório dos eventos hidrológicos e consequente ocorrência da água na natureza (STUDART e CAMPOS, 2001; SOUZA FILHO, 2005).

No Brasil, com o advento da Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (Lei Federal nº 9.433/97), a qual tem, como um dos seus princípios, a descentralização da gestão dos recursos hídricos, existem ainda muitos avanços a serem obtidos quanto aos atuais mecanismos de alocação existentes e a sua integração com os instrumentos de gestão estabelecidos na referida lei. Dessa forma, a alocação de água deve assumir novas dimensões e propósitos, deixando de ser um processo centralizado e com forte intervenção do poder público, para se tornar um processo mais participativo e multicriterial.

Um dos fundamentos da PNRH é a consideração da água com um bem de domínio público, tendo seu uso, portanto, condicionado a uma outorga de direito de uso emitida pelo órgão que possui a devida competência legal. Nesse contexto, a outorga é um dos instrumentos de gestão previstos na referida lei (art. 5º, III), e tem, como objetivo, assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso a ela. Na prática, a outorga é o ato administrativo que dá a concessão legal de certo volume ou vazão de água, durante certo tempo, o qual se sujeita a algumas regras e restrições

(COSTA e CAMPOS, 2005), ou seja, a outorga é o ato administrativo que aloca determinado volume ou vazão de água para determinados usos e usuários.

A outorga é um instrumento de alocação de água entre os diversos usos da bacia hidrográfica, e deve buscar a distribuição da água de modo a atender as necessidades ambientais, econômicas e sociais; reduzir ou eliminar conflitos entre usuários e possibilitar o atendimento das demandas futuras (SILVA e MONTEIRO, 2004). Contudo, a outorga não é um instrumento de fácil implementação e administração. Baltar *et al.* (2003) destacam que essa complexidade advém, de um lado, da própria natureza dos recursos hídricos, com seus usos e atributos múltiplos em um quadro de ocorrência estocástica e demandas crescentes, e, do outro, do contexto em que se insere o gerenciamento, envolvendo interesses conflitantes e os mais diversos atores, desde os órgãos públicos gestores e entidades da sociedade civil até os usuários finais da água. Silva e Monteiro (2004) destacam ainda a necessidade de entendimento e aplicação de questões técnicas (hidrologia, hidráulica, ecologia, qualidade de água etc.), questões legais (competências, direitos e responsabilidades dos usuários etc) e questões políticas (mobilização social, acordos entre setores e governos para o desenvolvimento integrado e sustentável da bacia, articulação institucional etc).

Devido a essa complexidade, e com o objetivo de minimizar os riscos de falhas no atendimento das demandas e minimizar os efeitos causados pelas incertezas na previsão hidrológica, os critérios para determinação da vazão outorgável adotados no Brasil são bastante restritivos e monocriteriais. Em rios perenes, normalmente são baseados em vazões de estiagem ou com altas probabilidades de superação (como a $Q_{7,10}$), e, nos casos de açudes, lagos ou barramentos, são baseados em altas garantias da vazão regularizada (como a Q_{90}).

A adoção destes critérios é de fácil implementação e administração pelos órgãos gestores e permite que os usuários de água realizem um planejamento, a longo prazo, de suas atividades e investimentos em seus empreendimentos. Por outro lado, este procedimento pode limitar o crescimento dos empreendimentos, gerar descontentamento nos usuários e aumentar o conflito pelo uso da água, visto que, na maior parte do tempo, as vazões naturais nos rios, ou regularizadas pelos reservatórios, serão superiores às vazões outorgadas (LANNA *et al.*, 1997; LIMA *et al.*, 2005; MEDEIROS e NAGHETTINI, 2001; PEREIRA e LANNA, 1996; RIBEIRO e LANNA, 2003).

O conservadorismo desse modelo ainda é destacado por Lopes e Freitas (2007), os quais argumentam que, além de não considerar o efeito atenuador do uso não simultâneo e não

continuo da água, dito modelo tem pouca utilidade como instrumento de gestão, o que vem a impossibilitar, praticamente, o rearranjo da água. Além disso, um potencial foco de conflito oriundo da adoção destes critérios refere-se, sobretudo, aos novos usuários de água na bacia hidrográfica, posto que o modelo oferece grande segurança aos usuários já estabelecidos, em detrimento dos novos, independentemente de sua eficiência econômica, social ou ambiental.

Com o intuito de promover uma melhor gestão dos recursos hídricos, a vazão excedente (que ocorre nos períodos em que as vazões na bacia hidrográfica são superiores às vazões outorgáveis,) poderia ser distribuída entre os usuários, minimizando os prejuízos decorrentes da não utilização desta. Contudo, essa alocação não deve ser uma atividade em tempo real, pois deve ter a antecedência necessária para permitir, aos usuários, o planejamento da utilização deste aporte excedente. Logo, para minimizar os riscos envolvidos, é necessário que esta alocação seja precedida de uma previsão hidrometeorológica. Além disso, a abordagem desenvolvida para alocação da vazão excedente em uma bacia hidrográfica deve ser multicriterial e multiobjetiva, de modo a atender os objetivos técnicos, ambientais, sociais, econômicos, legais e de eficiência do uso da água. Também é importante a abordagem citada esteja integrada aos atuais instrumentos de gestão dos recursos hídricos, de modo a suprir as lacunas existentes sem violar os critérios e preceitos estabelecidos em lei.

Em síntese, verifica-se que o problema de alocação da vazão excedente, inserido no atual contexto de gestão de recursos hídricos, não é um problema meramente matemático, mas envolve diversas dimensões e variáveis complexas, cujas interferências mútuas devem ser mais bem avaliadas e aprofundadas. Percebe-se, portanto, que para se alocar de forma eficiente e segura a vazão excedente é necessário o envolvimento e a integração de inúmeras variáveis e modelos que representem os processos envolvidos, os quais podem variar em complexidade e níveis de detalhamento, e da consideração de múltiplas funções objetivo e restrições, muitas das quais não numericamente quantificáveis. Muitos destes modelos são, por si só, demasiadamente complexos quanto à tentativa de modelar o comportamento estocástico das variáveis e as inúmeras incertezas envolvidas.

Dessa forma, apresenta-se, como principal questão-problema desta pesquisa, a alocação interanual da vazão excedente superficial em uma bacia hidrográfica entre os diversos usos e usuários, e inserida no contexto de Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos – GIRH, que tem sido definido, pelo Comitê Técnico da *Global Water Partnership*, como um processo que promove o desenvolvimento coordenado da gestão da água, solo e recursos relacionados,

a fim de maximizar o bem estar econômico e social de maneira equitativa sem comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas vitais (GWP, 2000).

1.2 Caracterização da solução proposta

Para Zhang *et al.* (2010a), entre outros autores, os principais avanços na alocação de água tem sido afetos à utilização de métodos de otimização e análises multiobjetivo. A maioria dos métodos multiobjetivo baseia-se no conceito de dominância de Pareto, ou seja, busca-se não uma solução ótima, mas um conjunto de soluções favoráveis ou soluções de compromissos para todos os objetivos, denominadas “não dominadas” e definidas, segundo Coello *et al.* (2002), como “aquelas em que entre si, só é possível melhorar um objetivo causando um detrimento simultâneo em outro, e são melhores que as demais em pelo menos um objetivo”.

Abolpour *et al.* (2005 *apud* ZHANG *et al.*, 2010a) destacam ainda que, ao considerar objetivos conflitantes, comportamento hidrológico estocástico, e incertezas associadas, os modelos de alocação têm se tornando cada vez mais complexos. A consideração da qualidade da água no processo de alocação também tem tido a atenção de alguns autores (WANG *et al.*, 2009a, WANG *et al.* 2009b, YANG *et al.* 2007, ZHANG *et al.*, 2010b).

Propõe-se, neste trabalho, a utilização de um modelo de otimização da alocação utilizando algoritmos evolucionários, os quais são, de forma geral, facilmente adaptáveis a outros modelos, pois utilizam apenas informações da função objetivo e aptidão das soluções; além de ser capazes de otimizar funções objetivo com superfícies complexas e complicadas, reduzindo a incidência de mínimos locais, ser menos suscetíveis à forma ou continuidade da Fronteira de Pareto e ser flexíveis para trabalhar com restrições qualitativas (COELLO, 2006).

Além disso, a escolha de um algoritmo evolucionário para o problema específico torna-se adequado devido à: capacidade de adaptabilidade e conectividade com os demais modelos envolvidos; possibilidade de considerar múltiplos objetivos e restrições, com ordem de grandezas distintas e alguns apenas de caráter qualitativo; possibilidade de utilizar diretamente o conceito de otimalidade de Pareto, onde poderão ser encontradas múltiplas soluções otimizadas, as quais podem servir de cenários para decisões no âmbito de um comitê de bacia; utilização de regras de transição probabilísticas, em lugar de determinísticas, permitindo, dessa forma, avaliar inúmeros cenários e possibilidades simultaneamente,

reduzindo os riscos naturalmente decorrentes das inúmeras incertezas envolvidas; possibilidade de hibridização com outro método de otimização ou com um sistema de apoio à decisão, onde soluções já conhecidamente viáveis, obtidas a partir da experiência adquirida na bacia ou de outros métodos de otimização, podem ser facilmente inseridas no algoritmo evolucionário.

Contudo, os métodos evolucionários multiobjetivo, como originalmente concebidos, geralmente assumem que o problema de otimização está livre de qualquer restrição, quando na verdade, a otimização de problemas reais envolve uma série de restrições que precisam ser atendidas para que a solução seja considerada aceitável. Estas restrições tornam o processo de otimização mais complexo devido às limitações que impõem às variáveis de decisão e às interrelações entre essas restrições e as funções objetivo (VENKATRAMAN e YEN, 2005); além de reduzir consideravelmente o espaço de busca, tornando altamente difícil, na maioria dos casos, encontrar uma única solução viável.

As técnicas tradicionais de tratamento das restrições geralmente se baseiam em funções de penalidade, o que requer a representação de todas as restrições em equações matemáticas. No problema proposto, como as diversas restrições envolvidas são variáveis em complexidade e nível de detalhamento, segue-se, neste trabalho, a estratégia de se modificar os operadores de reprodução e de seleção tradicionais para melhorar o desempenho dos algoritmos evolucionários (MONTESINOS *et al.*, 1999; DANDY *et al.*, 1996), inclusive, introduzindo conhecimentos específicos do problema nestes operadores como uma alternativa para preservar a viabilidade dos indivíduos (BECERRA e COELLO, 2005). Dessa forma, são utilizados operadores direcionados, e inseridas adaptações em um método evolucionário multiobjetivo, com o intuito de incorporar, de forma eficiente e eficaz, as restrições visando a contornar os obstáculos apresentados.

1.3 Objetivos da tese

Diante do exposto, estão descritos, a seguir, os objetivos geral e específicos da presente pesquisa.

Objetivo geral:

Propor uma metodologia para otimização multiobjetivo da alocação interanual da vazão excedente superficial em uma bacia hidrográfica entre os diversos usos e usuários, que seja intertemporal e integrada, tanto quali-quantitativamente quanto espacialmente na bacia, de modo a incorporar as nuances do atual arcabouço legal da gestão dos recursos hídricos.

Objetivos específicos:

- Aprofundar o estudo da aplicação do conceito de alocação da vazão excedente, analisando as diversas variáveis envolvidas e suas interferências entre si;
- Incorporar o conhecimento sobre o problema na proposição de modificações em um algoritmo evolucionário multiobjetivo, de modo a melhorar a sua eficiência e eficácia, permitindo que restrições e variáveis não matematicamente quantificáveis sejam utilizadas;
- Aplicar a metodologia proposta em uma bacia hidrográfica e analisar o seu comportamento frente a diversos cenários, bem como a sua funcionalidade também para a alocação do racionamento e a robustez das soluções encontradas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Contexto geral

2.1.1 A problemática ambiental e o desenvolvimento sustentável

O alerta para a problemática ambiental foi introduzido em nível mundial pela “Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano”, promovida pela ONU, em 1972, na cidade de Estocolmo, com o objetivo de discutir sobre a preservação ambiental. O evento contou com a participação de 114 países e, segundo Milaré (2001), foi resultado da percepção das nações ricas e industrializadas acerca da degradação ambiental causada pelo processo de crescimento econômico destes países e pela progressiva escassez de recursos naturais. O principal resultado da conferência foi o reconhecimento da necessidade de que tanto as gerações presentes quanto as futuras tenham reconhecidas, como direito fundamental, a vida e a necessidade de um meio ambiente não degradado (BARBOSA, 2007).

Mais tarde, em 1987, com a publicação do Relatório Nosso Futuro Comum (BRUNTLAND, 1987) pela Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMAD), o conceito de desenvolvimento sustentável foi difundido mundialmente, sendo definido como aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das futuras gerações de prover as suas próprias necessidades. Em 1992, quando da ocasião da Conferência da Terra no Rio de Janeiro, mais conhecida no Brasil como Eco-92, o conceito de desenvolvimento sustentável foi declarado como meta a ser buscada e respeitada por todos os países. Essa conferência gerou a Agenda 21, a qual aglutina um conjunto de recomendações e premissas acerca de como as nações devem desempenhar ações, focadas no desenvolvimento sustentável, em busca de melhorias ambientais e de qualidade de vida (BARBOSA, 2007).

Outros grandes encontros e documentos ambientais internacionais se seguiram, com o propósito de debater e reafirmar o compromisso com o desenvolvimento sustentável, como a Carta da Terra, que reuniu 100.000 pessoas de 46 países na cidade de Paris em 2000; e a Declaração de Johannesburgo, que ocorreu na África do Sul no ano de 2002.

Nesse contexto, gradativamente a preocupação com a sustentabilidade e o uso racional foi sendo inserida nas políticas e abordagens de gestão ambiental, definida por Phillippe Jr. e Maglio (2005) como a implementação pelo governo de sua política ambiental, mediante a

definição de estratégias, ações, investimentos e providências institucionais jurídicas com a finalidade de garantir a qualidade do meio ambiente, a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento sustentável. Soares (2004) destaca, ainda, que a gestão ambiental está intimamente relacionada com o processo de tomada de decisões, os quais, devido às características interdisciplinares e holísticas de qualquer variável ou problema ambiental, geralmente são de difíceis soluções, e algumas vezes desencadeiam uma série de conflitos.

Devido a essa complexidade, é recomendável que as abordagens desenvolvidas para a gestão ambiental sejam inter e multidisciplinares, e sejam criteriosamente estruturadas para fornecer resultados científicos tecnicamente embasados (ROMERO e PHILLIPE Jr., 2004). Vargas (2000) reafirma que, para a solução de problemas ambientais complexos, é necessária uma visão dinâmica e holística do ambiente através de equipes multidisciplinares atuando de forma interdisciplinar, padronizando métodos e processos para a gestão ambiental que garantam a manutenção dos recursos naturais e da qualidade de vida da população.

A interdisciplinaridade é definida como “um tema, objeto, ou abordagem em que duas ou mais disciplinas intencionalmente estabelecem nexos e vínculos entre si para alcançar um conhecimento mais abrangente, ao mesmo tempo diversificado e unificado” (COIMBRA, 2000). Ou ainda como a “interação entre duas ou mais diferentes disciplinas, desde a comunicação e comparação de idéias até a mútua integração de conceitos, metodologias, procedimentos, epistemologia, terminologia, organização de pesquisa e educação” (VARGAS, 2000).

Para Leff (2006) as questões ambientais são naturalmente complexas e interdisciplinares, exigindo uma articulação de diversas ciências na busca de sua resolução e sugerindo o desenvolvimento de diferentes estratégias de descentralização econômica e gestão participativa dos recursos naturais. Segundo o autor, para a atual crise ambiental, caracterizada pela desestruturação da natureza e aceleração do desequilíbrio ecológico, é necessário pensar as relações de interdependência e multicausalidade entre os processos sociais e ecológicos para a produção de uma nova racionalidade produtiva orientada para um desenvolvimento sustentável e um manejo integrado de recursos.

Desenvolvimento sustentável é o modelo de desenvolvimento que harmoniza o desenvolvimento humano com os limites da natureza, possuindo a dimensão crítica da necessidade de coexistência e coevolução dos seres humanos entre si e com as demais formas de vida do planeta, além de ser também concebido como um novo paradigma que relaciona

aspirações coletivas de paz, liberdade, melhores condições de vida e de um meio ambiente saudável (CAMARGO, 2002). Lira *et al.* (2008) destacam que além de conciliar o desenvolvimento econômico à preservação ambiental, o desenvolvimento sustentável busca ainda o fim da pobreza no mundo.

Além da interdisciplinaridade e da busca pelo desenvolvimento sustentável, é indiscutível também a necessidade de tratar as questões relativas ao gerenciamento ambiental como um processo participativo, com a participação de todos os setores da sociedade, conforme recomendado na maioria dos documentos ambientais internacionais citados.

Para Leis (2002), no Brasil essa questão ainda vem sendo tratada de maneira predominantemente técnica e burocrática, o que pode surtir efeitos contrários, como o agravamento dos conflitos. O autor é enfático ao afirmar que “não existe governabilidade ambiental sem negociação e não existe negociação sem espaços aptos para uma participação baseada numa ação comunicativa eficiente”.

2.1.2 Princípios de Alocação da Água

A alocação de água geralmente está associada a um cenário de escassez relativa dos recursos hídricos, quando a oferta é insuficiente para atender toda a demanda requerida. O mecanismo mais simples de alocação de água em situações de escassez é o regime de livre acesso entre os usuários, o qual provoca degradação e destruição dos recursos hídricos e está fadado ao fracasso.

No outro extremo, há a completa intervenção do Estado, com regulação e fiscalização da quota de água que pode ser utilizada por cada agente e das condições que devem ser atendidas. Essa regulação do Estado também pode ser dada de forma indireta, através dos instrumentos de gestão, que induzem a um consumo mais racional dos recursos hídricos. Em uma abordagem intermediária, podem ainda ser utilizados os mercados de água, onde o usuário continua recebendo a autorização do Estado para utilizar determinada quantidade do recurso, mas pode negociar essa quota com outros usuários, seguindo as leis do mercado.

Dinar *et al.* (1997) apresentam os mecanismos de alocação de água em quatro categorias, e apresentam as suas respectivas vantagens e desvantagens:

- **Preço baseado no custo marginal:** Sugere a precificação da água baseada no custo marginal de suprimento da última unidade de água. Possui, como principal

vantagem, o alto nível de eficiência econômica atingido, e uma correta valoração da água, incentivando o seu uso racional. Por outro lado, é um mecanismo de difícil aplicação prática, devido à dificuldade em se estimar os custos marginais, variáveis com o tempo e com a demanda e o tipo de uso;

- **Alocação pública da água:** É a alocação realizada administrativamente por agentes públicos. Geralmente apresenta, como vantagens, a busca da equidade na alocação e a possibilidade de atendimento de múltiplos critérios e proteção ambiental. No entanto, por não incorporar mecanismos de participação pública e não permitir os mecanismos de mercado, raramente cria iniciativas de uso racional da água;

- **Mercado de água:** É a alocação caracterizada pela transação dos direitos de uso da água. A alocação de um recurso baseada no mercado é considerada um mecanismo economicamente eficiente, mas, no caso específico da água, algumas vezes é necessária a intervenção do Estado para criar condições necessárias de operação do mercado. É necessário ainda que as externalidades sejam mensuradas e consideradas na transação, de modo a minimizar os danos ambientais e promover a sustentabilidade do recurso hídrico;

- **Alocação baseada no usuário:** Requer uma ação coletiva das instituições com poder de decisão na alocação de água. Apresenta, como maiores vantagens, a potencial flexibilidade em adaptar os diversos requisitos de uso da água às necessidades locais e o elevado grau de aceitabilidade política e pública. Contudo, para que a eficiência desse mecanismo seja garantida, é necessária uma estrutura institucional muito transparente, e a participação efetiva de todos os setores usuários.

Souza Filho (2005) apresenta quatro possibilidades de dimensões de ocorrência para a alocação de água: a) alocação entre usos, ou intersetorial; b) alocação entre usuários, ou intra-setorial; c) alocação intertemporal; d) alocação interregional ou interespaçial. Geralmente as abordagens para solucionar o problema da alocação de água são voltadas para a alocação entre usos e entre usuários, desconsiderando as especificidades que podem ocorrer ao longo do tempo e em diferentes regiões.

Para avaliar o desempenho de um mecanismo de alocação, Howe *et al.* (1986 *apud* LOPES e FREITAS, 2007) definiram os seguintes critérios de alocação: a) flexibilidade na alocação; b) segurança no direito de uso para usuários estabelecidos; c) pagamento do custo de oportunidade real do fornecimento pelo usuário; d) previsibilidade do processo de

alocação; e) equidade do processo de alocação; f) aceitação política e pública, ou seja, aceitação dos valores e objetivos da alocação pelos diversos setores da sociedade.

Percebe-se o direcionamento dos critérios no contexto econômico e social, os quais devem estar em equilíbrio. Moigne *et al.* (1997) apontam o conceito de otimalidade de Pareto como possível definição para uma alocação economicamente eficiente, ou seja, quando nenhum usuário puder ter um acréscimo de ganho sem causar um prejuízo em outro. No entanto, os autores destacam que é necessário que as decisões econômicas sejam compatíveis com os objetivos sociais, isto é, que sejam considerados os critérios de eficiência econômica e equidade, procurando uma igualdade do benefício marginal entre todos os usos, de modo a maximizar o bem estar social. Para Cai *et al.* (2002), é necessário considerar também os indicadores de sustentabilidade ambiental. Os autores classificam os critérios de alocação em: a) risco; b) critérios ambientais; c) critérios de equidade; d) critério de aceitabilidade econômica.

No atual cenário político-legal-institucional da gestão hídrica no Brasil, é necessário associar a outorga de direito de uso da água como um instrumento de alocação de água entre os diversos usos da bacia hidrográfica, a qual deve buscar uma distribuição da água de modo a atender as necessidades ambientais, econômicas e sociais, reduzir ou eliminar conflitos entre usuários e possibilitar o atendimento das demandas futuras (SILVA e MONTEIRO, 2004).

2.1.3 A gestão e a alocação dos recursos hídricos no Brasil

Para Tucci (2000), a complexidade dos sistemas hídricos cresceu devido à diminuição da disponibilidade deste recurso pela deterioração da qualidade da água. Essa complexidade reflete uma maior dificuldade de gerenciamento dos recursos hídricos, os quais estão mais propensos a serem palco de conflitos. Prováveis conflitos pelo uso da água podem ocorrer devido ao regime de domínio, ao aproveitamento e nível de contaminação hídrica, à escassez abaixo dos limites suportáveis (pelo ser humano ou meio ambiente), e à carência de instituições jurídicas e políticas (ALEMAR, 2006).

Cai *et al.* (2001) destacam que a natureza interdisciplinar dos problemas de recursos hídricos requer a integração de aspectos técnicos, econômicos, ambientais, sociais e legais. Nesse novo cenário, o que se busca é um gerenciamento integrado dos recursos hídricos, de modo a promover o desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica, caracterizado pelo aproveitamento racional dos seus recursos, sem comprometer o ecossistema existente. O

entendimento da sustentabilidade está no aprimoramento de ações que permitam utilizar o espaço da bacia e do sistema aquático sem que tais ações atuem sobre a própria sociedade ou comprometam o ecossistema existente (TUCCI, 2000).

Contudo, Jonker (2007) afirma que apesar da definição e difusão do termo Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos – GIRH, em inglês IWRM – *Integrated Water Resources Management*, pela *Global Water Partnership* (GWP, 2000), na prática este gerenciamento tem ocorrido de forma evasiva, apresentando, como principais causas, a falta de capacitação dos recursos humanos neste setor e a falta de clareza teórica conceitual da definição do GIRH, necessária à implementação. O autor ainda cita as argumentações de Allan (2003), segundo o qual a conceituação do GIRH, definida pela GWP, não é suficiente para facilitar a sua execução porque não incorpora o inevitável processo político, sugerindo a expansão do termo para IWRAM, incluindo o processo de alocação da água.

Broch *et al.* (2007) definem ainda a gestão integrada dos recursos hídricos como a “integração entre os aspectos sociais, econômicos e ambientais, bem como a água na gestão do espaço urbano e rural, a gestão das águas superficiais, subterrâneas e atmosféricas, das condições a montante e jusante na bacia hidrográfica, dos aspectos legais, institucionais e culturais, integrados em diferentes componentes”. O que requer, portanto, “além de buscar um uso sustentável das águas sub-superficiais para satisfazer as necessidades socioeconômicas, também o desenvolvimento de novas técnicas de apropriação e reaproveitamento de águas impróprias para o consumo humano ou animal” (ALEMAR, 2006).

No Brasil, o sistema de gestão de recursos hídricos teve sua primeira tentativa de ordenamento legal datado na década de 30, com o Código das Águas (Decreto-Lei 24.643, de 10 de julho de 1934). Esse código, embora considerado um avanço para a época, era caracterizado como normativo, centralizador e setorizado, uma vez que tinha forte influência do setor elétrico e priorizava a preocupação com os recursos hídricos qualificados como matriz energética (NOVAES e JACOBI, 2002).

Para Lopes e Freitas (2007) o processo formal de alocação de água no Brasil teve início com a operação dos reservatórios destinados à produção de energia elétrica, principalmente após a estatização de empresas geradoras de energia, quando o poder público buscava conciliar interesses conflitantes por meio de uma regra geral.

Na década de 60, a responsabilidade sobre a alocação da água foi delegada ao DNAE (Departamento Nacional de Energia Elétrica), criado em 1965 e que, a partir de 1968 passou a

chamar-se DNAEE (Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica). Esse departamento definia os montantes de água que poderiam ser captados, predominando ainda a geração de energia elétrica como principal usuário e a desarticulação entre as políticas públicas. Essa situação dificultava o desenvolvimento institucional da gestão da água, pois o setor elétrico era, ao mesmo tempo, o maior usuário e o administrador dos recursos hídricos.

Apenas na década de 70 a alocação de água em bacias hidrográficas passou a considerar os objetivos da otimização do aproveitamento das águas. Nessa época novos interesses foram integrados ao processo de alocação como, por exemplo, a definição de volumes de armazenamento, caracterizada como uma forma de alocação temporal da água (LOPES e FREITAS, 2007).

Com o advento dos novos conceitos de preservação ambiental na década de 80, foram definidos novos instrumentos e novas concepções acerca da gestão dos recursos hídricos do Brasil, inserindo novos componentes na alocação de água definida pelo poder público. Tome-se, por exemplo, a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/1981), que instituiu o enquadramento dos corpos hídricos em classes de qualidade de água, e a Constituição Brasileira de 1988, a partir da qual as águas deixaram de ser classificadas como privadas ou públicas e passaram a ser exclusivamente públicas, podendo os rios ser considerados de domínio estadual ou federal.

Essa divisão de domínios formou a base para a Política Nacional de Recursos Hídricos instituída no país em 1997 (Lei 9.433), a qual constitui um marco fundamental para a implementação de um gerenciamento participativo e descentralizado. Carvalho (2005) define essa nova forma de gestão como um “modelo sistêmico de integração participativa, inspirado nos procedimentos adotados pela França, e que procura gerir os recursos hídricos utilizando-se do conceito de bacia hidrográfica como unidade de gestão”.

A Lei 9.433/97 definiu ainda os instrumentos de gestão dos recursos hídricos, a saber: a) planos de recursos hídricos; b) outorga do direito de uso de recursos hídricos; c) cobrança pelo uso de recursos hídricos; d) enquadramento dos corpos de água; e) sistemas de informação sobre recursos hídricos. A outorga aloca os recursos hídricos de forma direta e discricionária, segundo os critérios definidos pela União e pelos Estados, respeitando as prioridades definidas nos planos de recursos hídricos, a classe de qualidade de água e o uso múltiplo das águas (LOPES e FREITAS, 2007). Contudo, para Souza Filho e Porto (2005), a outorga é de fato um instrumento de gerenciamento de recursos hídricos na medida em que é

instrumento de alocação de água, caso contrário, configura-se apenas como uma peça burocrática.

Observa-se, no contexto apresentado, o surgimento de inúmeras instituições formais com o objetivo de normatizar e regulamentar os múltiplos interesses em torno do uso dos recursos hídricos, o que pode ser analisado como uma estratégia para administrar os conflitos advindos dos múltiplos interesses envolvidos (NOVAES e JACOBI, 2002). Falkenmark e Lundqvist (1995) também destacam a importância de uma boa estrutura institucional, com ferramentas apropriadas e instrumentos adequados para implementar critérios eficientes de alocação de água apontando, como obstáculo existente ao aperfeiçoamento da gestão de águas, a inexistência, na administração pública, de uma boa política de alocação de água.

Instituições são limitações idealizadas pelo homem para regular a interação humana, podendo ser formais ou informais, públicas ou privadas, criadas artificialmente ou evoluídas consuetudinariamente. Para fins didáticos imagine-se, por analogia, um jogo de futebol: as instituições seriam as regras do jogo consistentes tanto em normas escritas como em regras informais de boa conduta que definem as penalidades para os que as transgredirem (NORTH, 1993). As instituições são, portanto, capazes de resolver problemas de ação coletiva trazendo à tona contribuições de indivíduos que, por sua vez, não conseguem realizar seus desígnios, a não ser que alguém tenha o poder de coordenar, coagir, ou mobilizar um grupo de pessoas para que atuem conjuntamente (LEVI, 1991 *apud* NOVAES e JACOB, 2002).

Além das regras de conduta e sanções para o desrespeito delas, uma premissa para a eficiência das instituições é que estas sejam constantemente reafirmadas, ou seja, as regras devem ser invariáveis, de modo a que seja mantida uma estrutura estável da interação humana e que as incertezas sejam reduzidas (NORTH, 1993). Em outras palavras, a persistência das suas regras é o que garante a estabilidade das instituições e, por conseguinte, a sua utilidade. No entanto, essa estabilidade não é fácil de ser conseguida, posto que, além do complexo institucional de um país ser integrado por diversos elementos, existe também mais de uma tradição na cultura dessas instituições (CHANG, 2006).

Nos problemas ambientais, Proops *et al.*(2002) defendem que apenas o Estado, concebido como instituição, pode prover a escala temporal de longo prazo necessária para a sua resolução, sendo o mercado uma instituição eficiente apenas para resolver problemas de alocação de curto prazo. Contudo, os autores destacam alguns problemas que podem ocorrer quando da intervenção do Estado no mercado, dentre os quais ele cita a não participação de

toda a sociedade no processo decisório e a não implementação e monitoramento das leis existentes nas instituições.

Em recursos hídricos, além do arcabouço legal e normativo que vem sendo instituído e normatizado, surge também com o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, a figura dos comitês de bacia, instituição composta por representantes do poder público, entidades civis de recursos hídricos e usuários da sua bacia de atuação. Contudo, a eficiência institucional destes comitês, e, por conseguinte, da gestão dos recursos hídricos em uma bacia, requerem o estabelecimento de mecanismos que garantam a efetiva participação e representatividade (da sociedade civil e dos usuários) visando à tomada de decisão e ao debate das questões relacionadas aos conflitos existentes na bacia.

Ademais, emerge ainda a dificuldade de se estabelecer uma cooperação humana entre os membros envolvidos, a qual, segundo North (1993), geralmente está vinculada a uma troca de benefícios, e, quando esses benefícios não são claramente apresentados, torna-se muito difícil obter cooperação voluntária da sociedade sem que haja a imposição de regras, e posteriores penalidades. O autor destaca ainda os determinantes subjacentes da conduta humana, os quais estão relacionados com dois elementos fundamentais: a motivação e a interpretação do meio. Ou seja, além do complexo conjunto de motivações que influenciam as escolhas dos indivíduos, a conduta humana também está necessariamente ligada ao modo como esses indivíduos absorvem as informações do meio e, quanto mais complexos e únicos forem os problemas que nos confrontamos, maior será a incerteza do resultado advindo da tomada de decisão.

Na gestão de recursos hídricos, alguns requisitos são necessários para a construção de um modelo de gestão eficiente, tais como (CAMPOS, 2001): consistência com a realidade local, política e financeira; harmonia com as demais funções desempenhadas em outros segmentos da Administração Pública; e a inserção no modelo nacional.

Verifica-se, portanto, a necessidade de se desenvolver abordagens e mecanismos que, além de representar os processos físicos que ocorrem na área de estudo, facilitem a apresentação destas informações, de modo a auxiliar o consenso para a tomada de decisão. No problema de alocação da vazão excedente em bacias hidrográficas, uma abordagem com esta pretensão depara-se com inúmeros desafios e complicadores, os quais estão apresentados na próxima seção.

2.2 Alocação da vazão excedente: Principais fatores intervenientes

2.2.1 A importância das águas subterrâneas

As águas subterrâneas representam a parcela da hidrosfera que ocorre na sub-superfície da terra, podendo ser classificadas segundo a sua origem em: meteórica, que são naturalmente recarregadas pela infiltração de uma fração das precipitações – representam cerca de 97% do volume de água doce líquida nos continentes e geralmente ocorrem a profundidades médias de até 750 metros; as águas conatas ou de formação, que estão retidas nos continentes desde as épocas de formação dos depósitos e estão estocadas, em geral, a profundidades superiores a 4.000 metros; e as de origens juvenil, que são formadas pelos processos magmáticos da Terra, e cujo quantitativo é praticamente insignificante (REBOUÇAS, 2006).

No gerenciamento dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, as águas meteóricas merecem mais destaque, pois participam ativamente do ciclo hidrológico, resultando em uma contribuição da ordem de 13 mil km³/ano na descarga do rio, ao passo que as águas conatas possuem tempo de retorno de dezenas de milhares até milhões de anos, muito longo em relação à vida útil dos projetos de utilização (REBOUÇAS, 2006).

Mesmo com o sistema de fluxo subterrâneo sendo influenciado e influenciando o sistema de drenagem superficial, não existe coincidência física entre os divisores de água superficial e subterrânea, resultando em uma dificuldade no gerenciamento integrado dessas águas, sobretudo no ponto de vista legal, posto que o gerenciamento se dá na unidade territorial da bacia hidrográfica definida pelo sistema de drenagem superficial.

Os fluxos superficiais e subterrâneos também são muito distintos entre si na velocidade de escoamento: enquanto o escoamento superficial flui a velocidades da ordem de km/h, os fluxos no subsolo têm velocidades da ordem de cm/dia, desempenhando uma função de armazenamento de água (REBOUÇAS, 2006). Além de o escoamento ser mais complexo do ponto de vista hidrodinâmico, Castro (2001) destaca – como outra razão pela qual os aquíferos são menos usados como reserva de recursos hídricos –, a necessidade do conhecimento de muito mais parâmetros do que no caso dos reservatórios de superfícies. A quantificação das águas subterrâneas requer informações da topografia, conhecimento do nível de água, informações sobre a geologia, e conhecimento de parâmetros hidrogeológicos, tais como a porosidade efetiva, o coeficiente de permeabilidade e o coeficiente de armazenamento específico.

Ademais, para representar matematicamente o fluxo subterrâneo é necessário conhecer o tipo de camada em que o aquífero está inserido, o qual o classifica em livre ou não confinado: quando a superfície piezométrica coincide com o nível de água; e artesianos ou confinados: quando existe uma camada confinante impermeável acima do aquífero resultando em uma pressão da água subterrânea maior do que a pressão atmosférica.

O risco de contaminação das águas subterrâneas mantém estreita relação com a forma de recarga. Rebouças (2006) destaca que, enquanto um poço raso é abastecido por um sistema de fluxo local, as zonas de recarga das águas que são captadas por um poço profundo são as colinas distantes, sendo menos propensas, portanto, a contaminação de suas águas por um foco de contaminação localizado nas suas proximidades.

Embora a lei 9.433 proponha a gestão integrada das águas como um objetivo do Sistema Nacional de Recursos Hídricos; e a resolução nº 16/2001 do CNRH reforce esta ideia ao determinar que a análise dos pleitos de outorga deve considerar a interdependência das águas superficiais e subterrâneas, na prática, essa integração ainda figura como muito incipiente. Para Rebouças (2006), a inclusão da água subterrânea neste contexto legal ficou sendo meramente “cartorial”, na medida em que apenas institucionaliza o extrativismo empírico e improvisado vigente, resultando em desordenada perfuração de poços que ocorrem pela iniciativa privada, sem o devido controle federal, municipal ou estadual e, frequentemente, sem a tecnologia apropriada, aumentando o risco de contaminação ou sobre-extração das águas dos aquíferos. Por fim, o autor recomenda que esse extrativismo tradicional da água subterrânea seja substituído pelo gerenciamento integrado das condições de uso e conservação das águas disponíveis na bacia hidrográfica em análise.

2.2.2 A consideração da qualidade das águas

A qualidade e a quantidade da água são duas características indissociáveis na definição da disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica para o processo de alocação. Contudo, ao contrário da quantidade, que é uma característica facilmente mensurável, a qualidade das águas deve ser relacionada ao uso a que se destina, ou seja, expressa a adequabilidade desta para os diversos usos, tal como estabelecido pela resolução 357/2005, do CONAMA, a qual define as classes de qualidade como o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. Essa resolução ainda estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes para cada classe.

A qualidade e a quantidade das águas sofrem alterações provocadas por fenômenos naturais ou em decorrência de ações antrópicas. Salati *et al.* (2006) destacam, por exemplo, entre as causas naturais que afetam o clima, e conseqüentemente a disponibilidade hídrica, as flutuações sazonais com períodos de um ano; e, entre as ações humanas em escala local e regional que podem alterar o balanço hídrico, o desmatamento, a mudança do uso do solo, os projetos de irrigação e a construção de barragens.

Araújo e Santaella (2001) destacam que o crescimento da preocupação com a qualidade das águas foi lento e gradativo, sendo inicialmente associada apenas às suas características físicas, como a presença de sólidos e compostos que causam odor e sabor. Contudo, apenas recentemente tem crescido a percepção de que processos de degradação da qualidade da água dos rios e lagos também podem atingir o manancial subterrâneo.

Atualmente, os estudos relacionados à qualidade de água consideram além das características físicas, também as características químicas e biológicas, as quais podem ser representadas por diversos parâmetros, tais como: cor; turbidez pH; alcalinidade; dureza; demanda química de oxigênio (DQO); demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅); oxigênio dissolvido (OD); nitratos; nitritos; amônia; nitrogênio total; sílica reativa; cloretos; sulfatos; fosfatos; metais pesados; sólidos; coliformes; fertilizantes; pesticidas; fitoplâncton; zooplâncton; clorofila a; penetração de luz e produção primária.

Nos reservatórios superficiais, a qualidade das águas é influenciada pela precipitação que ocorre na bacia de drenagem, com impactos nas características físicas, químicas e biológicas da água armazenada. Segundo Mororó *et al.* (2005), isso é explicado devido ao carreamento de materiais para o reservatório, que contribui para o aumento da turbidez da água e para o aumento do assoreamento do reservatório, devido à sua sedimentação. Além disso, os autores destacam ainda a diminuição da transparência provocada pelo aporte destes materiais, o que dificulta ou impede a penetração da luz, necessária às reações de fotossíntese do plâncton.

Em reservatórios do semi-árido esse processo se torna ainda mais preocupante, pois os rios geralmente são intermitentes, e o deflúvio resultante do período chuvoso pode representar uma verdadeira “lavagem” da bacia, com aporte de materiais alóctones que alteram significativamente as características qualitativas da água armazenada (GUIMARÃES, 2006). Além disso, a acelerada drenagem de materiais da superfície terrestre e dos ecossistemas terrestres para os ecossistemas aquáticos, decorrentes de atividades antrópicas, pode resultar

em uma eutrofização artificial do reservatório, o qual passará a produzir mais matéria orgânica do que a sua capacidade de decomposição. Da mesma forma que a precipitação na bacia de drenagem, a precipitação que cai diretamente no reservatório também tem influência na qualidade da água armazenada, principalmente nas camadas mais próximas da superfície. Segundo Guimarães (2006), esse processo tem efeito diluidor sobre a concentração de alguns parâmetros de qualidade e atenuador do efeito de concentração provocado pela evaporação no reservatório. Outro processo hidrológico que tem forte influência na qualidade das águas armazenadas é o processo de evaporação, que causa concentração de sais e deteriora a qualidade da água, principalmente para uso doméstico. Essa intensidade da evaporação é acentuada principalmente em reservatórios do semi-árido, devido às altas temperaturas a que estão submetidos e também devido à necessidade de se acumular grandes volumes de água para garantir o abastecimento nas estações secas.

A maioria dos modelos de previsão da qualidade de água é para uso em rios, cujos processos químicos, físicos e biológicos se dão apenas ao longo da direção horizontal, sem a necessidade de modelagem mais detalhada de sua hidrodinâmica. Um dos modelos mais utilizados com esse propósito é o *Stream Water Quality Model – QUAL2E*, desenvolvido por Brown e Barnwell Jr. (1987). Trata-se de um modelo de qualidade da água superficial unidimensional que permite simular até 15 variáveis de qualidade da água e quantificar as concentrações de poluentes ao longo do corpo receptor para um dado cenário de vazões, lançamentos e captações (RODRIGUES e PORTO, 2006). Esse modelo foi utilizado por Azevedo *et al.* (1998) em associação com o modelo de simulação de rede de fluxo MODSIM (LABADIE, 1988) no desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão para integração dos objetivos de quantidade e qualidade de água no gerenciamento de sistemas de aproveitamento de recursos hídricos.

Em ambientes lênticos, existe uma dificuldade adicional em se equacionar os processos ambientais representativos da qualidade da água, devido à necessidade de se considerar, dentre outros, a estratificação do corpo hídrico e o tempo de residência.

Segundo Fragoso Jr. (2008), grande parte dos modelos de qualidade da água aplicados em reservatórios brasileiros representa apenas parte da variabilidade dos constituintes químicos e biológicos devido ao grande número de simplificações adotadas. O autor ressalta ainda que a utilização de modelos de qualidade da água mais complexos, os quais melhor detalham as interações e processos, poderiam ser mais viáveis, a exemplo do modelo IPH-ECO (FRAGOSO Jr. *et al.*, 2007), que é um sistema computacional voltado especialmente

para entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos de corpos d'água rasos e profundos, tais como lagos, reservatórios e estuários.

Em recursos hídricos subterrâneos, a percepção e conscientização da sociedade frente a problemas de degradação da qualidade são fenômenos recentes em todo o mundo, sendo os estudos de detecção da contaminação de aquíferos ainda limitados e o conhecimento real da extensão do problema praticamente inexistente (HIRATA, 2004).

Nos aquíferos, a previsão da qualidade da água geralmente está associada a sua vulnerabilidade natural à contaminação, a qual é definida por Foster e Hirata (1991) como as características intrínsecas que determinam a susceptibilidade de um aquífero em ser afetado por uma carga poluidora. Ou seja, um aquífero é classificado como de baixa vulnerabilidade quando conta com mecanismos hidráulicos ou físico-químicos capazes de atenuar ou não permitir a chegada de uma carga contaminante antrópica que o degrade (HIRATA, 2004). Os dois métodos de determinação da vulnerabilidade de aquíferos mais utilizados na América latina são o DRASTIC (ALLER *et al.* 1987), e o GOD (FOSTER e HIRATA, 1988; FOSTER *et al.*, 2003), o qual é mais singelo do que o DRASTIC, e é recomendado para áreas com poucos dados disponíveis.

2.2.3 As incertezas e o processo decisório

As etapas do processo de tomada de decisão racional, definida como aquela que garante a realização dos objetivos premeditados de forma efetiva e eficiente (ANDRADE, 1990 *apud* FREITAS, 2003), podem ser definidas como (BAZERMAN, 2004): a) definição do problema; b) identificação dos critérios; c) ponderação dos critérios; d) geração de alternativas; e) classificação das alternativas segundo os critérios; f) identificação da solução ótima. Contudo, o autor reitera que o tomador de decisão – afetado pelas restrições da racionalidade, da força de vontade e do seu interesse próprio –, pode sacrificar a melhor solução em favor de outra que seja aceitável ou razoável.

Um aspecto importante a ser considerado no processo decisório é a inclusão da dimensão social. Walgenbach *et al.* (2000) mostram que experiências observadas em países desenvolvidos tiveram um incremento na qualidade da tomada de decisão quando a avaliação de impacto social foi considerada, a qual é definida como o processo de identificação das futuras consequências para indivíduos, organizações e macro-sistemas sociais de uma atual ação proposta.

A forma como as informações são apresentadas também é de fundamental importância e pode causar impactos significativos na decisão resultante, principalmente quando houver incertezas envolvidas. A importância da apresentação da informação é exemplificada por Tversky e Kahneman (1981) através da descrição de problemas de decisão em que pessoas sistematicamente violam os requisitos de consistência e coerência, requeridos para que uma tomada de decisão seja considerada racional. Os autores observaram que o cenário resultante da decisão é definido parcialmente pela formulação do problema e parcialmente pelas normas, hábitos e características pessoais do tomador de decisão.

Na gestão hídrica, algumas das maiores dificuldades que o processo de alocação de água se defronta são as incertezas associadas, principalmente aquelas relacionadas com o comportamento aleatório dos eventos hidrológicos. Na modelagem matemática de sistemas hidrológicos, as incertezas podem ser classificadas em três tipos (VINCENS *et al.*, 1975 *apud* Studart e Campos, 2001):

- **Incertezas do tipo I:** Ocasionadas pelo desconhecimento e dificuldade de representação do verdadeiro modelo que rege o processo natural. São de difícil avaliação, posto todo modelo é uma simplificação da realidade e não reproduz fielmente a complexidade do fenômeno. Podem ser reduzidas pelo uso de modelos mais sofisticados;
- **Incertezas do tipo II:** Geradas na avaliação dos parâmetros do modelo matemático, tais como os parâmetros da população oriundos de uma amostra pequena. Podem ser reduzidas pela coleta de mais informações;
- **Incertezas do tipo III:** Inerentes aos processos naturais, não podem ser reduzidas, devem ser conhecidas e incorporadas ao planejamento.

Também influenciam no processo de alocação as incertezas associadas à demanda de água, inerentes aos processos econômicos, sociais e ambientais. Vieira (2001) classifica as incertezas na gestão hídrica como oriundas da aleatoriedade dos eventos hidrológicos, da adoção de modelos imprecisos, das hipóteses simplificadoras, da relatividade dos princípios adotados e da forte interconexão com componentes ambientais e socioeconômicos extremamente variados.

Alguns autores definem a incerteza como fonte geradora do risco, e associam a análise de risco ao gerenciamento do sistema hídrico. Freitas (2003) apresenta quatro etapas da análise de risco, como instrumento de gestão: a) identificação ou qualificação dos riscos; b)

quantificação dos riscos; c) minimização dos riscos; d) mitigação ou remediação dos efeitos dos riscos.

O autor apresenta ainda a identificação dos principais riscos associados às incertezas na estimativa das disponibilidades hídricas e demandas, com destaque para o risco da superestimativa das disponibilidades e da subestimativa das demandas, o que, a longo prazo, poderá provocar um déficit hídrico no sistema de alocação de água. Contudo, é necessário considerar também os riscos associados à subestimativa das disponibilidades e superestimativa das demandas, pois, mesmo não oferecendo riscos ao meio ambiente e à sustentabilidade do recurso hídrico, podem ser fonte geradora de conflitos.

Canter (1996 *apud* STUART, 2000) define quatro atitudes possíveis de serem tomadas frente a um cenário de incertezas: ignorar as incertezas; atitude pouco prudente devido aos riscos já apresentados; evitar, através de medidas mitigadoras, atitudes que reduzem os impactos negativos provocados por eventos incertos mas que não eliminam a fonte dos riscos; reduzir as incertezas através de aprofundamento da pesquisa, coleta de mais dados e informações durante a fase de planejamento

A tomada de decisão frente às incertezas pode ser realizada segundo três critérios (FREITAS, 2003; SOUZA FILHO, 2005): a) Critério MaxMin: através do qual se calculam as piores consequências, ou seja, supõe-se que ocorrerá o pior evento possível; b) Critério MaxMax: através do qual se calculam as melhores consequências, ou seja, supõe-se que ocorrerá o melhor cenário possível; c) Critério de *Hurwicz*: através do qual se calculam os mínimos arrependimentos, sendo, portanto, um meio termo entre os dois extremos anteriores.

Em recursos hídricos tem sido comumente utilizado uma versão do critério MaxMin, representado pela adoção, como cenário de avaliação das alternativas, um ano extremo seco, ou seja, aquele que representa o pior cenário para as consequências de retirada de água (SOUZA FILHO e PORTO, 2005). A utilização do conceito de pior consequência no tratamento das incertezas configura-se como um modelo de gestão extremamente conservador, não permitindo uma maior eficiência econômica nas atividades dos usuários ou um melhor aproveitamento dos recursos hídricos nos períodos de maior disponibilidade hídrica.

O processo decisório defronta-se ainda com outro tipo de incerteza, a denominada incerteza ou aleatoriedade do futuro, pois pressupõe que o processo decisório seja estabelecido em um âmbito de existências de muitos propósitos, e de que seja necessário o

estabelecimento de complexas negociações sociais para a tomada de decisão (LANNA, 1997). O modo de tratamento das incertezas através de processos de cenarização é normalmente utilizado para tratar as incertezas do futuro relacionadas à demanda de água e de decisões vinculadas ao problema em análise, decorrente de fenômenos sociais, econômicos e ambientais. Nesse caso, podem ser estabelecidos cenários de demandas hídricas produzidas por situações de desenvolvimento econômico acelerado, médio e recessivo, para os quais são recomendadas estratégias decisórias alternativas, cuja adoção é determinada na medida em que o futuro se torna conhecido (LANNA, 1997).

Vieira (2001) destaca que, no passado, a dificuldade de consideração das incertezas hidrológicas nos processos de gestão de águas decorria, principalmente, do tratamento matemático e estatístico inerente ao fenômeno, todavia, atualmente com os avanços matemáticos e computacionais, esse importante tema pode ser incluído no planejamento e gestão de recursos hídricos. Neste caso, a aleatoriedade do futuro relacionada às incertezas hidrológicas pode ser diretamente tratada através de abordagens especializadas, classificadas em dois grandes grupos (LANNA, 1997): abordagens explicitamente estocásticas, as quais inserem modelos probabilísticos que desenvolvem a aleatoriedade do futuro na formulação do processo decisório, que será resolvido por otimização; e as abordagens implicitamente estocásticas, as quais são mais comumente utilizadas e nas quais o problema decisório é resolvido supondo-se conhecidos os eventos hidrológicos futuros. Nesta última, pode-se adotar a própria série hidrológica amostral disponível, ou desenvolver modelos estocásticos de simulação destas séries hidrológicas para a geração de diversas séries hidrológicas sintéticas, para cada qual o processo decisório é resolvido.

A vantagem da geração das séries sintéticas é permitir que o processo decisório seja embasado, não apenas em um evento isolado, mas na análise probabilística do fenômeno estudado. O Método de Monte Carlo (SOBOL, 1994) é um dos mais utilizados quando se deseja avaliar, através de repetidas simulações, diferentes cenários referentes a uma variável aleatória com distribuição de probabilidade conhecida. Pode ser utilizado, por exemplo, na geração de inúmeras sequências independentes de vazões, diferentes da série histórica, mas igualmente prováveis, permitindo extrair o máximo de informação possível (STUDART, 2000).

2.2.4 Critérios de vazão máxima outorgável

Em complementação à Lei Federal nº 9.433/97, cada estado brasileiro possui leis específicas de política e gerenciamento dos recursos hídricos, e a maioria destes estados, já possuem decretos específicos para esse fim. Em comum, estas leis apresentam a consideração de uma vazão de referência na determinação da vazão máxima outorgável, onde a vazão de referência normalmente se baseia em vazões de estiagem ou em vazões com alta probabilidade de superação, para outorga de uso da água de rios perenes.

Nas bacias inseridas em região semi-árida, onde os rios geralmente são intermitentes, fazem-se necessárias as construções de açudes para barrar esses cursos de águas, armazenando-as no período chuvoso para posterior utilização no período seco, regularizando a oferta hídrica e/ou perenizando trechos de rios. Nestes casos, a vazão de referência para outorga se baseia em altas garantias da vazão regularizada, ou seja, outorga-se uma porcentagem da vazão que o reservatório pode liberar de forma constante e regularizada com alta garantia.

A utilização da vazão de referência baseada nos critérios expostos apresenta, como vantagens, a simplicidade de sua implementação e a minimização dos riscos de falhas no atendimento das demandas, cuja garantia de atendimento ou de permanência é necessária para que os usuários possam realizar um melhor planejamento de suas atividades e investimentos em seus empreendimentos. Por outro lado, este procedimento pode limitar o crescimento dos empreendimentos dos usuários da água da bacia; gerar descontentamento e aumentar o conflito pelo uso da água, visto que, na maior parte do tempo as vazões naturais nos rios ou regularizadas pelos reservatórios serão superiores às vazões outorgadas (LANNA *et al.*, 1997; LIMA *et al.*, 2005; MEDEIROS e NAGHETTINI, 2001; PEREIRA e LANNA, 1996; RIBEIRO e LANNA, 2003).

O estado de Minas Gerais, por exemplo, que possui um dos critérios mais restritivos para a outorga, já aponta para uma situação de esgotamento dos recursos hídricos outorgáveis em suas bacias hidrográficas (SCHVARTZMAN *et al.*, 2002). O mesmo ocorre nos Estados da Bahia e de Alagoas, onde estudos realizados advertem que os critérios de outorga indicados pelas respectivas legislações estaduais são insuficientes para atender integralmente todas as demandas da bacia do rio Branco-BA (SILVA e LANNA, 1997) e da bacia do rio Coruripe-AL (SOUZA *et al.*, 2006), e recomendam o aprimoramento dos critérios de outorga

adotados pelos órgãos gestores como uma das alternativas para uma gestão mais eficiente da água.

Segundo Lanna *et al.* (1997), a adoção do critério de outorga baseado em vazão de referência apresenta como única justificativa a simplicidade de sua implementação. Além da redução do esforço administrativo necessário para a implementação e manutenção do modelo de alocação de água para fins de outorga, Lopes e Freitas (2007) destacam ainda como características relevantes desse modelo:

- A reduzida articulação com as políticas setoriais, o que praticamente impossibilita o rearranjo de quantidades alocadas, tanto espacialmente como entre setores usuários;
- A reduzida participação dos usuários nas decisões;
- A pouca capacidade do modelo em identificar e prever conflitos pelo uso da água e de atuar como instrumento de minimização dos conflitos e gestão dos recursos hídricos;
- A não consideração no modelo do efeito atenuador do uso não simultâneo e não contínuo das vazões máximas autorizadas;
- A não consideração, nos critérios de outorga, das características regionais das ofertas e demandas hídricas, particularmente em relação às necessidades ambientais.

Alguns estudos têm sido realizados para definir critérios para a definição da vazão máxima outorgável de modo a otimizar o uso da água minimizando as perdas pela não utilização dos excedentes hídricos nos meses em que a vazão for superior à de referência e alguns avanços têm sido propostos para a substituição ou aperfeiçoamento do critério de outorga baseado nessa vazão.

Ribeiro e Lanna (2003), por exemplo, recomendaram a avaliação de critérios classificados como dinâmicos, os quais procuram ajustar a vazão máxima outorgável de acordo com a dinâmica meteorológica e hidrológica da bacia, como a adoção de uma possível vazão total outorgável, composta de uma parte fixa (vazão mínima outorgável) e uma parte variável (vazão condicionada) com a situação de disponibilidade hídrica da bacia, atual ou prevista. Também destacam a necessidade de se desenvolverem metodologias que integrem os aspectos quantitativos e qualitativos da outorga, sugerindo que o aspecto qualitativo seja concebido com base na vazão de diluição e não no lançamento de efluentes, ou seja,

adicionando, à outorga quantitativa, uma parcela referente à vazão necessária para a diluição de poluentes, obedecendo a classe de enquadramento.

A adoção de critérios de outorga com diversos níveis de prioridades, onde os usos menos prioritários devem ser cessados sempre que um nível de maior prioridade tiver falhas de suprimento, também conhecida como vazão outorgável baseada na quantidade de falhas pré-determinada ou na vazão excedente, foi avaliada em alguns trabalhos (PEREIRA, 1996; PEREIRA e LANNA, 1996). Nestes estudos, foram constatados que esse critério apresenta a vantagem econômica e social de permitir o uso mais intenso da água disponível, no entanto, sua implementação requer um melhor aparelhamento do sistema de gerenciamento de recursos hídricos.

Medeiros e Naghettini (2001) propõem a utilização de um fator de correção anual para a vazão de outorga, baseado em uma relação entre as vazões observadas no início do ano e nos períodos de estiagem. Nas avaliações feitas para a bacia do rio Paraopeba, no estado de Minas Gerais, foram obtidos valores superiores de vazão ofertada em relação ao critério da vazão fixa de 30% da $Q_{7,10}$, definida no decreto estadual. Os autores destacam ainda que a implementação desse critério é relativamente simples, no entanto, a metodologia proposta não se aplica aos anos secos e é mais recomendada em bacias com estações secas e chuvosas bem definidas.

Souza Filho e Porto (2005) também defendem a modificação da prática de menor risco e menor benefício, comumente utilizada, para um processo de alocação que associe o risco à tomada de decisão e, com isto, gere maiores benefícios econômicos na agricultura e indústria e maior satisfação das populações humanas com redução do desabastecimento desnecessário. Para melhorar o processo de alocação do estado do Ceará, os autores sugerem a adoção de um Fator de Alocação, a ser definido para cada hidrossistema e por prioridade de uso, de forma a ajustar a outorga anualmente em função dos volumes disponíveis nos reservatórios. Entretanto, os autores destacam que para a aplicabilidade da proposta é indiscutível a necessidade de bons modelos de previsão de vazão, e apresentam alguns modelos elaborados para esse fim.

Cruz e Silveira (2007 e 2007a) avaliam, em duas etapas sequenciais, a determinação da disponibilidade hídrica para a outorga em uma bacia hidrográfica, sendo realizada, na primeira etapa, a análise em cada seção hidrológica de referência individualmente, e, na segunda etapa, através de uma avaliação integrada por bacia, considerando os usos históricos

já contabilizados na oferta hídrica atual da bacia e a interdependência dos usos múltiplos de montante para jusante e de jusante para montante. Os autores discutem ainda critérios para definição da parcela desta disponibilidade hídrica que será utilizada como referência, de modo a atender também os objetivos de qualidade e considerar a sazonalidade e variabilidade interanual das vazões.

Apesar desses avanços, é importante lembrar que os critérios de outorga são geralmente definidos em Lei e Decretos, portanto, qualquer aperfeiçoamento técnico ou abordagem mais eficiente para alocação das águas em uma bacia hidrográfica deve prever o atendimento desses critérios. No Estado da Paraíba, por exemplo, a outorga de direito de uso de água é regulamentada pelo Decreto Estadual nº 19.260, de 31 de outubro de 1997, o qual estabelece, entre outros, que a soma dos volumes de água outorgados numa determinada bacia não poderá exceder 90% da vazão regularizada com 90% de garantia (0,9Q90). Nesse estado, o órgão gestor responsável pela análise e emissão de outorga de direito de uso dos recursos hídricos em corpos hídricos do domínio do Estado da Paraíba é a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA, criada pela Lei Estadual 7.779/2005 e regulamentada pelo Decreto Estadual 26.224/2005.

2.3 Métodos, modelos e sistemas de apoio à decisão na alocação de água

Alguns órgãos gestores brasileiros têm investido esforços para promover um gerenciamento participativo dos seus recursos hídricos. O estado do Ceará, por exemplo, com 92,5% do seu território inserido na zona semi-árida, é um dos pioneiros com experiências de alocação negociada de água em suas bacias. Destaque deve ser dado à experiência da alocação negociada nos vales do Jaguaribe e Banabuiú (SILVA *et al.*, 2006), que considera, como alguns dos aspectos metodológicos o respeito à realidade de cada comunidade, a dotação de informações técnicas e a capacitação dos usuários.

O processo de alocação negociada ocorre em audiências públicas realizadas anualmente pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos – COGERH, sempre após a quadra chuvosa do Ceará, através de seminários nos quais são definidas as regras de operação do reservatório e a vazão a ser liberada. Após esta macro-alocação negociada inicia-se a etapa das alocações particulares realizadas pela Secretaria de Recursos Hídricos – SRH e pela COGERH, onde é definida a quantidade destinada a cada usuário particular e efetivada a outorga para um período que varia de seis meses a um ano (COSTA e CAMPOS, 2005).

Silva e Monteiro (2004) destacam a importância dos sistemas computacionais de apoio à gestão dos recursos hídricos, pois possibilitam avanços significativos no entendimento do comportamento hidrológico da bacia e das alterações provocadas por fatores naturais ou antrópicos, além de auxiliar na solução de conflitos atuais ou potenciais. Sistemas computacionais desenvolvidos para suporte à decisão para alocação de água em bacias hidrográficas geralmente buscam agregar múltiplos critérios na alocação de água, múltiplos usuários com objetivos conflitantes, a consideração das incertezas envolvidas e abordagens de alocação temporal, espacial e em tempo real.

Babel *et al.* (2005), por exemplo, consideraram aspectos sócio-econômicos, ambientais e técnicos no desenvolvimento de um modelo para auxiliar tomadores de decisão na alocação ótima da água armazenada em reservatórios entre diferentes usuários. A etapa de negociação da alocação é indiretamente considerada no modelo, na medida em que o método de otimização apenas é acionado nos casos em que a oferta de água a ser alocada seja superior à demanda mínima aceitável por cada usuário. No caso em que é inferior, a alocação passa a ser baseada, ou em critérios de igualdade, ou considerando os usos mais urgentes, ou, ainda, considerando prioridades definidas pelos próprios usuários.

Um modelo econômico-hidrológico integrado é apresentado por Moraes *et al.* (2008), para subsidiar decisões sobre a alocação ótima de água entre usos alternativos e utilização do vinhoto para fertirrigar as áreas plantadas de cana. Na formulação do modelo, os autores utilizaram aspectos hidrológicos, econômicos, sociais, ambientais, operacionais e de qualidade de água.

O AQUARIUS (DIAZ e BROWN, 1997; BROWN *et al.*, 2002) é um modelo computacional para alocação temporal e espacial de água em bacias hidrográficas, o qual considera como critério de eficiência econômica a realocação do fluxo até que todos os usos obtenham o mesmo retorno marginal. McKinney e Cai (1996) desenvolveram um modelo de otimização para alocação de água que considera as incertezas associadas à disponibilidade de água, com o objetivo principal de identificar facilmente boas alternativas para o gerenciamento de água, as quais podem ser discutidas, debatidas, modificadas e simuladas em maiores detalhes.

Para auxiliar a negociação da alocação de água entre usos conflitantes, Bielsa e Duarte (2001) apresentaram um modelo que incorpora conceitos ambientais, institucionais e prioridade do direito de uso da água, e integra aspectos econômicos e institucionais com

outros elementos de igual importância, tais como a distribuição temporal e espacial do recurso.

A utilização de múltiplos critérios no processo de alocação também tem sido utilizada para auxiliar a negociação e diminuir os conflitos em bacias com rios compartilhados. Mimi e Sawalhi (2003), na bacia do rio Jordão, e Kampragou *et al.* (2007), na bacia do Nesto/Mesta, utilizaram os fatores associados ao uso igualitário da água definidos pela *International Law Commission* (ILC) no desenvolvimento de metodologias para alocação de água, os quais abrangem, além dos fatores naturais, necessidades sociais, econômicas e ambientais.

Wardlaw e Bhaktikul (2001 *apud* BABEL *et al.*, 2005) desenvolveram uma metodologia de otimização baseada em algoritmos genéticos para o gerenciamento em tempo real da alocação de água em um projeto de irrigação na Tailândia. Essa metodologia foi avaliada por Bhaktikul *et al.* (2007) e foi considerada uma alternativa interessante para solucionar problemas de alocação de água em sistemas complexos, principalmente no período de seca, situação em que a maioria dos modelos tradicionais avaliados apresentou pior desempenho.

As metodologias desenvolvidas para auxiliar a alocação de água geralmente utilizam uma variedade de modelos de otimização e de simulação hidrológica, hidrogeológica e de qualidade de água. Faria *et al.* (2004), por exemplo, utilizaram um modelo de simulação de rede de fluxo e um modelo de avaliação multicriterial das alternativas de gerenciamento para auxiliar a tomada de decisão no processo de alocação de água, enquanto Souza Filho e Porto (2005), visando a aprimorar o processo de alocação de curto prazo no Ceará, os modelos de previsão meteorológicas também são utilizados.

A consideração integrada das questões de qualidade e de quantidade de água também tem sido o foco de alguns pesquisadores (AZEVEDO *et al.*, 2000), e discussões recentes sobre vazões ecológicas e sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos ratificam a importância da necessidade da correta consideração dos critérios ambientais na alocação de água. Collischonn *et al.* (2005) e Santos *et al.* (2006), por exemplo, procuram demonstrar a insuficiência da adoção do tradicional critério de vazão ecológica como valor único para todos os anos e para todas as estações do ano e Cruz (2005) discutiu a evolução da ecologia de rios e sua implicação nas metodologias desenhadas para avaliação da vazão ecológica, propondo uma metodologia baseada em pulsos hidrológicos na definição da vazão ecológica.

Medeiros *et al.* (2006) também apresentam uma abordagem para o processo de alocação de água em bacias hidrográficas tomando como base o conceito de vazão ambiental buscando, desta forma, além de atender os usos múltiplos da água, atender também as necessidades dos ecossistemas aquáticos e terrestres.

2.4 Estratégias de implementação dos modelos

Otimização é o processo de procura pela melhor solução possível para um problema, respeitando um conjunto de limitações ou restrições. Quando o problema requer apenas um objetivo a ser otimizado, a meta é encontrar ou se aproximar, ao máximo, da melhor solução possível, denominada ótimo global. Contudo, muitos problemas requerem a otimização de mais de um objetivo simultaneamente, sendo denominados problemas de otimização multiobjetivo (*Multiobjective Optimization Problem* – MOP) e requerendo uma fundamentação diferente da adotada em problemas de otimização de um único objetivo. Normalmente os objetivos são conflitantes entre si, e, nesses casos, não existe apenas uma solução para o problema, mas várias soluções favoráveis ou soluções de compromisso (*trade-offs*) para todos os objetivos.

Uma alternativa comumente utilizada para a solução de problemas com múltiplos objetivos é aquela definida por Deb (2001) como Abordagem Clássica, na qual se utiliza a preferência relativa pré-definida entre os objetivos para formular uma função-objetivo composta pela soma ponderada dos objetivos, transformando o problema em um problema de objetivo único. Contudo, a abordagem recomendada pelo autor é a Abordagem Geral, utilizada quando se deseja diminuir a subjetividade referente à definição dos pesos entre os objetivos. Por essa abordagem um conjunto de soluções de compromisso para todos os objetivos é encontrado para, só então, serem utilizadas informações adicionais que definirão uma única solução ótima.

Ao utilizar a Abordagem Geral, recorre-se inevitavelmente ao conceito de ótimo de Pareto, formulado por este (Vilfredo Pareto), no século XIX (PARETO, 1896 *apud* COELLO, 2000) e definido como: “Dado um conjunto de soluções para um problema de otimização multiobjetivo, são denominadas ótimos de Pareto aquelas que, entre si, só é possível melhorar um objetivo causando um detrimento simultâneo em outro, e são melhores que as demais em pelo menos um objetivo”. As soluções que atendem ao conceito de ótimo de Pareto são

chamadas não-dominadas e, quando dispostas no espaço de funções-objetivo, definem a Fronteira de Pareto.

Em um problema de otimização multiobjetivo, duas metas devem ser atingidas para que o conjunto de soluções não-dominadas encontrado seja considerado satisfatório: que suas soluções estejam tão próximas quanto possível da Fronteira de Pareto e que suas soluções sejam tão diversificadas quanto possível. A primeira meta é similar à desejada na otimização de um único objetivo, a qual se dedica a encontrar o ótimo global do sistema, enquanto que a segunda é específica para otimização multiobjetivo, e é requerida para que seja garantida a diversidade de soluções de compromisso entre todos os objetivos.

Um dos métodos bastante difundidos atualmente para otimização multiobjetivo é o de algoritmos evolucionários, os quais se baseiam no conceito de dominância de Pareto, e têm se destacado na resolução de problemas complexos por serem menos suscetíveis à forma ou continuidade da Fronteira de Pareto ao adaptar-se bem com descontinuidades e concavidades nessa fronteira. Além disso, em cada iteração, o algoritmo evolucionário utiliza uma população de soluções ao invés de uma única solução. Logo, o resultado de um algoritmo evolucionário também é uma população de soluções, tornando esse algoritmo ideal para ser utilizado em um problema multiobjetivo (DEB, 2001).

Os algoritmos evolucionários pertencem ao ramo da Inteligência Artificial classificado como aprendizagem por indução. Surgiram no período sub-simbólico da Inteligência Artificial (1950-1965) e são caracterizados pela procura de soluções ótimas em problemas com vastos espaços de busca. É um algoritmo de pesquisa probabilística e de otimização baseado no modelo de evolução orgânica, onde a natureza é a fonte de inspiração. Tem como principais representantes as estratégias evolutivas, a programação evolucionária e os algoritmos genéticos. (CARRIJO, 2004).

Os métodos evolucionários multiobjetivo, como originalmente concebidos, geralmente assumem que o problema de otimização está livre de qualquer restrição. No entanto, a otimização de problemas reais envolve uma série de restrições que precisam ser atendidas para que a solução seja considerada aceitável. As restrições dividem o espaço de busca em duas regiões, de soluções factíveis e de soluções infactíveis, sendo que a Fronteira de Pareto é definida apenas considerando a região factível Deb (2001).

Essas restrições tornam o processo de otimização mais complexo devido às limitações que impõem às variáveis de decisão e às interrelações entre essas restrições e as funções

objetivo (VENKATRAMAN e YEN, 2005). Além disso, a presença das restrições reduz consideravelmente o espaço de busca, tornando altamente difícil, na maioria dos casos, encontrar uma única solução factível.

Duas formas gerais de considerar as restrições em métodos de otimizações podem ser definidas (CRAENEN *et al.*, 2005): indiretamente, através da transformação da restrição em uma função objetivo ou da adição de uma função de penalidade; e diretamente, no qual as soluções infactíveis podem ser eliminadas, reparadas ou tratadas através de operadores especiais.

A estratégia mais popular para considerar as restrições indiretamente é através das funções de penalidades das restrições (SMITH *et al.*, 2000). Essas funções são proporcionais às restrições violadas e devem ser adicionadas a cada valor de função objetivo, em problemas de minimização, ou subtraídas, em problemas de maximização. Um inconveniente da utilização desta estratégia é a necessidade de representar todas as restrições do problema em equações matemáticas.

O meio mais simples de considerar as restrições diretamente é rejeitar qualquer solução infactível, denominada de penalidade de morte. No entanto, na otimização de problemas reais, o número de soluções factíveis é muito reduzido e o simples descarte das soluções infactíveis pode provocar uma perda de eficiência no algoritmo. Isto acontece tanto na iniciação do algoritmo, que teria dificuldades para gerar aleatoriamente uma população totalmente preenchida de soluções factíveis, quanto durante a evolução, devido à dificuldade de progredir para as soluções que não violam qualquer restrição, principalmente quando estas estão dispersas entre as soluções infactíveis (MICHALEWICZ e FOGEL, 2002).

As soluções infactíveis também podem ser reparadas, através de um procedimento randômico ou de uma estratégia de reparo específico, com procedimentos particulares para cada tipo de restrição do problema, tornando-a uma solução factível (MICHALEWICZ, 2000), que substitui a solução infactível em sua totalidade ou em uma porcentagem pré-definida. Uma dificuldade em se aplicar esta técnica é que, em alguns problemas, como na maioria dos problemas de escalonamentos temporais, reparar a solução infactível pode se tornar tão complexo quanto resolver o problema original.

2.5 Visão geral da metodologia

Foi discutido que, para se alocar de forma eficiente e segura a vazão excedente, é necessário o envolvimento e a integração de inúmeras variáveis e modelos que representem os processos envolvidos, os quais podem variar em complexidade e níveis de detalhamento; e a consideração de múltiplas funções objetivo e restrições, muitas não numericamente quantificáveis.

A proposição de interação de um algoritmo evolucionário multiobjetivo modificado para atender às diversas restrições e peculiaridades do problema, com os demais modelos, está representada no fluxograma da Figura 1, com a indicação dos possíveis modelos envolvidos.

Observa-se, portanto, a demarcação de três módulos principais bem definidos, assim descritos:

- **Módulo de determinação da vazão disponível a ser alocada:** no qual podem ser utilizados modelos de previsão hidrometeorológica em conjunto com modelos chuva-deflúvio para geração da vazão prevista para o período da análise em toda a bacia;
- **Módulo de otimização multiobjetivo:** tem como propósito otimizar soluções de alocação para a vazão disponível obtida no módulo anterior para cada usuário em cada instante de tempo. Usa como base o algoritmo evolucionário multiobjetivo SPEA2, no qual algumas adaptações às especificidades do problema foram inseridas;
- **Módulo de balanço hídrico integrado:** está em constante comunicação com o módulo de otimização multiobjetivo, pois, a cada solução de alocação gerada, os diversos modelos que representam o comportamento na bacia são processados de modo a avaliar a aptidão daquela solução, traduzida na forma de suas funções objetivo e na determinação das restrições violadas. Os diversos modelos que podem integrar este módulo são: modelos de propagação de vazão; modelos de interação rio-aquífero; modelos de operação dos reservatórios; modelos de qualidade da água do reservatório; modelos de autodepuração e conservação dos poluentes e modelos de determinação da vazão ecológica.

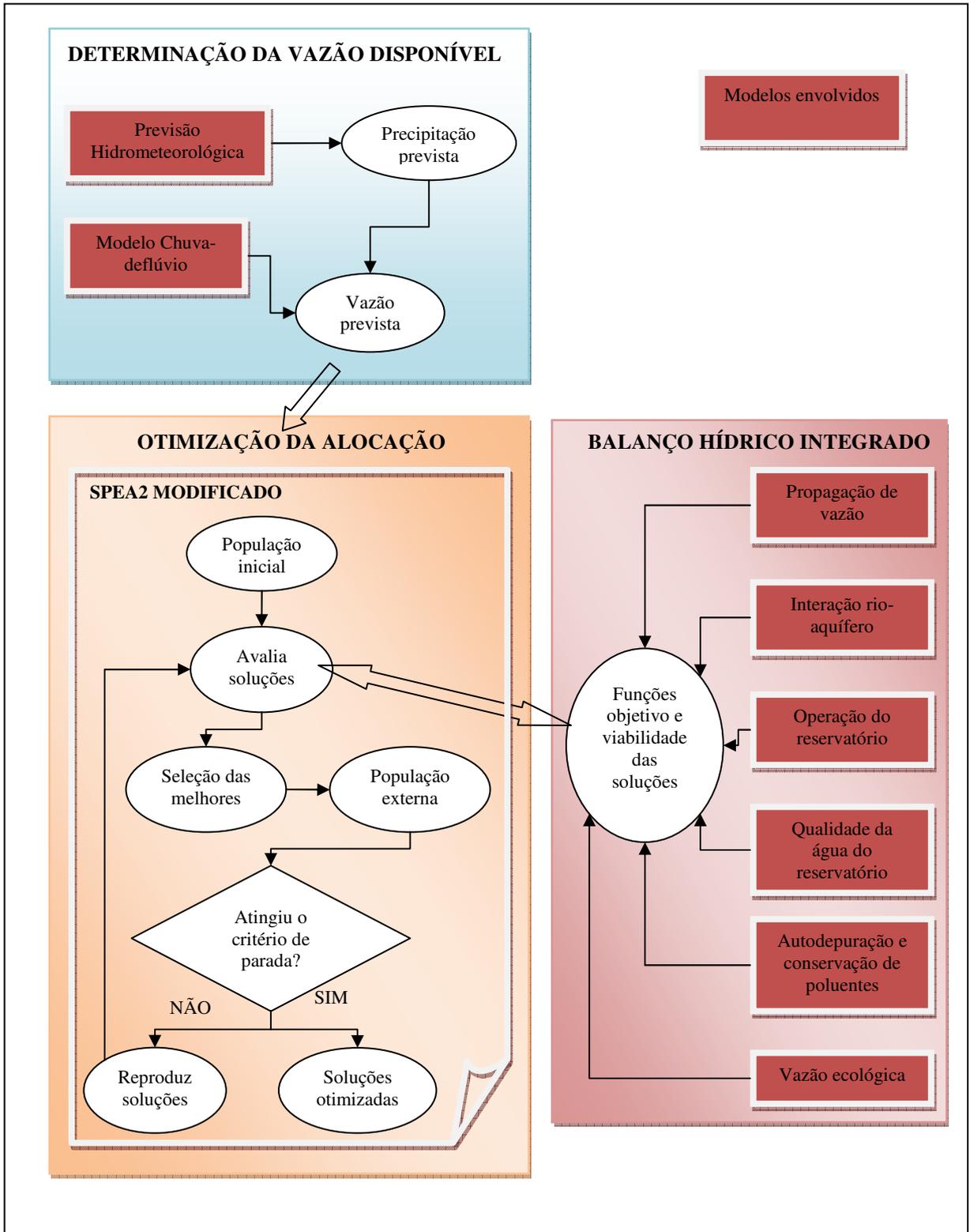


Figura 1 – Fluxograma da metodologia proposta.

É importante ressaltar que os modelos envolvidos apresentados não são objetos de estudo desta tese e, sim, a sua inter-relação possível com o problema exposto e com o modelo de otimização multiobjetivo proposto. A variedade de modelos disponíveis, a complexidade de modelagem, calibração e validação de cada um e a necessidade de utilização de modelos mais completos ou mais simplificados são especificidades a serem analisadas em cada caso de estudo.

Logo, será descrito na seção seguinte, apenas a parte genérica da metodologia, que corresponde ao módulo de otimização da alocação, a qual pode ser aplicada a qualquer bacia hidrográfica, em conjunto com quaisquer modelos disponíveis, isto sim, é o que constitui o objeto principal de estudo nesta tese. Mais adiante, ao aplicar a metodologia na Bacia Hidrográfica do rio Gramame, serão apresentados os demais modelos utilizados, bem como as simplificações e adaptações adotadas para o caso específico da bacia.

2.6 Módulo de otimização multiobjetivo

2.6.1 O modelo Strength Pareto Evolutionary Algorithm 2

O Strength Pareto Evolutionary Algorithm 2 – SPEA2 (ZITZLER *et al.*, 2001) é considerado o componente da segunda geração de métodos evolucionários, os quais apresentam, em comum, a utilização do conceito de otimalidade de Pareto e de mecanismos para manutenção da diversidade das soluções (herdados da primeira geração) bem como a utilização de alguma técnica elitista e a ênfase na eficiência (COELLO, 2006).

Dentre o grande grupo dos métodos evolucionários, o SPEA2 é representante dos algoritmos genéticos, introduzidos por João Holland (HOLLAND, 1975 *apud* GOLDBERG, 1989) e popularizados por um dos seus alunos, David Goldberg (GOLDBERG, 1989). Tais algoritmos representam os processos de seleção e genética das populações, em analogia ao princípio da seleção natural e sobrevivência dos mais aptos, declarado em 1859 pelo naturalista e fisiologista inglês Charles Darwin em seu livro “A Origem das Espécies”, no qual a evolução dos seres vivos se fundamenta no fato segundo o qual, ao longo das gerações, os indivíduos mais aptos em uma população têm uma probabilidade maior de sobreviver e gerar descendentes do que os seres vivos menos aptos, que geralmente são eliminados de modo rápido. Associados ao processo de seleção natural estão os fenômenos de recombinação

(também denominados “cruzamento” ou “*crossover*”) e de mutação, que ocorrem durante o processo de reprodução, atuando sobre o material genético dos cromossomos e garantindo a diversidade das espécies na população.

Os procedimentos básicos comuns à implementação de qualquer algoritmo genético são (GOLDBERG, 1989): 1) escolha da sistemática de representação das variáveis de decisão; 2) geração de uma população inicial com soluções alternativas para o problema; 3) definição da função-objetivo; 4) especificação dos operadores genéticos para os mecanismos de seleção, recombinação e mutação; e 5) escolha dos parâmetros do AG, tais como probabilidades de recombinação e mutação, tamanho da população, condição de finalização e tipo de substituição dos indivíduos pais pelos filhos.

O algoritmo genético original, proposto por Holland (1975 *apud* GOLDBERG, 1989), possui um mecanismo extremamente simples, compreendendo fundamentalmente cópias e trocas parciais de cromossomos. Antes de iniciar a otimização, as variáveis de decisão são codificadas na forma de um cromossomo, geralmente representado por uma cadeia de *bits*. A população inicial é criada aleatoriamente a partir do espaço de busca, que é a região de todas as possíveis soluções (cromossomos) do problema. Os indivíduos da população inicial são avaliados e ordenados de acordo com o critério de aptidão atribuído através da função-objetivo. Os melhores cromossomos dessa população são selecionados para reprodução e uma cópia destes é alocada em uma população intermediária.

Para a geração da nova população, cromossomos filhos são gerados mediante a recombinação de dois cromossomos da população intermediária (cromossomos pais) através do operador de recombinação. Alguns desses cromossomos filhos (porcentagem muito baixa) são modificados pelo operador de mutação. Em cada geração, novas populações são criadas, produzindo progressivamente descendentes mais aptos, ou seja, com melhores valores de aptidão, até que algum critério de parada seja atingido.

No modelo SPEA2, o algoritmo inicia gerando duas populações, a população inicial (Pop_G) preenchida por indivíduos gerados aleatoriamente, e uma população externa, denominada de arquivo, gerada inicialmente vazia ($\overline{Pop}_G = \emptyset$). Em cada geração, após a definição da população corrente e da população externa (arquivo), cada indivíduo da população corrente é avaliado acerca das funções objetivo a serem otimizadas, e, em seguida, é avaliado pertinentemente às relações de dominância (o número de indivíduos dominados por

ele e que o dominam) considerando o conjunto que representa a união da população corrente com a população externa ($PU_G = Pop_G \cup \overline{Pop_G}$).

Para cada indivíduo de PU_G , é calculado o valor do *Strength* – $S_{\ell,G}$, equivalente ao número de indivíduos dominados pelo indivíduo em análise (Equação 1) e o valor do *Raw Fitness* – $RF_{\ell,G}$, equivalente ao somatório dos *Strengths* dos indivíduos que dominam o indivíduo em análise (Equação 2).

$$S_{\ell,G} = |\{\delta \mid \delta \in PU_G \wedge \ell \prec \delta\}| \quad \text{Equação 1}$$

$$RF_{\ell,G} = \sum_{\alpha \in PU_G \mid \alpha \prec \ell} S_{\alpha,G} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

$S_{\ell,G}$ é o valor do *Strength* do indivíduo ℓ na geração G ;

δ é um indivíduo da população externa dominado pelo indivíduo ℓ ;

PU_G é o conjunto formado pela união da população corrente com a população externa da geração G ;

$|\cdot|$ representa a cardinalidade do conjunto;

$\ell \prec \delta$ significa que ℓ domina δ , ou seja, que a seguinte condição foi satisfeita:

$$\{\forall i : FO_i(\ell) \geq FO_i(\delta)\} \text{ e } \{\exists j : FO_j(\ell) < FO_j(\delta)\}$$

$RF_{\ell,G}$ é o valor do *Raw Fitness* do indivíduo ℓ na geração G ;

$S_{\alpha,G}$ é o valor do *Strength* do indivíduo α na geração G ;

α é um indivíduo da população externa que domina o indivíduo ℓ .

O valor do *Strength* será tanto maior quanto mais indivíduos forem dominados pela solução em análise, enquanto que o valor do *Raw Fitness* será tanto menor quanto menos

indivíduos dominarem a solução em análise, de modo que, se a solução for não-dominada, o valor do *Raw Fitness* será zero.

Quando muitos indivíduos da população corrente são indiferentes entre si (ou seja, não dominam uns aos outros), nenhuma ou pouca informação pode ser extraída dos conceitos de dominância. No SPEA2, por exemplo, todos os indivíduos não-dominados terão o mesmo valor do *Raw Fitness*, e, nesse caso, a informação de densidade da vizinhança é crucial para determinar quais indivíduos são mais aptos e guiar a busca mais eficientemente. Em cada indivíduo de PU_G , é atribuída essa informação através de uma função decrescente da distância do *k*-ésimo vizinho mais próximo do indivíduo em análise (Equação 3). Nesse trabalho foi considerado o valor de *k* igual a 1, portanto, após calcular a distância euclidiana¹ entre todos os indivíduos de PU_G , apenas a menor dessas distâncias será considerada no cálculo da densidade de vizinhança.

$$D_{\ell,G} = \frac{1}{\sigma_{\ell}^k + 2} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

$D_{\ell,G}$ é o valor da densidade de vizinhança do indivíduo ℓ na geração G ;

σ_{ℓ}^k é a distância euclidiana entre os indivíduos ℓ e k , ou, para $k = 1$, é a distância euclidiana de ℓ para o seu vizinho mais próximo.

O valor da densidade de vizinhança varia desde um valor mínimo próximo de 0 até 0,50, assumindo o valor máximo para indivíduos iguais, e, portanto, com distância euclidiana igual a zero. Quanto menor a densidade de vizinhança do indivíduo, mais isolada está a solução, portanto, mais apta a ser preservada por tentar manter o critério da diversidade.

Após definidos o valor do *Raw Fitness* e da densidade de vizinhança de cada indivíduo em uma geração, o valor da aptidão ($Fitness - F_{\ell,G}$) será dado pelo somatório dessas duas

¹ A distância entre dois pontos p_1 e p_2 de coordenadas (x_1, y_1) e (x_2, y_2) , respectivamente, é dada pela fórmula $d(p_1, p_2) = \sqrt{(x_2 - x_1)^2 + (y_2 - y_1)^2}$, e é chamada de distância Euclidiana. No método multi-objetivo, as coordenadas representam os valores de funções-objetivo, e devem ser normalizadas antes do cálculo da distância.

variáveis (Equação 4). Quanto menor o valor do *Fitness* de um indivíduo, mais apto ele está para se propagar e disseminar suas características nas próximas gerações.

$$F_{\ell,G} = RF_{\ell,G} + D_{\ell,G} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

$F_{\ell,G}$ é o valor da aptidão do indivíduo ℓ na geração G .

Todas as soluções não-dominadas do conjunto PU_G são transferidas para a população externa da próxima geração \overline{Pop}_{G+1} , sendo avaliadas novamente as relações de dominância das novas soluções inseridas com as já contidas nesse conjunto, mantendo-se, neste, apenas as soluções não-dominadas. Caso a população externa não seja totalmente preenchida, é completada com os indivíduos dominados de PU_G , ordenados em ordem crescente do valor de *Fitness*.

Caso a dimensão ultrapasse o valor pré-determinado, é aplicado um algoritmo de corte para eliminar os indivíduos excedentes. O algoritmo de corte é um processo iterativo que reduz, a cada iteração, um certo indivíduo, de tal modo que a sua distância euclidiana para o vizinho mais próximo seja a mínima; e, em caso de empate, verifica-se a segunda menor distância euclidiana, e assim por diante. De modo matemático, remove-se o indivíduo ℓ , tal que $\ell \leq d\delta$ para todo $\delta \in \overline{Pop}_{G+1}$ (Equação 5). O processo iterativo se encerra quando a dimensão da população externa atinge o valor pré-definido.

$$\ell \leq d\delta \quad :\Leftrightarrow \quad \forall 0 < k < |\overline{Pop}_{G+1}| : \sigma_{\ell}^k = \sigma_{\delta}^k \quad \vee \quad \exists 0 < k < |\overline{Pop}_{G+1}| : [(\forall 0 < \lambda < k : \sigma_{\ell}^{\lambda} = \sigma_{\delta}^{\lambda}) \wedge \sigma_{\ell}^k < \sigma_{\delta}^k] \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

ℓ , δ , λ , k são indivíduos da população externa \overline{Pop}_{G+1} .

Depois de estabelecida a população externa da nova geração é avaliado o critério de parada do algoritmo. Caso o critério não seja atendido, os indivíduos dessa população são selecionados através do operador de seleção por torneio, cujo campeão é o indivíduo de menor valor de *Fitness*. Os indivíduos selecionados são enviados aos operadores de reprodução, os quais irão gerar os novos indivíduos da população Pop_{G+1} , reiniciando o ciclo.

2.6.2 Representação das soluções e geração da população inicial

No presente problema, temos como variável de decisão o volume alocado para cada usuário para o ano, podendo ser variável mês a mês. A solução de alocação será representada, portanto, através de números reais, em uma matriz bi-dimensional tempo x usuário contendo n colunas, uma para cada mês do período em análise ($n=12$ para o período de um ano), e nu linhas, uma para cada usuário. Um exemplo genérico desta solução, também denominada indivíduo segundo a terminologia dos algoritmos evolucionários, está apresentada na Figura 2.

	m1	m2	m3	...	mn
u_1	$Va_{1,1}$	$Va_{1,2}$	$Va_{1,3}$...	$Va_{1,n}$
u_2	$Va_{2,1}$	$Va_{2,2}$	$Va_{2,3}$...	$Va_{2,n}$
...
u_{nu}	$Va_{nu,1}$	$Va_{nu,2}$	$Va_{nu,3}$...	$Va_{nu,n}$

n é o número de intervalos meses m da alocação
 nu é o número de usuários envolvidos na alocação
 $Va_{nu,n}$ é o volume alocado para o usuário nu no mês n

Figura 2 – Representação da solução.

Para a geração de cada solução que compõe a população inicial, o volume disponível para alocação em cada trecho, uma vez conhecido, é distribuído através de um fator de proporção, conforme apresentado na Equação 6 e na Equação 7.

$$Va_{u,m} = \min(Vr_{u,m}, P_{u,m} \cdot q_c \cdot Vd_{c,m}) \quad \text{Equação 6}$$

$$p_{u,m} = \frac{p_{u,m}^*}{\sum_{u=uINI_c}^{uFIM_c} p_{u,m}^*}$$

Equação 7

Onde:

$V_{a,u,m}$ é o volume alocado para o usuário u no mês m ;

$V_{r,u,m}$ é o volume requerido pelo usuário u no mês m ;

$p_{u,m}$ é a proporção de alocação do usuário u no mês m ;

q_c é o coeficiente de alocação para o trecho c ;

$V_{d,c,m}$ é o volume disponível no trecho c no mês m ;

$p_{u,m}^*$ é um número aleatório, contido no intervalo $[0,1]$ gerado para o usuário u no mês m ;

$uINI_c$ é o índice do usuário inicial do trecho c ;

$uFIM_c$ é o índice do usuário final do trecho c .

Observa-se que, apesar de ser obtido a partir de um número aleatório, $p_{u,m}^*$, o fator de proporção é corrigido de modo a distribuir apenas o volume disponível entre os usuários de cada trecho, sendo esse volume proporcional de cada usuário, limitado ao seu volume requerido. O coeficiente de alocação, por sua vez, é um número aleatório contido no intervalo $[0,1]$ que determina quanto do volume disponível será alocado em cada trecho. Dessa forma, sempre que o coeficiente de alocação for menor do que 1, ou caso o volume alocado pelo fator de proporção resulte maior do que o volume requerido para determinado usuário, ocorrerão sobras do volume disponível.

Em uma alocação integrada na bacia hidrográfica, estas eventuais sobras poderão ser utilizadas pelos usuários dos trechos a jusante; assim, inicialmente se aloca o volume nos trechos extremos da bacia hidrográficas (em uma alocação das águas superficiais, os rios de ordem 1), para depois, sequencialmente, realizar a correção dos volumes disponíveis nos trechos a jusante e a posterior definição dos volumes alocados.

2.6.3 Avaliação da aptidão das soluções e preenchimento da população externa

Como a aptidão dos indivíduos dada pelo método SPEA2 considera apenas os conceitos de dominância e de densidade de vizinhança, a principal adaptação a ele incorporada foi a consideração concomitante destes conceitos com o conceito de viabilidade das soluções.

Para esse propósito, as soluções são categorizadas em viáveis (aquelas em que não ocorre nenhuma violação das restrições) e inviáveis. Sendo que, para as soluções inviáveis, adota-se o conceito de ponto de falha, que é o instante de tempo (mês) em que ocorre a primeira violação da restrição (BRASILEIRO, 2005; MACHADO, 2006). Além disso, as restrições são classificadas em três níveis: as de baixa severidade; as de média severidade e as de alta severidade.

Contudo, conforme enfatizado por Machado (2006), a viabilidade e a dominância podem ser consideradas, simultaneamente, de duas maneiras, sendo adotada neste trabalho, a estratégia segundo a qual, inicialmente separam-se os indivíduos viáveis dos inviáveis, para depois serem avaliadas, separadamente em cada sub-grupo, as relações de dominância, e, conseqüentemente, as variáveis de *Strengh*, *Raw Fitness* e *Fitness* do método SPEA2 (Figura 3). Esta estratégia foi adotada em detrimento da outra alternativa, na qual inicialmente os indivíduos são classificados em relação à dominância e depois separados segundo a viabilidade, por ser considerado, nesta aplicação, mais relevante que um indivíduo atenda aos critérios de viabilidade do que apresente características de não dominância.

Após a separação dos grupos, o sub-grupo composto pelas soluções não-dominadas viáveis será transferido integralmente para a população externa, e, caso a dimensão desta população não atinja o limite estabelecido, soluções dos outros conjuntos serão selecionadas para preenchê-la, considerando a viabilidade, o critério de dominância, a aptidão das soluções, o ponto de falha e a severidade da restrição. Os critérios são os seguintes: as soluções viáveis vêm sempre no topo, ordenadas em ordem crescente de aptidão, seguidas das inviáveis não-dominadas e, logo após, das inviáveis dominadas. Entre as soluções inviáveis, consideram-se como mais aptas aquelas que têm o maior valor de ponto de falha e/ou violam as restrições de mais baixa severidade.

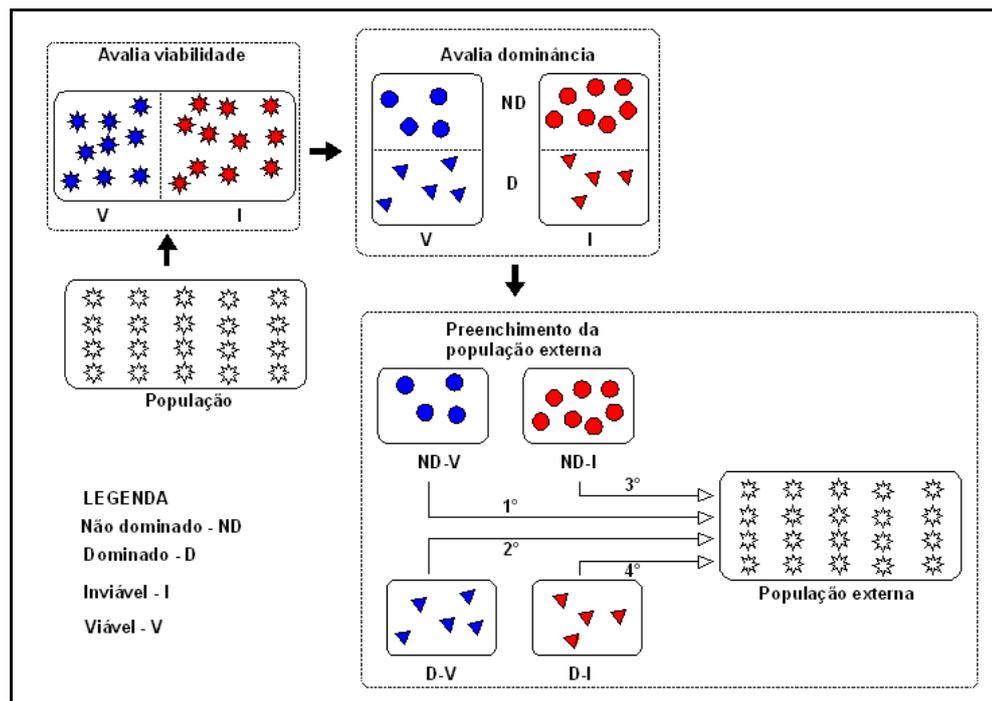


Figura 3 – Estratégia de classificação dos indivíduos e preenchimento da população externa considerando os conceitos de viabilidade e de dominância (MACHADO, 2006).

2.6.4 Seleção dos indivíduos e operadores de reprodução

Os operadores de seleção e de reprodução em um algoritmo evolucionário são baseados em procedimentos probabilísticos, os quais tentam representar a dinâmica natural da evolução dos seres vivos. O método de seleção utilizado, por exemplo, seleciona aleatoriamente um par de indivíduos da população externa e escolhe o de melhor aptidão para ser encaminhado para os operadores de reprodução. É denominado Método do Torneio, cujo campeão (indivíduo de melhor aptidão), ao considerar concomitantemente os conceitos de viabilidade e de dominância, é dado por: 1) entre um indivíduo viável e um inviável, seleciona-se o indivíduo viável; 2) entre dois indivíduos viáveis, seleciona-se aquele de menor *Fitness*; e 3) entre dois indivíduos inviáveis, seleciona-se aquele em que o ponto de falha está mais próximo do final do horizonte de operação e, caso ocorra empate, seleciona-se o indivíduo que violou o alarme de menor severidade; persistindo o empate, seleciona-se o indivíduo de menor valor de *Fitness*.

Dessa forma, os melhores indivíduos, e aqueles que estão em maior quantidade da população, têm uma probabilidade maior de gerar descendentes. Os operadores de reprodução também se baseiam em probabilidades de aplicação, definidas para cada operador

individualmente, sendo adotadas geralmente altas taxas de probabilidade para os operadores baseados no cruzamento (*crossover*) e baixas taxas de probabilidade para os operadores baseados na mutação genética, tal como ocorre na natureza.

Neste trabalho é utilizado o operador aritmético *Crossover Média* (DAVIS, 1991, *apud* LACERDA e CARVALHO, 1999), no qual cada gene do filho gerado é obtido através da média aritmética dos respectivos genes dos indivíduos pais. Ressalte-se que esta operação apenas será aplicada caso seja satisfeita a probabilidade definida para este operador, caso contrário, o filho da reprodução será tomado como uma réplica do melhor entre os dois pais, considerando-se os mesmos critérios do operador por torneio na definição do melhor. A Equação 8 mostra a operação de geração do indivíduo filho quando a probabilidade é atendida ($xcm \leq pbcm$).

$$Va_{u,m}(\text{filho}) = \frac{Va_{u,m}(\text{pai1}) + Va_{u,m}(\text{pai2})}{2} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

xcm é o número aleatório gerado, contido no intervalo $[0,100]$, para verificação da aplicação do *crossover* média;

$pbcm$ é a probabilidade do *crossover* média;

$Va_{u,m}(\text{filho})$ é o volume alocado para o usuário u no mês m do indivíduo filho;

$Va_{u,m}(\text{pai1})$ é o volume alocado para o usuário u no mês m do indivíduo pai 1;

$Va_{u,m}(\text{pai2})$ é o volume alocado para o usuário u no mês m do indivíduo pai 2.

Após a aplicação do *Crossover Média*, cada filho gerado é submetido, individualmente, ao operador de Mutação Uniforme, que é a simples substituição de um gene por um número aleatório (LACERDA e CARVALHO, 1999). Este operador age também restrito a uma probabilidade de aplicação ($pbmu$), avaliada em cada trecho e mês da bacia hidrográfica, sendo que, quando esta não é satisfeita, os genes do indivíduo filho referentes aos volumes alocados naquele trecho/mês permanecem inalterados. Caso contrário, quando $xmu > pbmu$, os genes do indivíduo filho serão substituídos pelos genes correspondentes de um indivíduo

gerado aleatoriamente, da mesma forma como descrito na geração de indivíduos para preenchimento da população inicial.

Contudo, apenas uma parcela da população será submetida à sequência de operações do *Crossover Média* e *Mutação Uniforme*; outra parcela será submetida ao *Crossover Média Direcionado* e, outra, à *Mutação Direcionada*, adaptados de Brasileiro (2005) e Machado (2006), que desenvolveram operadores semelhantes para variáveis binárias na otimização da operação de redes de escoamento de petróleo.

Na parcela que segue para o *Crossover Média Direcionado*, a cada par de pais submetido a este operador, é observada a viabilidade e o ponto de falha mais prematuro entre os dois. Se os dois pais forem viáveis ou se a probabilidade de aplicação deste operador (pbcd) não for satisfeita, nenhuma operação é realizada, sendo o indivíduo filho tomado como uma réplica do melhor indivíduo pai. Por outro lado, quando a probabilidade é atendida ($xcd \leq pbcd$), o volume alocado do indivíduo filho até o instante anterior ao ponto de falha mais prematuro é tomado como uma réplica do melhor indivíduo pai, instante a partir do qual o volume alocado é tomado pela média aritmética dos respectivos valores dos indivíduos pais, tal como o *crossover média aleatório*. Em outras palavras, o *Crossover Média Direcionado* impõe que a operação seja realizada apenas na parcela inviável do cromossomo, preservando a parcela viável em uma tentativa de acelerar a convergência.

A *Mutação Direcionada* também é aplicada individualmente a apenas um indivíduo pai. Neste operador, quando a probabilidade de aplicação não é satisfeita ($xmd > pmd$), ou quando o indivíduo filho não viola nenhuma restrição, o indivíduo filho é tomado como uma réplica do indivíduo pai. Caso contrário, é observado o ponto de falha e o tipo de restrição violada, efetuando ações de reparo específicas para cada restrição, ou seja, alterando o volume alocado, aumentando-o ou diminuindo-o, em intervalos de tempo específicos, no intuito de eliminar a violação da restrição.

A Figura 4 apresenta a sequência de aplicação dos operadores em cada geração do algoritmo evolucionário para geração de uma nova população, onde CM, CMD, MD e MU significam, respectivamente, *Crossover Média*, *Crossover Média Direcionado*, *Mutação Direcionada* e *Mutação Uniforme*.

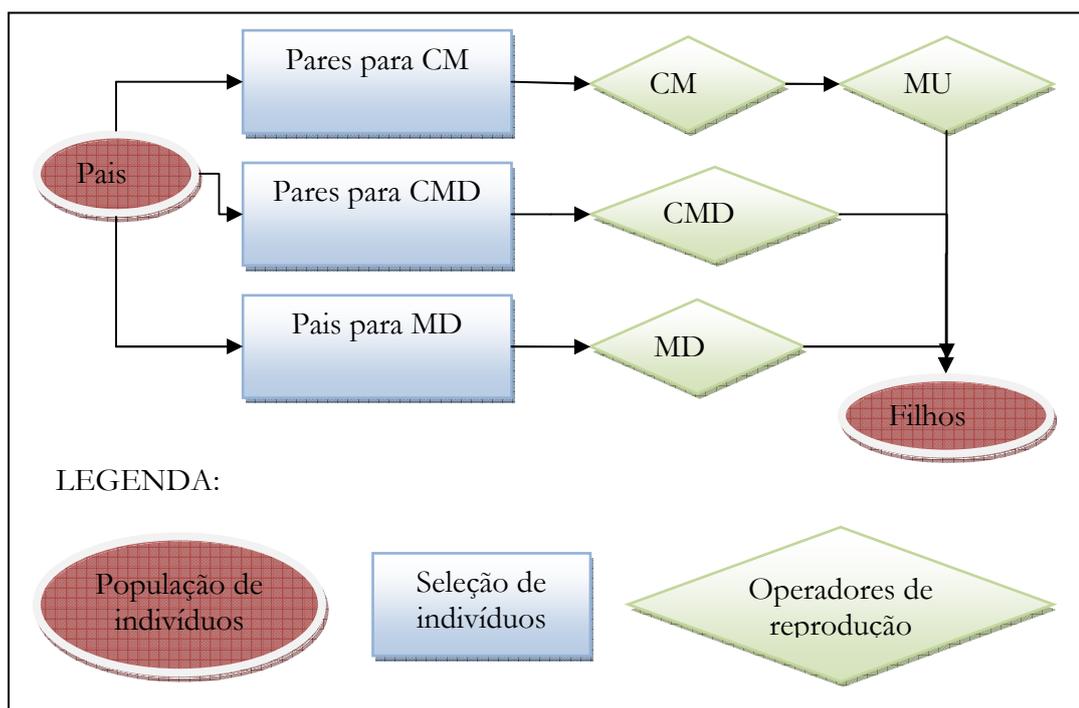


Figura 4 – Sequência de aplicação dos operadores de reprodução.

2.6.5 Funções objetivo e restrições

Quanto às funções objetivo e restrições, propõe-se a representação, nestas, de critérios de ordem técnica, econômica, ambiental, sociais e legais, os quais podem avaliar, por exemplo:

- Técnicos: atendimento do volume adicional requerido pelos usuários, manutenção do nível do reservatório dentro de limites sustentáveis;
- Econômicos: retorno econômico dos empreendimentos resultantes do aporte adicional de água;
- Ambientais: preservação do meio ambiente aquático, racionalidade do uso da água;
- Sociais: quantidade de empregos gerados;
- Legais: atendimento das classes de enquadramento dos corpos hídricos, consideração dos critérios de outorga já utilizados.

Alguns pesquisadores têm sugerido funções objetivo com o propósito de minimizar a diferença entre o valor requerido pelo usuário e o valor alocado (BHAKTIKUL *et al.*, 2007;

WANG *et al.*, 2009a), considerar requisitos de eficiência econômica (WANG *et al.*, 2009a) e minimizar a emissão de poluentes (WANG *et al.*, 2009a).

Sugerem-se, neste trabalho, funções objetivo com propósitos similares, conforme descrição:

Função objetivo 1: De ordem técnico-econômica, é uma função de maximização da satisfação do usuário, por tentar aproximar o volume alocado o tanto mais próximo quanto possível do requerido, ao mesmo tempo em que busca a maximização da eficiência econômica dos usuários da bacia (é diretamente proporcional ao lucro unitário) e a eficiência do uso da água (diretamente proporcional ao coeficiente de eficiência).

$$FO1_{\ell, G} = \frac{\sum_{c=1}^{nPC} \left[\frac{\sum_{u=INI_c}^{uFIM_c} \left(\frac{\sum_{m=1}^{nm} V_{a,u,m} \cdot L_u \cdot CEU_u}{V_{r,u,m}} \right)}{nm} \right]}{nPC}$$

Equação 9

Onde:

$FO1_{\ell, G}$ é o valor da função objetivo 1, do indivíduo ℓ na geração G ;

nPC é o número de pontos de captação na bacia;

nuc é o número de usuários vinculados ao trecho c ;

$uINI_c$ é o índice do usuário inicial do ponto de captação c ;

$uFIM_c$ é o índice do usuário final do ponto de captação c ;

$V_{a,u,m}$ é o volume adicional alocado para o usuário u no mês m [m^3];

$V_{r,u,m}$ é o volume adicional requerido pelo usuário u no mês m [m^3];

nm é número de meses do período da análise;

L_u é o lucro unitário do usuário u , valor tomado normalizado, sendo, portanto, variável de 0 a 1 e adimensional;

CEU_u é o coeficiente de eficiência do uso da água pelo usuário u , valor variável de 0 a 1, onde 1 consiste no uso mais eficiente, sem perdas na utilização da água.

Função objetivo 2: De ordem ambiental, busca a minimização da emissão de poluentes, através da maximização da aproximação da concentração resultante da mistura (considerada como instantânea e completa) com a concentração máxima admissível.

$$FO2_{\ell, G} = \begin{cases} \text{se, } C_{res_{pl,m}} > C_{adm_{pl,m}}: \frac{\sum_{pl=1}^{nPl} \left[\frac{\left(\sum_{m=1}^{nm} \frac{C_{adm_{pl,m}}}{C_{res_{pl,m}}} \right)}{nm} \right]}{nPl} \\ \text{se, } C_{adm_{pl,m}} \geq C_{res_{pl,m}}: \frac{\sum_{pl=1}^{nPl} \left[\frac{\left(\sum_{m=1}^{nm} \frac{C_{res_{pl,m}}}{C_{adm_{pl,m}} + 1} \right)}{nm} \right]}{nPl} \end{cases} \quad \text{Equação 10}$$

Onde:

$FO2_{\ell, G}$ é a função objetivo de ordem ambiental;

nPl é o número de pontos de lançamento de efluentes na bacia hidrográfica;

$C_{res_{pl,m}}$ é a concentração resultante de DBO_5 no trecho de lançamento pl [mg/l];

$C_{adm_{pl,m}}$ é a concentração admissível de DBO_5 no trecho de lançamento pl [mg/l].

Quanto às restrições, sabe-se que, em bacias hidrográficas dotadas de grandes reservatórios de regularização plurianual, muito comum em regiões semi-áridas, o foco principal do órgão gestor é a operação do reservatório, de modo que cumpra a sua função de regularização da vazão e armazenamento da água para utilização nos períodos de estiagem. Desta forma, sugere-se, a título de exemplificação, duas restrições relacionadas à operação do reservatório, onde se concentram uma boa parte das outorgas de captação, e uma restrição relacionada ao lançamento de poluentes em cursos d'água, de modo a incluir, no processo de alocação, também as outorgas de diluição, conforme descrição:

Sustentabilidade da operação no reservatório: Definida através da comparação entre o nível final e o inicial do reservatório. Soluções cujo nível final do reservatório seja menor do que 90% do inicial são consideradas inviáveis.

Nível de reserva no reservatório: Manutenção de um nível de reserva no reservatório para absorver as incertezas envolvidas e garantir os usos prioritários. Soluções que violem esse volume de reserva (adotado neste caso como 40% do volume útil) são consideradas inviáveis.

Concentração admissível dos poluentes: Para usuários de lançamento de efluentes, a carga lançada deve ser diluída na vazão disponível presente no trecho, sem alteração da concentração admissível. Soluções que violem a concentração admissível são consideradas inviáveis. Foi considerado, neste estudo, apenas a DBO₅, pois a Resolução nº 08 de 01/03/2010 do CERH, que estabelece critérios de metas progressivas obrigatórias de melhoria da qualidade da água para fins de outorga de diluição em cursos d'água de domínio do Estado da Paraíba, indica a Demanda Bioquímica de Oxigênio como parâmetro de avaliação do cumprimento da meta.

Estas restrições são utilizadas nas adaptações apresentadas para o método de otimização multiobjetivo, sendo necessário, portanto, definir, para cada uma, os níveis de severidade e ações de reparo da mutação direcionada definidas:

Sustentabilidade da operação no reservatório: Severidade Baixa. Ação da mutação: Diminui a vazão alocada aos usuários de trechos imediatamente a montante do reservatório, em todos os meses.

Nível de reserva no reservatório: Severidade Média. Ação da mutação: Diminui a vazão alocada aos usuários de trechos imediatamente a montante do reservatório, a partir do mês imediatamente anterior ao ponto de falha.

Concentração admissível dos poluentes: Severidade Alta. Ação da mutação: Diminui a vazão alocada dos usuários de lançamento de efluentes dos trechos onde ocorreu o alarme, a partir do mês do ponto de falha.

3. APLICAÇÃO DA METODOLOGIA E ANÁLISE DOS RESULTADOS

3.1 Área de estudo: A Bacia Hidrográfica do rio Gramame

A Bacia Hidrográfica do rio Gramame (Figura 5), no Estado da Paraíba, já apresenta evidências de esgotamento das vazões outorgáveis, as quais, em muitos trechos, já possuem outorgas liberadas muito superiores à recomendada pela legislação vigente. Esta bacia é considerada estratégica para o estado por constituir-se na principal provedora de água para o conglomerado urbano formador da Grande João Pessoa, da população residente no seu espaço geográfico, e das outras atividades que encontram sustentabilidade através dos recursos naturais na bacia. Seus principais cursos d'água, além do principal (o Gramame) são os afluentes Mumbaba, Mamuaba e Água Boa, todos perenes. O principal reservatório fluvial da região litorânea do Estado, o Gramame-Mamuaba, localiza-se na bacia (SEMARH, 2000).

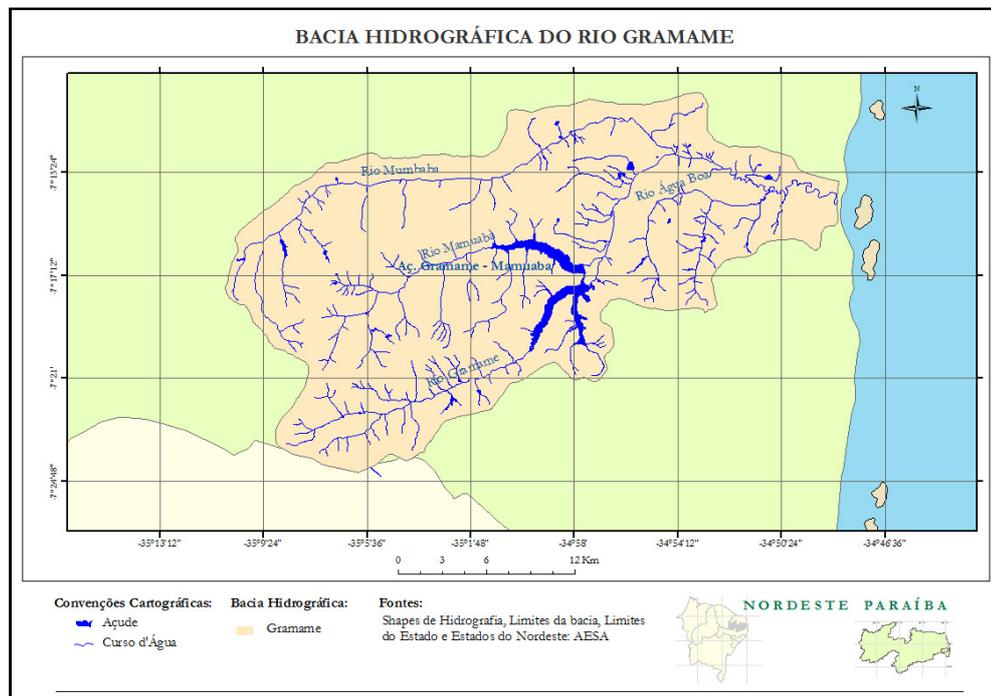


Figura 5 – Área de estudo: Bacia hidrográfica do rio Gramame.

3.1.1 Localização Geográfica

A Resolução n° 32/2003 do CNRH instituiu a Divisão Hidrográfica Nacional em regiões hidrográficas (Figura 6), com a finalidade de orientar, fundamentar e implementar o Plano Nacional de Recursos Hídricos.



Figura 6 – Divisão Hidrográfica Nacional segundo o CNRH N°32/2003.

A Bacia Hidrográfica do rio Gramame pertence à Sub-Bacia 39 da Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, que se destaca pelo fato de abranger mais de uma dezena de pequenas bacias costeiras, caracterizadas pela pequena extensão e vazão de seus corpos d'água (Figura 7). A Região da Bacia Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental ocupa uma área equivalente a 3% do território brasileiro (287.346 km²) e abriga 12,7% da população nacional (21,6 milhões de pessoas).

Segundo a Agência Nacional de Águas, é nesta região que se observa uma das maiores evoluções da ação antrópica sobre a vegetação nativa: a caatinga foi devastada pela pecuária que invadiu os sertões; e a Zona da Mata foi desmatada para a implantação da cultura canavieira. Observa-se o extrativismo vegetal, ainda presente na região, principalmente para a exploração do potencial madeireiro, o qual representa uma das atividades de maior impacto sobre o meio ambiente.

A Sub-bacia 39 engloba parte da porção litorânea dos estados da Paraíba e Alagoas, e toda a costa pernambucana. A bacia hidrográfica do Rio Gramame se situa na região litorânea sul do Estado da Paraíba, próxima à capital João Pessoa, entre as latitudes 7°11' e 7°23', Sul e as longitudes 34° 48' e 35° 10', Oeste (Figura 8).

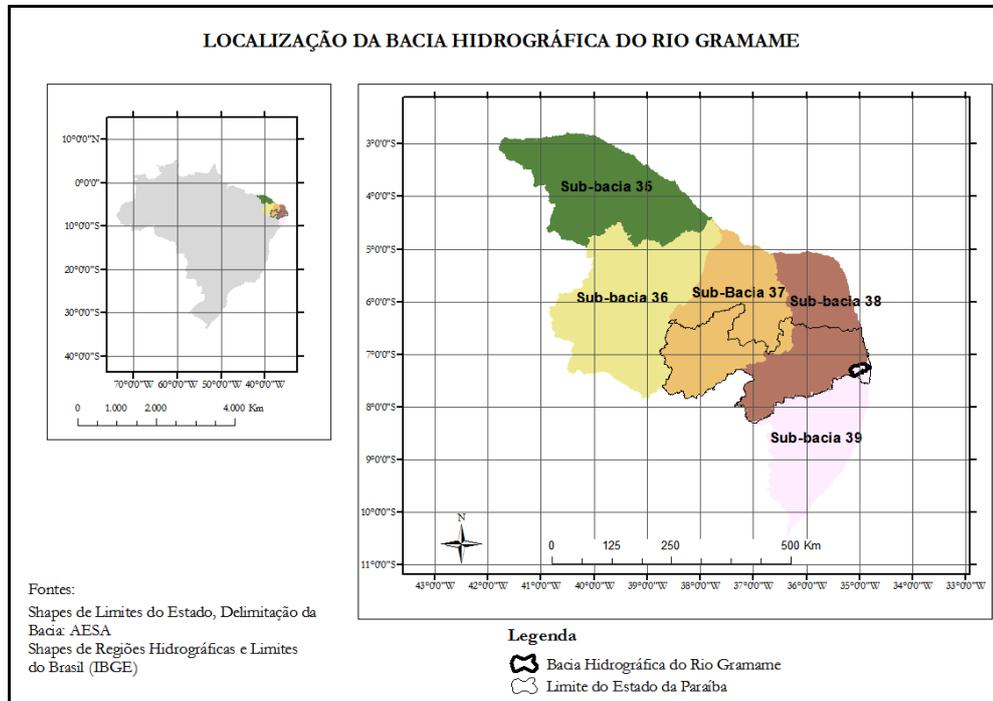


Figura 7 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Gramame na Região Hidrográfica Atlântico Leste.

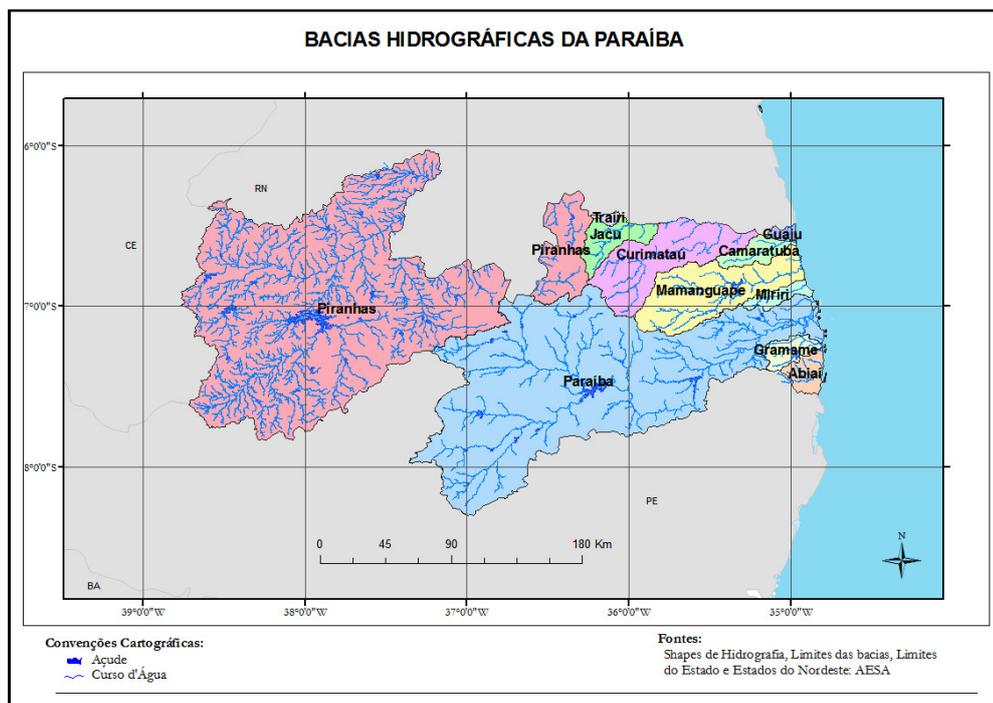


Figura 8 – Bacias hidrográficas do Estado da Paraíba.

3.1.2 Caracterização sócio-econômica

A bacia hidrográfica do rio Gramame é composta, além da capital do Estado, pelos municípios de Alhandra, Conde, Cruz do Espírito Santo, Santa Rita, São Miguel de Taipu e Pedras de Fogo. Os percentuais de participação em área da bacia por município estão mostrados na Tabela 1, e o mapa político da bacia está apresentado na Figura 9.

Tabela 1 – Participação em área dos municípios da bacia hidrográfica do rio Gramame (PARAÍBA, 2001).

Município	Área do município (km ²)	Área na bacia (km ²)	Participação (%)
Alhandra	224,42	99,72	16,93
Conde	164,10	76,47	12,98
Cruz do Espírito Santo	189,32	3,50	0,59
João Pessoa	209,94	59,07	10,03
Santa Rita	762,33	155,59	26,41
São Miguel de Taipu	63,60	2,20	0,37
Pedras de Fogo	348,02	192,56	32,69

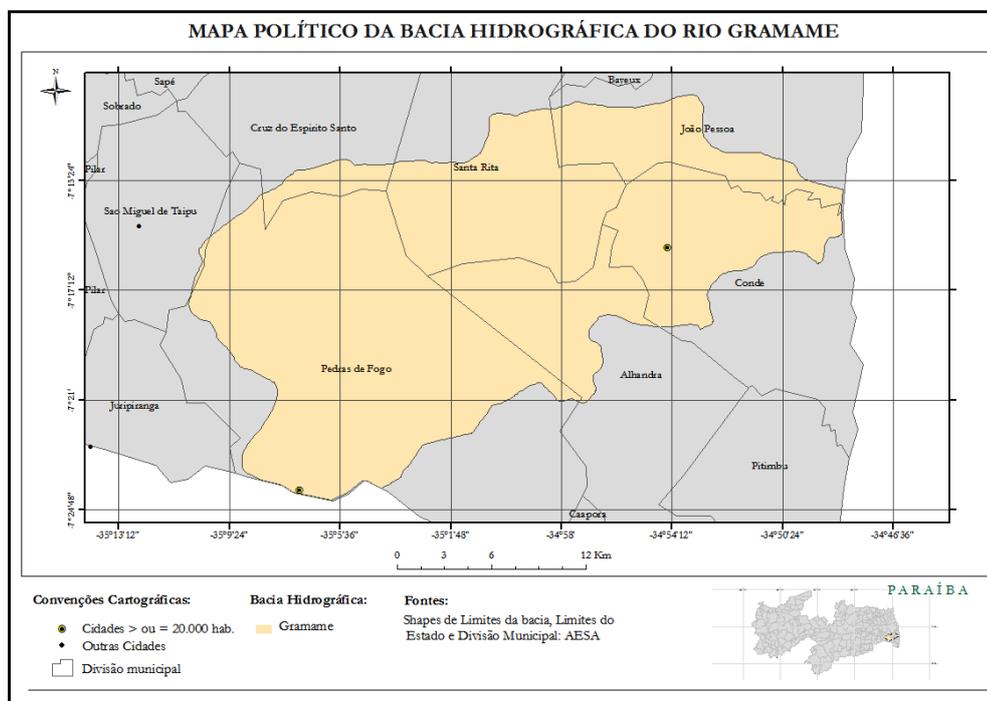


Figura 9 – Mapa político da bacia hidrográfica do rio Gramame.

Em relação às atividades econômicas na bacia, destacam-se (SEMARH, 2000):

- A exploração agrícola: representa a maior área de ocupação, além do maior consumo de água. A atividade da irrigação é significativa, tendo sido cadastrados mais de 100 projetos de porte variado, sendo a principal cultura de exploração a cana de açúcar, seguida do abacaxi;
- A atividade industrial: concentração considerável de plantas fabris, no distrito industrial de João Pessoa;
- A mineração: ocorre principalmente com a exploração de areia, argila, pedra calcária e água mineral, esta última, contando com 3 unidades industriais de engarrafamento;
- As atividades turísticas e de lazer: crescem na parte baixa da bacia, por conta dos atrativos litorâneos e das belezas naturais que podem ser ali apreciadas.

3.1.3 Usos da água e rede hidrográfica

A rede hidrográfica da bacia do rio Gramame é formada pelo rio principal, rio Gramame, tendo como principais afluentes (PARAÍBA, 2001):

- Na margem direita: Rio Utinga; Rio Pau Brasil; Riacho Pitanga; Riacho Ibura; Riacho Piabuçu; Rio Água Boa.
- Na margem esquerda: Riacho Santa Cruz; Riacho da Quizada; Riacho do Bezerra; Riacho do Angelim; Riacho Botamonte; Rio Mamuaba; Rio Camaço; Rio Mumbaba.

As principais sub-bacias formadoras da bacia do rio Gramame são as sub-bacias do rio Mumbaba, do rio Mamuaba e do rio Água Boa.

Em relação aos usos de água na bacia, destacam-se os usos consuntivos para abastecimento da população humana urbana e rural, às necessidades de água para indústrias, ao abastecimento dos animais e à água necessária à irrigação. Uma hierarquia no suprimento das demandas existe e deve ser respeitada principalmente em caso de demanda reprimida pela insuficiência da disponibilidade. Esta hierarquia prioriza, em ordem decrescente, o abastecimento humano, o abastecimento animal e por fim, o abastecimento industrial e a irrigação.

A exportação da água da bacia para a cidade de João Pessoa constitui o uso mais significativo da bacia, em torno de 58%, seguido da irrigação, com 41 % da demanda total.

Para o abastecimento da Grande João Pessoa, as principais contribuições são retiradas do rio Mumbaba, através de captação de mesmo nome e conduzidos por adutora até a barragem do rio Marés; e a jusante do reservatório Gramame-Mamuaba, no rio Gramame, quer seja pela transposição das águas para a bacia hidrográfica do rio Marés, quer seja diretamente através da adutora de Gramame. Estas demandas para exportação foram quantificadas, no ano de 2000, em 425 l/s e 2230 l/s, respectivamente (SEMARH, 2000).

A captação de água do rio Mumbaba para o abastecimento da Grande João Pessoa, através do sistema de Marés, não ocorre em regime permanente. Com o aumento das vazões nos rios em decorrência de altos índices pluviométricos em períodos de chuva, a retirada de água através do rio Mumbaba é suspensa para não sobrecarregar o sistema de Marés. Assim, uma parcela de água do rio Mumbaba não é utilizada e tem como destino final o exutório da bacia. Todavia, durante o período de estiagem, a suspensão da recarga dos mananciais e os altos índices de evaporação favorecem uma substancial redução nas vazões dos cursos d'água. (SANTOS, 2009). Além disso, a exploração agrícola, também demanda um consumo de água para irrigação maior nos períodos de estiagem, visto que, em períodos de chuva, a própria precipitação já é suficiente, na maioria dos casos, para irrigar as culturas.

O Plano Diretor da bacia hidrográfica do rio Gramame já apontava no ano de 2000, que a infra-estrutura hídrica da bacia hidrográfica não é suficiente para atender às demandas do sistema, sugerindo, inclusive, aperfeiçoamento desta infra-estrutura, como: a construção de um reservatório de 41 milhões de m³ no rio Mumbaba, com capacidade de fornecer de modo constante uma vazão de 1.000 l/s para servir de reforço para o sistema de Marés no atendimento às demandas requeridas para abastecimento de água da Região Metropolitana de João Pessoa e contribuir para o suprimento de água para irrigação; a construção de um reservatório de 8 milhões de m³ no alto curso do rio Gramame, com a finalidade de mitigar conflitos entre os irrigantes e a exportação de água para a região da Grande João Pessoa, bem como contribuir para o abastecimento de água da cidade de Pedras de Fogo e no suprimento de água da Empresa Agroindustrial GIASA; e a possibilidade de importação de águas para a bacia.

A pouca disponibilidade hídrica para atendimento dos múltiplos usos tem resultado, na maioria das vezes, em conflitos de uso da água, como o que ocorreu entre 1998 e 1999, quando os usuários de irrigação se mostraram insatisfeitos com o abastecimento urbano de cidades localizadas além dos limites geográficos da bacia (SANTOS, 2009).

Esses conflitos são potencialmente mais acentuados devido às restrições que se impõem às vazões outorgáveis. Com o intuito de fornecer subsídios para auxiliar a análise e emissão de outorgas na bacia, o Plano Diretor de Recursos Hídricos da bacia definiu, em 29 pontos estratégicos, a vazão de referência, tomada como 98% da vazão de permanência (Figura 10).

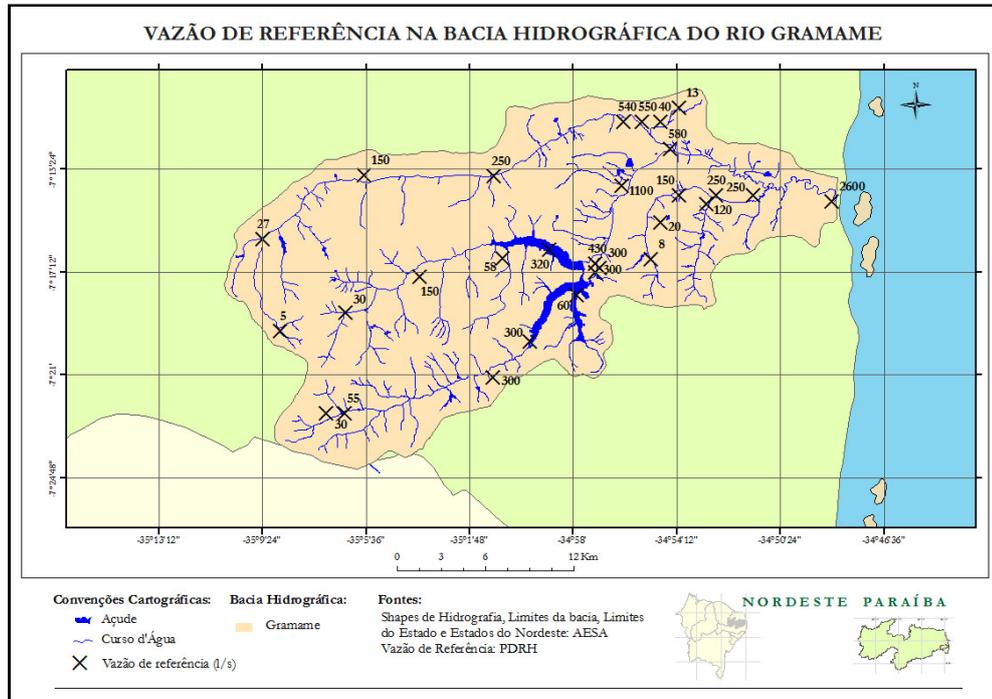


Figura 10 – Vazão de referência da bacia hidrográfica do rio Gramame, adaptado de PARAÍBA (2001).

3.1.4 Estimativa da oferta e demanda

Considerando os pontos de controle definidos pelo Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia (SEMARH, 2000), foram definidas dez regiões, drenadas por um ponto de referência, conforme apresentado na Figura 11, cujas vazões de referência foram tomadas como: 1) para os pontos de referência PR1, a PR7 e o PR9: vazão de referência estimada pelo Plano Diretor de Recursos Hídricos da bacia nos pontos de cálculo correspondentes; 2) para o PR8, a jusante do reservatório Gramame-Mamuuba: vazão regularizada pelo reservatório com 98% de garantia estimada pelo Plano Diretor de Recursos Hídricos da bacia; 3) para o PR10, exutório da bacia: somatório das vazões de referência dos pontos de referência PR3, PR8 e PR9.

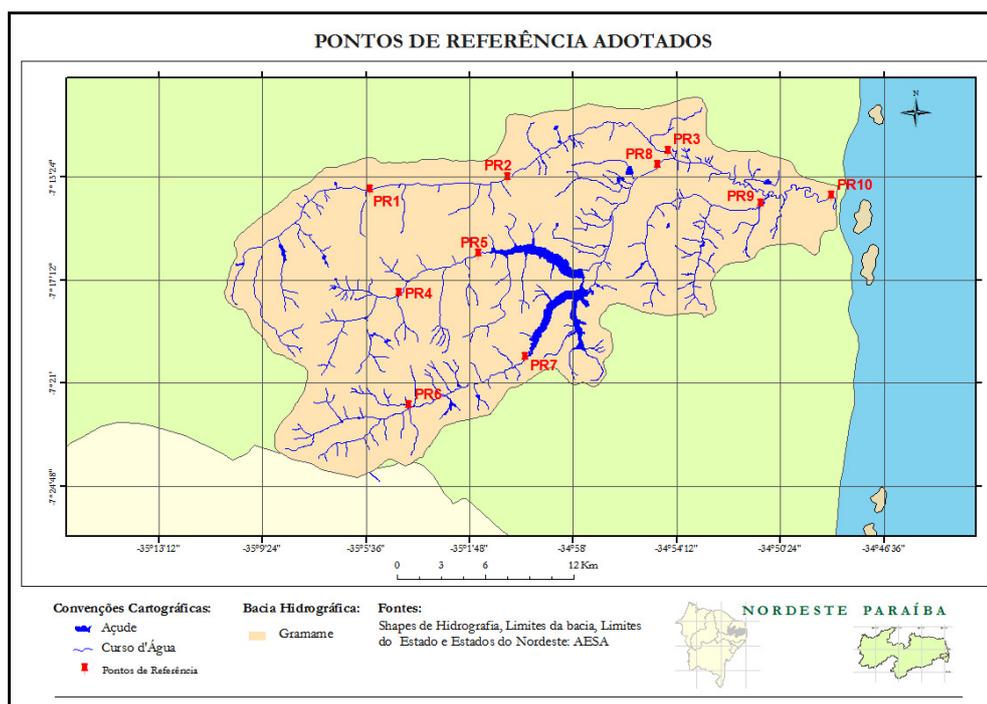


Figura 11 – Pontos de referência adotados e vazão de referência estimados em SEMARH (2000).

Desta forma a vazão máxima outorgável foi tomada, em todos os pontos de referência, como 90% da vazão de referência, conforme estabelecido pelo Decreto Estadual nº 19.260, de 31 de outubro de 1997. A Tabela 2 apresenta as vazões de referência e outorgável, bem como a descrição de cada ponto de referência e o ponto de cálculo do PRDH correspondente.

Tabela 2 – Descrição e características dos pontos de referências adotados.

Ponto de referência	Ponto de cálculo (PDRH)	Descrição do Ponto de Referência adotado	Vazão de referência (l/s)	Vazão máxima outorgável (l/s)
PR1	68	Captação Mumbaba 1	150	135
PR2	79	Captação Mumbaba 2	250	225
PR3	48	Exutório Mumbaba	580	522
PR4	219	Captação Mamuaba	150	135
PR5	231	Exutório Mamuaba	430	387
PR6	347	Captação CAGEPA (Pedras de Fogo)	55	49,5
PR7	233	Exutório Gramame	300	270
PR8		Vazão regularizada do Reservatório	3130	2817
PR9	139	Exutório Água Boa	250	225
PR10	151	Exutório da Bacia	3960	3564

De posse do valor máximo outorgável em cada ponto de referência, segundo os preceitos legais, para verificar o quantitativo já outorgado atualmente foram consultados o banco de dados da AESA paralelamente ao cadastro de usuários dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Gramame da AESA, relativo ao mês de abril/2010, sendo considerado, como outorgados, as outorgas regularizadas, vencidas ou em andamento. O confronto entre a vazão outorgável e a outorgada está apresentado na Tabela 3 e evidencia o atual esgotamento das vazões outorgáveis da bacia, a qual, na maioria dos trechos, já possui outorgas liberadas muito superiores à recomendada pela legislação vigente.

Com o intuito de melhor caracterizar a demanda de água da bacia, além dos usuários outorgados pelo órgão gestor, foi inserida, ainda na Tabela 3, a demanda de água para irrigação definida pelo PDRH, cujos irrigantes ainda não estão, em sua totalidade, contemplados pelo instrumento da outorga. Para tal, as demandas dos irrigantes foram agrupadas na área de influência de cada ponto de referência.

Tabela 3 – Principais usos e demandas de outorga e de irrigação (outorgados ou não) da bacia do rio Gramame.

Ponto de referência	Vazão outorgável (l/s)	Vazão outorgada (l/s)	Vazão para irrigação (l/s)
PR1	135	6,0	42,3
PR2	225	97,7	72,0
PR3	522	1865,7	376,9
PR4	135	8,2	45,5
PR5	387	465,8	150,1
PR6	49,5	89,2	33,6
PR7	270	1160,7	1141,3
PR8	2817	2668,1	141,1
PR9	225	382,1	54,3
PR10	3564	4926,8	1863,8

A análise dos dados permitiu definir o quantitativo de demanda que, esteja outorgada ou não, está ultrapassando os limites legais de vazão máxima outorgável. Logo, nesta aplicação na bacia do rio Gramame, foi limitado como vazão outorgada o valor máximo entre a vazão outorgável e o valor efetivamente outorgado pelo órgão gestor, sendo que, nos casos em que as demandas outorgadas atuais são superiores à outorgável, este excesso foi convertido em vazão adicional requerida, sendo distribuída a usuários característicos do trecho. Além disso,

usuários significativos de irrigação apresentados no PDRH da bacia e não outorgados ainda, bem como prováveis novos usuários que podem vir a se instalar nos pontos de referência, também foram considerados como vazão adicional requerida.

Dessa forma, os critérios de definição dos usuários participantes do processo de alocação da vazão excedente estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Critérios de definição dos usuários participantes do processo de alocação da vazão excedente.

PR	Critérios
PR1	Considerados seis usuários de irrigação, para contemplar a demanda do PDRH não atendida pela outorga, requerendo, em média 31,8 l/s adicionais de setembro a fevereiro.
PR2	Considerado 1 usuário de irrigação, pois é um usuário significativo do PDRH, que não se encontra outorgado.
PR3	Os usuários mais representativos são a companhia de abastecimento, com 860 l/s; três indústrias de lançamento de efluentes, que totalizam 780 l/s; e irrigantes com 120 l/s. Logo, foram considerados como vazões adicionais: o valor de 500 l/s para o usuário de abastecimento, apenas nos meses de outubro a fevereiro; duas indústrias de lançamento de efluentes com demanda de 650 l/s todos os meses; e 4 usuários de irrigação, totalizando uma demanda média de 109,7 l/s de outubro a fevereiro.
PR4	Considerado 1 usuário de irrigação, com uma vazão requerida, em média de 26,3 l/s.
PR5	Todos os usuários deste trecho são de irrigação, e a demanda é superior ao valor máximo outorgável. Tais usuários foram representados através de dois usuários de irrigação.
PR6	Foram considerados três usuários de irrigação, totalizando, em média 23,06 l/s.
PR7	Foi considerado um usuário de captação para uso industrial, com demanda de 180 l/s em todos os meses, e um usuário de irrigação com demanda de 658 l/s.
PR8	Neste trecho o principal usuário é a companhia de abastecimento. Foi considerado, para este usuário, uma demanda adicional requerida de 400 l/s, principalmente devido à supressão do valor outorgado deste usuário no ponto de referência 3.
PR9	Foram considerados cinco usuários de irrigação, totalizando uma demanda 45,9 l/s, em média.
PR10	Foi considerada a instalação de um novo usuário de captação de água para uso industrial, com demanda de 50 l/s.

Em resumo foram considerados 28 usuários, divididos entre os dez pontos de referência, assim distribuídos: 18 usuários de irrigação, com solicitação de um aporte adicional de vazão para os meses de setembro a março; 2 usuários de irrigação, com solicitação de um aporte adicional de vazão para os meses de setembro a dezembro; 2 usuários industriais de captação, com solicitação de aporte adicional de vazão para todos os meses do ano; 2 usuários industriais de lançamento de efluentes (ambos no trecho 3), com solicitação de aporte adicional de vazão para diluição de seus despejos, para todos os meses do ano; e 1 usuário de captação de água para abastecimento urbano. A descrição destes usuários está apresentada na Tabela 5, e os valores de vazões adicionais requeridas, na Tabela 6.

Tabela 5 – Descrição dos usuários participantes do processo de alocação da vazão excedente.

PR	Usuário	Tipo de Uso	Observação
PR1	U1	Agricultura	Cultura de macaxeira com aspersão convencional móvel
	U2	Agricultura	Cultura de feijão com aspersão convencional móvel
	U3	Agricultura	Cultura de inhame com aspersão convencional móvel
	U4	Agricultura	Cultura de Batata-doce com aspersão convencional móvel
	U5	Agricultura	Cultura de Batata-doce com aspersão convencional móvel
	U6	Agricultura	Cultura de Batata-doce com aspersão convencional móvel
PR2	U7	Agricultura	Cultura de abacaxi com pivô central
PR3	U8	Agricultura	Cultura de feijão com aspersão convencional móvel
	U9	Agricultura	Cultura de cana-de-açúcar com pivô central
	U10	Agricultura	Cultura de cana-de-açúcar com pivô central
	U11	Abastecimento	Abastecimento urbano para a região metropolitana de João Pessoa.
	U12	Diluição	Indústria de papel. Concentração de DBO ₅ do lançamento: 150 mg/l
	U13	Diluição	Indústria têxtil. Concentração de DBO ₅ do lançamento: 100 mg/l
PR4	U14	Agricultura	Cultura de cana-de-açúcar com aspersão com mini canhão
PR5	U15	Agricultura	Cultura de abacaxi com pivô central
	U16	Agricultura	Cultura de abacaxi com pivô central
PR6	U17	Agricultura	Cultura de cana-de-açúcar com aspersão com mini canhão
	U18	Agricultura	Cultura de batata doce com aspersão convencional móvel
	U19	Agricultura	Cultura de batata doce com aspersão convencional móvel
PR7	U20	Agricultura	Cultura de cana-de-açúcar com aspersão com canhão gigante
	U21	Industrial	Captação para uso industrial.
PR8	U22	Abastecimento	Abastecimento urbano para a região metropolitana de João Pessoa.
PR9	U23	Agricultura	Cultura de mamão com aspersão convencional móvel
	U24	Agricultura	Cultura de capim com aspersão convencional móvel
	U25	Agricultura	Cultura de mamão com aspersão convencional móvel
	U26	Agricultura	Cultura de mamão com aspersão convencional móvel
	U27	Agricultura	Cultura de abacaxi com aspersão convencional móvel
PR10	U28	Industrial	Captação para uso industrial.

Tabela 6 – Vazão requerida pelos usuários participantes do processo de alocação da vazão excedente.

PR / Usuário		Vazão adicional requerida (l/s)											
		Jan	Fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	Set	Out	Nov	Dez
PR1	U1	1,97	1,74							1,58	1,89	1,89	1,97
	U2	7,52	4,24							3,86	7,21	4,63	4,78
	U3	4,71	4,67							2,43	2,89	2,93	4,40
	U4									4,28	12,23	29,36	12,04
	U5									1,43	4,09	9,80	4,01
	U6									0,46	1,35	3,28	1,35
PR2	U7	30,83	27,22							24,95	29,55	29,81	30,83
PR3	U8	39,31	22,15							20,25	37,73	24,23	25,04
	U9	29,90	26,43							24,19	28,67	28,94	29,90
	U10	32,18	28,47							26,04	30,86	31,13	32,18
	U11	600,00	600,00							600,00	600,00	600,00	600,00
	U12	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00	70,00
	U13	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00	750,00
PR4	U14	28,13	24,88							22,76	26,97	27,24	28,13
PR5	U15	22,01	19,44							17,82	21,11	21,30	22,01
	U16	30,83	27,22							24,95	29,55	29,81	30,83
PR6	U17	11,73	10,38							9,49	11,23	11,34	11,73
	U18									2,39	6,79	16,32	6,71
	U19									1,20	3,40	8,14	3,36
PR7	U20	703,24	622,22							569,44	674,54	680,56	703,24
	U21	300,00	300,00	300,00	300,00	300,00	300,00	300,00	300,00	300,00	300,00	300,00	300,00
PR8	U22	400,00	400,00	400,00	400,00	400,00	400,00	400,00	400,00	400,00	400,00	400,00	400,00
PR9	U23	4,09	3,63							3,32	3,94	3,97	4,09
	U24	4,90	4,32							3,97	4,67	4,75	4,90
	U25	6,83	6,06							5,56	6,56	6,64	6,83
	U26	6,83	6,06							5,56	6,56	6,64	6,83
	U27	26,39	23,34							21,37	25,35	25,54	26,39
PR10	U28	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00

O coeficiente de uso da água de cada usuário, necessários para o cálculo da função objetivo 1, foi definido como: 1) para os usuários de irrigação, conforme o método de irrigação adotado, a saber: 0,7 para aspersão convencional móvel, 0,8 para pivô central, 0,65 para aspersão com mini canhão e, 0,55 para aspersão com canhão gigante, de acordo com Gomes (1999); 2) para usuários de abastecimento foi adotado o valor fixo igual a 1,00; 3) para o uso industrial foi adotado o valor fixo igual a 0,5.

Não se estimou o parâmetro lucro unitário (R\$/m³) relativo a cada usuário, sendo adotado, para todos os usuários de irrigação um coeficiente de 0,7; para o industrial 0,8 e para abastecimento 1,0. Neste caso, nesta aplicação este parâmetro não possui caráter econômico, e sim, busca atender a uma prioridade de uso da água, sendo o uso mais prioritário o do abastecimento, seguido da irrigação e, por fim, o industrial.

3.1.5 Dados de precipitação, evapotranspiração e vazão média mensal

As vazões médias históricas de cada ponto de referência foram obtidas do Plano Diretor de Recursos Hídricos da bacia, tomadas como aquelas definidas para os pontos de cálculos correspondentes. Tais valores estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Vazões médias históricas em cada ponto de referência.

P R	Vazão (l/s)											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
1	102,65	156,78	351,59	557,29	1731,19	865,66	1082,1	543,72	453,61	147,4	91,21	98,76
2	394,73	579,1	1131,8 5	1626,05	3111,03	2580,24	2993,26	1698,38	1268,6 2	472,29	394,77	359
3	638,31	915,83	1786,7 6	2501,21	4178,76	4081,24	4785,25	2652,06	1978,5 6	674,43	593,91	549,28
4	184,1	291,16	607,69	803,18	2077,56	1390,94	1490,32	812,16	646,03	223,66	179,06	162,19
5	538,08	830,76	1616,0 7	2067,03	3756,35	3542,29	3905,84	2220,56	1649,8 2	586,08	516,15	471,76
6	54,45	91,91	217,48	287,18	1375,27	461,96	567,68	287,7	233,37	67,47	63,29	50,48
7	344,56	545,51	1176,2 3	1495,06	2807,09	2546,99	2833,11	1486,28	1187,9 8	404,35	371,63	282,24
8	1237,1 5	1915,5 4	3856,7 5	4940,74	7414,47	8661,65	9563,06	5330,18	3986,3 2	1376,5 9	1235,7 7	1071,4 6
9	197,87	287,42	530,84	659,57	1944,26	1207,18	1276,59	735,9	554,5	180,37	154,44	159,54
10	2937	4440,1 2	8841,4 1	11350,7 1	15932,8 2	20263,6 5	21500,6 5	11919,4 7	9076,2 4	3020,1 8	2531,8 9	2371,8 6

Com relação à evapotranspiração da lamina d'água do reservatório, foram considerados os valores médios da estação climatológica de João Pessoa (Tabela 8).

Tabela 8 – Evapotranspiração média mensal adotada para o reservatório Gramame-Mamuaba.

Evapotranspiração (mm)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
155,78	137,20	141,05	118,50	100,75	86,25	91,45	105,40	123,00	144,93	148,50	154,23

A série histórica de precipitação média mensal foi obtida por meio do método dos Polígonos de Thiessen aplicado em 9 postos pluviométricos localizados na bacia e em sua vizinhança (Tabela 9). As séries históricas de precipitação dos postos utilizados foram obtidas do plano diretor da bacia, sendo considerado o período de 1972 a 1989, os resultados estão apresentados na Tabela 10, e o traçado dos polígonos de Thiessen, na Figura 12.

Tabela 9 – Dados dos postos pluviométricos.

Código	Nome	Altitude (m)	Entidade
1735132	Fazenda Mamoaba de Cima	136	Cagepa
1734025	Fazenda Mamuaba	71	Cagepa
1734026	Fazenda Mumbaba	89	Cagepa
1735133	Fazenda Santa Emília	139	Cagepa
1734029	Fazenda Veneza	55	Cagepa
1735136	Imbiribeira	101	Cagepa
1735127	Jangada	125	Cagepa
1735135	Riacho do Salto	110	Cagepa
3849878	També	190	Sudene

Tabela 10 – Séries históricas de precipitação média na bacia do rio Gramame.

Ano	Precipitação (mm)												ANUAL
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	
1972	42,03	95,98	119,46	284,09	340,77	296,46	159,43	238,40	95,44	28,69	5,92	76,61	1783,29
1973	81,52	88,60	116,39	296,67	210,68	447,65	183,32	90,37	119,20	31,31	16,10	27,90	1709,71
1974	102,06	124,90	228,10	240,84	296,00	177,54	282,05	106,33	136,52	17,75	30,48	48,45	1791,03
1975	53,90	41,09	80,39	63,39	248,88	242,04	375,55	100,72	58,10	22,56	28,46	106,22	1421,29
1976	30,40	108,72	382,17	162,38	220,64	164,59	250,96	66,43	23,39	118,58	31,32	75,49	1635,07
1977	132,84	96,96	95,33	170,80	245,14	306,30	258,32	83,27	45,35	44,51	47,29	30,94	1557,05
1978	11,08	150,38	156,36	369,03	222,32	178,01	384,95	132,67	168,95	58,68	81,33	71,54	1985,30
1979	51,50	113,55	123,21	143,36	259,73	196,00	107,49	84,62	179,15	17,20	46,56	25,33	1347,70
1980	101,22	123,69	268,41	85,84	144,50	279,87	101,93	87,80	51,56	59,98	34,17	59,82	1398,79
1981	78,87	106,53	237,18	74,07	232,28	121,86	116,47	54,71	140,02	18,66	34,50	120,02	1335,18
1982	43,34	112,94	74,24	193,84	299,58	186,03	237,24	222,59	162,41	16,52	64,34	21,10	1634,17
1983	41,06	139,91	172,38	75,44	153,31	108,89	72,93	86,25	48,67	46,46	6,77	16,85	968,90
1984	109,57	54,61	106,01	257,46	375,63	156,77	226,88	177,23	44,49	70,58	40,23	3,13	1622,58
1985	102,61	137,32	309,29	267,41	212,66	346,61	420,06	163,79	98,16	7,57	25,92	44,16	2135,56
1986	115,84	89,44	274,60	212,52	264,69	271,31	228,57	185,63	155,57	67,48	114,97	35,71	2016,31
1987	46,40	134,90	260,19	257,08	102,03	304,63	305,02	108,97	47,30	30,56	13,63	7,85	1618,57
1988	68,33	52,23	221,54	224,31	220,45	270,87	360,77	148,62	35,86	12,01	39,81	47,59	1702,39

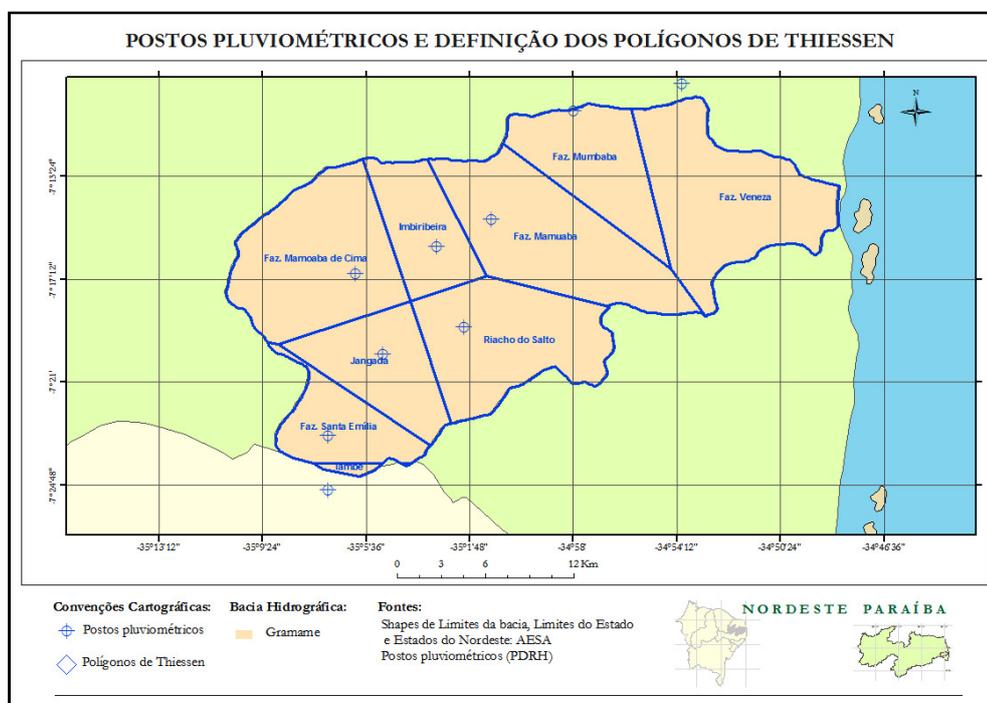


Figura 12 – Postos pluviométricos e definição dos polígonos de Thiessen na bacia hidrográfica do rio Gramame.

3.1.6 Dados do reservatório Gramame-Mamuaba

Foram obtidos do PDRH da bacia os valores de cota x área x volume do reservatório Gramame-Mamuaba, apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Cota x área x volume do sistema Gramame-Mamuaba (SEMARH, 2000).

Cota (m)	Área inundada (m ²)	Volume acumulado (m ³)
17	0,00	0
18	4000,00	2000
19	90298,53	85000
20	306693,12	299000
21	501184,38	722000
22	917083,06	1442000
23	1282838,41	2537000
24	1834940,40	4048000
25	2354544,33	6122000
26	2677196,83	8945000
27	3142410,55	11964000
28	3738567,81	15454000
29	4274800,46	19721000
30	4939971,91	23305000
31	5543434,34	28646000
32	6274232,12	34651000
33	6941868,43	41248000
34	7735512,26	48492000
35	8464784,93	56937000

3.2 Modelos Utilizados

3.2.1 Módulo de determinação da vazão disponível

Para determinação da vazão prevista, considerou-se como dado de entrada a informação das previsões probabilísticas de precipitação para o ano de planejamento, classificadas em acima da média histórica, abaixo da média histórica e em torno da média histórica. Estas previsões são elaboradas nos meses que antecedem o período chuvoso, através do chamado prognóstico climático de consenso (e.g., AESA, 2011), mas foram admitidos, nesta análise, dois cenários hipotéticos característicos: previsão de um ano chuvoso; com probabilidade

maior de ocorrência de precipitação acima da média histórica; e previsão de um ano seco com probabilidade maior de ocorrência de precipitação abaixo da média histórica.

Dessa forma, para o modelo de previsão hidrometeorológica utilizou-se o método de reamostragem estatística proposto por Croley (1996), o qual utiliza previsões categorizadas probabilísticas de uma variável hidrometeorológica para inferir a probabilidade de ocorrência de outra variável derivada da primeira. Ou seja, nesta tese utiliza-se a informação da previsão probabilística da precipitação para geração de uma série sintética, também de precipitação, com duração de 1.000 anos.

Esta série sintética é obtida repetindo-se os registros da série histórica de precipitação de tal modo que a série sintética obedeça às probabilidades de ocorrência estabelecidas na previsão. Assim, os registros pertencentes às categorias que tiveram maior probabilidade na previsão estarão presentes, na série sintética, em maior número que os registros pertencentes às categorias com menor probabilidade de ocorrência prevista (GALVÃO, 1999).

Em lugar de um modelo chuva-vazão, o valor previsto para a vazão excedente em função da vazão prevista foi obtido da seguinte forma: toma-se a precipitação mensal prevista pela média aritmética da precipitação do referido mês de todos os anos da série sintética originada; divide-se esta precipitação mensal prevista pela precipitação mensal média histórica originando um coeficiente de afluência; multiplica-se o coeficiente de afluência mensal pela vazão mensal média histórica em cada ponto de referência para estimativa da vazão mensal prevista.

3.2.2 Módulo do balanço hídrico integrado

Na propagação da vazão é considerado o balanço hídrico quantitativo integrado da bacia, ou seja, as alocações de água realizadas para usuários a montante contribuem diminuindo o volume disponível para os usuários de jusante e vice-versa. Na modelagem qualitativa, como os usuários de lançamento estão concentrados em um único trecho, não foi realizado o cálculo da propagação e autodepuração das cargas ao longo da bacia, sendo apenas analisado o trecho receptor do lançamento.

Contudo, a dependência temporal das cargas lançadas foi considerada, ou seja, no primeiro intervalo de operação (primeiro mês) considerou-se uma carga inicial do trecho receptor resultante da concentração natural de 1,0 mg/l de DBO₅ na totalidade da vazão

disponível, mas, nos demais intervalos, o valor da concentração inicial foi tomado como a concentração resultante do mês anterior.

A concentração resultante no trecho receptor é obtida através da Equação 11, derivada do balanço de massas, considerando mistura instantânea e completa, em cada mês.

$$C_{res,m} = \frac{\sum_{u=1}^{nuL} (W_{u,m}) + W_{tr,m}}{V_{disptr_m}} \quad \text{Equação 11}$$

Onde:

$C_{res,m}$ é a concentração de DBO₅ resultante no trecho receptor para o mês m [mg/l];

nuL é a quantidade de usuários de lançamento de efluentes;

$W_{u,m}$ é a carga de DBO₅ lançada pelo usuário u, no mês m, em função do seu volume alocado e da sua concentração [mg/mês];

$W_{tr,m}$ é a carga inicial de DBO₅ do trecho receptor no mês m, [mg/mês];

V_{disptr_m} é o volume disponível para alocação no trecho receptor para o mês m [l/mês].

No reservatório, foi aplicado um modelo simplificado de operação, considerando como aporte as vazões remanescentes dos trechos a montante e a precipitação prevista; e, como retiradas, a evaporação, a vazão outorgável do reservatório e o volume extravasado, quando ocorre. Ademais, considera-se ainda que uma vez que o alarme de nível do reservatório é atingido (40% do nível máximo), o volume liberado pelo reservatório é reduzido pela metade, ou seja, os usuários já outorgados ou a vazão ecológica à jusante ficarão comprometidos.

Não foram utilizados modelos de qualidade da água do reservatório nem de interação com o fluxo subterrâneo; e, para a vazão ecológica, foram adotados valores fixos para cada ponto de referência.

3.3 Planejamento dos experimentos

Os experimentos conduzidos na bacia do rio Gramame devem aferir a capacidade do método evolucionário multiobjetivo na alocação da vazão excedente da bacia hidrográfica, e também a sua utilidade para o caso de racionamento em períodos severos de escassez.

Dessa forma, foram definidas duas categorias de experimentos: os com previsão de um ano chuvoso, com alocação da vazão excedente; e, os com previsão de um ano seco, com alocação do racionamento. Em cada categoria a metodologia foi avaliada em cenários denominados padrão, com valores característicos de vazão ecológica e de concentração admissível de DBO₅. Para a vazão ecológica foi utilizado o valor equivalente a 10% da vazão de referência, ou seja, variável trecho a trecho. Para a concentração admissível de DBO₅ foi utilizado o valor de 10 mg/l, que é o valor máximo admissível para cursos d'água com classe de enquadramento 3, como é o caso do trecho do rio Mumbaba na proximidade da sua foz (Figura 13), trecho do ponto de referência 3.

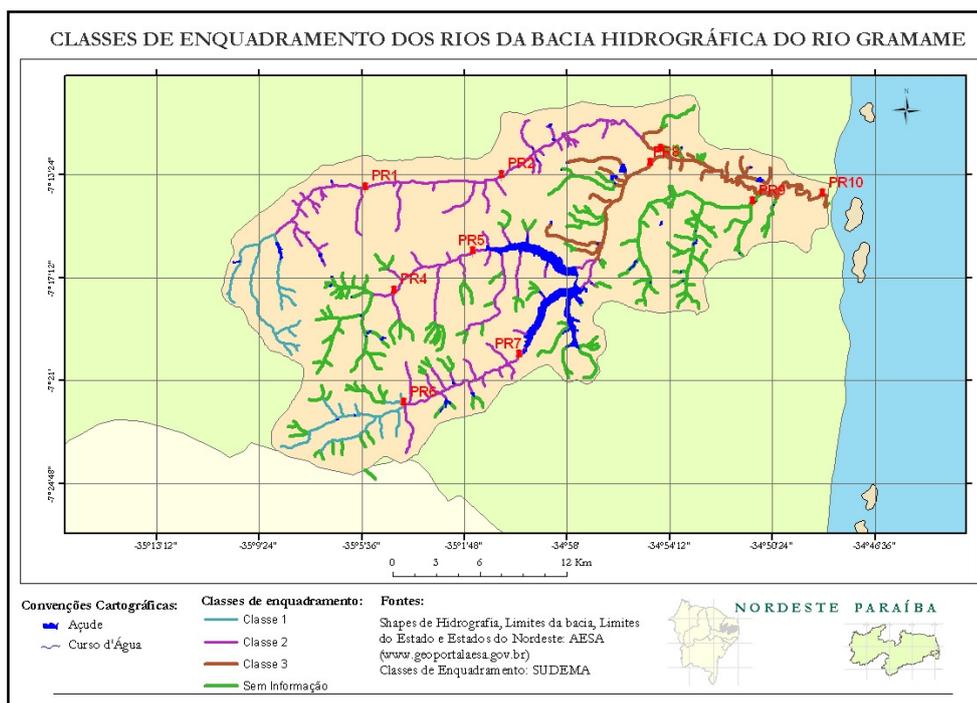


Figura 13 – Classes de enquadramento dos rios da bacia hidrográfica do rio Gramame.

Também foram testados cenários alternativos caracterizados por impor uma penalização ambiental. Em alguns destes cenários foram adotados, para a vazão ecológica, valores fixos em todos os trechos, iguais a 10 l/s, e, em outros, foi adotado, para a concentração admissível de DBO₅ no trecho do ponto de referência 3, o valor de 50 mg/l. Esses valores extremos de

vazão ecológica e concentração admissível, correspondentes a alternativas não sustentáveis do ponto de vista ambiental, foram analisados para testar a hipótese de que um sistema otimizado pode trazer benefícios que dispensam decisões insustentáveis ambientalmente. A Tabela 12 apresenta a descrição de cada cenário, nas duas categorias de experimentos.

Tabela 12 – Descrição dos cenários dos experimentos.

Categoria	Cenário	Descrição
Alocação da vazão excedente	1	Cenário com previsão de ano chuvoso e valores padrão para vazão ecológica e concentração admissível de DBO ₅
	2	Cenário com previsão de ano chuvoso, valores padrão para a vazão ecológica e elevação da concentração admissível de DBO ₅
	3	Cenário com previsão de ano chuvoso, diminuição dos valores da vazão ecológica e valores padrão da concentração admissível de DBO ₅
Alocação do racionamento	4	Cenário com previsão de ano seco e valores padrão para vazão ecológica e concentração admissível de DBO ₅
	5	Cenário com previsão de ano seco, valores padrão para a vazão ecológica e elevação da concentração admissível de DBO ₅
	6	Cenário com previsão de ano seco, diminuição dos valores da vazão ecológica e valores padrão da concentração admissível de DBO ₅

Os cenários de alocação da vazão excedente apresentam, em comum, o volume inicial do reservatório igual a 80% do volume útil e probabilidades de precipitação de $P_s=0,1$; $P_n=0,1$; $P_{ch}=0,8$, onde P_s , P_n e P_{ch} representam a probabilidade de a precipitação no ano em análise ser equivalente a um ano seco, normal ou chuvoso, respectivamente. Além disso, assumem-se, como vazão adicional requerida para cada usuário, os valores estimados anteriormente declinados na seção 4.3.1 e apresentados na Tabela 6.

Estes dados de vazão e concentração relativos ao Cenário 1 estão apresentados na Tabela 13. No Cenário 2, a concentração admissível de DBO₅ foi elevada a 50 mg/l, mantidos inalterados os demais valores da Tabela 13. Já no Cenário 3, a concentração admissível de DBO₅ retorna ao valor padrão de 10 mg/l, mas a vazão ecológica é tomada como um valor constante, em todos os pontos de referência, igual a 10 l/s.

Os cenários de alocação do racionamento apresentam, em comum, o volume inicial do reservatório igual a 50% do volume útil e probabilidades de precipitação de $P_s=0,8$; $P_n=0,1$; $P_{ch}=0,1$. Contudo, nos cenários desta categoria, para que fosse possível representar o racionamento, adotou-se para cada ponto de referência um valor outorgado igual a zero, e consideraram-se os valores outorgados atualmente segundo os dados da AESA (Tabela 3) como valores requeridos, sendo estes valores distribuídos entre os usuários de cada ponto de

referência de modo proporcional à sua vazão média requerida apresentadas na Tabela 6 (usuários mantêm-se com mesma proporção de vazão requerida, por trecho, nas duas categorias).

Tabela 13 – Vazões características e concentração admissível de DBO₅ do Cenário 1.

Ponto de Referência	Concentração admissível de DBO ₅ (mg/l)	Vazão (l/s)			Requerida
		Outorgável	Outorgada	Ecológica	
PR1	10	135,00	6,00	15,00	Conforme Tabela 6
PR2	10	225,00	97,70	25,00	
PR3	10	522,00	522,00	58,00	
PR4	10	135,00	8,22	15,00	
PR5	10	387,00	387,00	43,00	
PR6	10	49,50	49,50	5,50	
PR7	10	270,00	270,00	30,00	
PR8	10	2817,00	2668,06	313,00	
PR9	10	225,00	225,00	25,00	
PR10	10	3564,00	3564,00	396,00	

Dessa forma, quando a solução de otimização atender aos valores requeridos pelos usuários, considera-se que não há quota de racionamento para aqueles usuários; no entanto, quando a solução de alocação resultar em um valor inferior ao valor requerido, é possível definir, pela diferença, a quota de racionamento devida ao usuário.

A Tabela 14 apresenta a vazão adicional requerida para cada usuário participante do processo de alocação nos cenários de racionamento, na qual, diferentemente do que ocorre na Tabela 6, verifica-se uma demanda constante em todos os meses do ano, pois representa a demanda atual de outorga, que é constante. A Tabela 15 apresenta as vazões características e concentração admissível de DBO₅ do Cenário 4, cenário de racionamento com valores padrão de concentração admissível de DBO₅ e vazão ecológica.

Da mesma forma que a ocorrida no Cenário 2 na alocação da vazão excedente, no Cenário 5 da alocação do racionamento, a concentração admissível de DBO₅ foi elevada a 50 mg/l, mantidos inalterados os demais valores da Tabela 15. Já no Cenário 6, a concentração admissível de DBO₅ retorna ao valor padrão de 10 mg/l, mas a vazão ecológica é tomada como um valor constante, em todos os pontos de referência, igual a 10 l/s.

Tabela 14 – Vazões requeridas pelos usuários participantes do processo de alocação nos cenários de racionamento.

PR	Usuário	Proporção	Vazão requerida (l/s)	Vazão requerida total (l/s)	Vazão requerida total acumulada (l/s)
PR1	U1	7%	0,44	6,00	6,00
	U2	22%	1,30		
	U3	15%	0,89		
	U4	39%	2,33		
	U5	13%	0,78		
	U6	4%	0,26		
PR2	U7	100%	91,67	91,7	97,67
PR3	U8	2%	27,48	1768,07	1865,74
	U9	2%	27,36		
	U10	2%	29,46		
	U11	26%	451,01		
	U12	6%	105,24		
	U13	64%	1127,53		
PR4	U14	1%	8,22	8,2	8,2
PR5	U15	42%	190,62	457,55	465,77
	U16	58%	266,93		
PR6	U17	58%	51,48	89,22	89,22
	U18	28%	25,17		
	U19	14%	12,57		
PR7	U20	59%	630,12	1071,51	1160,73
	U21	41%	441,39		
PR8	U22	1%	2668,06	2668,1	2668,1
PR9	U23	8%	31,91	382,14	382,14
	U24	10%	38,11		
	U25	14%	53,29		
	U26	14%	53,29		
	U27	54%	205,55		
PR10	U28	1%	10,83	10,8	4915,93

Tabela 15 – Vazões características e concentração admissível de DBO₅ do Cenário 4.

Ponto de Referência	Concentração admissível de DBO ₅ (mg/l)	Vazão (l/s)			
		Outorgável	Outorgada	Ecológica	Requerida
PR1	10	135,00	0,0	15,00	Conforme Tabela 14.
PR2	10	225,00	0,0	37,53	
PR3	10	495,00	0,0	55,00	
PR4	10	135,00	0,0	15,00	
PR5	10	288,00	0,0	32,00	
PR6	10	49,50	0,0	5,50	
PR7	10	270,00	0,0	30,00	
PR8	10	2817,00	0,0	110,00	
PR9	10	243,00	0,0	27,00	
PR10	10	3564,00	0,0	396,00	

A Tabela 16 resume todas estas características definidas para cada cenário de experimentos.

Tabela 16 – Características dos cenários dos experimentos.

Categoria	Cenário	Volume inicial do reservatório	Previsão de precipitação	Vazão requerida	Vazão ecológica	Concentração admissível de DBO ₅
Alocação da vazão excedente	1	80% do volume útil	Ps=0,1; Pn=0,1; Pch=0,8	Conforme Tabela 6	0,1.Q90	10 mg/l
	2				0,1.Q90	50 mg/l
	3				10 l/s	10 mg/l
Alocação do racionamento	4	50% do volume útil	Ps=0,8; Pn=0,1; Pch=0,1	Conforme Tabela 14	0,1.Q90	10 mg/l
	5				0,1.Q90	50 mg/l
	6				10 l/s	10 mg/l

Em todos os cenários, os parâmetros do algoritmo evolucionário foram mantidos constantes, e foram definidos com base em valores usuais encontrados na literatura.

- População: 200;
- População externa: 100;
- Porcentagem de indivíduos reproduzidos por *Crossover* Média: 40%;
- Porcentagem de indivíduos reproduzidos por *Crossover* Média Direcionado: 40%;
- Porcentagem de indivíduos reproduzidos por *Mutação* Direcionada: 20%;

- Probabilidade da Mutação Uniforme: 30%;
- Probabilidade da Mutação Direcionada: 30%;
- Probabilidade do *Crossover*: 80%;
- Número de gerações: 300.

Para análise da eficiência do algoritmo evolucionário foi executada, previamente, uma enumeração semi-exaustiva nos cenários, ou seja, foram calculadas e dispostas no espaço de busca as funções objetivo de 10.000 soluções geradas aleatoriamente. Dessa forma, mesmo não abrangendo a totalidade das soluções possíveis para o problema, o que caracterizaria a enumeração como exaustiva, é possível se ter uma ideia da forma e posição da Fronteira de Pareto em cada cenário, permitindo, então, uma análise da proximidade das soluções geradas pelo algoritmo evolucionário com esta fronteira.

Adicionalmente, foi gerada uma solução de referência para cada cenário alocando a vazão disponível entre os usuários da seguinte forma: nos meses em que a vazão disponível em cada trecho é superior à requerida, a vazão alocada é a requerida; nos meses em que a vazão disponível em cada trecho é inferior à requerida, a vazão alocada é definida através da imposição de uma redução percentual na vazão requerida na mesma proporção da redução necessária para que o montante alocado se torne igual ao disponível. Como se vê, esta solução de referência é monocritério, e considera apenas a equidade na distribuição de um montante disponível de vazão entre os usuários daquele trecho, desconsiderando a ocorrência de alarmes nesta distribuição. Logo, ao final da otimização de cada cenário pode-se comparar a solução obtida considerando múltiplos objetivos e o conceito de viabilidade com esta solução de referência.

Após cada otimização ainda é verificada a robustez da solução otimizada escolhida frente a mudanças nos valores médios históricos das variáveis hidrológicas da bacia hidrográfica. Para esta avaliação, a solução de alocação otimizada foi simulada nas mesmas condições dos respectivos cenários, mas, com as seguintes alterações nas variáveis hidrológicas: valores de evapotranspiração média mensal tomados com um incremento de 30% nos valores médios dados da Tabela 8; e valores de vazão média mensal histórica em cada ponto de referência tomados como 80% do valor apresentado na Tabela 7.

3.4 Apresentação e discussão dos resultados

3.4.1 Previsão de ano chuvoso – Alocação da vazão excedente

3.4.1.1 Cenário de concentração admissível de DBO_5 e vazão ecológica padrão (Cenário 1)

Os resultados da enumeração semi-exaustiva para a previsão de ano chuvoso no cenário de alocação da vazão excedente indicam um espaço de busca composto por 97,66% de soluções inviáveis, com valores da função objetivo 1 variando de 0,22 a 0,33, para as soluções viáveis, e de 0,19 a 0,35 para as inviáveis. Já a função objetivo 2, variou de 1,1 a 1,68 nas soluções viáveis e de 0,09 a 1,59 nas inviáveis. Ou seja, com exceção do valor extremo máximo da função objetivo 2, todos os outros valores extremos foram encontrados em indivíduos inviáveis, o que indica que, boa parte destes indivíduos inviáveis dominam os indivíduos viáveis. A Figura 14 mostra a distribuição espacial destas soluções, onde se observa que as soluções viáveis estão concentradas em região com valores de função objetivo 2 maiores do que 1, ou seja, cuja concentrações resultantes no corpo receptor estão abaixo da máxima permitida.

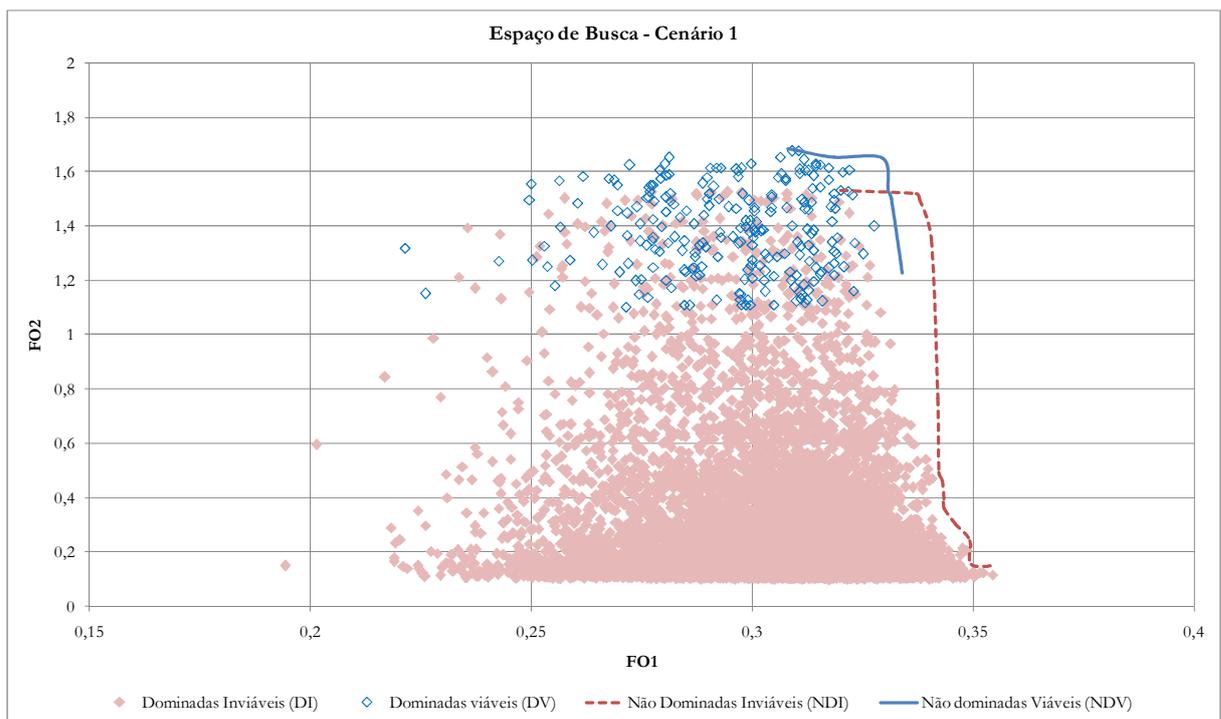


Figura 14 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 1.

A solução de referência obtida para este cenário atendeu, em média, 60,7% da vazão adicional requerida por cada usuário, sendo que os usuários dos pontos de referência 1, 2 e 4 foram os únicos que obtiveram 100% da sua demanda atendida, e os usuários dos pontos de referência 5 e 10 tiveram restrição da demanda apenas no mês de dezembro (Tabela 16).

Tabela 16 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução de referência do Cenário 1.

		% Demanda adicional atendida												
PR		jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U2	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U3	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U4									✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U5									✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U6									✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR2	U7	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR3	U8	⚠ 2,6	⚠ 24,0							✓ 100,0	✗ 0,0	⚠ 0,3	✗ 0,0	21,2
	U9	⚠ 2,6	⚠ 24,0							✓ 100,0	✗ 0,0	⚠ 0,3	✗ 0,0	21,2
	U10	⚠ 2,6	⚠ 24,0							✓ 100,0	✗ 0,0	⚠ 0,3	✗ 0,0	21,2
	U11	⚠ 2,6	⚠ 24,0							✓ 100,0	✗ 0,0	⚠ 0,3	✗ 0,0	21,2
	U12	⚠ 2,6	⚠ 24,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✗ 0,0	⚠ 0,3	✗ 0,0	60,6
	U13	⚠ 2,6	⚠ 24,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✗ 0,0	⚠ 0,3	✗ 0,0	60,6
PR4	U14	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR5	U15	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 54,2	92,4
	U16	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 54,2	92,4
PR6	U17	⚠ 14,7	✓ 100,0							✓ 100,0	⚠ 36,5	⚠ 44,8	✗ 0,0	49,3
	U18									✓ 100,0	⚠ 36,5	⚠ 44,7	✗ 0,0	45,3
	U19									✓ 100,0	⚠ 36,5	⚠ 44,7	✗ 0,0	45,3
PR7	U20	⚠ 6,0	⚠ 31,7							✓ 100,0	⚠ 8,7	⚠ 13,6	✗ 0,0	26,7
	U21	⚠ 6,0	⚠ 31,7	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 8,7	⚠ 13,6	✗ 0,0	63,3
PR8	U22	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 60,8	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	21,7
PR9	U23	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
	U24	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
	U25	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
	U26	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
	U27	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
PR10	U28	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	91,7
Total Médio													60,7	

Embora tenha apresentado um bom atendimento à demanda requerida, a concentração resultante no corpo receptor resultou muito elevada, o que já era esperado, já que esta solução considera apenas critérios equitativos de distribuição da vazão disponível. A Tabela 17 apresenta a concentração resultante no ponto de referência 3, onde se observa que, desde o mês de janeiro, a concentração já se apresenta acima do valor máximo permitido para o Cenário 1 (10 mg/l).

Tabela 17 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução de referência do Cenário 1.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
52,63	78,45	88,53	92,27	94,39	96,04	97,26	99	101,17	101,17	102,72	102,72

Logo, a solução de referência é uma solução inviável, pois apresenta um alarme de alta severidade com ponto de falha igual a 1. Os valores das funções objetivo são de 0,36 e 0,11, respectivamente, para as funções objetivo 1 e 2.

Ao executar a otimização deste cenário, verificou-se que, ao final das 300 gerações, o algoritmo multiobjetivo convergiu para uma única solução otimizada, a qual não apresenta qualquer alarme e situa-se próximo à Fronteira de Pareto de soluções NDV previamente encontrada, dominando-a, ao passo em que a solução de referência, inviável, situa-se próxima à parte inferior da Fronteira de Pareto de soluções NDI, dominando-a. Ambas as soluções otimizadas e de referência estão apresentadas na Figura 15.

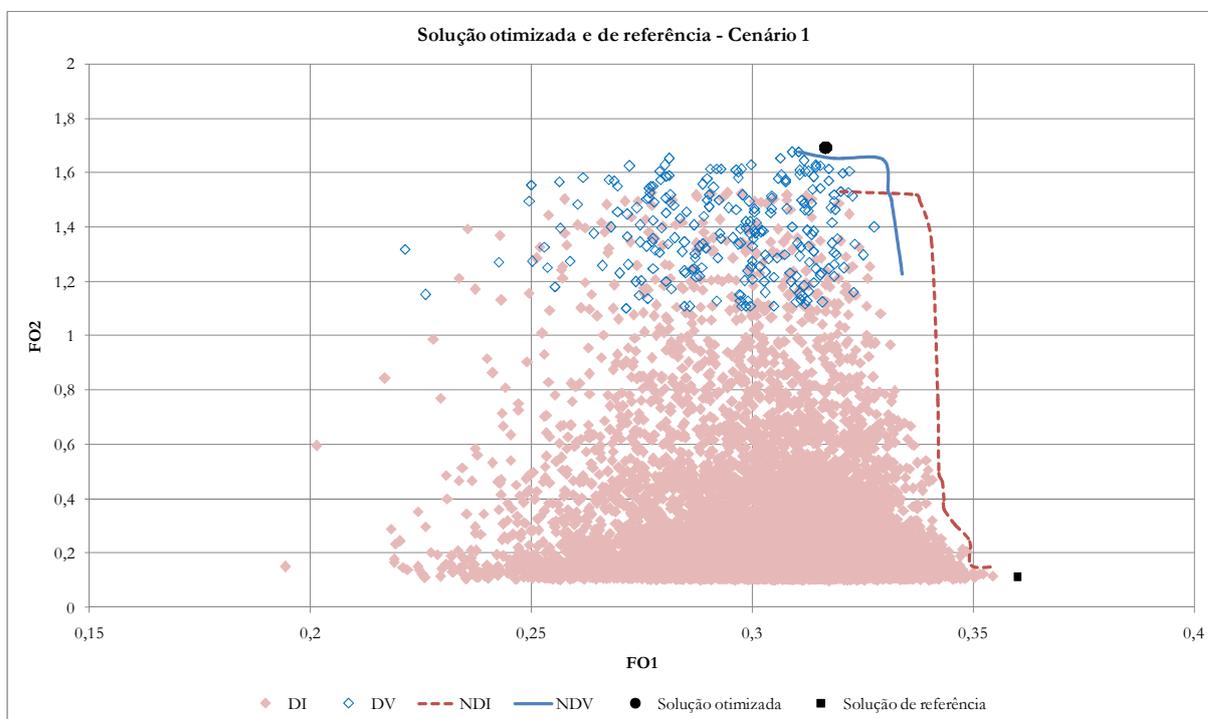


Figura 15 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 1.

A Figura 16 apresenta a evolução do algoritmo multiobjetivo ao longo das gerações, com apresentação da solução otimizada de melhor aptidão nas gerações 1, 50, 100, 150, 200, 250 e 300. Observa-se que o algoritmo migra da geração 1, com uma solução viável imersa em uma região que contém soluções viáveis e inviáveis, rapidamente para uma região formada exclusivamente por soluções viáveis (em torno da geração 50), a partir da qual, as melhores soluções otimizadas oscilam em torno da Fronteira de Pareto de soluções viáveis (NDV). Essa evolução evidencia a importância da consideração simultânea da viabilidade em conjunto com a dominância de Pareto, pois, em lugar de migrar para a região viável, o algoritmo poderia migrar em direção das inviáveis, as quais também apresentam soluções não dominadas.

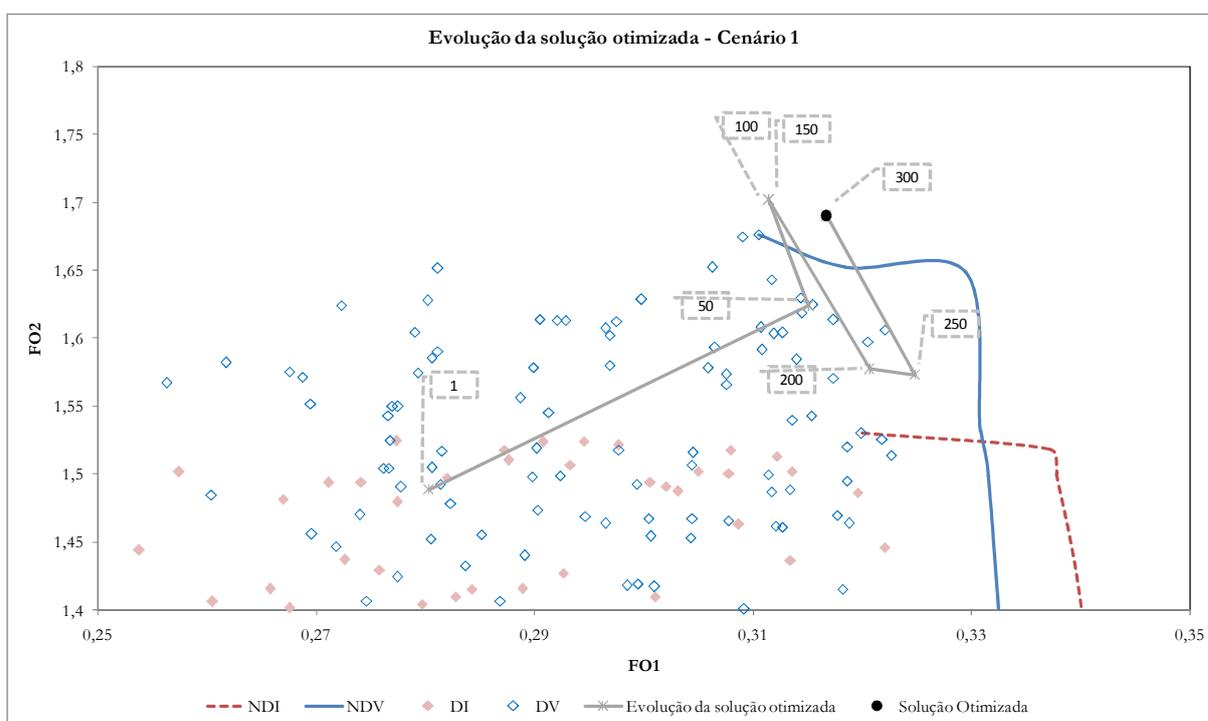


Figura 16 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 1 (da geração 1 à geração 300).

A solução otimizada obtida ao final das 300 gerações atende, em média, a 46,9% da demanda adicional requerida (Tabela 18), o que, embora seja inferior ao valor obtido pela solução de referência, é compensado pelos valores resultantes da concentração do trecho do ponto de referência 3, a qual permanece, em todos os meses, abaixo da concentração máxima permitida (Tabela 19).

Tabela 18 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução otimizada do Cenário 1.

% Demanda adicional atendida														
PR		jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	✓ 100,0	⚠ 95,4							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	99,2
	U2	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U3	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U4									✓ 100,0	⚠ 19,5	⚠ 32,6	⚠ 25,8	44,5
	U5									✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 92,4	✓ 100,0	98,1
	U6									✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR2	U7	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR3	U8	⚠ 0,9	⚠ 13,1							⚠ 1,6	✗ 0,0	⚠ 0,0	✗ 0,0	2,6
	U9	⚠ 0,9	⚠ 3,3							⚠ 27,2	✗ 0,0	⚠ 0,1	✗ 0,0	5,2
	U10	⚠ 0,7	⚠ 3,4							⚠ 21,2	✗ 0,0	⚠ 0,1	✗ 0,0	4,3
	U11	⚠ 0,1	⚠ 0,4							⚠ 1,1	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	0,3
	U12	⚠ 0,4	⚠ 3,0	⚠ 6,0	⚠ 17,8	⚠ 19,1	⚠ 16,6	⚠ 37,9	⚠ 24,7	⚠ 7,6	✗ 0,0	⚠ 0,0	✗ 0,0	11,1
	U13	⚠ 0,0	⚠ 0,3	⚠ 0,9	⚠ 0,3	⚠ 0,6	⚠ 0,1	⚠ 0,8	⚠ 0,2	⚠ 0,7	✗ 0,0	⚠ 0,0	✗ 0,0	0,3
	U14	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR5	U15	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 50,5	91,8
	U16	⚠ 83,9	✓ 100,0							✓ 100,0	⚠ 54,7	✓ 100,0	⚠ 31,5	78,3
PR6	U17	⚠ 1,6	⚠ 33,9							✓ 100,0	⚠ 26,3	⚠ 29,9	✗ 0,0	31,9
	U18									✓ 100,0	⚠ 47,0	⚠ 5,0	✗ 0,0	38,0
	U19									✓ 100,0	⚠ 29,7	⚠ 23,6	✗ 0,0	38,3
PR7	U20	⚠ 0,1	⚠ 22,9							✓ 100,0	⚠ 1,6	⚠ 5,1	✗ 0,0	21,6
	U21	⚠ 9,9	⚠ 16,0	⚠ 96,2	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 48,6	✓ 100,0	⚠ 11,9	⚠ 6,2	⚠ 15,6	✗ 0,0	50,4
PR8	U22	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✓ 100,0	⚠ 41,6	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	11,8
PR9	U23	✗ 0,0	⚠ 4,7							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	17,4
	U24	✗ 0,0	⚠ 23,1							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	20,5
	U25	✗ 0,0	⚠ 37,8							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	23,0
	U26	✗ 0,0	⚠ 39,3							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	23,2
	U27	✗ 0,0	⚠ 10,2							⚠ 42,5	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	8,8
PR10	U28	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 99,7	✓ 100,0	✗ 0,0	91,6
Total Médio														46,9

Tabela 19 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 1.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
2,39	3,83	4,79	5,54	6,16	6,58	7,51	8,54	9,22	9,22	9,51	9,51

Logo, está claro que a otimização buscou diminuir a vazão alocada aos usuários, principalmente os usuários de captação, nos meses de março a setembro, onde se verifica uma aparente vazão disponível; e, os usuários do ponto de referência 3, com vistas a diminuir a carga lançada neste trecho e tornar a solução viável do ponto de vista qualitativo. Isso fica evidente também nos valores das funções objetivo, que são de 0,31 para a função objetivo 1 e de 1,69 para a função objetivo 2, demonstrando-se, com isto, que, em relação à solução de referência, a função objetivo 2 aumentou significativamente (em torno de 1400%) com um decréscimo de apenas 12% da função objetivo 1.

3.4.1.2 Cenário com elevação da concentração de DBO_5 admissível (Cenário 2)

Os resultados da enumeração semi-exaustiva para a previsão de ano chuvoso no cenário de alocação da vazão excedente com uma concentração admissível de 50 mg/l indicam um espaço de busca composto por 83,5% de soluções inviáveis, logo, a quantidade de soluções viáveis aumenta consideravelmente em relação ao mesmo cenário com uma concentração admissível de 10 mg/l (Cenário 1).

Os valores da função objetivo 1 variam de 0,17 a 0,34, para as soluções viáveis, e de 0,19 a 0,36 para as inviáveis. Por outro lado, a função objetivo 2, varia de 1,02 a 1,73 nas soluções viáveis, e de 0,49 a 1,60, nas inviáveis. Ou seja, em relação ao cenário 1, observa-se um aumento na amplitude da função objetivo 2 no grupo dos viáveis e uma diminuição nesta amplitude no grupo dos inviáveis, pois, ao elevar o valor admissível da concentração, conseqüentemente eleva-se o valor da função objetivo 2, por ficar mais fácil o alcance da meta.

Verificou-se ainda que no Cenário 2, ao contrário do que ocorreu no Cenário 1, com exceção do valor extremo máximo da função objetivo 2, todos os outros valores extremos foram encontrados em indivíduos viáveis, o que indica que boa parte destes indivíduos viáveis domina os indivíduos inviáveis, conforme verificado no espaço de busca apresentado na Figura 17.

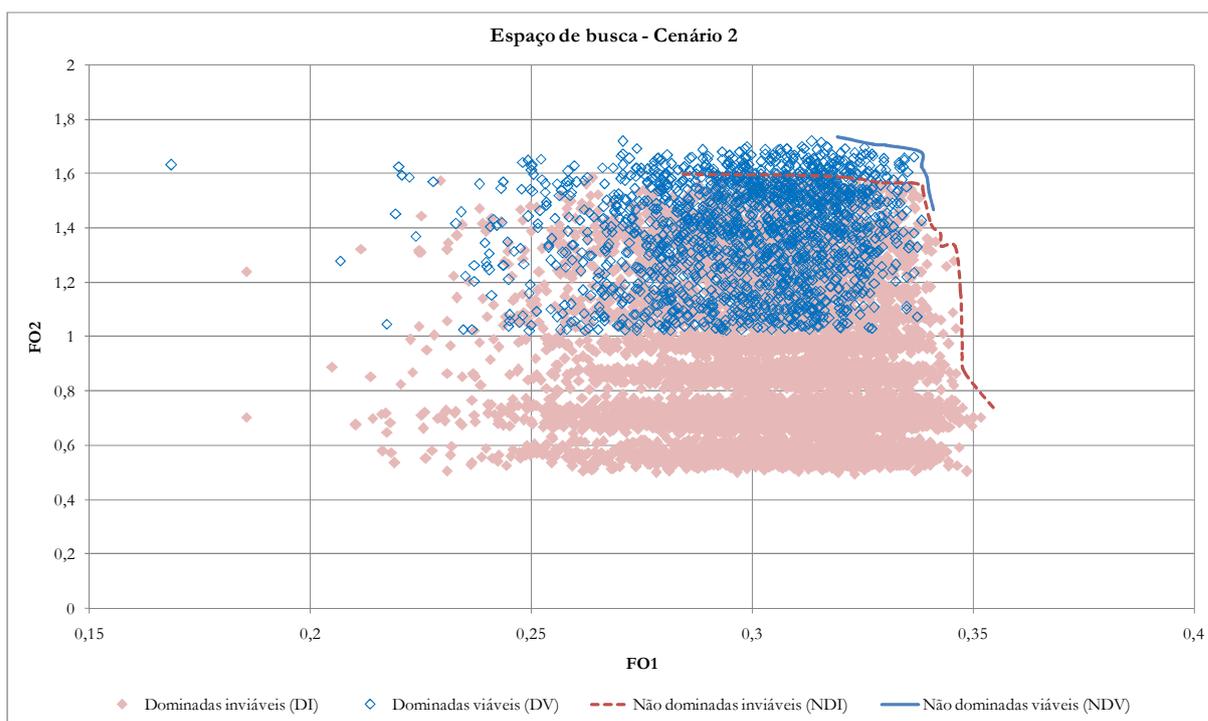


Figura 17 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 2.

A solução de referência obtida para este cenário é a mesma apresentada na Tabela 16, com atendimento de 60,7% da vazão adicional requerida, pois o cenário de previsão de vazão e as condições de vazão outorgada e ecológica são os mesmos. Também permanecem inalterados, em relação ao Cenário 1, os valores da concentração resultante de DBO_5 no ponto de referência 3 (Tabela 17) e o valor de 0,36 para a função objetivo 1, alterando apenas o valor da função objetivo 2, que irá a 0,56.

Ao executar a otimização deste cenário, verificou-se que, ao final das 300 gerações, o algoritmo multiobjetivo resultou em uma população composta exclusivamente de soluções viáveis, no entanto, preenchida por apenas duas soluções diferentes replicadas. Comportamento próximo do que ocorreu no Cenário 1, no qual apenas uma solução preencheu toda a população de resultados.

As duas soluções otimizadas são viáveis e situam-se próximo à Fronteira de Pareto com soluções NDV previamente encontrada, dominando-a, ao passo que a solução de referência, inviável, situa-se próximo à parte inferior da Fronteira de Pareto de soluções NDI (Figura 18).

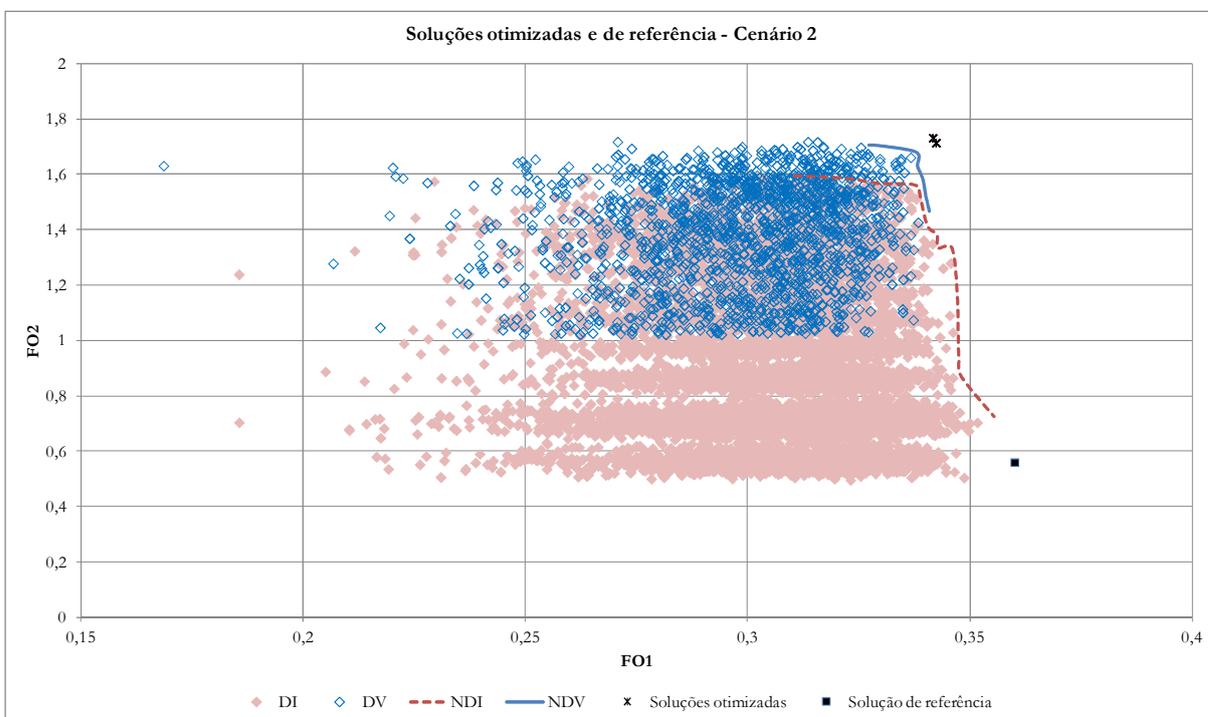


Figura 18 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 2.

A Figura 19 apresenta a evolução do algoritmo multiobjetivo ao longo das gerações, com apresentação da solução otimizada de melhor aptidão nas gerações 1, 50, 100, 150, 200, 250 e 300. Observa-se que desde a primeira geração, quando o algoritmo já escolhe dentre a sua população de soluções uma viável como de melhor aptidão, o algoritmo não encontra dificuldade em avançar rápida e progressivamente em direção à Fronteira de Pareto de soluções viáveis (NDV) e ultrapassá-la.

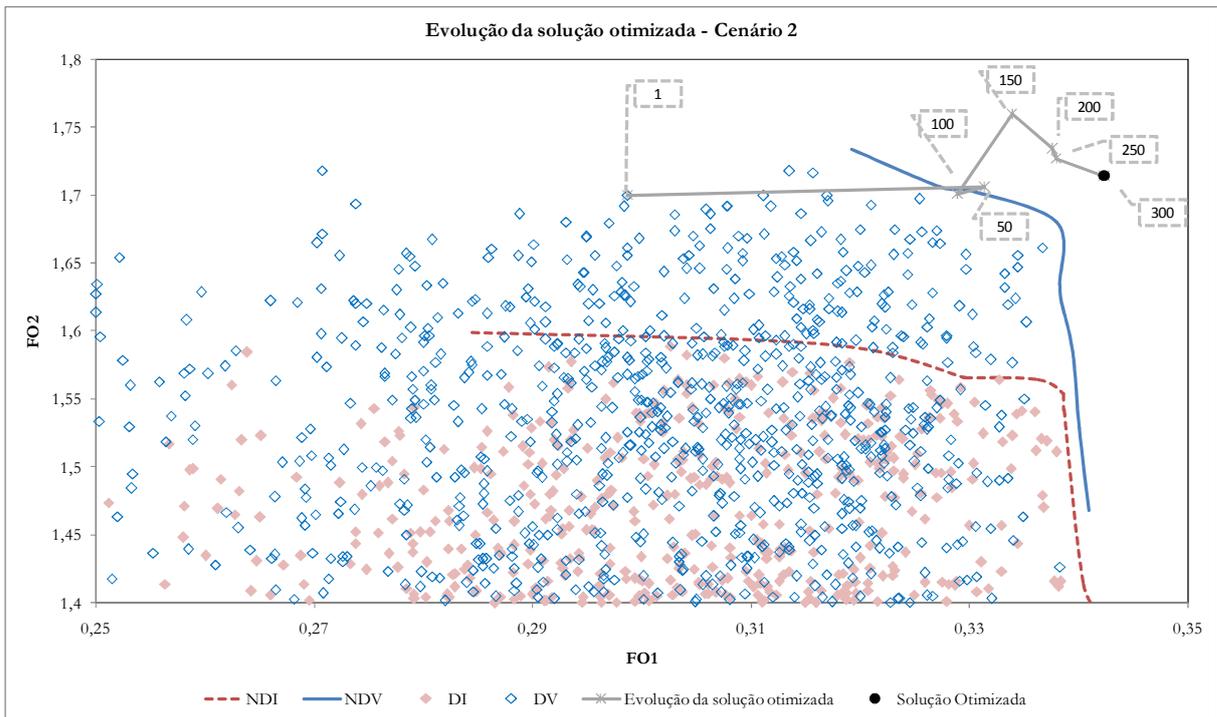


Figura 19 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 2 (da geração 1 à geração 300).

A solução otimizada obtida ao final das 300 gerações atende, em média, a 54,7% da demanda adicional requerida (Tabela 20), valor superior à solução otimizada para o cenário com concentração admissível de 10 mg/l. Contudo, essa maior alocação de vazão implica em uma maior concentração no trecho do ponto de referência 3, cujo valor máximo passa de 9,51 para 48,39 mg/l (Tabela 21).

Em relação à solução de referência, da mesma forma como ocorreu no Cenário 1, a solução otimizada apresenta um melhor valor da função objetivo 2, em detrimento da função objetivo 1: acréscimo de 205 % na função objetivo 2 com decréscimo de 5% na função objetivo 1.

Tabela 20 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução otimizada do Cenário 2.

% Demanda adicional atendida														
PR		jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	⚠ 62,4	✅ 100,0							✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	93,7
	U2	⚠ 97,5	✅ 100,0							✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	99,6
	U3	✅ 100,0	✅ 100,0							✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	100,0
	U4									✅ 100,0	✅ 100,0	⚠ 40,4	⚠ 58,3	74,7
	U5									✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	100,0
	U6									✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	100,0
PR2	U7	✅ 100,0	✅ 100,0							✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	100,0
PR3	U8	⚠ 0,5	⚠ 50,9							✅ 100,0	❌ 0,0	⚠ 1,4	❌ 0,0	25,5
	U9	⚠ 8,6	⚠ 38,1							✅ 100,0	❌ 0,0	⚠ 2,0	❌ 0,0	24,8
	U10	⚠ 4,4	⚠ 14,0							✅ 100,0	❌ 0,0	⚠ 2,7	❌ 0,0	20,2
	U11	⚠ 0,4	⚠ 0,9							⚠ 19,5	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	3,5
	U12	⚠ 3,1	⚠ 17,9	⚠ 69,9	⚠ 38,2	⚠ 87,6	⚠ 63,7	⚠ 87,7	✅ 100,0	⚠ 5,7	❌ 0,0	⚠ 1,2	❌ 0,0	39,6
	U13	⚠ 0,3	⚠ 1,6	⚠ 2,8	⚠ 0,4	⚠ 15,3	⚠ 9,0	⚠ 12,0	⚠ 2,4	⚠ 2,0	❌ 0,0	⚠ 0,1	❌ 0,0	3,8
PR4	U14	✅ 100,0	✅ 100,0							✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	⚠ 94,1	99,0
PR5	U15	⚠ 74,5	✅ 100,0							✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	⚠ 25,4	83,3
	U16	✅ 100,0	✅ 100,0							✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	⚠ 52,0	92,0
PR6	U17	⚠ 0,3	✅ 100,0							✅ 100,0	⚠ 20,3	⚠ 70,7	❌ 0,0	48,6
	U18									✅ 100,0	⚠ 4,7	⚠ 8,3	❌ 0,0	28,2
	U19									✅ 100,0	✅ 100,0	⚠ 66,2	❌ 0,0	66,6
PR7	U20	⚠ 0,1	⚠ 28,5							⚠ 41,1	⚠ 6,2	⚠ 8,2	❌ 0,0	14,0
	U21	⚠ 18,0	⚠ 31,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	⚠ 11,1	⚠ 16,9	❌ 0,0	64,8
PR8	U22	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	✅ 100,0	✅ 100,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	16,7
PR9	U23	❌ 0,0	✅ 100,0							✅ 100,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	33,3
	U24	❌ 0,0	✅ 100,0							✅ 100,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	33,3
	U25	❌ 0,0	⚠ 25,6							✅ 100,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	20,9
	U26	❌ 0,0	✅ 100,0							✅ 100,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	33,3
	U27	❌ 0,0	⚠ 35,0							✅ 100,0	❌ 0,0	❌ 0,0	❌ 0,0	22,5
PR10	U28	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	✅ 100,0	⚠ 76,2	✅ 100,0	❌ 0,0	89,7
Total Médio														54,7

Tabela 21 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 2.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
14,97	22,67	28,48	29,78	33,62	35,93	38,55	42,02	42,8	42,8	48,39	48,39

Pertinentemente ao cenário anterior, observa-se que a alternativa em se aumentar o valor da concentração máxima admissível de DBO₅ no trecho do ponto de referência 3 resultou em um espaço de busca com mais soluções viáveis, uma evolução mais rápida do algoritmo e melhores valores das funções objetivo da solução otimizada (0,34 e 1,71 contra 0,31 e 1,69) e melhor atendimento da demanda requerida (de 46,9% a 54,7%). Contudo, esta melhora nos valores das funções objetivo e na porcentagem de demanda atendida não é expressiva, ou seja, não se justifica a utilização de um valor insustentável para a concentração admissível do parâmetro escolhido.

3.4.1.3 Cenário com diminuição da vazão ecológica (Cenário 3)

Como alternativa ao aumento da concentração da DBO₅ admissível, no Cenário 3 ocorre a diminuição dos valores da vazão ecológica em cada ponto de referência. Os resultados da enumeração semi-exaustiva indicam um espaço de busca composto por 97,8% de soluções inviáveis, índice muito próximo ao encontrado no Cenário 1.

Além de não oferecer ganho significativo no número de soluções viáveis disponíveis no espaço de busca, os valores extremos das funções objetivo para as soluções viáveis (função objetivo 1 variando de 0,24 a 0,35 e função objetivo 2 variando de 1,10 a 1,68) e para as soluções inviáveis (função objetivo 1 variando de 0,21 a 0,38 e função objetivo 2 variando de 0,10 a 1,51) comportaram-se também de forma semelhante ao Cenário 1, ou seja, com exceção do valor extremo máximo da função objetivo 2, todos os outros valores extremos foram encontrados em indivíduos inviáveis, o que indica que, boa parte destes indivíduos inviáveis são não dominados pelos viáveis. Logo, está confirmado que em anos chuvosos a adoção de valores extremos, sejam mínimos (no caso da vazão ecológica) ou máximos (no caso da concentração admissível de DBO₅), é desnecessária já que, com os valores padrão, já é possível se obterem soluções tão boas quanto as obtidas nos cenários que impõem algum tipo de penalização ambiental.

A Figura 20 mostra a distribuição espacial de soluções no espaço de busca do Cenário 3, onde se observa que as soluções viáveis estão concentradas em região com valores de função objetivo 2 maiores do que 1, ou seja, cuja concentrações resultantes no corpo receptor estão abaixo da máxima permitida.

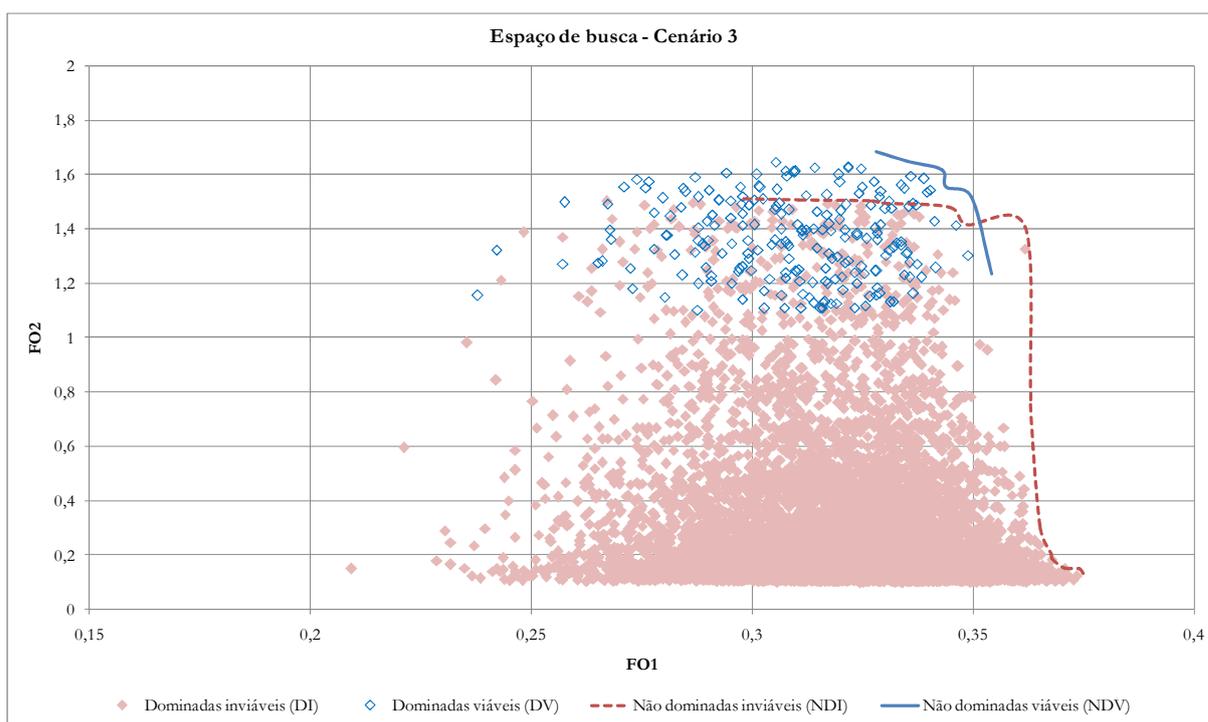


Figura 20 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 3.

Ao contrário do que ocorreu nos Cenários 1 e 2, neste Cenário 3 os valores alocados pela solução de referência são diferentes dos anteriores, posto que há uma menor previsão para a vazão ecológica, o que aumenta a disponibilidade de vazão excedente e resultou em um atendimento elevado da demanda adicional requerida, 61,9% em média (Tabela 22). Contudo, assim como ocorreu nos cenários anteriores, por não considerar critérios de qualidade da água, esta solução de referência apresenta valores de concentração resultantes muito superior ao valor máximo permitido (Tabela 23).

Os valores obtidos para as funções objetivo na solução de referência são de 0,38 para a função objetivo 1 e de 0,11 para a função objetivo 2, sendo portanto, muito próximo ao obtido na solução de referência do Cenário 1, com uma pequena melhora na função objetivo 1, devido à maior disponibilidade de vazão a alocar.

Tabela 22 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução de referência do Cenário 3.

% Demanda adicional atendida														
PR		jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U2	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U3	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U4									✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U5									✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U6									✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR2	U7	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR3	U8	⚠ 5,8	⚠ 27,2							✓ 100,0	⚠ 2,4	⚠ 3,5	✗ 0,0	23,1
	U9	⚠ 5,8	⚠ 27,2							✓ 100,0	⚠ 2,4	⚠ 3,5	✗ 0,0	23,2
	U10	⚠ 5,8	⚠ 27,2							✓ 100,0	⚠ 2,4	⚠ 3,5	✗ 0,0	23,1
	U11	⚠ 5,8	⚠ 27,2							✓ 100,0	⚠ 2,4	⚠ 3,5	✗ 0,0	23,1
	U12	⚠ 5,8	⚠ 27,2	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 2,4	⚠ 3,5	✗ 0,0	61,6
	U13	⚠ 5,8	⚠ 27,2	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 2,4	⚠ 3,5	✗ 0,0	61,6
PR4	U14	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR5	U15	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
	U16	✓ 100,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0
PR6	U17	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	⚠ 15,5	⚠ 32,2	✗ 0,0	41,3
	U18									✓ 100,0	⚠ 15,6	⚠ 32,2	✗ 0,0	36,9
	U19									✓ 100,0	⚠ 15,6	⚠ 32,2	✗ 0,0	36,9
PR7	U20	⚠ 7,9	⚠ 33,9							✓ 100,0	⚠ 10,2	⚠ 15,2	⚠ 1,1	28,0
	U21	⚠ 7,9	⚠ 33,9	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 10,2	⚠ 15,2	⚠ 1,1	64,0
PR8	U22	⚠ 34,7	⚠ 34,7	⚠ 34,7	⚠ 34,7	⚠ 34,7	⚠ 34,7	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 34,7	⚠ 34,7	⚠ 34,7	51,1
PR9	U23	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
	U24	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
	U25	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
	U26	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
	U27	✗ 0,0	✓ 100,0							✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3
PR10	U28	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	91,7
Total Médio													61,9	

Tabela 23 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução de referência do Cenário 3.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
52,63	78,45	88,3	92,05	94,18	95,86	97,09	98,85	101,02	102,65	103,46	103,46

Na otimização, assim como no Cenário 2, a população de soluções otimizadas também foi composta de apenas dois indivíduos viáveis, que foram replicados por toda a população, e estão situados próximos um ao outro, um dominando a Fronteira de Pareto de indivíduos viáveis (NDV) e o outro sendo dominada por ela. A solução de referência, inviável, situa-se próximo à parte inferior da Fronteira de Pareto de soluções inviáveis (NDI), conforme apresentado na Figura 21.

A Figura 22 apresenta a evolução do algoritmo multiobjetivo ao longo das gerações, com apresentação da solução otimizada de melhor aptidão nas gerações 1, 50, 100, 150, 200,

250 e 300. Observa-se que, desde a primeira geração, o algoritmo já migra para uma região de melhor viabilidade e avança progressivamente em direção à Fronteira de Pareto.

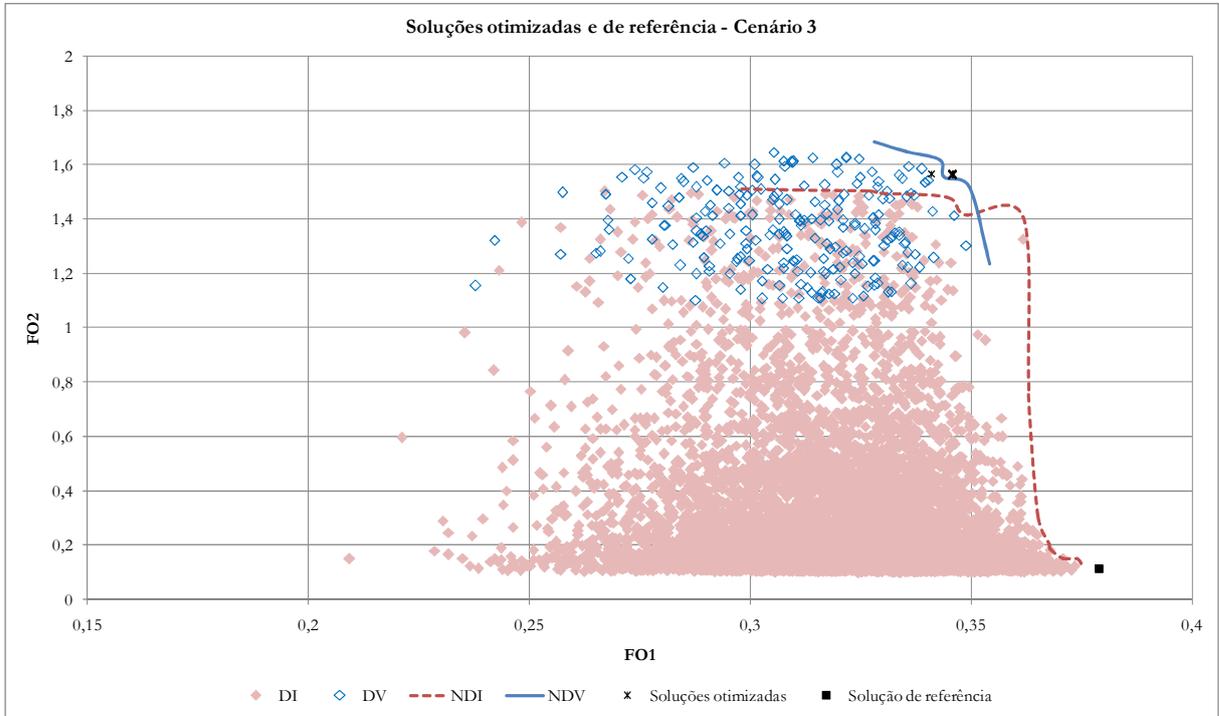


Figura 21 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 3.

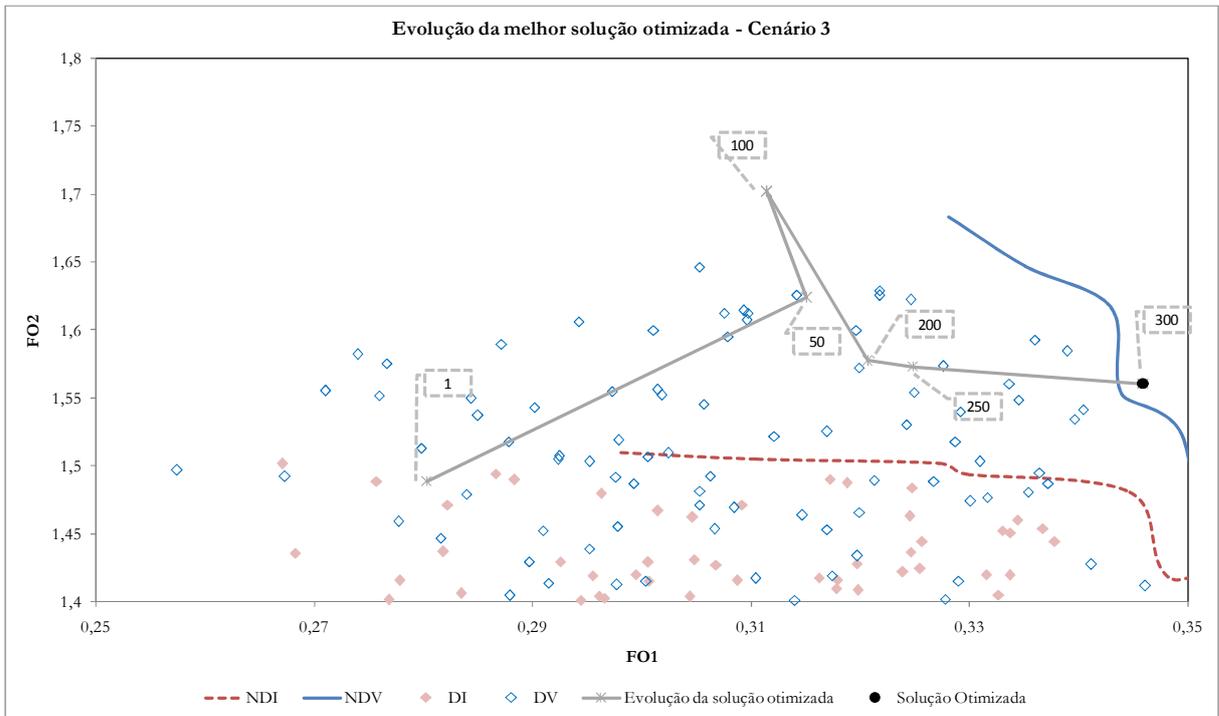


Figura 22 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 3 (da geração 1 à geração 300).

A solução otimizada obtida atende, em média, a 49,0% da demanda adicional requerida (Tabela 24), valor superior ao obtido pela solução otimizada no cenário com concentração admissível de 10 mg/l e inferior ao obtido pela solução otimizada no cenário com concentração admissível de 50 mg/l. Os valores de DBO₅ se mantiveram abaixo do máximo admissível para este cenário (10 mg/l), conforme observado na Tabela 25. A melhora nos valores das funções objetivo, em relação à solução de referência, foram da mesma ordem da observada no Cenário 2: acréscimo de 180% na função objetivo 2, com decréscimo de 5% na função objetivo 1, valores de 0,34 e 1,57.

Tabela 24 – Porcentagem da vazão adicional requerida atendida pela solução otimizada do Cenário 3.

% Demanda adicional atendida														
PR	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média	
PR1	U1	✓ 100,0	✓ 100,0						✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 76,2	✓ 100,0	96,0	
	U2	⚠ 98,3	✓ 100,0						✓ 100,0	⚠ 8,6	⚠ 87,5	✓ 100,0	82,4	
	U3	✓ 100,0	✓ 100,0						✓ 100,0	⚠ 40,1	✓ 100,0	⚠ 20,0	76,7	
	U4								✓ 100,0	⚠ 95,2	⚠ 11,6	✓ 100,0	76,7	
	U5								✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 65,4	✓ 100,0	91,4	
	U6								✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 87,5	⚠ 65,9	88,4	
PR2	U7	⚠ 99,6	✓ 100,0						✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	99,9	
PR3	U8	⚠ 0,5	⚠ 3,1						⚠ 21,7	⚠ 0,3	⚠ 0,5	✗ 0,0	4,3	
	U9	⚠ 0,3	⚠ 5,5						⚠ 13,4	⚠ 0,6	⚠ 1,2	✗ 0,0	3,5	
	U10	⚠ 0,8	⚠ 4,6						⚠ 6,8	⚠ 0,1	⚠ 0,8	✗ 0,0	2,2	
	U11	⚠ 0,0	⚠ 0,1						⚠ 1,5	⚠ 0,0	⚠ 0,0	✗ 0,0	0,3	
	U12	⚠ 0,2	⚠ 1,2	⚠ 4,3	⚠ 9,5	⚠ 25,5	⚠ 16,1	⚠ 20,3	⚠ 30,1	⚠ 12,6	⚠ 0,2	⚠ 0,4	✗ 0,0	10,0
	U13	⚠ 0,0	⚠ 0,2	⚠ 0,6	⚠ 0,1	⚠ 1,4	⚠ 0,9	⚠ 2,2	⚠ 4,4	⚠ 0,3	⚠ 0,0	⚠ 0,0	✗ 0,0	0,8
PR4	U14	✓ 100,0	✓ 100,0						✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	100,0	
PR5	U15	✓ 100,0	✓ 100,0						✓ 100,0	⚠ 98,8	✓ 100,0	✓ 100,0	99,8	
	U16	✓ 100,0	✓ 100,0						✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 75,4	95,9	
PR6	U17	✗ 0,0	⚠ 12,2						✓ 100,0	⚠ 11,1	⚠ 38,2	✗ 0,0	26,9	
	U18								✓ 100,0	⚠ 4,1	⚠ 13,1	✗ 0,0	29,3	
	U19								✓ 100,0	⚠ 46,5	⚠ 52,6	✗ 0,0	49,8	
PR7	U20	⚠ 1,5	⚠ 11,9						⚠ 98,6	⚠ 2,4	⚠ 6,8	⚠ 0,3	20,3	
	U21	⚠ 4,1	⚠ 5,2	⚠ 31,9	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 60,7	✓ 100,0	⚠ 11,8	⚠ 6,4	⚠ 0,9	51,7
PR8	U22	⚠ 30,0	⚠ 30,0	⚠ 30,0	⚠ 13,9	⚠ 31,3	⚠ 17,7	✓ 100,0	✓ 100,0	⚠ 34,1	⚠ 26,1	⚠ 5,9	⚠ 31,3	37,5
PR9	U23	✗ 0,0	✓ 100,0						✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	33,3	
	U24	✗ 0,0	✓ 100,0						⚠ 90,7	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	31,8	
	U25	✗ 0,0	⚠ 38,1						✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	23,0	
	U26	✗ 0,0	✓ 100,0						⚠ 91,7	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	32,0	
	U27	✗ 0,0	⚠ 5,5						✓ 100,0	✗ 0,0	✗ 0,0	✗ 0,0	17,6	
PR10	U28	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✓ 100,0	✗ 0,0	91,7	
Total Médio													49,0	

Tabela 25 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 3.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
1,36	2,03	2,68	3,09	4,01	4,56	5,32	7,72	8,49	9,27	9,79	9,79

3.4.2 Previsão de ano seco – Alocação do racionamento

3.4.2.1 Cenário de concentração admissível de DBO_5 e vazão ecológica padrão (Cenário 4)

Para o cenário de previsão de ano seco, na condição padrão de valores de vazão ecológica e concentração admissível de DBO_5 , os resultados da enumeração semi-exaustiva indicam um espaço de busca composto exclusivamente por soluções inviáveis, com valores da função objetivo 1 variando de 0,23 a 0,43, e da função objetivo 2 de 0,11 a 1,62 (Figura 23). Neste cenário é impossível encontrar qualquer solução viável, pois, devido à escassez de vazão efluente, o reservatório não é capaz de suportar a liberação da vazão regularizada de 2.817,00 l/s durante todo o ano, ocorrendo falhas em alguns meses.

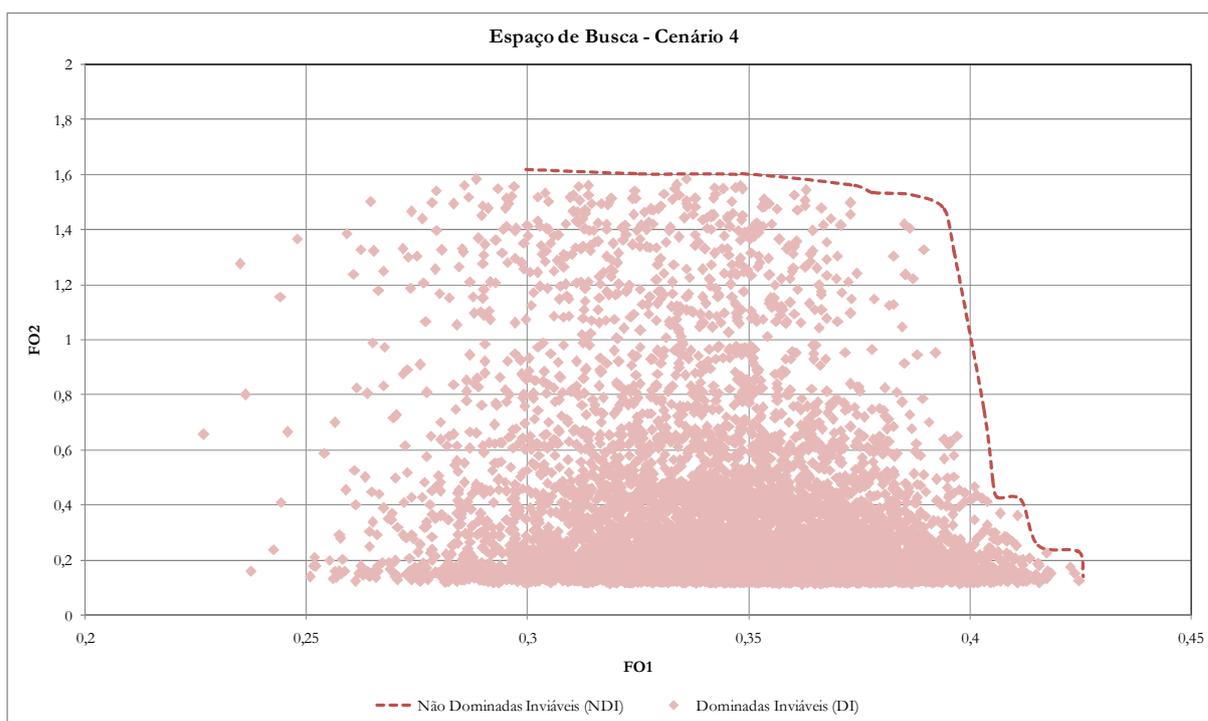


Figura 23 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 4.

A solução de referência obtida determina, em média, um racionamento de 16,2% em relação à vazão outorgada para cada usuário, sendo que os usuários dos pontos de referência 1, 2 e 4 não são afetados (0,0% de racionamento); e, os usuários dos pontos de referência 3 e 10, são os mais afetados, com 32,5% e 33,3% de racionamento, respectivamente (Tabela 26).

Tabela 26 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução de referência do Cenário 4.

% Racionamento														
PR		jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	0,0
	U2	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	0,0
	U3	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	0,0
	U4	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	0,0
	U5	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	0,0
	U6	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	0,0
PR2	U7	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	0,0
PR3	U8	⚠ 70,9	⚠ 57,3	⚠ 17,6	⚠ 15,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 3,7	⚠ 73,5	⚠ 78,8	⚠ 72,6	32,5
	U9	⚠ 70,9	⚠ 57,3	⚠ 17,6	⚠ 15,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 3,7	⚠ 73,5	⚠ 78,8	⚠ 72,6	32,5
	U10	⚠ 70,9	⚠ 57,3	⚠ 17,6	⚠ 15,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 3,7	⚠ 73,5	⚠ 78,8	⚠ 72,6	32,5
	U11	⚠ 70,9	⚠ 57,3	⚠ 17,6	⚠ 15,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 3,7	⚠ 73,5	⚠ 78,8	⚠ 72,6	32,5
	U12	⚠ 71,0	⚠ 57,3	⚠ 17,6	⚠ 15,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 3,7	⚠ 73,5	⚠ 78,8	⚠ 72,7	32,5
	U13	⚠ 70,9	⚠ 57,3	⚠ 17,6	⚠ 15,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 3,7	⚠ 73,5	⚠ 78,8	⚠ 72,6	32,5
PR4	U14	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	0,0
PR5	U15	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 10,5	✓ 0,0	0,9
	U16	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 10,5	✓ 0,0	0,9
PR6	U17	⚠ 42,2	⚠ 3,7	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 36,2	⚠ 42,8	⚠ 40,3	13,8
	U18	⚠ 42,2	⚠ 3,7	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 36,2	⚠ 42,8	⚠ 40,3	13,8
	U19	⚠ 42,2	⚠ 3,7	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 36,2	⚠ 42,8	⚠ 40,3	13,8
PR7	U20	⚠ 64,3	⚠ 44,2	✓ 0,0	⚠ 1,9	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 62,6	⚠ 67,1	⚠ 67,2	25,6
	U21	⚠ 64,3	⚠ 44,2	✓ 0,0	⚠ 1,9	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 62,6	⚠ 67,1	⚠ 67,2	25,6
PR8	U22	⚠ 6,1	⚠ 48,4	⚠ 48,4	⚠ 6,1	⚠ 48,4	⚠ 6,1	⚠ 6,1	⚠ 6,1	⚠ 6,1	⚠ 6,1	⚠ 6,1	⚠ 6,1	16,7
PR9	U23	⚠ 52,2	⚠ 31,7	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 62,9	⚠ 70,4	⚠ 57,9	22,9
	U24	⚠ 52,2	⚠ 31,8	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 62,9	⚠ 70,5	⚠ 58,0	22,9
	U25	⚠ 52,2	⚠ 31,8	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 62,9	⚠ 70,5	⚠ 57,9	22,9
	U26	⚠ 52,2	⚠ 31,8	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 62,9	⚠ 70,5	⚠ 57,9	22,9
	U27	⚠ 52,2	⚠ 31,8	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	⚠ 62,9	⚠ 70,5	⚠ 58,0	22,9
PR10	U28	✗ 100,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✓ 0,0	✗ 100,0	✗ 100,0	✗ 100,0	33,3
Total Médio														16,2

Embora tenha apresentado um racionamento médio global inferior a 20%, a concentração resultante no corpo receptor resultou muito elevada, conforme apresentado na Tabela 27, na qual se observa que, desde o mês de janeiro, a concentração resultante no ponto de referência 3 já se apresenta acima do valor máximo permitido (10 mg/l).

Tabela 27 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução de referência do Cenário 4.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
52,63	78,45	91,36	97,81	99,41	100,67	101,56	102,85	103,56	103,91	104,09	104,18

Logo, a solução de referência é uma solução inviável, pois apresenta um alarme de alta severidade com ponto de falha 1. Além deste alarme de concentração superior à admissível, o reservatório também atinge o nível mínimo admissível (alarme de severidade média) nos meses de fevereiro e março, diminuindo o valor da vazão liberada pelo reservatório de 2817,0

l/s (valor regularizado) para 1690,2 l/s, contribuindo para um racionamento maior do usuário 22 nestes meses (48,4%). Os valores das funções objetivo são de 0,42 e 0,11, respectivamente para as funções objetivo 1 e 2.

Ao executar a otimização deste cenário, verificou-se que ao final das 300 gerações, o algoritmo multiobjetivo convergiu para uma população composta por 14 soluções não dominadas inviáveis, dispostas ao longo de todo o espaço de busca, algumas não-dominadas outras dominadas pela Fronteira de Pareto previamente encontrada (NDI). A disposição destas soluções otimizadas no espaço de busca está apresentada na Figura 24, com destaque para a solução de referência, que se situa próximo à parte inferior da Fronteira de Pareto.

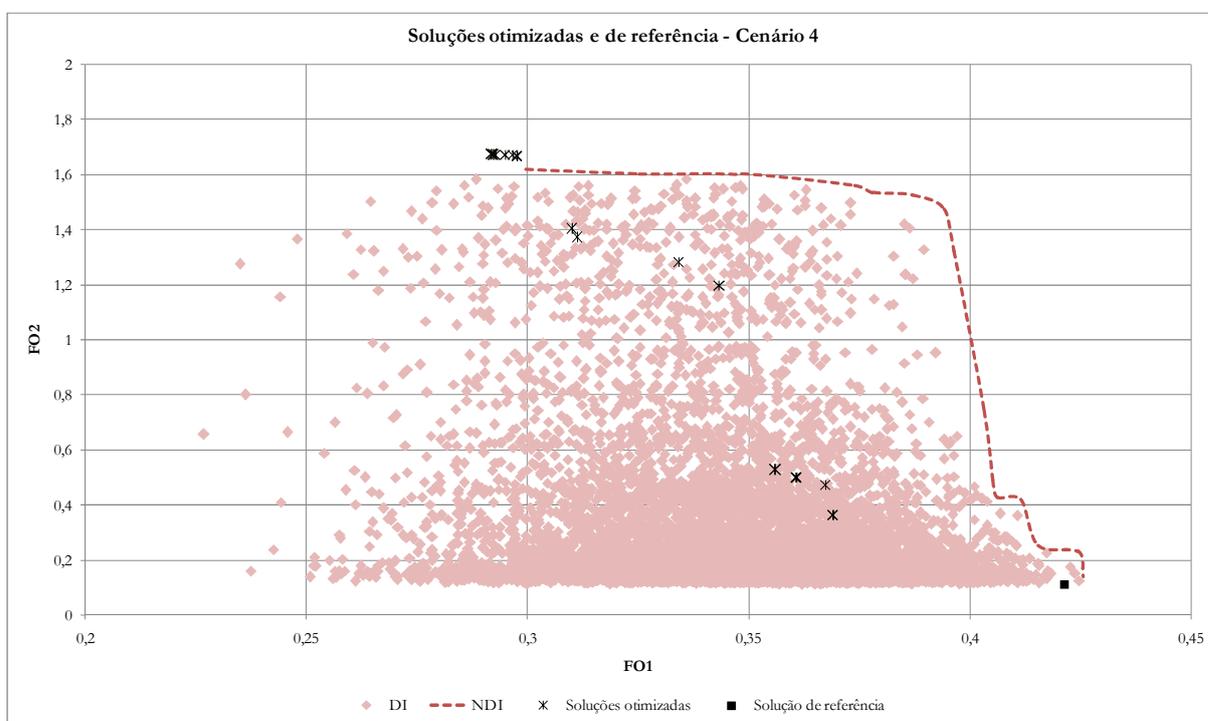


Figura 24 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 4.

A Figura 25 apresenta a evolução do algoritmo multiobjetivo ao longo das gerações, com apresentação da solução otimizada de melhor aptidão nas gerações 1, 50, 100, 150, 200, 250, 300 e da solução otimizada escolhida da população final. Observa-se que, durante a otimização, o algoritmo varreu boa parte do espaço de busca antes de progredir para a região mais próxima da parte superior da fronteira.

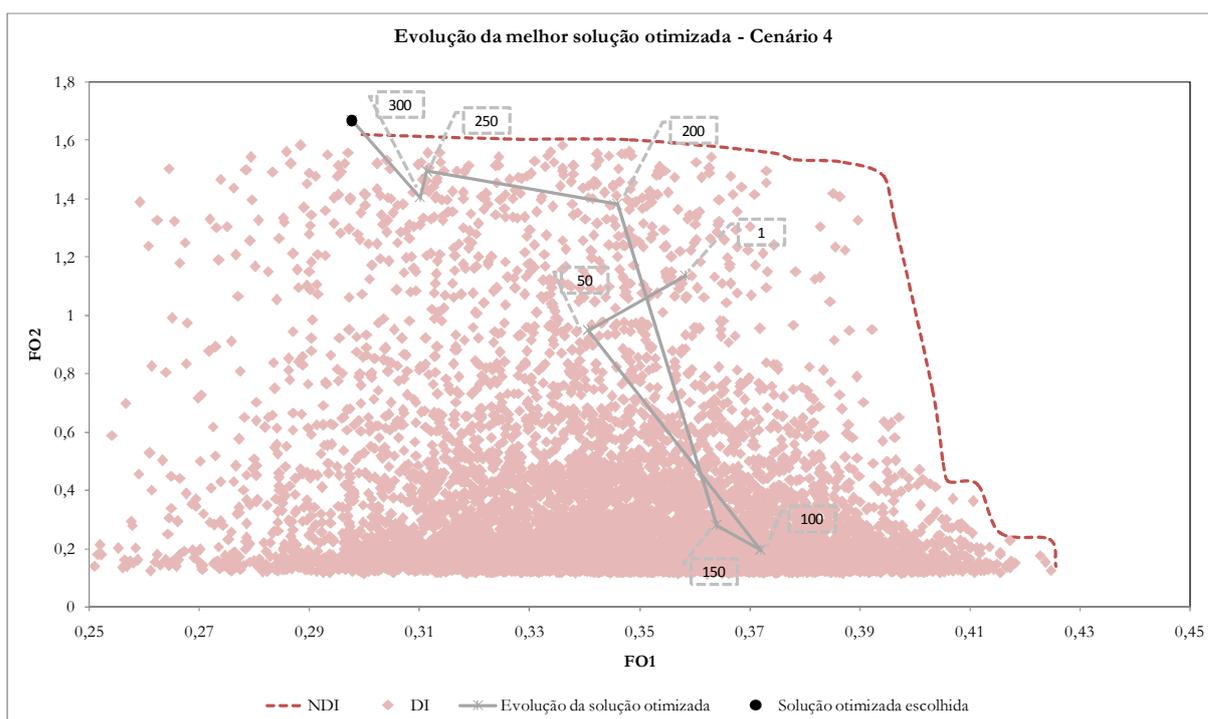


Figura 25 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 4 (da geração 1 à geração 300).

A solução otimizada obtida ao final das 300 gerações determina um racionamento médio de 49,7%, sendo este índice elevado principalmente devido ao racionamento imposto aos usuários dos pontos de referência 3 e 7, em média de 91,7% e 93,2%, respectivamente, (Tabela 28). Segundo esta solução, o único usuário que estaria livre de racionamento seria o usuário 14, do ponto de referência 4.

Em relação à solução de referência, esta solução otimizada apresentou alarme de nível mínimo do reservatório, além dos meses de fevereiro e março, também nos meses de abril e maio. Contudo, em relação à concentração de DBO_5 , esta solução permanece abaixo do valor máximo admissível em todos os meses, atingindo um máximo de 9,89 mg/l em dezembro, contra 104,18 da solução de referência. (Tabela 29).

Os valores de função objetivo da solução otimizada são de 0,30 e 1,67, respectivamente para as funções objetivo 1 e 2, o que representa um acréscimo de 1.427% da função objetivo 2 com um decréscimo de 29% da função objetivo 1, em relação à solução de referência.

Tabela 28 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução otimizada do Cenário 4.

% Racionamento													
PR	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6	0,0	0,7
	U2	1,9	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,8	1,0	0,0	2,3
	U3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,7
	U4	24,9	0,4	27,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,1	9,2	12,5
	U5	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	5,5	4,4
	U6	16,7	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PR2	U7	0,0	4,1	0,0	0,0	0,1	0,3	2,8	2,3	2,2	9,0	7,0	7,6
PR3	U8	92,1	94,7	76,6	91,3	77,1	60,8	68,6	87,5	80,9	98,9	97,7	98,3
	U9	90,3	91,7	69,4	88,5	75,6	55,6	88,3	93,8	76,5	94,3	97,9	98,9
	U10	91,3	93,2	80,4	85,8	85,5	68,1	86,1	87,8	73,3	94,0	98,8	98,0
	U11	99,6	99,1	99,3	99,0	99,0	96,4	98,5	99,7	99,2	99,7	99,9	99,9
	U12	96,5	96,3	93,5	96,0	93,8	77,6	91,1	95,0	95,9	97,5	99,5	99,5
	U13	99,7	99,6	99,2	99,7	99,4	97,8	98,2	99,4	99,5	99,8	99,9	100,0
PR4	U14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PR5	U15	40,1	40,2	19,7	12,9	7,3	9,0	0,0	23,3	0,9	17,9	75,0	59,4
	U16	100,0	94,7	94,7	93,5	87,9	83,1	80,2	92,0	84,0	97,0	95,3	94,1
PR6	U17	100,0	81,2	96,4	87,0	76,0	91,2	95,2	89,1	77,5	94,4	92,6	96,1
	U18	100,0	74,0	97,3	79,9	84,9	93,3	94,4	91,8	64,1	94,3	90,1	92,4
	U19	99,8	89,5	95,2	81,6	90,8	93,8	90,8	93,4	77,3	87,0	76,9	91,1
PR7	U20	100,0	96,6	97,0	97,1	82,4	91,3	77,3	93,8	95,1	99,2	98,4	98,3
	U21	99,9	91,0	94,0	92,4	85,5	81,8	89,4	94,7	91,8	96,5	97,2	96,6
PR8	U22	55,4	60,3	78,6	54,5	44,9	55,4	32,9	33,8	30,9	37,6	51,1	39,5
PR9	U23	27,0	25,0	9,6	12,1	18,5	14,1	3,1	16,6	9,2	44,3	53,4	56,0
	U24	59,8	51,5	19,0	17,3	1,1	7,3	1,6	19,1	29,1	59,9	53,4	39,0
	U25	51,2	47,5	8,0	26,0	37,3	15,4	38,2	26,9	8,8	63,1	68,5	50,4
	U26	66,4	24,3	43,9	60,0	14,1	21,9	13,6	15,2	14,4	74,2	68,8	48,9
	U27	85,7	82,1	53,9	66,6	55,7	51,1	50,1	54,1	74,0	90,8	92,2	92,2
PR10	U28	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	72,9	12,2	7,2
Total Médio													49,7

Tabela 29 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 4.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
2,38	3,47	4,51	5	5,34	6,62	7,31	7,89	8,43	9,43	9,71	9,89

3.4.2.2 Cenário com elevação da concentração de DBO₅ admissível (Cenário 5)

Ao aumentar o valor da concentração admissível, do cenário de previsão de ano seco, o espaço de busca continua sendo composto, exclusivamente, de soluções inviáveis, contudo, os valores extremos das funções objetivo, agora, variam de 0,23 a 0,43 para a função objetivo 1, e de 0,56 a 1,66, para a função objetivo 2, ou seja, um aumento significativo apenas no valor mínimo da função objetivo 2 (Figura 26).

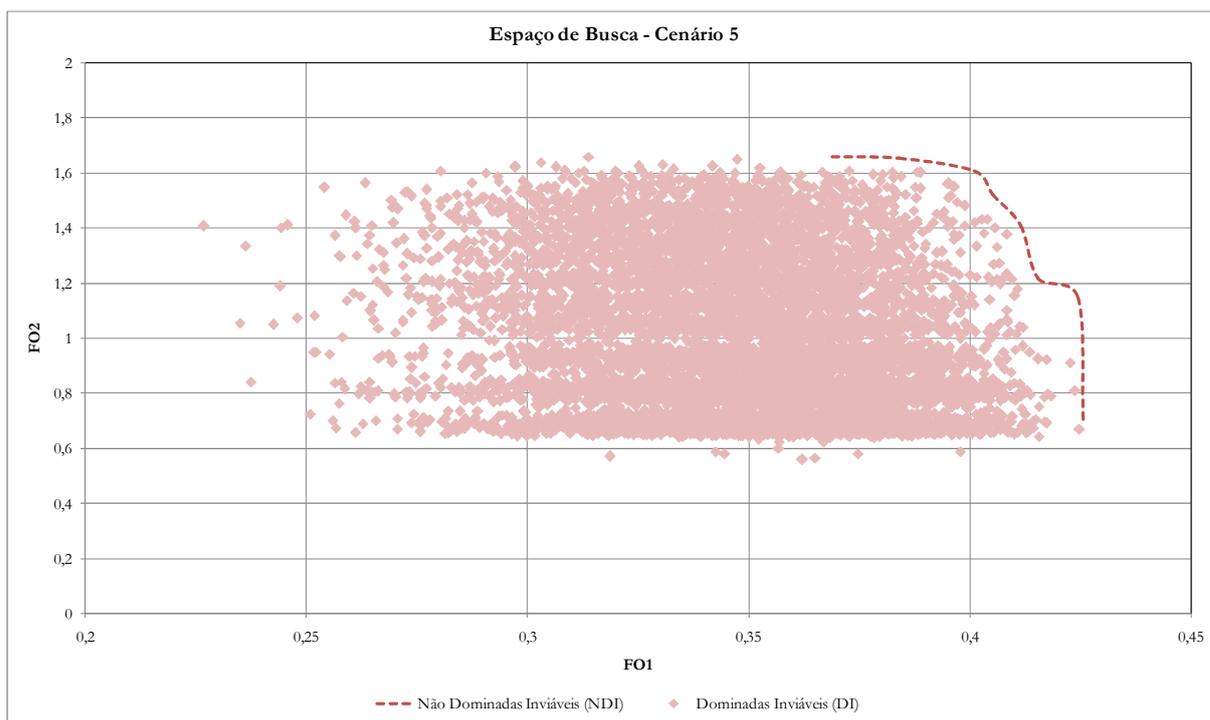


Figura 26 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 5.

A solução de referência obtida para este cenário é a mesma apresentada na Tabela 26, com racionamento médio de 16,2 %, pois o cenário de previsão de vazão e as condições de vazão outorgada e ecológica são os mesmos. Também permanecem inalterados, em relação ao Cenário 4, os valores da concentração resultante (Tabela 27,) e o valor de 0,42 para a função objetivo 1, alterando-se, apenas, o valor da função objetivo 2, que irá a 0,55.

Ao executar a otimização deste cenário, verificou-se que, ao final das 300 gerações, o algoritmo multiobjetivo convergiu para uma população que contém 17 soluções não dominadas inviáveis diferentes, bem distribuídas ao longo de todo o espaço de busca, algumas não-dominadas, outras dominadas pela Fronteira de Pareto previamente encontradas. A disposição destas soluções otimizadas no espaço de busca está apresentado na Figura 27, com destaque para a solução de referência, que se situa próximo à parte inferior da Fronteira de Pareto.

A Figura 28 apresenta a evolução do algoritmo multiobjetivo ao longo das gerações, com apresentação da solução otimizada de melhor aptidão nas gerações 1, 50, 100, 150, 200, 250 e 300 e a solução otimizada escolhida da população final. Observa-se que o algoritmo percorre boa parte do espaço de busca, antes de ultrapassar os limites da fronteira na região de mais altos valores da função objetivo 2.

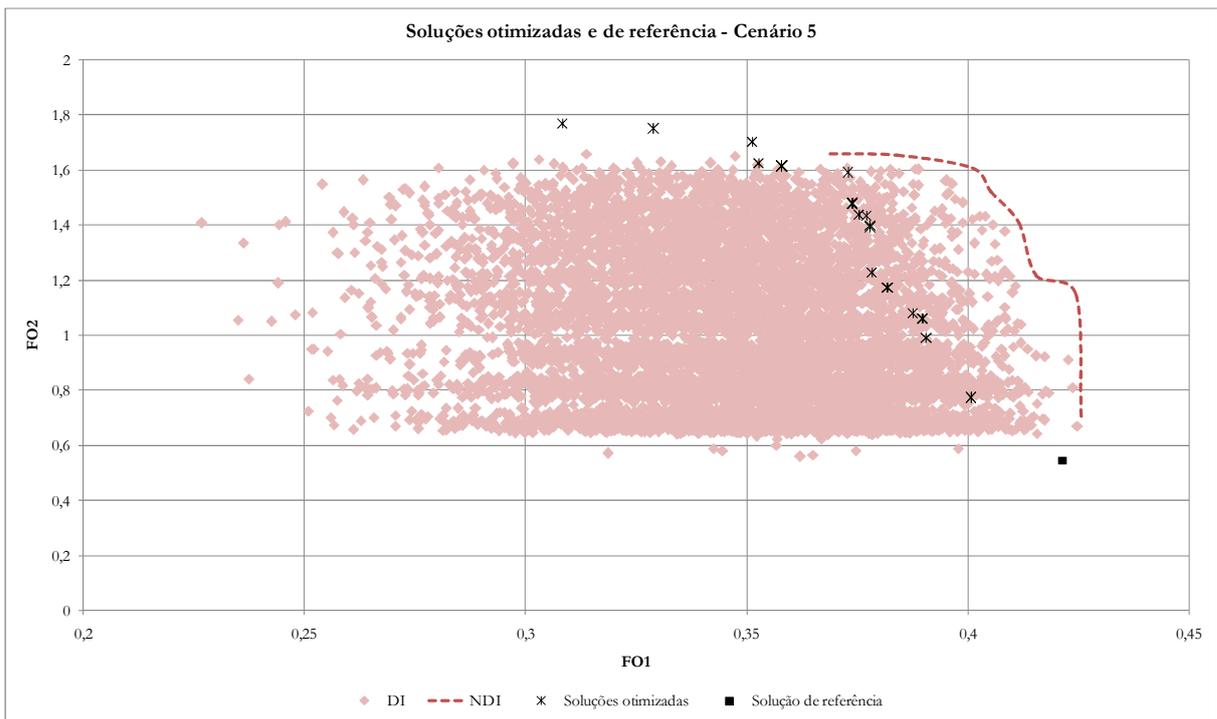


Figura 27 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 5.

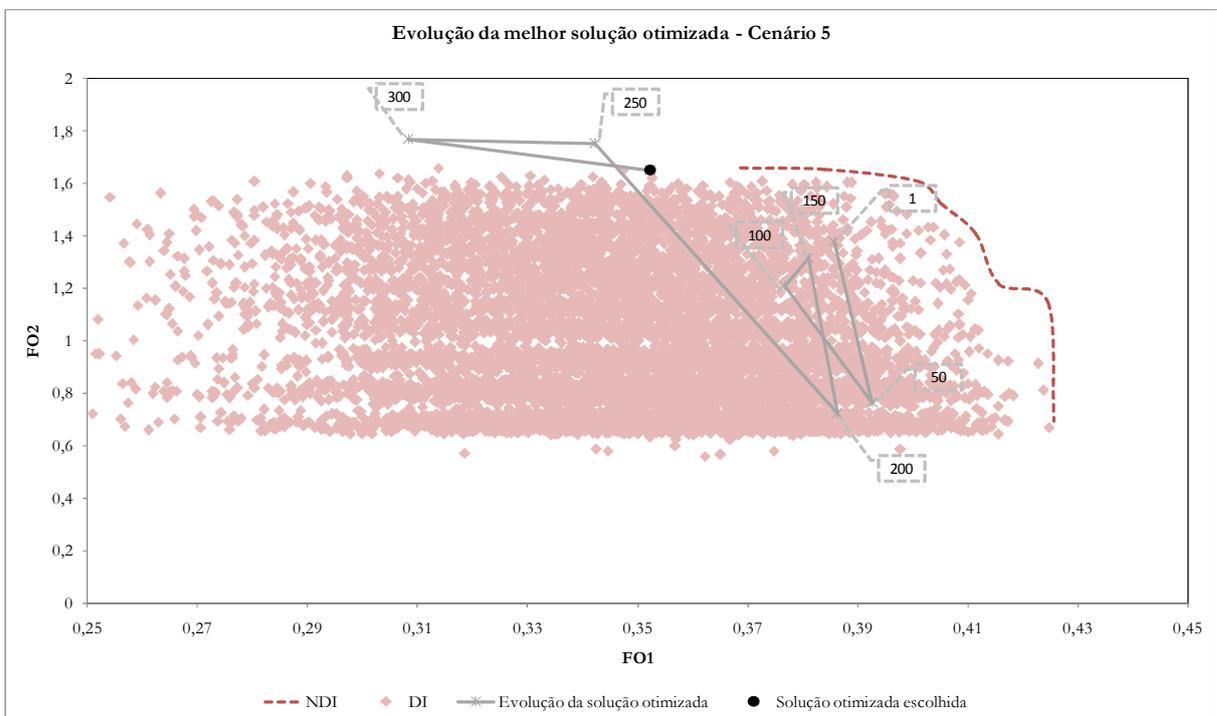


Figura 28 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 5 (da geração 1 à geração 300).

A melhor solução otimizada escolhida ao final das 300 gerações determina um racionamento médio global de 36,4%, valor, portanto, inferior ao obtido no mesmo cenário com concentração admissível de 10 mg/l, logo, o nível de racionamento do ponto de referência 3 diminui de 91,7% para 66,7% (Tabela 30). Sendo que, diferentemente do que ocorreu no Cenário 4, mesmo com um limite admissível maior neste Cenário 5, o valor da concentração resultante na solução otimizada escolhida ultrapassou, discretamente, o valor máximo admissível no mês de dezembro (Tabela 31).

Tabela 30 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução otimizada do Cenário 5.

		% Racionamento												
PR		jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	0,0	0,7
	U2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	4,0	11,9	1,4
	U3	7,2	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	27,5	1,4	4,3	4,1
	U4	19,0	39,9	0,0	0,4	0,0	0,0	1,1	0,7	0,4	4,4	5,1	38,5	9,1
	U5	20,9	0,0	17,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2
	U6	0,0	0,0	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
PR2	U7	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	6,2	0,0	10,3	5,5	9,7	2,7
PR3	U8	53,0	37,0	43,6	31,1	28,9	22,7	8,6	62,2	45,4	70,7	78,1	78,4	46,7
	U9	56,1	32,7	19,8	62,8	35,7	31,7	9,0	27,4	48,2	65,7	88,9	77,4	46,3
	U10	59,4	51,8	32,2	72,6	28,0	25,6	7,5	32,1	43,3	69,5	82,7	82,6	49,0
	U11	97,6	98,3	96,7	97,4	89,2	90,3	72,3	93,3	95,6	96,7	98,9	99,2	93,8
	U12	69,0	49,9	59,9	60,2	48,9	47,4	48,7	86,9	74,1	95,7	94,1	92,5	68,9
	U13	98,5	96,0	96,3	96,7	93,1	90,2	81,3	96,8	97,4	98,7	99,4	99,3	95,3
PR4	U14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PR5	U15	12,6	47,0	28,8	4,8	6,2	11,3	2,3	1,2	6,8	39,1	39,9	46,2	20,5
	U16	75,4	58,2	28,0	33,0	39,9	25,2	24,7	31,5	26,4	59,9	56,1	59,5	43,1
PR6	U17	80,6	86,2	62,8	74,4	21,6	29,0	36,6	54,2	41,2	75,6	82,0	83,7	60,7
	U18	89,8	76,1	54,1	70,7	21,4	27,3	45,6	51,8	33,4	50,9	36,3	64,3	51,8
	U19	98,4	51,8	31,2	61,8	22,0	27,0	41,0	51,1	27,2	57,5	33,0	42,4	45,4
PR7	U20	83,7	85,6	70,9	72,8	47,6	54,6	47,4	44,8	75,4	90,5	90,8	90,5	71,2
	U21	90,1	75,3	44,8	54,6	11,2	48,4	5,7	45,0	37,7	83,4	90,7	79,9	55,6
PR8	U22	22,5	72,1	61,2	44,9	47,8	39,6	64,0	42,9	39,6	46,5	62,7	54,9	49,9
PR9	U23	30,8	25,2	9,6	29,6	23,2	0,6	6,4	20,2	16,4	53,0	63,0	24,9	25,2
	U24	17,9	49,5	34,9	25,8	2,5	13,8	2,4	13,4	11,9	67,7	52,8	38,8	27,6
	U25	47,5	49,1	31,7	41,3	1,7	28,5	27,3	5,0	6,5	60,1	64,5	52,4	34,6
	U26	82,2	30,6	19,3	49,3	13,0	4,3	13,8	16,6	3,9	68,6	61,2	58,4	35,1
PR10	U27	80,8	86,9	85,3	80,3	17,7	47,0	49,0	64,4	71,4	93,1	96,3	91,3	71,9
	U28	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	50,0	10,5	5,1
Total Médio													36,4	

Tabela 31 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 5.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
11,36	22,95	27,65	31,7	34,17	37,18	41,35	42,9	45,06	47,36	49,48	51,39

Além da inviabilidade devido à concentração admissível, a solução otimizada apresenta nível do reservatório inferior ao mínimo nos meses de fevereiro a abril. Logo, além de postergar o mês de ocorrência do alarme de concentração, esta solução ainda é melhor do que a de referência devido à incidência de alarmes de nível mínimo do reservatório em menos meses. Os valores das funções objetivo 1 e 2, respectivamente, são de 0,35 e 1,65, o que corresponde a um aumento de 202% na função objetivo 2 com um decréscimo de 16% na função objetivo 1, em relação à solução de referência. Contudo, em relação à solução otimizada do Cenário 4, os valores da função objetivo mantêm-se praticamente inalterados, indicando que, também na previsão de anos secos, é desnecessária a flexibilização do valor da concentração admissível da DBO₅.

3.4.2.3 Cenário com diminuição da vazão ecológica (Cenário 6)

Ao adotar a alternativa da diminuição dos valores da vazão ecológica em cada ponto de referência para 10 l/s, em todos os meses, o espaço de busca da enumeração semi-exaustiva, composto exclusivamente de indivíduos inviáveis, apresenta como valores extremos: 0,22 e 0,43, para a função objetivo 1; e 0,11 a 1,62, para a função objetivo 2 (Figura 29). Logo, o espaço de busca do Cenário 6 é muito semelhante ao espaço de busca do Cenário 4, o qual apresenta os valores padrão de vazão ecológica e concentração admissível.

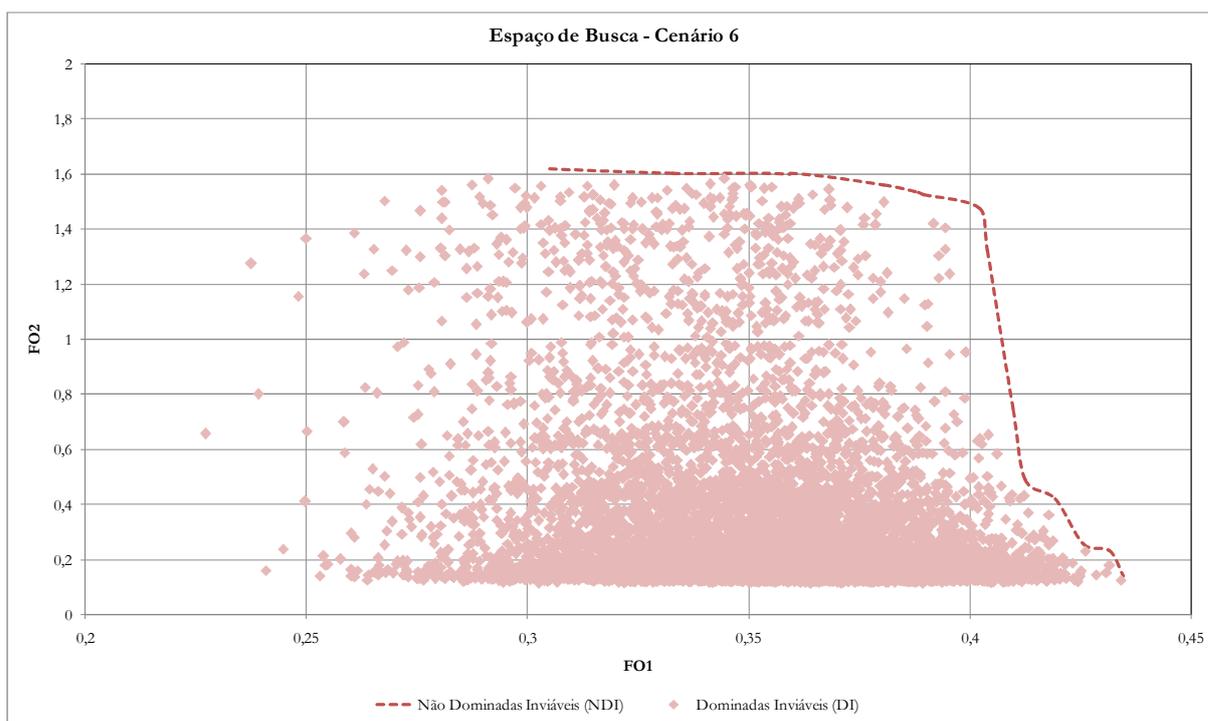


Figura 29 – Espaço de busca e Fronteira de Pareto do Cenário 6.

Ao contrário do que ocorreu nos Cenários 4 e 5, neste Cenário 6 os valores alocados pela solução de referência são diferentes, posto que há uma menor previsão para a vazão ecológica, o que aumenta a disponibilidade de vazão excedente, e resulta em um nível de racionamento de apenas 15,3%, em média (Tabela 32), com valores mais expressivos no ponto de referência 3 (30,6%), e no ponto de referência 10 (33%). Contudo, assim como ocorreram nos cenários anteriores, por não considerar critérios de qualidade da água, esta solução de referência apresenta valores de concentração resultante acima da máxima permitida (Tabela 33).

Tabela 32 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução de referência do Cenário 6.

		% Racionamento												
PR		jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	U2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	U3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	U4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	U5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	U6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PR2	U7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PR3	U8	68,2	54,6	14,8	12,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	70,8	76,1	69,9	30,6
	U9	68,2	54,6	14,8	12,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	70,8	76,1	69,9	30,6
	U10	68,2	54,6	14,9	12,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	70,8	76,1	69,9	30,6
	U11	68,2	54,6	14,9	12,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	70,8	76,1	69,9	30,6
	U12	68,2	54,6	14,9	12,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	70,8	76,1	69,9	30,6
	U13	68,2	54,6	14,9	12,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	70,8	76,1	69,9	30,6
PR4	U14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PR5	U15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3	0,0	0,3
	U16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3	0,0	0,3
PR6	U17	47,2	8,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	41,3	47,9	45,4	15,9
	U18	47,2	8,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	41,3	47,9	45,3	15,9
	U19	47,2	8,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	41,3	47,9	45,4	15,9
PR7	U20	62,8	42,7	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	61,1	65,6	65,7	24,8
	U21	62,8	42,7	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	61,1	65,6	65,7	24,8
PR8	U22	0,0	37,0	37,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2
PR9	U23	48,3	27,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	58,9	66,5	54,0	21,3
	U24	48,3	27,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	59,0	66,5	54,0	21,3
	U25	48,3	27,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	59,0	66,5	54,0	21,3
	U26	48,3	27,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	59,0	66,5	54,0	21,3
	U27	48,3	27,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	59,0	66,5	54,0	21,3
PR10	U28	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	33,3
Total Médio													15,3	

Tabela 33 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução de referência do Cenário 6.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
52,63	78,45	91,36	97,81	99,39	100,64	101,53	102,8	103,53	103,9	104,08	104,18

Os valores das funções objetivo da solução de referência são de 0,43 para a função objetivo 1 e de 0,11 para a função objetivo 2.

Na otimização, foram obtidas 29 soluções inviáveis não dominadas diferentes, ao final das 300 gerações, bem distribuídas ao longo de todo o espaço de busca, algumas não-dominadas, outras dominadas pela Fronteira de Pareto previamente encontrada. A disposição destas soluções otimizadas no espaço de busca está apresentada na Figura 30, com destaque para a solução de referência, que se situa próximo à parte inferior da Fronteira de Pareto.

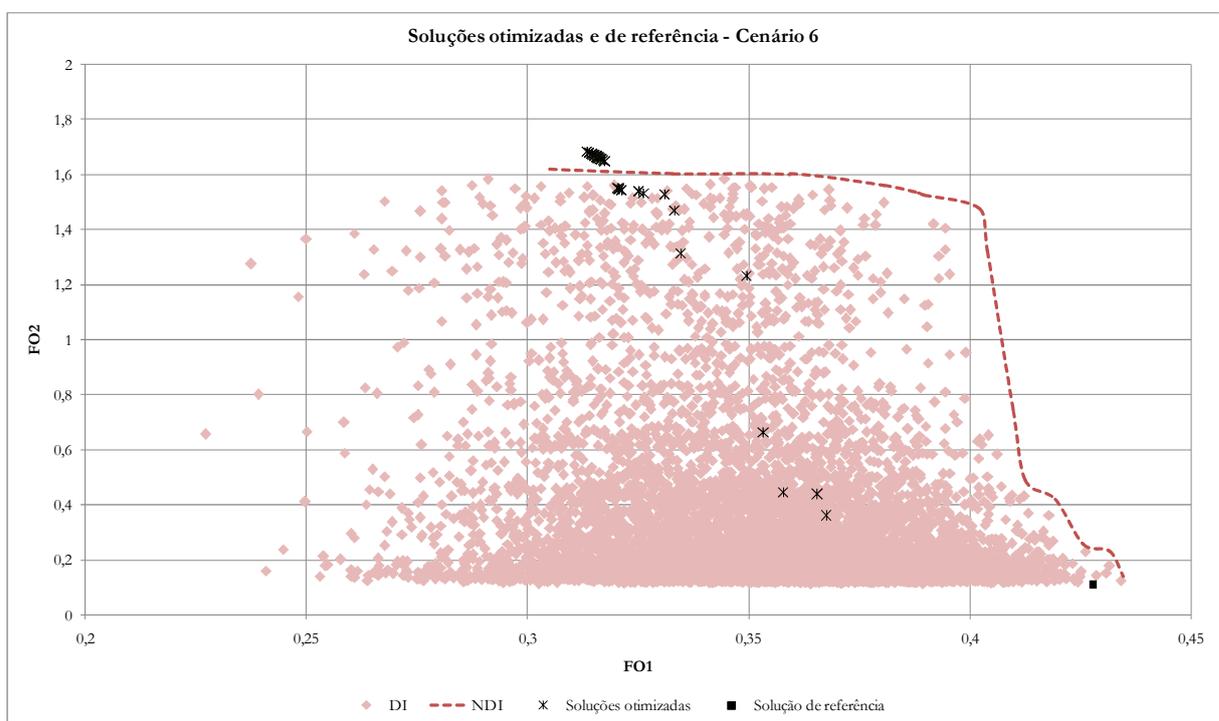


Figura 30 – Disposição no espaço de busca das soluções otimizadas e de referência do Cenário 6.

A Figura 31 apresenta a evolução do algoritmo multiobjetivo ao longo das gerações, com apresentação da solução otimizada de melhor aptidão nas gerações 1, 50, 100, 150, 200, 250 e 300 e da solução otimizada escolhida da população final. Observa-se, na figura, comportamento semelhante ao verificado nos Cenários 4 e 5: boa varredura do espaço de busca antes de migrar e ultrapassar a Fronteira de Pareto na região de mais altos valores da função objetivo 2.

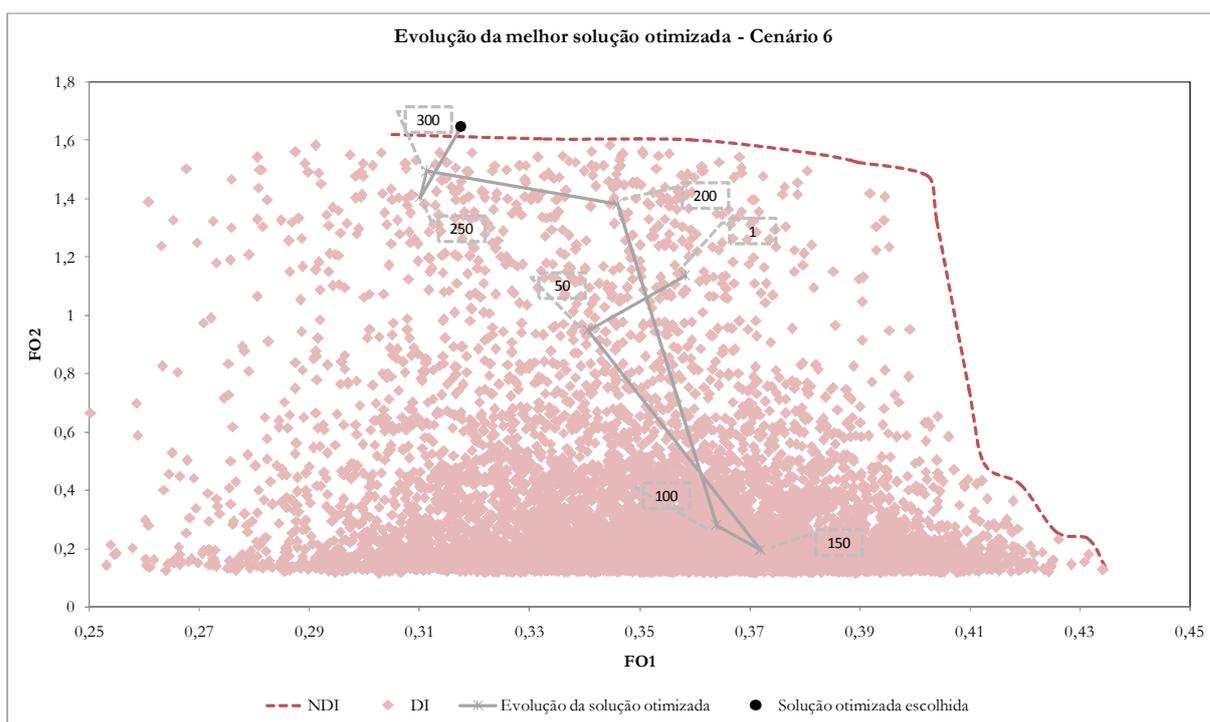


Figura 31 – Disposição no espaço de busca do percurso da melhor solução otimizada durante o processo de otimização do Cenário 6 (da geração 1 à geração 300).

A solução otimizada determina um racionamento médio global de 48,4%, valor, portanto, muito próximo ao obtido no Cenário 4. Observa-se, ainda, na Tabela 34, que esta solução otimizada apresenta maiores valores de racionamento nos trechos 6 e 7, respectivamente de 91,6% e 93,9%. Além disso, assim como aconteceu no Cenário 4, esta solução otimizada também atende ao valor máximo admissível de concentração de DBO_5 (Tabela 35).

Os valores da função objetivo são de 0,32 e 1,65, respectivamente, para as funções objetivo 1 e 2, logo, são valores muito próximos aos valores otimizados obtidos no Cenário 4, o que ratifica, também, a inutilidade da flexibilização do valor da vazão ecológica.

Tabela 34 – Porcentagem do racionamento de cada usuário para a solução de referência do Cenário 6.

% Racionamento														
PR	U	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
PR1	U1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	U2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	12,9	1,2
	U3	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
	U4	51,3	0,7	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	11,4	0,4	5,6
	U5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	U6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PR2	U7	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	13,5	0,0	1,2
PR3	U8	97,2	93,3	43,0	86,5	70,1	83,9	75,4	93,2	77,6	97,2	96,2	95,8	84,1
	U9	97,8	96,2	44,3	65,5	76,3	77,9	69,6	77,7	79,7	87,5	97,4	95,9	80,5
	U10	96,7	90,7	57,3	71,4	79,1	65,8	74,1	92,7	82,6	89,5	97,4	93,7	82,6
	U11	99,7	99,7	96,9	99,6	98,5	98,2	98,4	98,9	98,9	99,6	99,7	99,5	99,0
	U12	98,9	94,8	91,6	94,7	89,2	91,1	87,7	95,0	91,3	98,2	99,0	99,4	94,2
	U13	99,8	99,6	98,5	98,9	99,2	98,9	99,7	99,6	99,2	99,7	99,8	99,9	99,4
PR4	U14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,1	0,0	0,0	0,4
PR5	U15	41,1	12,8	16,0	21,8	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	12,0	0,2	14,0	10,1
	U16	85,6	89,3	93,4	95,3	99,3	62,7	81,3	72,4	84,5	53,6	99,9	96,3	84,5
PR6	U17	93,3	97,4	96,6	99,0	81,6	99,1	93,8	92,8	89,8	95,6	97,4	95,3	94,3
	U18	96,6	99,9	85,5	99,7	91,5	82,7	90,8	99,6	89,7	95,2	99,7	99,6	94,2
	U19	81,6	99,9	95,4	88,1	95,4	84,6	58,7	98,9	55,1	90,9	94,0	92,5	86,3
PR7	U20	97,1	98,3	98,0	99,7	88,5	87,6	92,3	99,8	93,7	99,5	99,6	96,6	95,9
	U21	99,9	99,6	94,5	94,5	70,6	99,7	78,8	99,1	80,5	96,1	98,4	92,1	92,0
PR8	U22	39,4	11,7	61,6	48,9	28,9	20,7	22,1	11,7	11,7	16,2	31,1	36,4	28,4
PR9	U23	43,4	50,8	9,8	10,3	8,0	30,6	5,7	7,2	5,8	11,0	82,5	51,6	26,4
	U24	22,4	63,9	3,9	30,0	10,2	34,4	12,2	33,1	33,1	53,5	91,7	47,3	36,3
	U25	33,1	66,0	13,1	49,1	11,2	11,3	10,7	63,0	12,5	84,6	73,2	41,2	39,1
	U26	44,8	47,3	80,2	32,5	14,6	11,8	30,3	7,1	11,9	70,8	88,5	56,3	41,3
	U27	94,9	85,0	55,7	77,3	33,5	56,3	53,3	56,1	76,2	89,9	97,7	86,1	71,8
PR10	U28	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,9	77,1	0,0	7,3
Total Médio														48,4

Tabela 35 – Concentração de DBO₅ resultante no ponto de referência 3 da solução otimizada do Cenário 6.

Concentração resultante (mg/l)											
jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
1,54	2,76	4,32	5,35	5,86	6,41	6,88	7,36	8,33	9,15	9,71	9,94

3.4.3 Verificação da robustez das soluções otimizadas

Na avaliação da robustez, cada solução otimizada foi simulada novamente com as mudanças previstas nas variáveis hidrológicas de evapotranspiração e vazão média mensal. Após a simulação, foram verificados: a proporção daqueles volumes alocados que continuavam a ser atendidos, denominada índice de robustez; o aumento no valor máximo encontrado para a concentração resultante do trecho de rio do ponto de referência 3; e, apenas nos cenários de racionamento, o aumento na quantidade de alarmes de nível no reservatório Gramame-Mamuaba. Estes resultados estão resumidos na Tabela 36, para as soluções dos cenários de alocação da vazão excedente, e na Tabela 37, para as soluções dos cenários de alocação do racionamento.

Tabela 36 – Resumo da avaliação da robustez da solução otimizada dos cenários de vazão excedente.

	Índice de Robustez	Concentração máxima de DBO ₅ (mg/l)	
Cenário 1	70,1	11,34	(aumento de 1,83 mg/l)
Cenário 2	70,1	46,88	(diminuição de 1,51 mg/l)
Cenário 3	79,9	10,73	(aumento de 0,94 mg/l)

Tabela 37 – Resumo da avaliação da robustez da solução otimizada dos cenários de racionamento.

	Índice de Robustez	Concentração máxima de DBO ₅ (mg/l)		Quantidade de alarmes no reservatório	
Cenário 4	100	12,51	(aumento de 2,62 mg/l)	6	(aumento de 2 alarmes)
Cenário 5	99,7	62,89	(aumento de 11,5 mg/l)	5	(aumento de 2 alarmes)
Cenário 6	99,4	12,4	(aumento de 2,46 mg/l)	6	(aumento de 2 alarmes)

Observa-se que as soluções de alocação da vazão excedente, ao serem submetidas a uma mudança do clima, atingem, em média, um índice de robustez de 73,3% e mantêm a concentração resultante de DBO₅ praticamente inalterada, já que variações de $\pm 2,0$ mg/l estão dentro da faixa de erro médio inerente às análises de determinação deste parâmetro.

No Cenário 1, foi verificada a maior elevação na concentração de DBO₅, cuja solução otimizada, que originalmente não apresenta qualquer alarme de concentração, ao ser submetida às variações hidrológicas, passa a apresentar uma concentração acima do valor máximo permitido (10 mg/l) desde o mês de agosto. Quanto ao índice de robustez, apenas os usuários dos pontos de referência 1, 2 e 4 conseguem atingir 100% de garantia de atendimento da vazão alocada mesmo com as variações impostas; os demais, sofrem restrições no atendimento desta vazão, sendo que o usuário 22 (a jusante do reservatório), apresenta-se como sendo o mais prejudicado, com 0% do índice de robustez, não podendo ser garantida a vazão alocada para este usuário nos meses de julho e agosto.

Quanto ao Cenário 2, este foi o único entre todos os cenários cuja concentração de DBO₅ não aumentou com as mudanças das variáveis hidrológicas, e sim, sofreu uma leve redução, passando de 48,39 mg/l, nas condições originais, para 46,88 mg/l ante a mudança climática, ou seja, continua atendendo o valor máximo especificado para o cenário (50 mg/l). Mas em relação ao índice de robustez, foi verificado o mesmo comportamento do Cenário 1 frente às mudanças climáticas, inclusive com o mesmo índice global de garantia (70,1%), pois as falhas na garantia ocorrem para os mesmos usuários nos mesmos meses, o que significa que o usuário 22, também neste cenário, é o mais prejudicado, com 0% do índice de robustez.

Ainda na avaliação das soluções otimizadas da alocação da vazão excedente, no Cenário 3 foi observado um índice de robustez superior aos anteriores e uma elevação no valor máximo da concentração de DBO₅ não muito elevada, passando de 9,79 mg/l para 10,73 mg/l. No entanto, mesmo que discreta, esta elevação na concentração já é suficiente para acionar o alarme, que passa a ocorrer a partir do mês de setembro. Diferentemente dos cenários anteriores, neste cenário do usuário 22, a jusante do reservatório, atingiu um índice de robustez de 100%, assim como os usuários dos pontos de referência 1, 2, 4 e 9. Tendo os usuários dos pontos de referência 3, 5, 6, 7 e 10 apresentado índice de robustez com variabilidade entre 33,3% e 91,7%.

Em relação às soluções de alocação do racionamento, ao serem submetidas a uma mudança do clima, atingiram quase 100% de índice de robustez em todos os cenários. A totalidade apenas não foi obtida devido ao usuário 28, do ponto de referência 10, que no Cenário 5 apresentou um índice individual de robustez de 91,7% (falha no mês de janeiro) e, no Cenário 6, um índice de 83,33% (falhas nos meses de outubro e novembro).

Apesar de apresentarem índices de robustez expressivamente melhores do que os cenários de vazão excedente, os cenários de racionamento, no entanto, são mais sensíveis às mudanças climáticas no que diz respeito ao valor máximo da concentração de DBO₅, principalmente no Cenário 5, que obteve um aumento de 11,5 mg/l.

As soluções de alocação do racionamento dos Cenários 4 e 6, que nas condições originais não apresentavam alarmes de concentração, com as variações impostas apresentam este alarme a partir do mês de setembro. Já a solução do Cenário 5, a qual originalmente já apresentava este tipo de alarme apenas no mês de dezembro, com as modificações impostas passa a apresentar o alarme de concentração a partir do mês de julho.

Além disso, o reservatório também é sensível às mudanças climáticas, aumentando, em todos os cenários de racionamento, a quantidade de alarmes de nível mínimo, da seguinte forma: no Cenário 4 e no Cenário 6, que originalmente apenas apresenta este tipo de alarme nos meses de fevereiro a maio, passa a apresentar também nos meses de novembro a dezembro; no Cenário 5, que originalmente apresenta este tipo de alarme apenas nos meses de fevereiro a abril, passa a apresentar também no mês de maio e no mês de dezembro.

4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Na busca de uma gestão hídrica cada vez mais eficiente reforça-se, nesta tese, a necessidade de alocar o excesso de água que se torna disponível em períodos de vazão superiores à outorgável, permitindo uma ampliação da produção de riquezas sociais além de servir como uma estratégia de gerenciamento adaptativo frente à variabilidade e à mudança climáticas.

Foram analisadas algumas variáveis que interferem na definição desta vazão excedente e apresentada uma proposta de modelagem através de um sistema de apoio à decisão. Para otimização da alocação foi proposta a utilização de um algoritmo evolucionário multiobjetivo com a introdução do conhecimento e características específicas do problema analisado, de modo a torná-lo mais eficiente e permitir a incorporação dos conceitos inerentes à gestão dos recursos hídricos.

Em relação aos experimentos conduzidos na bacia hidrográfica do rio Gramame, as principais conclusões que se obtêm são:

- Resguardadas as incertezas oriundas das simplificações impostas na modelagem dos processos hidrológicos da bacia, ratifica-se que a bacia hidrográfica do rio Gramame apresenta sérios problemas de atendimento da demanda, mesmo para os usos já outorgados. Observou-se que, mesmo nos cenários de previsão de um ano chuvoso, não ocorre excedente significativo de vazão a ser alocada, principalmente no trecho à jusante do reservatório Gramame-Mamuaba (Ponto de referência 8) e no trecho do exutório do Mumbaba (Ponto de referência 3), receptor de carga poluidora lançada por várias indústrias.

- Este déficit de vazão ocorre, sobretudo, nos meses mais secos (entre setembro e fevereiro) nos quais há uma demanda maior dos irrigantes e a companhia de abastecimento também requer uma demanda adicional para reforçar o sistema de abastecimento da Região Metropolitana de João Pessoa. Diante disto, depreende-se que os dois trechos mais críticos da bacia, o exutório do Mumbaba e a jusante do reservatório Gramame-Mamuaba, têm como uma de suas principais demandas a exportação de água para a capital do estado.

- Verificou-se ainda que as alternativas de flexibilização dos valores de vazão ecológica e de concentração admissível de DBO_5 são desnecessárias, já que, tanto nos cenários de previsão de ano seco quanto nos cenários de previsão de ano chuvoso foi possível encontrar com os valores padrão de DBO_5 e de vazão ecológica soluções otimizadas tão boas quanto as soluções otimizadas encontradas nos cenários que impõem algum tipo de penalização ambiental.

- Ao utilizar a metodologia apresentada para otimizar o racionamento na bacia hidrográfica frente à previsão de um ano seco, é possível identificar os trechos da bacia hidrográfica do rio Gramame mais sensíveis à escassez. O reservatório Gramame-Mamuaba é um exemplo, pois, em todos os cenários da previsão de um ano seco, apresenta alarmes de nível do reservatório, indicando-se, com isto, que ele atinge a marca de 40% do volume útil.

- Contudo, o trecho a jusante do reservatório não foi o que apresentou taxas de racionamento mais elevadas, ficando esta propriedade a cargo dos trechos no exutório do Mumbaba (Ponto de referência 3) e no exutório do Gramame (Ponto de referência 7). Logo, os usuários mais atingidos na imposição de um possível racionamento na bacia seriam os usuários industriais de lançamento de efluentes e uma agroindústria que possui uma demanda muito elevada no ponto de referência 7.

- A estratégia do algoritmo evolucionário em propor um racionamento maior aos usuários mais significativos da bacia, preservando, na medida do possível, o usuário da companhia de abastecimento, pode ser consequência dos coeficientes de lucro unitário e de eficiência do uso da água adotados nos experimentos, os quais, de um modo geral, privilegiam a demanda para uso doméstico em detrimento da demanda de lançamento, e, em uma escala intermediária, a demanda para irrigação.

Em uma análise mais geral dos resultados obtidos nos experimentos, pode-se concluir, acerca da metodologia proposta:

- Ao analisar a disposição das soluções no espaço de busca e a evolução do algoritmo evolucionário dos cenários de alocação da vazão excedente, percebe-se que, de um modo geral, o algoritmo progrediu rapidamente em direção à Fronteira de Pareto de soluções viáveis. Esta progressão deve-se, sobretudo à incorporação dos conceitos de viabilidade em conjunto com os conceitos de dominância no algoritmo evolucionário. Sem essas adaptações, corria-se o risco de o algoritmo original não encontrar a região

de viabilidade, ou não permanecer em seu entorno após encontrá-la, pois, além do número de soluções viáveis ser muito reduzido, em alguns cenários, as soluções viáveis são dominadas pelas soluções inviáveis.

- Ainda nos cenários de alocação da vazão excedente, observou-se que em todos os casos a população final otimizada resumiu-se a poucos indivíduos viáveis replicados. Esse comportamento não é anômalo, e espera-se que qualquer cenário em que a quantidade de soluções viáveis seja reduzida trará, por consequência, uma amplitude também reduzida na Fronteira de Pareto de soluções não-dominadas; logo, o fato de o algoritmo de otimização conseguir encontrar qualquer solução desta fronteira já pode ser considerado como um excelente resultado.

- Ressalta-se que, nos experimentos avaliados, não se pode afirmar que o algoritmo encontrou a fronteira real de soluções viáveis não-dominadas, pois os resultados foram comparados apenas com o espaço de busca resultado de uma enumeração semi-exaustiva, quando seria necessária uma enumeração exaustiva para definição da fronteira real. Contudo, em todos os casos, o algoritmo conseguiu atingir a fronteira formada pela enumeração semi-exaustiva e até ultrapassá-la, em alguns cenários.

- Nos cenários de racionamento, o comportamento foi diferente, pois além de enfrentar maiores dificuldades em progredir para a Fronteira de Pareto, a população final resultou em vários indivíduos distribuídos ao longo do espaço de busca. Por se tratar de cenários mais restritivos, talvez fosse necessária uma quantidade maior de gerações para evolução do algoritmo, ou, ajustes nos parâmetros do algoritmo evolucionário.

- Contudo, o fato de, em cenários mais restritivos e compostos exclusivamente de soluções inviáveis, o algoritmo fornecer ao final da sua busca um conjunto diverso de soluções otimizadas é apropriado e até desejado. Veja o caso da situação do racionamento, por exemplo: um conjunto de soluções diversas, porém todas não dominadas entre si, pode servir de subsídio em uma possível negociação entre os usuários e o órgão gestor, atuando, neste caso, como um suporte à alocação negociada.

- Em todos os cenários, de escassez ou de excesso, também foi notória a importância da consideração concomitante dos critérios de qualidade e quantidade da água. Ao se comparar a solução de referência, gerada utilizando apenas critérios

equitativos de distribuição da água, com a solução otimizada, observou-se que, em todos os cenários (com exceção do Cenário 5), a solução otimizada atende à concentração de DBO_5 permitida sem, contudo, impor uma redução muito significativa na proporção de demanda atendida. No Cenário 5, a concentração resultante da solução otimizada foi apenas 1,39 mg/l superior à admissível.

- É importante destacar, ainda, que o atendimento da concentração admissível também se mantém frente a uma possível mudança climática, como observado nos cenários de alocação da vazão excedente, nos quais apenas as soluções 1 e 3 violam discretamente a concentração admissível, quando submetidas a essas mudanças. Nos cenários de alocação do racionamento, o acréscimo da concentração resultante frente às mudanças climáticas é mais significativo: superior a 20%. Por outro lado, a proporção de vazão atendida permanece quase inalterada.

É importante ressaltar ainda a possibilidade de aplicação deste modelo de otimização em outros cenários distintos dos aqui apresentados, bem como em outras bacias hidrográficas. Como sugestões de estudos futuros podem-se indicar, por exemplo:

- A utilização de outros modelos associados ao algoritmo evolucionário, com o intuito de melhorar a representação dos processos que ocorrem na bacia hidrográfica, melhorando, conseqüentemente, a precisão da estimativa da vazão excedente.

- A utilização de outros parâmetros de qualidade da água. Indica-se, por exemplo, a utilização do parâmetro Fósforo, que, além de ser importante para o controle da eutrofização em reservatórios, também é importante quanto ao uso da água para irrigação.

- A realização de uma análise de sensibilidade nos parâmetros de configuração do algoritmo evolucionário, com o intuito de definir valores que conduzam a uma otimização mais eficiente.

- O impacto da adoção de medidas de imposição de um tratamento prévio dos efluentes das indústrias, diminuindo a carga de poluente lançada, bem como de adoção de métodos de irrigação mais eficientes, alterando o coeficiente de eficiência de uso da água, na definição da vazão excedente e, conseqüentemente, na solução otimizada.

- A consideração da interrelação entre as águas superficiais e subterrâneas, com a adaptação e/ou adição de novas funções objetivo e novas restrições ao modelo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABOLPOUR, B.; JAVAN, M. et al. (2005). **Water allocation improvement in river basin adaptive neural fuzzy reinforcement learning approach**. Appl Soft Comput 7(2007):265–285 (*apud Zhang et al., 2010a*)
- AESA (2011). **Relatório da VII reunião de análise e previsão climática para o setor leste do Nordeste do Brasil** – ano 2011. João Pessoa, AESA.
- ALEMAR, A. (2006). **Geopolítica das águas: o Brasil e o direito internacional fluvial**. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia – MG.
- ALLAN, T. (2003). **IWRM/IRWAM: a new sanctioned discourse?** Occasional Paper 50. SOAS Water Issues Study Group. School of Oriental and African Studies/Kings College London. University of London.
- ALLER L.; BENNET, T., LEHR, J.; PETTYM R.; HACKETT, G. (1987). **DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings**. Environmental Protection Agency.
- ANDRADE, E. L. (1990). **Introdução à pesquisa operacional: Métodos e modelos para análise de decisão**. 2ª Ed., LTC, Rio de Janeiro – RJ. (*apud Freitas, 2003*)
- ARAÚJO, J. C.; SANTAELLA, S. T. (2001). **Gestão da Qualidade**. In Campos, N.; Studart, T. (editores) – **Gestão das Águas, princípios e práticas**. 2ª Edição. ABRH, Fortaleza – CE.
- AZEVEDO, L. G. T.; GATES, T. K.; FONTANE, D. G.; LABADIE, J. W.; PORTO, R. L. (2000). **Integration on water quantity and quality in strategic river basin planning**. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 126, N. 2, 85 – 97.
- AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R. L. L.; PORTO, M. (1998). **Sistema de apoio a decisão para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade da água: Metodologia e estudo de caso**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 3, n. 1, p. 21–51.
- BABEL, M. S.; GUPTA, A. D.; NAYAK, D. K. (2005). **A model for optimal allocation of water competing demands**. Water Resources Management, Volume 19, 693 – 712.
- BALTAR, A. M.; AZEVEDO, L. G. T.; RÊGO, M.; PORTO, R. L. L. (2003). **Sistemas de suporte à decisão para a outorga de direitos de uso da água no Brasil**. Série Água Brasil 2, Banco Mundial, Brasília.
- BARBOSA, E. M. (2007). **Introdução ao direito ambiental**. Editora da Universidade Federal de Campina Grande – EDUFPG, Campina Grande – PB, 192 p.
- BAZERMAN, M. H. (2004). **Processo decisório para cursos de administração, economia e MBAs**. Elsevier, Rio de Janeiro – RJ, 348p.
- BECERRA, R; COELLO, C. (2005). **Use of domain information to improve the performance of an evolutionary algorithm**. Genetic And Evolutionary Computation, Proceedings of the 2005 workshops on Genetic and evolutionary computation. Washington.
- BHAKTIKUL, K.; SOIPRASERT, N; SOMBUNYING, W. (2007). **Comparison of Genetic Algorithm and WASAM model for Real Time Water Allocation: A Case Study of Song Phi Nong Irrigation Project**. 4th INWEPF Steering Meeting and Symposium. Bangkok, Thailand.
- BIELSA, J.; DUARTE, R. (2001). **An economic model for water allocation in North Eastern Spain**. Water Resources Development, Vol. 17, No. 3, 397 – 410.
- BRASIL (1934). Decreto-Lei N° 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o código de águas.
- (1981). Lei N° 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.
- (1988). Constituição da República Federativa do Brasil.
- (1997). Lei N° 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

- BRASILEIRO, E. (2005). **Um algoritmo genético para otimização do controle em tempo real de redes de escoamento de petróleo**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência da Computação da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB.
- BROCH, S. O.; SOUZA, P. R.; PEREIRA, M. (2007). **Desenvolvimento sustentável e a gestão integrada da bacia hidrográfica do rio APA: Proposta para a gestão transfronteiriça de águas**. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo – SP.
- BROWN, T. C.; DIAZ, G. E.; SVEINSSON, O. G. B. (2002). **Planning water allocation in river basins, Aquarius: A system's approach**. Proceedings of 2nd Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference, Las Vegas.
- BROWN, L. C.; BARNWELL Jr., T. O. (1987). **Computer program documentation for the enhanced stream water quality model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**. Report EPA/600/3-87/007, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA.
- BRUNTLAND, G. H. (1987). **Nosso futuro comum**. Relatório da Comissão Mundial sobre o Meio ambiente e Desenvolvimento. FGV, Rio de Janeiro – RJ.
- CAI, X.; MCKINNEY, D. C.; LASDON, L. S. (2001). **Piece-by-piece approach to solving large nonlinear water resources management models**. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol. 167, p. 363–368.
- CAI, X.; MCKINNEY, D. C.; LASDON, L. S. (2002). **A framework for sustainability analysis in water resources management and application to the Syr Darya Basin**. Water Resources Research. Vol. 38. No. 6.
- CAMARGO, A. L. B. (2002). **As dimensões e os desafios do desenvolvimento sustentável: Concepções, entraves e implicações à sociedade humana**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Produção, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis – SC.
- CAMPOS, N. (2001). **O modelo institucional**. In Campos, N.; Studart, T. (editores) – Gestão das Águas, princípios e práticas. 2ª Edição. ABRH, Fortaleza – CE.
- CANTER, L. W. (1996). **Scientific Uncertainty and Water Resources Management**. In Lemons, J. (Ed.) - Scientific Uncertainty and Environmental Problem Solving, Blackwell Science Inc., Cambridge. (*apud Studart, 2000*)
- CARRIJO, I. (2004). **Extração de regras operacionais ótimas de sistemas de distribuição de água através de algoritmos genéticos multiobjetivo e aprendizado de máquina**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- CARVALHO, R. C. (2005). **Gestão dos recursos hídricos: Conflito e negociação na questão das águas transpostas da bacia Paraíba do Sul**. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro – RJ.
- CASTRO, M. A. H. (2001). **Águas Subterrâneas**. In Campos, N.; Studart, T. (editores) – Gestão das Águas, princípios e práticas. 2ª Edição. ABRH, Fortaleza – CE.
- CHANG, H. (2006). **La relación entre las instituciones e el desarrollo económico. Problemas teóricos claves**. Revista de economía institucional. Vol. 8, No. 14, p. 125-136.
- CNRH (2001). **Resolução N°16**, de 08 de maio de 2001. MMA, Brasília.
- COELLO, C. (2000). **An updated survey of GA-based multiobjective optimization techniques**. ACM Computing Surveys, volume 32, number 2, p. 110 – 143.
- COELLO, C. (2006). **Evolutionary multi-objective optimization: a historical view of the field**. IEEE Computacional Intelligence Magazine, vol. 1, n. 1, p. 28 – 36.
- COELLO, C.; VELDHUIZEN D.; LAMONT, G. (2002). **Evolutionary Algorithms for Solving Multi-Objective Problems**. Kluwer academic / Plenum publishers, 576 p.
- COIMBRA, J. A. A. (2000). **Considerações sobre a interdisciplinaridade**. In Phillipi Jr., A.; Tucci, C. E. M.; Hogan, D. J.; Navegantes, R. (eds) - Interdisciplinaridade em Ciências Ambientais. Signus editora, São Paulo – SP.
- COLLISCHONN, W.; AGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G. R.; TASSI, R.; SOUZA, C. F. (2005). **Em busca do hidrograma ecológico**. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa – PB.

- COSTA, A. C.; CAMPOS, J. N. B. (2005). **Participação dos usuários na alocação da água dos reservatórios no Ceará: Os casos do Jaguaribe e Banabuiú em 2002**. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa – PB.
- CRAENEN, B.; EIBEN, A.; HEMERT, J. (2005). **Comparing Evolutionary Algorithms on Binary Constraint Satisfaction Problems**. In IEEE Transactions on Evolutionary Computation, Vol. 7, NO. 5.
- CROLEY, T. E. (1996). **Using NOAA's new climate outlooks in operational hydrology**. Journal of Hydrologic Engineering, New York, v.1, n.3, p.93-102.
- CRUZ, R. C. (2005). **Prescrição de vazão ecológica: Aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados**. Tese de doutorado. Programa de pós-graduação em ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS.
- CRUZ, J. C. e SILVEIRA, G. L. (2007). **Disponibilidade hídrica para outorga em bacias com elevado uso consuntivo (I): Avaliação por SRH**. Revista de Gestão de Águas da América Latina – REGA. V.4, n° 2.
- CRUZ, J. C. e SILVEIRA, G. L. (2007a). **Disponibilidade hídrica para outorga em bacias com elevado uso consuntivo (I): Avaliação integrada por bacia** Revista de Gestão de Águas da América Latina – REGA. V.4, n° 2.
- DANDY, G.; SIMPSON, A.; MURPHY, L. (1996). **An improved genetic algorithm for pipe network optimization**. Water Resources Research, Vol. 32, NO. 2, p. 449-4583.
- DAVIS, L. (1991). **Handbook of genetic algorithms**. Van Nostrand Reinhold.
- DEB, K. (2001). **Multi-Objective Optimization using Evolutionary Algorithms**. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester, England.
- DIAZ, G. E.; BROWN, T. C. (1997). **AQUARIUS: A general model for efficient water allocation in river basins**. Proceedings of 27th Congress of the International Association for Hydraulic Research. New York.
- DINAR, A.; ROSEGRANT, M. W.; MEIZEN-DICK, R. (1997). **Water allocation mechanisms – Principles and examples**. World Bank: Policy Research Working Paper 1779, Washington.
- FALKENMARK, M.; LUNDQVIST, J. (1995). **Looming water crisis: New approaches are inevitable**. In Ohlsson, L. (ed.) - *Hydropolitics – conflicts over water as a development constraint*. London.
- FARIA, A. S.; MEDEIROS, Y. D. P.; SRDJEVIC, B. (2004). **Aplicação de técnicas computacionais para tomada de decisão no processo de alocação de água na bacia do rio Paraguaçu – Bahia**. VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. São Luís – MA.
- FOSTER, S., HIRATA, R. (1988). **Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data**. CEPIS Tech. Report. (WHO-PAHO-CEPIS), Lima, Perú.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. (1991). **Determinacion del riesgo de contaminacion de aguas subterráneas – una metodologia baseada em dados existentes**. 2ª edición revisada. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente CEPIS, Lima – Peru.
- FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. (2003). **Protección de la calidad del Agua Subterránea**. Banco Mundial, 116 p. Washington, D. C.
- FRAGOSO Jr., C. R. (2008). **Modelagem de reservatórios em zonas tropicais: Parâmetros brasileiros**. I Encontro Nacional de Hidroinformática, Fortaleza – CE.
- FRAGOSO Jr., C. R.; FERREIRA, T. F.; MOTTA MARQUES, D.; COLLISCHONN, W.; VAN NES, E. H.; SCHEFFER, M. (2007). **A Complex Computational System to Cascading Trophic Interactions Evaluation and Alternative Steady States in Subtropical and Tropical Ecosystems**. In: ABRH (Editor), 11th International Conference on Diffuse Pollution and the 1st Joint Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups, Minas Gerais, Brazil.
- FREITAS, M. A. S. (2003). **Análise de risco e incerteza na tomada de decisão na gestão hidroambiental**. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Curitiba – PR.
- GALVÃO, C. O. (1999). **Aplicabilidade em recursos hídricos da previsão de precipitação de longo prazo no Nordeste do Brasil**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS.
- GLOBAL WATER PARTNERSHIP (2000). **Integrated Water Resources Management**. Technical Advisory Committee (TAC), Tac Background Papers, n° 4.

- GOLDBERG, D. (1989). **Genetic algorithm in search, optimization, and machine learning**. Addison - Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts, 403p.
- GOMES, H. P. (1999). **Engenharia de Irrigação Hidráulica dos Sistemas Pressurizados, Aspersão e Gotejamento**. Editora Universitária – UFPB, Campina Grande-PB, 3ª Edição. 412p.
- GUIMARÃES, A. O. (2006). **Formulação de um modelo de previsão da qualidade de água para gestão de reservatórios de abastecimento urbano no semi-árido**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande - PB.
- HIRATA, R. (2004). **Gestão da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos**. Simpósio Nacional sobre o Uso da Água na Agricultura, Passo Fundo – RS.
- HOLLAND, J. H. (1975). **Adaptation in Natural and Artificial Systems**. Ann Arbor, MIT Press. (*apud Goldberg, 1989*)
- HOWE, C. W.; SCHURMEIER, D. R.; SHAW Jr., W. D. (1986). **Innovative approaches to water allocation: The potential for water markets**. Water Resources Research, Vol. 22, No. 4, 439-445. (*apud Lopes e Freitas, 2007*)
- JONKER, L. (2007). **Integrated Water Resources Management: The Theory-Praxis-Nexus, a South African Perspective**. Physics and Chemistry of the Earth 32: 1257-1263.
- KAMPRAGOU, E.; ELEFTHERIADOU, E., MYLOPOULUS, Y. (2007). **Implementing equitable water allocation in transboundary catchments: The case of river Nestos/Mesta**. Water Resources Management, Vol. 21, No. 5.
- LABADIE, J. W. (1988). **Program MODSIM, River Basin Network Flow Model for the Microcomputer**. Department of civil engineering, Colorado State University, Fort Collins, Co.
- LACERDA, E.; CARVALHO, A. (1999). **Introdução aos algoritmos genéticos**. In: GALVÃO, C.; VALENÇA, M. (organizadores), Sistemas inteligentes: Aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais. ABRH, editora UFRGS, Porto Alegre, p. 99 – 150.
- LANNA, A. E. (1997). **Introdução**. Em PORTO, R. L. - Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- LANNA, A. E.; PEREIRA, J. S., SILVA, L. M. (1997). **Análise de critérios de outorga de direitos de uso da água**. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo – SP.
- LEFF, E. (2006). **Epistemologia Ambiental**. Cortez, São Paulo – SP.
- LEIS, H. R. (2002). **Um modelo político-comunicativo para superar o impasse do atual modelo político-técnico de negociação ambiental no Brasil**. In Cavalcanti, C. - Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas. São Paulo, Cortez.
- LEVI, M. (1991). **Uma Lógica da Mudança Institucional**. Dados – Revista de Ciências Sociais. Vol. 34, n. 1. Instituto de Pesquisas Universitárias do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ. (*apud Novaes e Jacob, 2002*)
- LIMA, K. A. (2008). **Modelagem do escoamento no baixo rio Paraíba/PB e Mamanguape para fins de regionalização hidrológica**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande - PB.
- LIMA, G.; BOLDRIN, R. S.; CASTRO, M. A. S.; SOUZA, M. P.; MAUAD, F. F. (2005). **Critérios técnicos para outorga de direito de uso de recursos hídricos**. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa – PB.
- LIRA, W. S.; CÂNDIDO, G. A. (2008). **Análise dos modelos de indicadores no contexto do desenvolvimento sustentável**. Perspectivas Contemporâneas, Vol. 3, No. 1.
- LOPES, A. V.; FREITAS, M. A. S. (2007). **A alocação de água como instrumento da gestão de recursos hídricos: Experiências brasileiras**. Revista de Gestão de Água da América Latina, Vol. 4, No. 1.
- MACHADO, E. (2006). **Operação de redes de escoamento de petróleo utilizando algoritmo genético multi-objetivo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB.

- McKINNEY, D. C.; CAI, X. (1996). **Multiobjective optimization model for water allocation in the Aral Sea Basin**. Conference paper, American Institute of Hydrology – CIS.
- MEDEIROS, M. J.; NAGHETTINI, M. (2001). **Análise da viabilidade de aplicação de um fator de correção anual para o critério da vazão de outorga adotado no estado de Minas Gerais**. XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Aracajú – SE.
- MEDEIROS, Y. D. P.; LUZ, L. D.; AMORIM, F. B.; GONÇALVES, M. S.; BERETTA, M.; CAMPOS, V. P.; CIDREIRA, T. S.; FARIA, A. S. (2006). **Alocação de água em bacias hidrográficas – Uma abordagem ambiental**. VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravatá – PE.
- MICHALEWICZ, Z. (2000). **Repair Algorithms, in Evolutionary Computation 2**, in T. Bäck, D. Fogel and Z Michalewicz (editors), *Advancend Algorithms and Operators*, Institute of Physics Publishing.
- MICHALEWICZ, Z.; FOGEL, D. (2002). **How to solve it: Modern Heuristics**. Springer, Berlin, 460p.
- MILARÉ, E. (2001). **Direito do ambiente: Doutrina, prática, jurisprudência, glossário**. 2. Ed. Revista e ampliada. Editora revista dos tribunais, São Paulo – SP.
- MIMI, Z. A.; SAWALAH, B. I. (2003). **A decision tool for allocating the waters of the Jordan river basin between riparian parties**. *Water Resources Management*, Vol. 17, 447 – 461.
- MOIGNE, G.; DINAR, A.; GILTNER, S. (1997). **Principles and examples for the allocation of scarce water resources among economic sectors**. *Options Méditerranéennes, Sér. A / n. 31*.
- MONTESINOS, P.; GARCIA-GUZMAN, A; AYUSO, J. (1999). **Water distribution network optimization using a modified genetic algorithm**. *Water Resources Research*, Vol. 35, NO. 11, p. 3467-3473.
- MORAES, M. M. G. A.; SAMPAIO, Y.; CIRILO, J. A.; CAI, X. (2008). **Apoio a decisão na gestão de recursos hídricos usando modelo econômico-hidrológico integrado para alocação ótima de água: Uma aplicação na bacia do rio Pirapama**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Volume 13, n. 1, p. 29–42.
- MORORÓ, A. P. P.; AZEVEDO, J. R. G.; SEVERI, W. (2005). **Análise da variação da qualidade de água em reservatórios**. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo - SP.
- NORTH, D. (1993). **Instituciones, cambio institucional y desempeño económico**. Fondo de Cultura Económica, México.
- NOVAES, R. C.; JACOBI, P. R. (2002). **Comitês de bacias, capital social e eficiência institucional: Reflexões preliminares sobre influências recíprocas**. I Reunião da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade – ANPPA.
- PARAIBA (2001). **Plano Estadual de Recursos Hídricos – Relatório Final**. Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia do Meio Ambiente. Agência executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/perh/>
- (1997). **Decreto N° 19.260 de 31 de outubro de 1997**. Regulamenta a outorga do direito de uso dos recursos hídricos.
- PARETO, V. (1896). **Cours D’Economic Politique**. Volume I and II, F. Rouge. Lausanne. (apud Coello, 2000)
- PEREIRA, J. S. (1996). **Análise dos critérios de outorga e de cobrança pelo uso da água na Bacia do Rio dos Sinos, RS**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS.
- PEREIRA, J. S.; LANNA, A. E. L (1996). **Análise de critério de outorga dos direitos de uso da água**. III Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Salvador - BA.
- PHILIPPI Jr., A.; MAGLIO, I. C. (2005). **Política e Gestão Ambiental: Conceitos e Instrumentos**. In Philippi Jr., A.; Pelicioni, M. C. F. (Orgs.) - *Educação Ambiental e Sustentabilidade*. 1ª edição, Manole, São Paulo – SP.
- PROOPS, M. F.; MANTETTEN, R.; JOST, F. (2002). **Realizando um mundo sustentável e o papel do sistema político na consecução de uma economia sustentável**. In Clóvis, C. (org.) - *Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas*. São Paulo – SP, Cortez.
- REBOUÇAS, A. C. (2006). **Águas subterrâneas**. In Rebouças, A.; Braga, B.; Tundisi, J. (orgs) - *Águas doces no Brasil*. 3ª edição revisada e ampliada, Escrituras, São Paulo – SP.

- RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E. L. (2003). **A outorga integrada das vazões de captação e diluição**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 8, Número 3, 151-68.
- RODRIGUES, A. C. L.; BARBOSA, D. L.; FREIRE, P. K. C.; CURI, R. C.; CURI, W. F. (2006). **Um estudo sobre outorga do uso da água**. VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravatá – PE.
- RODRIGUES, R. B.; PORTO, M. (2006). **QUAL2R – Interface Gráfica para o modelo QUAL2R**. VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravatá - PE.
- ROMERO, M. A.; PHILIPPI, Jr. A. (2004). **Metodologia do trabalho científico em gestão ambiental**. In Philippi Jr., A.; Romério, M. A., Bruna, G. C. (orgs.) - Curso de Gestão Ambiental. São Paulo: Barueri – SP. Ed. Manole.
- SALATI, E.; LEMOS, H.; SALATI, E. (2006). **Água e o desenvolvimento sustentável**. In Rebouças, A.; Braga, B.; Tundisi, J. (orgs) - Águas doces no Brasil, 3ª edição revisada e ampliada, Escrituras, São Paulo – SP.
- SANTOS, R. S. (2009). **Avaliação de intervenções hidráulicas na bacia do rio Gramame-PB com o uso das técnicas de análise multiobjetivo e multicriterial**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande-PB.
- SANTOS, V. S.; CURI, W. F.; CURI, R. C. (2006). **Análise de metodologia para determinação da vazão à jusante de reservatórios no semi-árido nordestino**. In VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravatá – PE.
- SCHVARTZMAN, A. S.; NASCIMENTO, N. O.; SPERLING, M. (2002). **Outorga e cobrança pelo uso de recursos hídricos: Aplicação à Bacia do Rio Paraopeba, MG**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 7, Número 1, 103-122.
- SEMARH (2000). **Plano diretor de recursos hídricos da Bacia do rio Gramame**. Governo do Estado da Paraíba, Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Minerais – SEMARH.
- SILVA, L. M. C.; LANNA, A. E. L (1997). **Crítérios de outorga de uso da água com base em modelagem agro-hidrológica: metodologia e aplicação (Bacia do Rio Branco – BA)**. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Vitória – ES.
- SILVA, L. M. C.; MONTEIRO, R. A. (2004). **Outorga de direito de uso de recursos hídricos: Uma das possíveis abordagens**. In: Machado, C. J. S. (Org.) - Gestão de Águas Doces. 1 ed. Rio de Janeiro: Interciência, v. 1, p. 135-178.
- SILVA, U. P. A.; COSTA, A. M.; LIMA, G. P. B; LIMA, B. P. (2006). **A experiência da alocação negociada de água nos vales do Jaguaribe e Banabuiú**. VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravatá – PE.
- SMITH, A.; COIT, D. (2000). **Penalty Functions, in Evolutionary Computation 2**, in T. Bäck, D. Fogel and Z Michalewicz (editors), Advancend Algorithms and Operators, Institute of Physics Publishing.
- SOARES, S. R. (2004). **Análise multicritério e gestão ambiental**. Em Philippi Jr., A.; Romério, M. A.; Bruna, G. C. (orgs.) - Curso de Gestão Ambiental. São Paulo: Barueri – SP. Ed. Manole.
- SOBOL, I. M. (1994). **A Primer for the Monte Carlo Method**. CRC Press, Florida.
- SOUZA FILHO, F. A. (2005). **Alocação de água sazonal e anual: Modelos matemáticos, experimentação comportamental e justiça alocativa**. Tese de doutorado, Escola Politécnica. Universidade de São Paulo. São Paulo – SP.
- SOUZA FILHO, F. A.; PORTO, R. L. L. (2005). **Aprimoramento do processo de alocação de água de curto prazo no Ceará através de utilização da informação climática**. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa - PB.
- SOUZA, V. C.; PEREIRA, J. S.; SANTANA, A. G. (2006). **Os conflitos pelo uso da água na bacia hidrográfica do Rio Coruripe, AL**. VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravatá - PE.
- STUDART, T. M. C. (2000). **Análises de incertezas na determinação de vazões regularizadas em climas semi-áridos**. Tese de doutorado. Curso de Doutorado em Recursos Hídricos. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza – CE.
- STUDART, T. M. C.; CAMPOS, J. N. B. (2001). **Incertezas nas estimativas da vazão regularizada por um reservatório**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Volume 6, n. 3, 81 – 94.

- TUCCI, C. E. M. (2000). **Desafios em recursos hídricos**. In Phillipi Jr., A.; Tucci, C. E. M.; Hogan, D. J.; Navegantes, R. (editores), *Interdisciplinaridade em Ciências Ambientais*. São Paulo, Signus editora, 318 fls.
- TVERSKY, A.; KAHNEMAN, D. (1981). **The Framing of Decisions and the Psychology of Choice**. *Science, New Series*, Vol. 211, No. 4481, pp. 453-458
- VARGAS, V. M. F. (2000). **Projetos em ciências ambientais: Relato de casos**. In Phillipi Jr., A.; Tucci, C. E. M.; Hogan, D. J.; Navegantes, R. (editores). *Interdisciplinaridade em Ciências Ambientais*. São Paulo, Signus editora, 318 fls.
- VENKATRAMAN, S.; YEN, G. (2005). **A Generic Framework for Constrained Optimization Using Genetic Algorithms**. In *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, Vol. 9, NO. 4.
- VIEIRA, V. P. P. B. (2001). **Análise de Risco**. In Campos, N.; Studart, T. (editores) – *Gestão das Águas, princípios e práticas*. 2ª Edição. ABRH, Fortaleza – CE.
- VINCENS, G. J.; RODRIGUES-ITURBE, I.; SHAAKE, J. C. (1975). **A Bayesian framework for the use of regional information in hydrology**. *Water Resources Research.*, 11(3), p. 405 – 411 (*apud Studart e Campos, 2001*)
- WALGENBACH, W.; MARTINS, R. P.; BARBOSA, F. A. R. (2000). **Modos operativos de integração disciplinar nas Ciências Ambientais**. In Phillipi Jr., A.; Tucci, C. E. M.; Hogan, D. J.; Navegantes, R. (editores) - *Interdisciplinaridade em Ciências Ambientais*. São Paulo, Signus editora, 318 fls.
- WANG, X.; SUN, Y.; SONG, L.; MEI, C. (2009a). **An eco-environmental water demand based model for optimising water resources using hybrid genetic simulated annealing algorithms. Part I. Model development**. *Journal of Environmental Management* 90:2628–2635.
- WANG, X.; SUN, Y.; SONG, L.; MEI, C. (2009b). **An eco-environmental water demand based model for optimising water resources using hybrid genetic simulated annealing algorithms. Part II. Model application and results**. *Journal of Environmental Management* 90:2612–2619.
- WARDLAW, R.; BHAKTIKUL, K. (2001). **Application of genetic algorithm for water allocation in an irrigation system**. *Irrigation and Drainage*, 50 (2), 159 – 170. (*apud Babel et al., 2005*)
- YANG, Z.; CUI, B.; CHEN HE. (2007). **A holistic approach for evaluating ecological water allocation in the Yellow River Basin of China**. *Front. Environ. Sci. Engin. China*, 1(1): 99–106.
- ZHANG, W.; WANG, Y.; PENG, H.; LI, YITING; TANG, JUSHAN; WU, K. B. (2010a). **A coupled water quantity-quality model for water allocation analysis**. *Water Resources Management*, volume 24, número 3, 485-511.
- ZHANG, W.; WEI, C.; ZHOU, J. (2010b). **Optimal Allocation of Rainfall in the Sichuan Basin, Southwest China**. *Water Resources Management*, volume 24, número 5, 4529-4549.
- ZITZLER, E.; LAUMANN, M.; THIELE, L. (2001). **SPEA2: Improving the Strength Pareto Evolutionary Algorithm**. Technical report 103, Zürich, Switzerland: Computer Engineering and Network Laboratory (TIK), Swiss Federal Institute of Technology (ETH).