



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRAULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

MARIA BERNADETTE FROTA AMORA SILVA

**INDICE DE REMOÇÃO DE BARRAGENS CEARENSES
(IREB) SOB UM ENFOQUE MULTICRITÉRIO**

**FORTALEZA - CE
2012**

MARIA BERNADETTE FROTA AMORA SILVA

**INDICE DE REMOÇÃO DE BARRAGENS CEARENSES
(IREB) SOB UM ENFOQUE MULTICRITÉRIO**

Tese submetida à coordenação do curso de pós-graduação em Engenharia Civil, pela Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de doutor

Área de concentração: Recursos Hídricos

**Orientador: Prof. Dr. José Nilson Campos
Co-orientador: Prof. Dr. Carlos António Bana e Costa**

**FORTALEZA - CE
2012**

MARIA BERNADETTE FROTA AMORA SILVA

**INDICE DE REMOÇÃO DE BARRAGENS CEARENSES (IREB) SOB
UM ENFOQUE MULTICRITÉRIO**

Esta tese foi submetida como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Civil, na área de concentração em Recursos Hídricos outorgado, pela Universidade Federal do Ceará.

Aprovada em:

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Nilson Bezerra Campos
(orientador)
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Carlos António Bana e Costa
(co-orientador)
Instituto Superior Técnico de Lisboa

Prof. Dr. Francisco de Assis de Souza Filho
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Francisco Chagas da Silva Filho
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Antônio Clécio Fontelles Thomas
Universidade Estadual do Ceará

Ao meu marido Jackson, e aos frutos do nosso amor, Lia Maria e Bruno, e a minha neta Sophia.

AGRADECIMENTOS

Há cinco anos comecei algo que parecia uma travessia sem fim: o doutorado que culminaria com a escrita dessa tese. Hoje, ao apresentá-la, sinto um sentimento de alívio, pois desenvolvê-la não foi uma missão fácil. Foi necessário fé, dedicação, persistência, coragem, família, amigos e amor ao estudo. Contudo, os obstáculos encontrados, longe de ofuscarem o curso dessa travessia, aumentaram-lhe o valor. E, ao invés de me apreenderem, me propiciaram forças a seguir adiante.

Agradeço:

A Deus que, em sua infinita bondade e sabedoria, me dá forças para suplantar todos os obstáculos em meu caminho. Sem a Sua força nada seria possível.

Ao meu orientador, Prof. Dr. José Nilson Bezerra Campos. A sua forma tranquila de ser me fez ter forças para enfrentar os momentos de tensão que acompanharam o desenrolar dessa tese. Os fatos dominantes de sua orientação foram o repasse humilde de sua imensa sabedoria e a cordialidade com que sempre me recebeu. Obrigada, pois sem os seus contributos, esta investigação não teria sido possível. Agradeço, ainda, pela confiança em aceitar a orientação deste trabalho sob condições de premência de tempo, determinada pelas minhas atividades profissionais.

Ao Prof. Dr. Carlos António Bana e Costa, na qualidade de amigo e co-orientador, que de Lisboa me despertou o interesse por metodologias de apoio. À decisão, enviando artigos de sua autoria e outros, que tanto contribuíram para o meu crescimento acadêmico. Valorizo, não apenas, os comentários, as observações críticas e o dispor que sempre demonstrou, mas essencialmente, a confiança em mim depositada. Sou inteiramente grata por essa orientação que transpõe a tese.

Prof. Dr. Francisco Chagas da Silva Filho, obrigada pela maneira interessada como me acompanhou na etapa final dessa tese e pelo fornecimento dos dados que geraram a publicação do artigo necessário a sua defesa.

Ao Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto, por sua permanente solicitude na fase final desta tese. Solicitude essa que muito me ajudou a superar a situação do limite de prazo. Agradeço as valorosas sugestões, assim como sua compreensão.

Ao Prof. Dr. Raimundo estou grata pelo apoio concedido desde o início do doutorado, pelos inúmeros conhecimentos que me transmitiu, além das palavras de ânimo proferidas sempre que, desanimada, pensava em desistir de alguma disciplina.

À Universidade Federal do Ceará, ao corpo de professores e funcionários do Curso de Doutorado em Engenharia Civil e a todos os colegas de doutorado e, em especial, à Andrea Cysne, pelo sadio convívio, incentivo e troca de experiências. Sem a sua valiosa parceria e solidariedade teria sido mais difícil a conclusão dessa tese.

À Faculdade Christus, pelo apoio, incentivo e recursos que em boa disponibilizou e que foram essenciais para concretização desta jornada.

Ao meu pai Manoel Albano Amora, que me ensinou valores como a humildade, a honestidade, a justiça, e o amor pelo nosso semelhante; por explicar-me que o importante não é possuímos o "dom da palavra", mas sim de sabermos pronunciá-la na prática do bem e em favor da verdade.

À minha mãe Maria, mulher de inabalável fé, por ter compartilhado de minhas alegrias, tristezas e descobertas. E ainda, por ajudar-me a crescer e a ser uma pessoa decidida e realista.

Ao meu marido Jackson, porto seguro da minha existência, que soube tão bem sacrificar momentos que poderíamos ter desfrutados juntos, pela insistência e pela confiança em mim depositada quando me incentivou a galgar essa ascensão acadêmica por mim não planejada. Obrigada, por me fazer feliz nesses últimos trinta anos, sonhando, sorrindo e chorando comigo. O seu incentivo, companheirismo e essencialmente a sua cumplicidade me propiciaram o conforto afetivo e emocional tão necessário nessa etapa. Saiba que essa tese é um esforço nosso.

A minha filha Lia Maria, que me deu a oportunidade de inaugurar o papel de mãe e de experimentar a mais pura forma de amor. Esse amor forte, profundo e desinteressado que permeia o coração materno. Por me propiciar sorrisos, preocupações, e emoções que me fazem cantar de alegria, mesmo na estrada das adversidades da vida. Obrigada por estar constantemente ao meu lado compreensiva e amorosa e me desejar boa noite todos os dias não importando o horário.

A meu filho Bruno que me fez experimentar uma nova forma dessa dádiva divina chamada maternidade, pois o amor materno não se divide para cada filho. Ele é simplesmente amor de mãe – indivisível, incondicional e eterno. Por me propiciar risadas, inquietações e sentimentos que me levam à plenitude a cada dia, a cada noite, a cada momento. Obrigada pela sua amorosa e compreensiva companhia e por me esperar para o jantar não importando se o seu dia tenha sido exaustivo ou não.

À Sophia, minha netinha querida, pela sua existência. O seu nascimento desencadeou uma emoção difícil de expressar, pois ser avó é reviver sentimentos numa dimensão diferente de doçura e responsabilidades. É um privilégio de Deus. Amo você, minha princesinha!

Ao meu genro Thiago, por amar e cuidar com tanto carinho de dois dos meus mais preciosos bens, minha filha e minha neta. Obrigada por fazer parte de nossa família. O seu caráter e dedicação fazem eu lhe amar como um filho.

À minha candidata à nora, Raissa, por fazer meu filho feliz (um dos meus mais preciosos bens). Obrigada por me fazer crer que quem casa um filho ganha uma filha.

Há muito mais a quem agradecer... Sou eternamente grata a todos que, embora não nomeados, colaboraram para o desenvolvimento desta pesquisa.

RESUMO

A remoção de barragens vem se tornando uma prática cada vez mais premente no mundo. Várias são as causas que podem justificar a remoção de uma barragem: problemas de segurança, assoreamento devido à idade, deixar de cumprir as finalidades que lhe foram delegadas em projeto, etc. No Brasil, o desenvolvimento de pesquisa científica nesse tema está em fase embrionária e no Nordeste, onde a construção de barragens está fortemente associada à cultura regional, essa pesquisa praticamente não existe. É contudo necessária, considerando que algumas dessas obras aproximam-se do fim de suas vidas úteis. Nesse contexto, construiu-se um modelo de avaliação multicritério da vulnerabilidade de barragens, permitindo definir um Índice de Remoção de Barragens (IREB). Com base no valor tomado pelo IREB para uma dada barragem, uma de três ações pode ser recomendada: a remoção, a recuperação ou a manutenção da barragem na situação existente. O modelo foi construído seguindo a metodologia MACBETH e utilizando o sistema de apoio à decisão M-MACBETH na interação com vários especialistas. Para testar o modelo, utilizou-se informações referentes as barragens Ubaldinho, Acarape do Meio e Jaburú I, localizadas no Estado do Ceará. Os resultados obtidos foram concordantes com os esperados e as análises efetuadas comprovaram a potencialidade do modelo.

Palavras - chave: Remoção de barragens. Avaliação multicritério. MACBETH.

ABSTRACT

Dam removal is becoming a current practice worldwide. Several causes can justify the removal of a dam: security issues, siltation due to age, fail to fulfill project purposes, etc. In Brazil, the development of scientific research in this theme is scarce and does not exist in the Northeast, where construction of dams is strongly linked to regional culture. However, this research is necessary, considering that some dams are quite old. In this context, a multicriteria model was constructed to evaluate the vulnerability of dams. It allowed to define the IREB, an index that establishes three possible recommendations for action: dam removal, recovery or keep it as it is. The model was constructed following the MACBETH methodology and using the M-MACBETH decision support system in interaction with various experts. To test the model, information regarding three dams was used: Ubaldinho, Acarape do Meio and Jaburú I, located in the State of Ceará. The results were consistent with those expected and the analyzes performed demonstrated the requisiteness of the model.

Keywords: Dam removal. Multicriteria decision analysis. MACBETH.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

01	Seção longitudinal ao longo de um qanat	29
02	Esquema de localização de barragens.....	30
03	Grandes barragens inauguradas no mundo.....	33
04	Questionamentos considerados na remoção de barragens.....	50
05	Grau de trofia.....	76
06	Comparação entre os processos de eutrofização natural e cultural.....	77
07	Índice de Estado Trófico.....	81
08	Salinidade para consumo humano.....	86
09	Etapas consideradas no modelo HidroSed.....	88
10	Composição da nuvem de elementos primários.....	92
11	Etapas do processo MACBETH.....	101
12	Matriz de juízos: : (a) consistentes; (b) Inconsistentes.....	102
13	Matriz completa de juízos consistentes.....	103
14	Função de valor.....	105
15	Julgamentos para ponderação dos critérios.....	107
16	Coeficientes de Ponderação.....	108
17	Bacias hidrográficas do Ceará.....	110
18	Visão geral do modelo.....	114
19	Crítérios considerados na remoção.....	115
20	Alocação dos especialistas às áreas de interesse do modelo.....	117
21	Pontos de vista fundamentais à avaliação da remoção de uma barragem..	118
22	Pontos de vista elementares.....	119
23	Árvore de pontos de vista.....	120
24	PVF ₁ - Impactos nas áreas ribeirinhas.....	122
25	PVF ₂ – Custo de manutenção da barragem.....	122
26	PVF ₃ – Custo de reparação da barragem.....	123
27	PVF ₄ – Custo de reparação ambiental após a remoção da barragem.....	123
28	PVF ₅ – Custo de reparação da qualidade de água sem a remoção da barragem.....	124
29	PVF ₆ – Serviços propiciados pela barragem.....	125
30	PVF ₇ – Valores históricos e culturais.....	125
31	PVF ₈ – Perdas para a população afetada pela remoção.....	126
32	PVF ₉ – Segurança estrutural, econômica e ambiental.....	129
33	PVF ₁₀ – Eutrofização.....	129
34	PVF ₁₁ – Salinização.....	130

35	PVF ₁₂ – Assoreamento.....	130
36	PVF ₁₃ Saturação da capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica.....	131
37	Níveis de referência.....	132
38	Níveis de referência de cada PVF.....	133
39	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₁₁ - salinização.....	134
40	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₆ - serviços propiciados pela barragem.....	135
41	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₇ - valores históricos e culturais.....	135
42	Função de valor para o PVF ₁₁ - salinização	135
43	Função de valor para o PVF ₆ .serviços propiciados pela barragem e PVF ₇ - valores históricos e culturais.....	136
44	Referências de ponderação.....	137
45	Ponderação dos pontos de vista fundamentais.....	138
46	Histograma dos coeficientes de ponderação.....	139
47	Funções de valor e coeficientes de ponderação.....	140
48	Barragem Ubaldino: (a) Vista aérea; (b) Localização espacial	142
49	Barragem Acarape do Meio: (a) Vista aérea; (b) Localização espacial	143
50	Jaburu I: (a) Vista aérea; (b) Localização espacial	143
51	Características das barragens segundo os PVF.....	144
52	Avaliação das barragens.....	145
53	Resultados globais do modelo, apresentados numa escala termométrica..	145
54	Perfil da barragem Acarape do Meio.....	146
55	Pontuações globais melhores e piores, apresentados numa escala termométrica.....	147
56	Análise de robustez do modelo, considerando a informação ordinal, MACBETH e cardinal em local e a informação ordinal em global.....	150
57	Análise de sensibilidade no peso do PVF ₇ – Valores históricos e culturais.	151
58	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₁ (Impactos nas áreas ribeirinhas)	168
59	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₂ (custo de manutenção da barragem)	168
60	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₃	169
61	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₄ (custo de restauração ambiental após a remoção da barragem).....	169
62	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₅ (custo de	

	reparação da qualidade da água do reservatório sem a remoção).....	170
63	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₆ (serviços propiciados pela barragem)	170
64	Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF ₇ (valores históricos e culturais)	171
65	Matriz de juízos de valor e função de valor para PVF ₈ (Efeitos econômicos sobre o tecido social)..	171
66	Matriz de juízos de valor e função de valor para PVF ₉ (segurança estrutural, ambiental e econômica).....	172
67	Matriz de juízos de valor e função de valor para PVF ₁₀ (eutrofização).....	172
68	Matriz de juízos de valor e função de valor para PVF ₁₁ (salinização).....	173
69	Matriz de juízos de valor e função de valor para PVF ₁₂ (assoreamento).....	173
70	Matriz de juízos de valor e função de valor para PVF ₁₃ (saturação da capacidade de armazenamento na bacia).....	174
71	Perfil da barragem Ubaldinho.....	175
72	Perfil da barragem Jaburú I.....	175
73	Análise de Sensibilidade para o PVF ₁ (impactos ambientais).....	170
74	Análise de Sensibilidade para o PVF ₂ (custo de manutenção da barragem)	176
75	Análise de Sensibilidade para o PVF ₃ (custo de reparação da barragem).	177
76	Análise de Sensibilidade para o PVF ₄ (custo de restauração ambiental após a remoção da barragem).....	177
77	Análise de Sensibilidade para o PVF ₅ (custo de reparação da qualidade de água sem a remoção da barragem)	178
78	Análise de Sensibilidade para o PVF ₆ (serviços propiciados pela barragem)	178
79	Análise de Sensibilidade para o PVF ₈ (efeitos econômicos sobre o tecido social)	179
80	Análise de Sensibilidade para o PVF ₉ (segurança).....	179
81	Análise de Sensibilidade para o PVF ₁₀ (eutrofização).....	180
82	Análise de Sensibilidade para o PVF ₁₁ (salinização).....	180
83	Análise de Sensibilidade para o PVF ₁₂ (assoreamento).....	181
84	Análise de Sensibilidade para o PVF ₁₃ (saturação da capacidade de armazenamento da bacia).....	181

LISTA DE TABELAS

01	Classificação das razões de remoção das barragens.....	70
02	Índice do estado trófico.....	78
03	Açudes hipereutróficos ou eutróficos por bacias hidrográficas cearenses.....	81
04	Periculosidade (P).....	182
05	Vulnerabilidade (V), estado de condição atual da barragem.....	183
06	Importância estratégica (I).....	184

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMC	Metodologia de Análise Multicritério
AHP	Analytic Hierarchy Process (processo analítico hierárquico)
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CIGB	Comissão Internacional de Grandes Barragens
COCERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
DNOCS	Departamento Federal de Obras Contra as Seca
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
ICID	International Commission on Irrigation and Drainage
ICOLD	International Commission on Large Dams
IFOCS	Inspetoria Federal de Obras Contra a Seca
IET	Índice de Estado Trófico
IOCS	Inspetoria de Obras Contra a Seca
IREB	Índice de Remoção de Barragem
MACBETH	Measuring Attractiveness by a Category-Based Evaluation Technique (medir a atratividade por uma técnica baseada em categorias)
MMAD	Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão
PV	Ponto de vista
PVE	Ponto de vista elementar
PVF	Ponto de vista fundamental
WCD	World Commission on Dams

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	Problemática	20
1.2	Objetivos	22
1.2.1	Objetivo geral.....	22
1.2.2	Objetivos específicos.....	22
1.3	Justificativa, ineditismo e relevância	22
1.4	Estrutura do Trabalho	26
2	BARRAGENS: A CONCILIAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS COM AS NECESSIDADES DA SOCIEDADE	27
2.1	A expressão de uma ideologia dominante no contexto da dependência pela água	27
2.2	A açudagem e o esforço da sociedade nordestina contra as adversidades climáticas	35
3	QUANDO OS PARADIGMAS CAEM	41
3.1	A remoção de barragens: uma nova reflexão	41
3.2	Em busca da equidade intergeracional: alguns questionamentos	48
3.3	Questões a serem considerados na remoção de uma barragem	52
3.3.1	Questões ecológicas.....	53
3.3.1.1	Áreas ribeirinhas.....	53
3.3.1.2	Ecosistemas aquáticos	54
3.3.1.3	Qualidade de água.....	55
3.3.1.4	Sedimentação.....	56
3.3.1.5	A posição de uma barragem dentro de uma bacia hidrográfica.....	58
3.3.2	Questões econômicas.....	58
3.3.2.1	Custos e benefícios do proprietário e da sociedade..	59
3.3.2.3	Custos e benefícios para as atividades recreativas..	60
3.3.2.3	Custos e benefícios ambientais.....	61
3.3.2.4	Valor da propriedade.....	61
3.3.3	Questões sociais.....	62

3.3.3.1	O entendimento da sociedade.....	62
3.3.3.2	Sentimentos comunitários.....	63
3.3.3.3	Aspectos históricos.....	63
3.3.3.3	Serviços propiciados pela barragem.....	64
3.3.3.4	Questões de saúde pública.....	65
3.3.4	Questões de segurança.....	66
3.3.5	Viabilidade técnica da remoção.....	67
3.4	Considerações gerais sobre os critérios apresentados.....	69
4	ESPECIFICIDADES DAS BARRAGENS SITUADAS NO SEMIÁRIDO NORDESTINO.....	71
4.1	Qualidade de água.....	73
4.1.1	Eutrofização.....	75
4.1.2	Salinidade.....	82
4.1.3	Assoreamento dos reservatórios.....	87
5	METODOLOGIA MULTICRITÉRIO DE APOIO A DECISÃO.....	91
5.1	Fases Fundamentais da Construção de um Modelo Multicritério de Apoio à Decisão.....	91
5.1.1	Fase de Estruturação.....	92
5.1.2	Fase de avaliação.....	97
5.1.3	Elaboração de recomendações.....	99
5.2	A metodologia MACBETH.....	100
6	CONSTRUÇÃO DO MODELO DE AVALIAÇÃO.....	110
6.1	Contexto de decisão.....	110
6.2	Visão geral do modelo.....	113
6.3	Fase de estruturação.....	114
6.3.1	Identificação dos Pontos de Vista Fundamentais (PVF).....	114
6.3.2	Descritores.....	120
6.3.2.1	Descritor de impactos ambientais (PVF ₁).....	121
6.3.2.2	Descritor do custo de manutenção da barragem (PVF ₂).....	122
6.3.2.3	Descritor do custo de reparação da barragem	

(PVF ₃).....	122
6.3.2.4 Descritor do custo de restauração ambiental após a remoção da barragem (PVF ₄)	123
6.3.2.5 Descritor do custo de reparação da qualidade de água do reservatório sem a remoção da barragem (PVF ₅)....	124
6.3.3.6 Descritor dos serviços propiciados pela barragem (PVF ₆)	125
6.3.2.7 Descritor de valores históricos e culturais (PVF ₇)...	125
6.3.2.8 Descritor dos efeitos econômicos sobre o tecido social (PVF ₈)	125
6.3.2.9 Descritor de segurança estrutural, econômica e ambiental (PVF ₉)	126
6.3.2.10 Descritor de eutrofização (PVF ₁₀)	129
6.3.2.11 Descritor de salinização (PVF ₁₁)	130
6.3.2.12 Descritor de assoreamento (PVF ₁₂)	130
6.3.2.13 Descritor de saturação da capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica (PVF ₁₃)	131
6.3.3 Identificação dos níveis Crítico e Neutro.....	131
6.4 Fase de Avaliação.....	134
6.3.1 Determinação das Funções de Valor.....	134
6.3.2 Determinação dos coeficientes de ponderação.....	136
6.3.2 Modelo de avaliação.....	140
6.5 Fase de Elaboração de Recomendações.....	141
6.5.1 Análise da avaliação global das barragens.....	144
6.5.1.1 Análise da avaliação global das barragens considerando-se imprecisão nos impactos.....	144
6.5.1.2 Análise da avaliação global das barragens considerando-se cenários.....	147
6.5.2 Análise de Robustez.....	149
6.5.3 Análise de Sensibilidade à variação do peso de cada PVF....	150
7 CONCLUSÃO.....	153
REFERÊNCIAS.....	156
APÊNDICE A - MATRIZ DE JUÍZOS DE VALOR E FUNÇÃO DE VALOR.....	168

APÊNDICE B - PERFIL DE IMPACTO DAS BARRAGENS.....	175
APÊNDICE C - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	176
ANEXO A -TABELAS PARA O CÁLCULO DA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE RISCO EM BARRAGENS DO SEMI-ÁRIDO.....	182
ANEXO B - MAPA INDICATIVO DO ESTADO TRÓFICO.....	185
ANEXO C - SALINIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO.....	186
ANEXO D - AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE RISCO.....	187

1 INTRODUÇÃO

Fundamentalmente importante para todos os aspectos da civilização humana, a água configura-se como um dos recursos naturais mais preciosos. A irregularidade espacial da disponibilidade da água, em função das condições geográficas, climáticas e meteorológicas, tem desde sempre conduzido a um cenário onde a escassez hídrica inviabiliza ou restringe a qualidade de vida de uma dada comunidade e/ou contribui para o surgimento e agravamento de conflitos.

Como forma de estabelecer um convívio com a situação apresentada, a civilização criou formas para o armazenamento e a distribuição controlada dos recursos hídricos ao longo do tempo, utilizando obstáculos artificiais aos cursos de água: as barragens.

Historicamente, essas obras de engenharia eram planejadas e construídas para fins de fornecimento de água, irrigação e controle de enchentes. Contudo, com o passar dos anos, esses objetivos foram sendo ampliados. No fim do século XIX, a energia hidrelétrica e a navegação se tornaram objetivos adicionais dos barramentos. No século que ora se inicia, a água continua a ser um recurso vital. Entretanto, os prognósticos sobre a sua qualidade e quantidade são alarmantes. Na concepção de Barbieri (2012) e Moura (2008), provavelmente, muitos conflitos, inclusive bélicos, serão deflagrados pela falta da água. Assim, o papel crucial que os barramentos têm exercido ao longo da história da humanidade continuará durante o século XXI (ICOLD, 2008).

Todavia, não se pode esquecer a dimensão temporal dos acontecimentos. O transcorrer do tempo invariavelmente altera os paradigmas vigentes. O que antes era certeza torna-se dúvida. O desconhecido transforma-se em conhecido e o inesperado acontece. Dentre alguns exemplos, sem desconsiderar a importância dos saberes tradicionais, as barragens passaram a ser estudadas numa perspectiva multidimensional mais realística.

Neste contexto, as pessoas, mesmo cientes dos benefícios propiciados pelas barragens estão reconhecendo, cada vez mais, os impactos negativos por elas gerados. Ademais, inúmeras barragens estão além de sua expectativa média de vida (AMERICAN RIVERS et al, 1999; POHL, 2002; MENESCAL *et al*, 2004a), não apresentando, por vezes, as condições de segurança requeridas (ASPEN, 2002; AMERICAN RIVERS *et al*, 1999). Em alguns casos, a manutenção dessas estruturas

é bastante onerosa (AMERICAN RIVERS et al, 1999) ou ainda, alteraram-se, com o passar dos anos, algumas das necessidades e valores da comunidade (ASPEN, 2002) tornando as barragens obsoletas. Nesse sentido a comunidade técnica e científica internacional passou a considerar a remoção de algumas dessas obras como uma opção estratégica capaz de ser implementada.

A literatura acadêmica internacional apresenta inúmeros casos de remoção de barragens em diferentes contextos (ASPEN, 2002; JOHNSON e GRABER, 2002; POFF e HART, 2002; DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003; YANG *et al*, 2011, AMERICAN RIVERS, 2002; PEJCHAR e WARNER, 2001, BEDNAREK, 2001). Uma revisão na bibliografia nacional revela que o processo de remoção de barragem ainda não é um cenário concebido pelos gestores de recursos hídricos no Brasil, embora exista uma polêmica significativa entre as vantagens e desvantagens obtidas com a construção dessas estruturas.

1.1 Problemática

O Estado do Ceará, com uma área de aproximadamente 146.817 Km², correspondente a 9,4% da região nordeste do Brasil (AMARAL FILHO, 2003), tem cerca de 86,8% do seu território inserido na região semiárida, de acordo com Portaria nº 89, de março de 2005, do Ministério da Integração Nacional (CEARÁ, 2008). Neste contexto, é caracterizado por anos de baixos níveis pluviométricos anuais.

Para suprir a escassez de água nos meses secos, foi adotada, há mais de cem anos (SANTIAGO *et al*, 2005), uma política de construção de reservatórios superficiais (plurianuais e anuais), os açudes (SANTIAGO *et al*, 2005; AMARAL FILHO, 2003; MARANHÃO e AYRIMORAES, 2012) que impedem o escoamento direto para os exutórios da bacia (SILVA FILHO, 2008) garantindo, assim, o atendimento das demandas hídricas no tempo e no espaço (MARANHÃO e AYRIMORAES, 2012). Esses reservatórios desempenham, portanto, um importante papel para o desenvolvimento da região, sendo utilizados para múltiplas finalidades, como o abastecimento doméstico e industrial, a irrigação, a dessedentação animal, a pesca, a aquicultura e o lazer (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

Atualmente, no Ceará, existem aproximadamente 30.000 barragens, predominantemente de pequeno porte, tendo algumas mais de 100 anos de

existência (MENESCAL *et al*, 2004a; MENESCAL *et al*, 2004b). Acresce, ainda, que muitos desses reservatórios foram abandonados pela elevada salinização ou por estarem cobertos de algas (CEBALLOS *et al*, 1997).

Algumas dessas estruturas encontram-se no final de sua vida útil. Nessa perspectiva, o descomissionamento, aqui considerado como a remoção total de uma barragem (DOYLE *et al*, 2008; YANG *et al*, 2011) será uma opção tangível em um futuro próximo. Contudo, aceitar realisticamente esse posicionamento é uma tarefa controversa para a sociedade (ASPEN, 2002) cearense, pois, historicamente, a construção de barragens tenta estabelecer um convívio da população com os períodos de estiagem e inundação. Tal concepção é reforçada por Silva e Gonçalves (2005, p.82): “Barragens são a solução técnica mais recorrentemente implementada no semiárido como síntese mitigadora de dois diferentes tipos de desastres, situados em polos opostos e que marcam o modo de vida sertanejo: as secas desoladoras e as cheias devastadoras”.

Vale ressaltar que a remoção de barragens não é uma panaceia (GRANT, 2001), embora ela não possa ser evitada (GRANT, 2001). Cada barragem existe em um contexto único considerando critérios físicos, ecológicos, sociais, econômicos, culturais e legais, que se contrapõem e que, segundo Aspen (2002), são sujeitos a divergências e não são facilmente quantificáveis.

Isto clama para a necessidade de conceber um modelo que considere e avalie tecnicamente e cientificamente a remoção como uma opção na gestão de barragens. É necessário um modelo formal, teoricamente robusto, pois esse tipo de decisão será parte integrante do cenário futuro de decisão pública, não podendo ser tomada intuitivamente, baseando-se exclusivamente na *expertise* ou em recomendações genéricas dos órgãos gestores.

A partir da análise dos aspectos aqui delineados e considerando o âmbito deste trabalho, foi proposta a seguinte pergunta de partida: Como decidir se uma barragem deve ser removida?

Tais indagações, que motivaram o início do presente trabalho definiram a problemática do tema. A resposta a esta questão é complexa, visto que o processo de remoção de uma barragem é marcado pelo conflito de interesses de múltiplos atores, com diferentes relações de poder, envolvendo múltiplos pontos de vista potencialmente conflitantes, políticos, econômicos e técnicos, mas também devido à própria cultura local.

Frente a tal realidade, propôs-se a utilização da Metodologia Multicritério de Apoio a Decisão (MMAD) para construir um modelo de avaliação que permita levar em conta a multidimensionalidade de aspetos, de natureza quantitativa ou qualitativa, mais ou menos tangíveis e comensuráveis, que caracteriza a problemática da remoção de barragens.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desta tese é desenvolver um modelo multicritério de apoio ao processo decisório de remoção de barragens localizadas no semiárido nordestino do Brasil.

1.2.2 Objetivos Específicos

Para se alcançar o objetivo geral, foram estabelecidos alguns objetivos operacionais assim agrupados:

- a) Identificar os principais critérios que condicionam a escolha de uma barragem à remoção.
- b) Construir um modelo de apoio à decisão, embasado na metodologia MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*), capaz de ser utilizado por gestores quando da decisão de remoção de uma barragem cuja finalidade principal é o abastecimento humano.
- c) Propor um Índice de Remoção de Barragens (IREB)
- d) Avaliar o IREB

1.3 Justificativa, ineditismo e relevância

As decisões em recursos hídricos, e em específico na remoção de barragens, consideram múltiplos objetivos, permitem diversos cursos de ação, envolvem diferentes juízos de valor e trabalham com critérios inerentes a aspectos

econômicos, sociais, culturais, ambientais, técnicos e legais. Este fato denota que, com tanto a comparar, quantificar e qualificar, a remoção de barragem configura-se como uma decisão complexa, não podendo ser respaldada exclusivamente em julgamentos de base empírica, intuitiva.

Sabe-se ainda que as questões relativas aos recursos hídricos no semiárido nordestino ocorrem sob um espaço natural e social heterogêneo, impondo problemas diferentes que exigem soluções específicas (SOUZA FILHO, 2012). Entretanto, as várias nuances existentes no Estado do Ceará, caracterizam certa homogeneidade (CAMPOS, 1999) que justifica a construção de novos instrumentos adequados às características da região (SOUZA FILHO, 2012). Consoante esta perspectiva e diante da carência de estudos científicos brasileiros referentes à remoção de barragens, surgiu à motivação para se desenvolver o estudo em pauta.

No que concerne à gestão de barragens, há na literatura (AMERICAN RIVERS, FRIENDS OF THE EARTH, & TROUT UNLIMITED, 2002; BEDNAREK, 2001; HART e POFF, 2002, HEINZ CENTER, 2002, KIBLER, TULLOS e KONDOLF, 2010; PEJCHAR e WARNER, 2001) relatos de trabalhos relativos à remoção apresentando os impactos decorrentes desta prática ou, então, mostrando uma série de benefícios como a revitalização do rio, peixes e animais selvagens, a melhoria da qualidade da água, da segurança pública e da recreação.

Entretanto, na sua maioria, os modelos encontrados são de utilização em contextos restritos, pois usam critérios de priorização relacionadas à passagem de peixes (KEMP e O'HANLEY, 2010; KOCOVSKY, ROSS e DROPKIN, 2009; KUBY, FAGAN, REVELLE e GRAF, 2005). Modelos esses, apoiados na análise custo benefício (ACB) que desconsidera diversos aspectos considerados importantes pelos atores do processo decisório.

A bem da verdade, embora a análise custo benefício seja uma metodologia com sólida base teórica, usada de forma frequente em análises de impacto e avaliação de opções de políticas públicas (BANA e COSTA, 2010), a exigência de converter todos os impactos em unidades monetárias e descontar para o presente os que se espera vir a ocorrer no futuro, a torna particularmente irrealista para impactos de natureza ambiental, social (OECD, 2009 *apud* BANA e COSTA, 2010), técnica, política e cultural.

A metodologia da análise multicritério (AMC), assim como a análise custo benefício, apresenta uma base teórica forte. O que a distingue da análise custo

benefício é que a ponderação de vantagens e desvantagens é um ato subjetivo, de reflexão inerente ao decisor e não independente do juízo dele, como se pretende em análise custo benefício (BANA e COSTA, 2010). Na percepção de Bana e Costa (2010), uma das três grandes vantagens da metodologia da análise multicritério é permitir que se integre num mesmo modelo todos os tipos de aspectos ou impactos-custos, benefícios ou riscos quantitativos, ou qualitativos, tangíveis ou intangíveis, concentrados ou distribuídos.

Na revisão de literatura aqui realizada encontrou-se somente uma pesquisa que propunha a construção de um modelo multicritério para a priorização de barragens a serem removidas. Este modelo, PEST, que pode ser encontrado em Changqing (2010), constrói um índice com o método Topsis (*Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution*), proposto por Hwang e Yoon (1981) *apud* Pomerol e Barba-Romero (2000).

O método TOPSIS, busca avaliar o desempenho de diversas alternativas segundo uma série de atributos de prioridades determinadas por um indicador derivado da combinação entre a aproximação a uma situação ideal, *positive ideal solution* (PIS), e ao distanciamento de uma situação ideal negativa, *negative ideal solution* (NIS), auxiliando na tomada de decisões e na organização de problemas mediante comparações e *rankings* (VALLADARES, 2011, p.13).

Vale ressaltar que a situação ideal positiva (ou simplesmente ideal) e a solução ideal negativa (ou antideal) são calculados a partir de um conjunto de alternativas pré-estabelecidos. Este fato torna o método TOPSIS não apropriado na construção de modelo multicritério de apoio ao processo decisório de remoção de barragens.

Além disso, apesar do modelo PEST utilizar critérios relevantes, ele não constrói funções de valor. Aos níveis de impactos qualitativos são associados arbitrariamente os valores 1, 0,8, 0,6, 0,4, 0,2 e 0 à excelente, bom, médio, ruim, muito ruim, respectivamente. Os níveis de impactos quantitativos são determinados através de transformação linear.

Adicionalmente, no modelo PEST, os pesos dos critérios são calculados com a metodologia *Analytic Hierarchy Process* (AHP) sem definir referências. A metodologia AHP, apesar de largamente utilizada, tem recebido críticas na literatura especializada da Análise de Decisão sob diversas perspectivas como, por exemplo:

- Zero da escala não é fixo
- Base axiomática não fundamentada (DYER, 1990)
- A utilização do vetor próprio não respeita à condição ordinária de preferência - COP (*Condition of Order Preservation*) (BANA e COSTA e VANSNICK, 2008)

Assim, após uma extensiva pesquisa bibliográfica, procedeu-se a uma análise criteriosa dos métodos multicritérios, que permitiu a escolha da abordagem MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*) (BANA e COSTA et al., 2012) para a construção de um modelo de avaliação da vulnerabilidade de barragens. O MACBETH tem sido amplamente aplicado na construção de modelos de avaliação e apoio à decisão em vários contextos. Por exemplo, Bana e Costa e Oliveira (2011) usaram o MACBETH para avaliação do corpo docente. Joerin *et al* (2010) usaram o MACBETH para avaliar a vulnerabilidade das instalações de água potável. Bana e Costa e Silva (2008) a utilizaram na avaliação da capacidade empreendedora de potenciais empreendedores no processo de incubação de empresas. Entretanto, o MACBETH não tem, até o momento, aplicação na área de gestão de barragens.

Os motivos para a adoção desta metodologia estão relacionados também ao fato desta utilizar uma abordagem construtivista de apoio à decisão, onde a interatividade é uma das suas vantagens fundamentais (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995) e humanista, cuja construção de um modelo quantitativo é baseada em julgamentos qualitativos (BANA e COSTA *et al.*, 2007).

Na verdade, o MACBETH, quando da construção de uma função de valor cardinal não utiliza as técnicas de *direct rating* e da “bissecção”, que segundo Bana e Costa e Vansnick (1995), são muitas vezes criticadas na literatura da decisão e da psicologia por se basearem em processos de diálogo analista / avaliador que requerem deste último a elaboração de juízos de valor relativo entre dois pares de estímulos ou ações potenciais. De forma sucinta, o MACBETH ultrapassa as dificuldades inerentes a este tipo de questões, requerendo do avaliador a elaboração de juízos absolutos de diferença de atratividade entre duas ações, recorrendo à utilização de uma escala de categorias semânticas de diferença de atratividade (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995), sem a perda de rigor e consistência (BANA e COSTA *et al.*, 2007). O método fornece ainda um indicador de inconsistência do

conjunto de juízos formulados e sugestões que facilita a sua eventual revisão (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995).

De uma forma sucinta, a construção de um modelo de apoio à decisão para o cenário em questão contribui na elevação do nível de informação sobre a gestão de barragens.

1.4 Estrutura do Trabalho

O trabalho foi organizado em sete seções. A presente seção descreve o problema e os objetivos desta pesquisa, bem como a justificativa para a sua realização.

Disserta-se, na segunda seção, “Barragens: a conciliação dos recursos hídricos com as necessidades da sociedade”, sobre a importância da água nas civilizações e o papel da açudagem como o esforço da sociedade nordestina contra as adversidades climáticas.

A terceira seção, intitulada “Quando os paradigmas caem”, é dedicada à revisão da literatura sobre os principais estudos e pesquisas realizados sobre a remoção da barragem, apresentando essencialmente os impactos positivos e negativos provocados por essa prática.

Na quarta seção disserta-se sobre as “Especificidades das barragens situadas no semiárido nordestino”.

A Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão constitui o cerne da quinta seção.

Na sexta seção, “Construção do Modelo da Avaliação”, é apresentada a construção do modelo de avaliação da vulnerabilidade de barragens.

Na sétima seção, “Conclusão”, é feita uma síntese do trabalho realizado, a discussão de resultados e as principais contribuições.

2 BARRAGENS: A CONCILIAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS COM AS NECESSIDADES DA SOCIEDADE.

2.1 A expressão de uma ideologia dominante no contexto da dependência pela água

Sendo elemento vital para a existência da vida sob todas as suas formas, a água configura-se como ouro líquido. Definiu o passado, define o presente e irá definir o futuro (BOWMAN, 2002), paradoxalmente, tanto podendo propiciar o desenvolvimento sustentado de uma comunidade como desencadear conflitos, enfermidades e mortes.

Dados disponíveis sugerem que, ao longo da História, a ascensão e declínio das civilizações estão relacionados à abundância ou carência de recursos hídricos. (BOWMAN, 2002). Basta recordar que as civilizações antigas se desenvolveram quando o abastecimento da água foi corretamente gerenciado, em caso contrário, houve um declínio na saúde e no bem estar da população e, em situações extremas, a sua total extinção (CECH, 2009; BRUNI, 1994), como aconteceu com a civilização dos Sumérios na Mesopotâmia, que se arruinou por causa das más práticas de irrigação (BRUNI, 1994). Atualmente, os tempos são ameaçadores. Praticamente toda a comunidade científica e os sinais diários alertam sobre os enormes riscos do aquecimento global e mudanças climáticas que ameaçam a própria existência da espécie humana (BARBIERI, 2012).

Consoante a este posicionamento, Heller e Pádua (2006) acrescentam que a água ao mesmo tempo pode ser um veículo de transmissão de doenças e outros agravos (intoxicações, por exemplo) ao homem e pode ser requisito de boas condições de saúde particularmente quando é ofertada em quantidade suficiente e qualidade adequada.

É importante observar que a precaução com o provimento de água às populações acompanha a humanidade desde o seu surgimento. A história nos revela que a água foi um fator determinante da fixação do homem a terra (CECH, 2009; BRUNI, 1994; HELLER e PÁDUA, 2006), passando a ser condicionante para o desenvolvimento das comunidades desde que o homem tornou-se um ser gregário (HELLER e PÁDUA, 2006). Como afirma Campos (1999, p.11), “o ser humano

dotado de inteligência e de espírito social, passou a formar as cidades, normalmente nas proximidades de fontes de água perenes”.

Notadamente, alguns relatos mostram que, desde a idade da pedra, os homens primitivos, cujas necessidades básicas eram água, comida e abrigo, viviam em cavernas localizadas nas proximidades dos mananciais d'água (CECH, 2009). É sabido também que as primeiras grandes civilizações surgiram nos vales de rios, como o vale do Nilo no Egito, o vale do Tigre-Eufrates na Mesopotâmia, o vale do Indo no Paquistão e o vale do Rio Amarelo na China (BRUNI, 1994). Esses agrupamentos humanos, ao dependerem da água para sua sobrevivência e desenvolvimento, construíram sistemas de irrigação, tornaram o solo produtivo e prosperaram.

Segundo a *Internacional Commission on Large Dams* (ICOLD, 2008),

A necessidade de dispor permanentemente da água em muitas situações se confronta com a escassez provocada pelas inconstâncias do ciclo hidrológico. Para superar essa dificuldade, o engenho humano criou formas para armazenamento e distribuição controlada da água ao longo do tempo.

Registros de experiência de suprimento d'água são encontrados, desde a antiguidade, demonstrando o progressivo desenvolvimento de tecnologias para a captação, o transporte, o tratamento e a distribuição de água (HELLER; PÁDUA, 2006). Uma das obras mais engenhosas utilizada para fornecer um suprimento confiável de água para os assentamentos humanos em climas quentes, áridos e semiáridos em várias partes do mundo foram os “qanats”.

De acordo com Lightfoot (1996), “qanat” é uma forma de aqueduto (ou canal) subterrâneo utilizado para coletar água subterrânea e transportá-la através de um conduto subterrâneo ligeiramente inclinado para canais de superfície que fornecem água para campos agrícolas. Essas estruturas, com até centenas de quilômetros de comprimento, segundo Heller e Pádua (2006), demandam intensa mão de obra e uso de técnicas que remontam a mais de 3000 anos:

Tipicamente um túnel de inclinação suave é cavado em um solo aluvionar para, por gravidade, conduzir água de seu extremo a montante, localizado abaixo do nível do lençol freático, até o seu extremo a jusante, que se encontra acima no nível da superfície. Galerias verticais são escavadas em intervalos igualmente espaçados para permitir o acesso ao túnel (HELLER; PÁDUA, 2006, p.277).

Embora os métodos construtivos sejam simples, a edificação de um “qanat” requer uma compreensão detalhada da geologia subterrânea e de engenharia devendo a sua declividade ser cuidadosamente controlada como meio de se evitar fluxo pequeno (declividade pequena) ou erosão (declividade acentuada), afirma Franca (2009). Uma seção longitudinal ao longo de um “qanat” é apresentada na Figura 1.

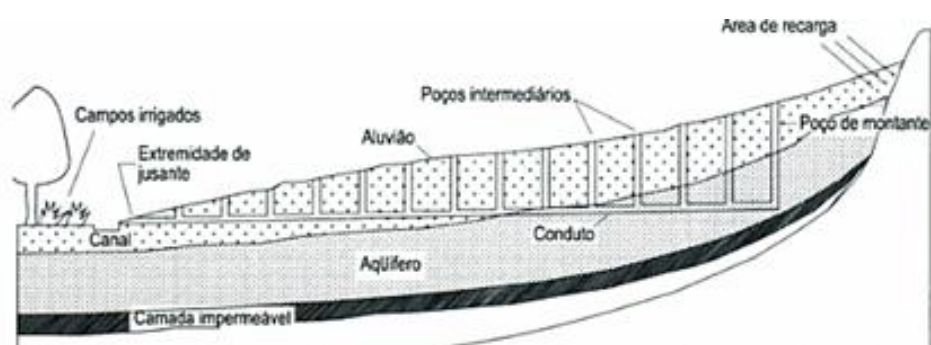


Figura 1 - Seção longitudinal ao longo de um “qanat”

Fonte - National Academy of Science (1974) apud Heller e Pádua (2006, p.277)

Dos povos antigos, os persas foram os que mais aproveitaram a técnica de construção dos “qanats”, e a partir deles a tecnologia se espalhou pela China, Norte da África e sul da Europa. Em menores proporções também são encontrados na América do Sul, como por exemplo, os túneis e escavações de Pica e do Vale de Azapa, localizados no Chile, que ainda hoje estão em uso (FRANCA, 2009).

Segundo Cech (2009) e Heller e Pádua (2006) desde 1.000 anos A.C. no sudeste da Ásia (nas regiões áridas e semiáridas do Oriente Médio) e no Norte de África, essas estruturas tornaram-se fontes seguras de água subterrânea, por propiciar qualidade, volume e regularidade do fluxo desse recurso. Algumas delas ainda encontram-se em funcionamento até hoje. No Iran, por exemplo, onde a aridez é presente em quase todo o território, nos meados do século XX aproximadamente 50.000 qanats estavam em uso (FRANCA, 2009).

Os escassos recursos hídricos dominaram também as atividades da civilização romana, motivando a construção de cisternas para o armazenamento de água, bem como de aquedutos, sendo o primeiro construído em 312 a.C. (CECH, 2009) e o mais longo deles, o Água Márcia, tem uma extensão de 93 Km (CAMPOS,

1999). Essas e outras obras de distribuição propiciaram o crescimento das cidades romanas (CECH, 2009).

Desnecessário dizer que a evolução da humanidade propiciou a urgência de se conciliar os recursos hídricos da Natureza com as necessidades cada vez mais crescentes da sociedade. Assim, outro tipo de construção, inicialmente rústico e precário, foi concebido para o armazenamento e a distribuição controlada da água: as barragens. Juntamente com os lagos, rios e “qanats”, essa obra de engenharia, uma das primeiras estruturas concebidas pela humanidade, permite a fixação dos homens à terra, por fornecer água para diversas atividades, desde o consumo humano até a sua utilização na indústria ou fornecimento de energia elétrica. Conforme Bowman (2002), barragens existem porque a água é um recurso precioso.

Em geral, a literatura acadêmica apresenta diversas definições sobre o termo “barragem”, observando os critérios construtivos ou os propósitos para os quais as barragens podem se planejadas. Segundo o ICOLD (2008, p.17), as barragens são, “barreiras ou estruturas que cruzam córregos, rios ou canais para confinar e assim controlar o fluxo da água” ou então estruturas de contenção construídas em vales ou rios com o propósito de fechá-los transversalmente, objetivando o represamento de água (CAPUTO, 1987), conforme apresentado na Figura 2.

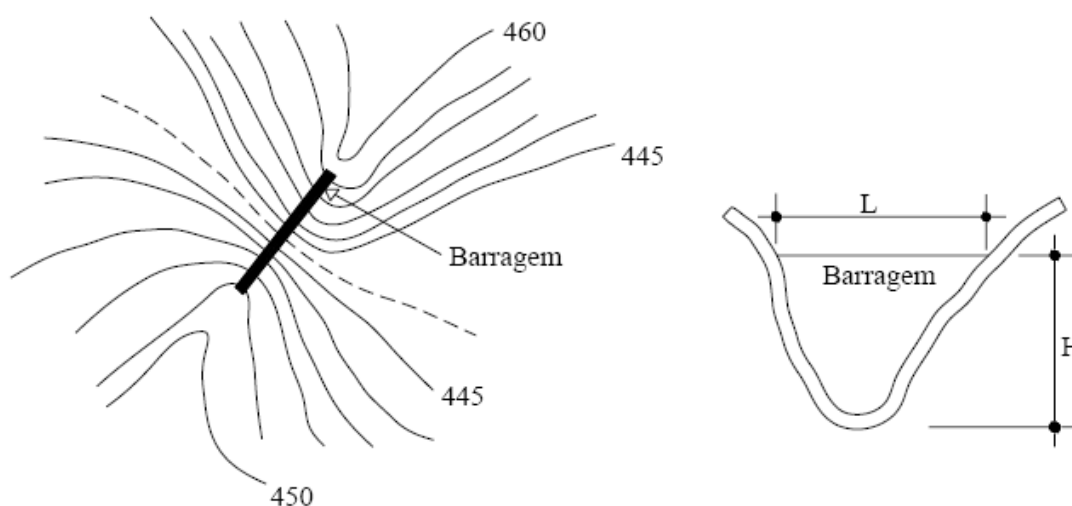


Figura 2- Esquema de localização de uma barragem
Fonte - Caputo, 1987 (Adaptado).

Dentre as diversas concepções existentes, julgou-se a que a definição de Brasil (2002, p.15), dada a sua abrangência, é a que melhor se adequa a esta pesquisa: “uma barragem é uma estrutura construída transversalmente a um rio ou talvegue com a finalidade de obter a elevação do seu nível d’ água e/ou de criar um reservatório de acumulação de água seja de regulação das vazões do rio, seja de outro fluido”.

Estas estruturas são partes integrantes das paisagens do desenvolvimento das cidades desde a época das grandes civilizações e as suas origens perdem-se na bruma dos tempos. Conquanto haja imprecisão com relação ao surgimento das barragens, Andrade (1982) afirma que, de acordo com os primeiros registros, as primeiras construções ocorreram na Índia (Barragens de Terra) e no Egito (Barragens de Alvenaria) nos anos 4.000 anos a.C..

Já para Massad (2003), a primeira barragem que se tem registro foi a de Saad El-Kafara, construída aproximadamente em 4.800 a.C. no Egito. Essa barragem, com 12 metros de altura, foi destruída por transbordamento durante a sua construção, por não dispor de sistema de desvio. A segunda mais antiga foi uma barragem de terra edificada no Ceilão por volta de 500 a.C. A partir do ano 100 a.C foram construídas as barragens romanas em arco no norte da Itália e sul da França. Há, ainda, menção de grande obra realizada pelo Rei Panduwaasa, em Sri Lanka, há 25 séculos (MOLLE, 1994).

Segundo ICOLD (2008), uma das barragens mais antigas ainda em funcionamento é uma barragem de terra e enrocamento edificada em aproximadamente 1.300 anos a.C. na área que hoje corresponde à Síria.

Hoje em dia, existem conservadas as barragens de Proserpina (20 m) e Cornalba (20 m), perto de Mérida, construídas pelos romanos (...). Além das já citadas, as barragens mais antigas conservadas até hoje são aquelas construídas pelos árabes (Século XV): Alnansa, Tibi, Elche, Rellen e, pouco depois Arguis, Monteagudo e outras (ANDRADE, 1982, p.16).

Não obstante, é justiça mencionar que as seções de algumas dessas barragens pareciam seguir a experiência daqueles que as construíram, sem nenhum critério que norteasse as construções. Algumas estão em pé graças ao local de suas construções, que se constituía de gargantas estreitas.

Segundo ICOLD (2008), no período compreendido entre o fim da era Romana até o fim do século XVI houve pouco desenvolvimento na área de

construção de barragens. Após esta data os espanhóis reverteram o cenário vigente com a edificação de grandes barragens para irrigação.

As primeiras décadas do século XX assistiram a uma conscientização crescente de que as barragens de terra deviam e podiam receber tratamento racional, embora essa racionalização fosse particularmente complexa. Sob essa perspectiva, esse século marcou o fim do empirismo nos projetos e construções dessas estruturas.

Como afirma a *International Commission on Irrigation and Drainage* (ICID, 2004), no século XX, por decorrência do progressivo aperfeiçoamento das técnicas de projeto e construção, de um melhor conhecimento das leis de mecânica e do surgimento de novos materiais, como por exemplo, o cimento, as barragens ampliaram substancialmente em volume e dimensão. Consoante a este posicionamento, o ICOLD (2008) afirma que essas estruturas começaram a ser construídas através do refinamento dos conhecimentos dos engenheiros europeus, resultando na capacidade de construir estruturas com altura de 45-60 metros.

Nesse contexto, durante o século XX, as grandes barragens, vistas como sinônimos de desenvolvimento e progresso econômico, emergiram como uma das mais significantes e visíveis ferramentas utilizadas para a gestão dos recursos hídricos. Somente em 1949, aproximadamente 5000 grandes barragens foram construídas no mundo, dessas 75% em países industrializados (WCD, 2000).

É importante enfatizar que existem várias definições para grandes barragens. A Comissão Internacional de Grandes Barragens (ICOLD, 2008) afirma que uma barragem para ser considerada grande e ser incluída no Registro Mundial de Barragens, mantido pela Comissão Internacional de Grandes Barragens (CIGB), deve ter pelo menos 15 metros de altura e armazenar mais de 3 milhões de metros cúbicos de água em seu reservatório.

Na primeira metade do século XX, a construção de grandes barragens tornou-se uma parte essencial ao desenvolvimento dos EUA, Canadá, Europa, antiga União Soviética, Japão e Austrália como forma de atender a crescente demanda de energia e de abastecimento de água decorrentes da Revolução Industrial e do crescimento da população urbana (ICID, 2004).

De uma forma sucinta, símbolos de orgulho nacional (ICID, 2004), de modernidade e da habilidade humana no aproveitamento da natureza, as grandes barragens tiveram suas construções dramaticamente aceleradas no período de

crescimento econômico após a Segunda Guerra Mundial, se estendendo até a década de 1970 e 1980 (FIGURA 3).

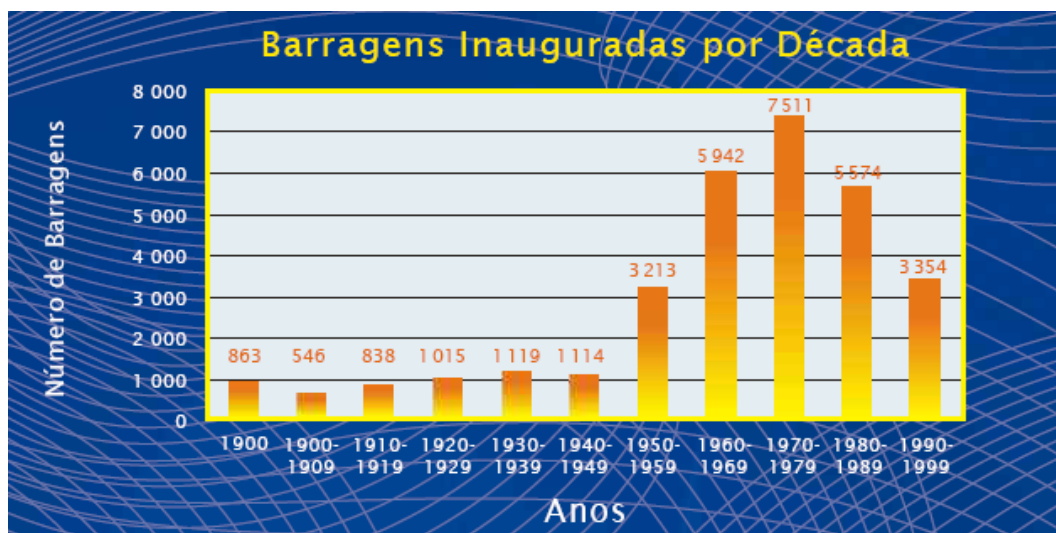


Figura 3 - Grandes barragens inauguradas no mundo
Fonte - ICOLD, 2008, p.11

Entretanto, no período entre 1970 a 1975, em média, duas ou três grandes barragens eram comissionadas a cada dia, em algum lugar do mundo. Posteriormente, observou-se um declínio significativo no ritmo de construção dessas obras, conforme mostra a Figura 3.

O número total de barragens existentes no mundo era em torno 800.000 no final do século XX, em mais de 140 países. A China, país que convive com a escassez hídrica, possui aproximadamente metade das grandes barragens mundiais, com 22.000 estruturas, sendo seguida pelos Estados Unidos, Índia, Japão e Espanha. Esses cinco países juntos detêm 77,1% das grandes barragens universais (ICID, 2004).

O Brasil, com um território de dimensões continentais, contém quase dois terços das grandes barragens da América do Sul. Mesmo assim, é apenas o nono país com grandes barragens, com somente 1,2% das grandes barragens mundiais. Entretanto, Menescal *et al* (2004a, 2004b) afirmam que há cerca de 300.000 barragens brasileiras considerando-se todos os tipos e tamanhos, dessas 30.000 localizam-se em território cearense e são predominantemente de pequeno porte e algumas com mais de 100 anos de existência.

Aspectos relevantes abordados pela literatura acadêmica referem-se aos propósitos dessas barragens que, influenciados pelo nível de desenvolvimento

econômico e social, assim como pelas tecnológicas vigentes em cada país, sofreram alterações significativas ao longo dos anos.

Assim, no século XIX, segundo a WCD (2000b) centenas de grandes barragens foram construídas para abastecimento de água e irrigação em diferentes partes do mundo. Atualmente, a maioria das grandes barragens na África e Ásia é para irrigação. Entretanto, na Ásia, há também um crescente interesse em barragens para a proteção contra cheias e para a geração de energia.

Durante o século XX, segundo WCD (2000b) foi que as barragens foram comumente construídas visando à geração de energia hidrelétrica, embora o primeiro uso de barragens para esse fim tenha sido por volta de 1890. Atualmente, o Brasil é maior produtor de hidroeletricidade da América Latina (SILVA, 2001), possuindo 93% de sua energia gerada em usinas hidrelétricas (DANTAS, 2002). Existem nesse país em torno de 600 barragens para tal finalidade, no entanto, visando ampliar a capacidade de energia, deverão ser construídas 432 novas barragens, na bacia do rio Tocantins, na Amazônia e na região Sul até 2015 (SILVA, 2001).

Mundialmente, existem cerca de 50 mil grandes barragens em operação cujos principais propósitos são: 38% irrigação; 18% hidroeletricidade; 14% suprimento de água; 14% mitigação de enchentes; 8% recreação e 8% outros (incluindo navegação, piscicultura, etc.). (ICOLD, 2008). Algumas dessas têm apenas uma função e são assim conhecidas como “barragens de função única”. Barragens cujo único propósito é a geração de energia hidrelétrica são mais comuns na Europa e América do Sul, enquanto que na Ásia as barragens de um único propósito são aquelas relacionadas ao abastecimento de água (WCD, 2004b). Não obstante, outras barragens são construídas para servir a diversas funções e são, por isso, conhecidas como “barragens de usos múltiplos” (ICOLD, 2008).

Notadamente é sabido que a construção de grandes barragens, ou mesmo barragens de médios e pequenos portes, denominadas no Nordeste de AÇUDES - derivado da palavra árabe as-Sadd (barragem) - associou-se historicamente à solução dos problemas das frequentes estiagens (MOLLE, 1994).

2.2 A açudagem e o esforço da sociedade nordestina contra as adversidades climáticas

A terra esturricada, seres humanos sofridos de sede, fome e exaustão, o gado sedento e faminto, formas vegetais ressequidas... Essas são imagens que fazem parte da memória de muitos nordestinos, pois o drama da seca tem uma longa história.

No século XVIII, ocorreram sete grandes secas cujos efeitos foram muito mais devastadores que os das seis secas do século anterior (VILLA, 2000). No período entre 1723 a 1727 ocorreu a seca considerada como uma das mais arrasadoras, por ter dizimado tribos indígenas inteiras, assim como gado, aves e animais selvagens (BRASIL, 1999), promovendo, porquanto, o deslocamento da população para áreas menos afetadas (VILLA, 2000).

No século XIX, foram grandes as repercussões da seca de 1824-1825, fazendo com que o presidente da província informasse que:

A capital do Ceará apresenta um quadro tocante e desconsolador; as ruas apinhadas de um sem número de mendigos, o palácio do governo e casas dos particulares, apresentando o espetáculo de esqueletos mirrados de fome, só cobertos de pele, representando outras tantas imagens da morte. A miséria, a pobreza e a consternação aparecem em todos os pontos da província e o número dos que têm sucumbido é incalculável (VILLA, 2000, p.22).

Periodicamente confrontados ao flagelo, estudiosos e políticos advogaram, no decorrer do tempo, várias soluções para a redenção da região. Ainda no século XIX, o Padre Francisco de Brito Guerra, primeiro senador do Império pelo Rio Grande do Norte, vislumbrou uma solução para o problema das secas afirmando que este estaria resolvido no dia em que as águas caídas das chuvas não chegassem ao mar (MOLLE, 1994).

É lícito conjecturar uma associação entre o pensamento desse padre com os açudes visto que o médico inglês Gardner, perlustrando o Nordeste em 1836, deparou-se com um grande açude no caminho do Crato para o Piauí, cuja construção remontava no mínimo ao ano de 1780. Ao descrever o fato, esse médico deixa entender que este açude, por mais singular que fosse, não seria único e que já haveria alguns açudes no Nordeste. Entretanto, alguns relatos mostram que até, o início do século XIX, os açudes ainda eram raros. De fato, a memória do Padre

Joaquim Jose Pereira, redigida em 1798, descreve as consequências da seca, mas não menciona açudes (MOLLE, 1994).

É importante enfatizar que as ações governamentais de combate às secas, no Nordeste, sempre privilegiaram o aspecto emergencial e assistencialista (BRASIL, 1999). Como decorrência, ou como causa, somente em 1833-1834 o governo criou condições de antecipação aos efeitos do flagelo da seca, incentivando a perfuração de poços e a construções de cacimbas e de açudes (VILLA, 2000). A constatação desse fato fica clara através da resolução proposta pelo poder legislativo, convertida em lei, a qual concedia uma gratificação a quem construísse um açude de certas dimensões. Lei essa, posteriormente, revogada por causa das concessões de abusivas gratificações (MOLLE, 1994).

Adicionalmente, as formas de combater as secas tiveram uma curiosa contribuição vinda da Argélia: a importação de camelos. Verdadeiros navios dos desertos da Ásia e da África, esses animais são capazes de ficar sem comer seis dias, de ficar até dois meses sem beber água e de andar 20 léguas por dia, além de se contentarem com cardos, folhas de árvores espinhosas, pedaços de madeira, de ramos e folhas secas. (VILLA, 2000).

Na percepção de Campos e Studart (2001, s.p.),

A ideia justificava-se baseada no conhecimento de que, em situações de seca, era necessário que houvesse facilidades de transportes, seja para enviar alimentos e água, seja para transportar as pessoas para as cidades do litoral, onde seriam mais facilmente socorridas. As estradas de então eram de péssima qualidade e não se dispunha de veículos motorizados na quantidade necessária.

Sob esta ótica, em 1837, os camelos tiveram sua importação aprovada pela lei provincial de número 3. Assim, em julho de 1859, por sugestão do Barão de Capanema, chegaram a Fortaleza catorze dromedários oriundos da Argélia, dos quais sete fêmeas prenhas. Entretanto, dois anos depois, apesar do entusiasmo inicial, os resultados deixavam a desejar, embora o fracasso da experiência não fosse admitido. Em 1868 foi oficialmente reconhecido que a tentativa de aclimação de camelos e dromedários tinha falhado completamente (VILLA, 2000). O passar do tempo tornou essa alternativa esdrúxula.

Todavia, as estratégias de convivência com a seca não pararam por aí. “As secas recorrentes sempre impediram a ocupação e o crescimento das

populações dos sertões” afirma Campos (2006, p.28). O argumento implícito desta afirmação justifica a continuidade das ações de combate ou convivência nos períodos de estiagem.

De uma forma sucinta, o período entre 1845 e 1877 transcorreu sem grandes dificuldades. Entretanto, em 1877, aconteceu a mais grave seca da história do Nordeste (CAMPOS, 2006). Conhecida como a “Grande Seca”, dizimou mais de 500 mil pessoas de fome, sede, peste e envenenamento provocando um grande êxodo de nordestinos e desorganizando o processo de povoamento dos sertões. Essa seca constituiu um importante marco na história da açudagem pública, pois impulsionou debates que resultaram em propostas que vigoram até hoje (MOLLE, 1994). Nesse período, ficou conhecida a lenda de que Dom Pedro II empenharia as joias da sua coroa, se isto fosse preciso para debelar o drama das secas (MOLLE, 1994; VILLA, 2000).

Apesar de o Parlamento ter descoberto essa seca no segundo semestre de 1877, no Nordeste e em especial no Ceará, as notícias já eram alarmantes desde a ausência de chuvas no dia 19 de março (dia de São José) (VILLA, 2000). “Há quem afirme que para os sertanejos os prenúncios de uma seca estão no fato de não chover no dia de São José” (CAMPOS, 1999, p.109). De acordo com Villa (2000, p.44):

Rodolfo Teófilo foi quem descreveu essa angustiosa espera, pois “nesse dia é que se saberia a sorte do Ceará. Na noite de 18 de março poucos foram os que dormiram. Ao quebrar das barras já todos estavam nos terreiros, com o olhar fito no levante. O céu estava limo e pontado de estrelas, que esfuzilavam em todos os rumos. Um movimento de nuvens foi aparecendo no nascente ao mesmo tempo em que um vento frio soprava floresta a fora (...). Os sertanejos que olhavam o nascer do sol baixaram a vista, alguns chorando sua sentença de morte”.

Dada à importância das questões envolvendo as iniquidades dessa seca, foram tomadas as primeiras medidas mais efetivas para o seu combate. Foi então criada uma Comissão de Engenheiros, com o objetivo de estudar medidas de abastecimento de água e de irrigação, que apresentou como sugestão para reter as águas pluviais e de irrigar os terrenos da circunvizinhança, a construção de 30 açudes (MOLLE, 1994) e de um canal ligando o rio São Francisco ao rio Jaguaribe (BRASIL, 1999).

O aspecto inovador dessa resolução concernia principalmente ao grande porte dos açudes propostos. De fato, a primeira e grandiosa concretização do investimento público na grande açudagem ocorreu na década de 1880 a 1890, com o início da construção do açude Cedro, em Quixadá (CE), obra concluída em 1906 após duas paralisações (MOLLE, 1994).

Desde então, debates estrondosos foram travados durante vários decênios, entre propugnadores e oponentes da açudagem (MOLLE, 1994). Deste contexto é que emerge, conforme afirmam Campos e Studart (2001), a necessidade de se considerar a eficiência da gestão das águas assentadas em duas funções da Engenharia: o transporte de água no tempo - dos "invernos" para as secas (a açudagem) e o transporte de água no espaço, dos açudes para as cidades e os campos de irrigação (transposição de bacias) em que se encontra inserida a transposição do rio São Francisco.

Porém, apesar da intervenção do poder central ter iniciado em 1877, providencias efetivas só ocorreram 30 anos mais tarde. Em 1909, criava-se a IOCS (Inspetoria de Obras Contra a Seca) que em 1919 passou a ser chamado de IFOCS (Inspetoria Federal de Obras Contra as Secas) quando foram realizadas diversas obras, como portos, rodovias, ferrovias, redes elétricas e de comunicação, açudes e outras de cunho social e assistencial. Em 1945, o IFOCS passou a denominar-se DNOCS (Departamento Federal de Obras Contra as Seca) (BRASIL, 1999).

Não é intenção desse trabalho se alongar em considerações de ordem histórica sobre as ações estratégicas para a convivência com a seca, contudo vale ressaltar que atualmente existe um expressivo volume de água armazenado no semiárido, desafiando as leis da natureza e mostrando a conquista do ser humano no meio ambiente.

Independentemente da estratégia adotada, faz-se mister ressaltar que a água, objeto de conflitos, permeados por um forte componente cultural, resultantes de percepções diferentes sobre o seu valor, que variam de acordo com os contextos socioculturais (FRANCA, 2009), é condição *sine qua non* para a vida das espécies.

Na percepção de Franca (2009), cada região do mundo consagra a água à sua maneira, reconhecendo o seu valor e o seu papel central na vida do homem. Notadamente no Brasil, os nordestinos (sertanejos) tendem a atribuir um valor substancial à água, dado o seu dramático convívio com a seca. Como afirma Brasil (1999), a palavra seca adquiriu para o nordestino uma conotação de seca agrícola e

está associada à miséria e ao nomadismo. Seus custos sociais são elevadíssimos, pois atreladas a ela vem a fome e a subnutrição, que atingem milhares de crianças.

Assim, levando-se em conta o papel fundamental que a água desempenha na vida dos nordestinos, os açudes têm uma forte dimensão cultural em função do seu caráter estratégico para a sobrevivência da população dessa região.

Feição marcante da paisagem, elemento vital da vida sertaneja, "o açude" no Nordeste e como um templo, - enfatiza Vinicius Berrêdo - e se os milagres da fé fizeram surgir, a cada canto, as igrejas nordestinas onde se abriga a devoção do sertanejo, por- que descrever da multiplicação dos açudes, também baluartes contra as incertezas do futuro? (MOLLE, 1994).

A história da açudagem reflete, antes de tudo, o colossal e repetido esforço do sertanejo na sua luta contra a adversidade. Como proposta de entendimento da relevância dos açudes na vida dos nordestinos, Molle (1994) afirma que se não houvesse açudes não haveria mais Nordeste, pois eles são fontes de vida e progresso e nunca de decadência e morte. A aspiração máxima do sertanejo é, portanto, poder dotar a sua propriedade com esse benefício, que não só é suprimento de água para todos os fins pastoris e de uso de casa, como é também garantia de prosperidade e abundância.

De forma mais ampla, sabe-se que aumentar a quantidade de açudes e otimizar a utilização dos existentes é uma das condições necessárias. Programas de reflorestamento com espécies nativas, programa de qualificação profissional, revisão nos cálculos de oferta e demanda de água, e programas de Reforma Agrária, juntamente com a ampliação da infraestrutura hídrica por meio da construção de adutoras e de açudes médios e grandes nos vazios hídricos do semiárido, e da perfuração e recarga de poços profundos, são outras ações a serem desenvolvidas para a convivência do nordestino com os períodos de estiagem, afirma Brasil (1999).

No entanto, a base de conhecimentos aqui apresentada demonstrou que água e açudes formam um o binômio indissociável no imaginário nordestino. Imaginário esse permeado de ilusões e crenças. A exemplo tem-se a relevância auferida ao dia de São José (19 de março) para a definição de uma quadra invernososa, conforme relatado na página 37.

Em suma, assim como o dia 19 de março, o apego dos nordestinos às barragens está enraizado na cultura desse povo. Este fato é reconhecido por Molle

(1994) quando afirma que o açude constitui, para o nordestino assolado pelas secas, um espelho d'água e de vida no meio da ressecada natureza; um espelho de esperança no seio da atordoante incerteza que acompanha a marcha das estações configurando-se como um “Oasis”, “Templo”, “Santuário” ou “Baluarte”.

Segundo Molle (1994), o número total de reservatórios nordestinos (1990), com superfície superior a 1000 m², é estimado em torno de 70.000 unidades. No Estado do Ceará, o número estimado de açudes é da ordem de 30.000 unidades, ou seja, um açude a cada 5 km², provavelmente o maior número de açudes por Estado de todo o Brasil (MENESCAL *et al* 2005).

Convergindo nessa direção, Campos (2006, p.30) afirma que:

O Estado do Ceará conta com uma rede de grandes reservatórios que acumulam cerca de 18 bilhões de metros cúbicos. O regime hidrológico desses rios é marcado por elevada variabilidade temporal e intensa evaporação. A essa díade, ou seja, variabilidade e evaporação torna necessário e prudente segurar os estoques de água dos reservatórios por muito tempo. Acumulam-se águas nas *farturas*, para usá-las nas *agruras*.

Neste cenário, observa-se que a ineficiência na operação de barramentos no Estado do Ceará é um problema real merecendo atenção por parte das autoridades competentes. Algumas barragens já não mais desempenham as finalidades que lhe foram delegadas em projeto e existem casos em que nunca as desempenharam, como por exemplo, situações em que os respectivos vertedouros (sangradouros) nunca entraram em funcionamento desde a sua construção (NERIS e GOMES, 2010).

Com efeito, essa afirmação corrobora com a necessidade de se aprofundar o conhecimento sobre o cenário atual dos recursos hídricos do Estado do Ceará, assim como também respeitar os aspectos culturais simbólicos e tradicionais da sua população. No entanto, embora os valores implícitos e ritualizados sejam aceitos sem questionamentos, independente da lógica, das leis ou de explicação científica, faz-se mister destacar que a mudança é necessária e circunstancial. Isso pressupõe a quebra de paradigmas vigentes construídos sobre a realidade passada, para que um novo paradigma possa emergir.

3 QUANDO OS PARADIGMAS CAEM

Na perspectiva de Kuhn (1996), o desenvolvimento científico compreende períodos de ciência normal, nos quais o paradigma em vigor direciona os trabalhos, e a ruptura nomeada por revolução científica. Essa revolução é antecedida de anomalias (descobertas incorporadas à ciência, assim chamadas, pois infringem as expectativas do paradigma vigente) que reunidas podem impulsionar uma crise a ser contornada com o estabelecimento de um novo paradigma.

Assim, o termo paradigma, no sentido Kuhniano da palavra, refere-se “as realizações científicas universalmente reconhecidas que, durante algum tempo, fornecem problemas e soluções modelares para uma comunidade de praticantes de uma ciência”. (KUHN, 1996, p.13). No entanto essa palavra tem sido utilizada de uma forma diferente da atribuída por Kuhn (1996), com o significado de padrão, que de forma mais genérica descreve os pontos de referência de uma dada organização.

3.1 A remoção de barragens: uma nova reflexão

No final do século vinte, pesquisas conduzidas por hidrólogos, geomorfologistas e ecologistas detalharam as alterações provocadas por barragens (HEINZ CENTER, 2002) que tanto contribuíram para o crescimento econômico da nação, graças ao seu relevante papel no aproveitamento de recursos hídricos, na produção de alimentos, na geração de energia e no controle de inundações (WCD, 2000). Em decorrência desses estudos, viu-se o estabelecimento de um novo paradigma na gestão de barragens (WCD, 2000): a aceitação da sua remoção.

Em particular, os barramentos, mudando as condições a jusante, alteram a base física dos ecossistemas que, em conjunto com algumas atividades humanas, têm contribuído para transformações nos ecossistemas aquáticos (BEDENAREK, 2001; AMERICAN RIVERS, 2002), alterações no fluxo dos rios, rupturas nas funções dos ecossistemas naturais, modificações na estética e nos valores tradicionais de ambientes naturais e comunidades (AMERICAN RIVERS, 2002) e acumulação de sedimentos que afetam a qualidade da água dos reservatórios (POHL, 2002; WCD, 2000; ASPEN, 2002).

As evidências apresentadas enfatizam a necessidade de se considerar a remoção de algumas barragens, pois, como afirma Bownam (2002), quando uma

dessas estruturas for considerada indesejável ou já não atender aos critérios de segurança, sendo antieconômica a sua reabilitação, o descomissionamento configura-se como uma opção razoável. Sem dúvida, esse descomissionamento ocorre durante as janelas de oportunidades que podem ser relacionados com a política (por exemplo, expiração de uma licença de barragem), natural (por exemplo, inundações), ou através de uma legislação deliberada (DOYLE *et al*, 2008).

Em linhas gerais, no contexto da gestão de envelhecimento de barragens, existem três categorias de cenários a serem consideradas: a reabilitação da barragem, o rebaixamento do nível da água do reservatório e o descomissionamento. A reabilitação refere-se à reparação ou o reforço de uma barragem e suas estruturas associadas, como forma de se alcançar um nível aceitável de funcionamento e segurança. Rebaixamento significa a redução no nível da água estabelecido no projeto, de modo que a barragem ainda mantenha alguns benefícios econômicos (na premissa de que um nível de segurança aceitável seja atingido) (YANG, QIAN, ZHANG, SHENG, SHEN e GE, 2011). Por fim, o descomissionamento é definido como a remoção total ou parcial de uma barragem existente e das suas estruturas associadas, ou alterações significativas nas operações das mesmas (YANG, QIAN, ZHANG, SHENG, SHEN e GE, 2011; WCD, 2000).

A despeito, enquanto, muitas pesquisas estão sendo realizadas no sentido de identificar os custos socioeconômicos e os benefícios oriundos da construção de uma nova barragem, pouca atenção tem sido dada às centenas de represas menores que foram derrubadas e os milhares de quilômetros de rios que foram restaurados. Enquanto vários volumes foram escritos sobre a construção de barragens e, em menor medida, sobre a oposição na construção dessas estruturas, pouca informação está disponível sobre a história de derrubá-las (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999). Assim sendo, a remoção de barragens é uma área emergente (DOYLE *et al*, 2003b) com escassos estudos científicos documentados (DOYLE *et al*, 2003b, AMERICAN RIVERS, 2002).

Particularmente, no cenário atual, a remoção de uma barragem é percebida como uma ideia radical (DYSON e SCANLON, 2007), ou pelo menos como uma questão controversa (KUBY *ET AL*, 2005). Entretanto, faz-se mister destacar que esse posicionamento não é consensual.

A decisão para remover uma barragem não é tão radical como sugerem alguns autores. O conceito de remoção não é novo para os gestores ou engenheiros (POHL, 2002). Barragens têm sido removidas por todos os tempos, por uma variedade de entidades e por diversas razões (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999) e com o aumento da idade das barragens é provável que haja uma elevação no número de estruturas consideradas para remoção (POHL, 2002). Assim como qualquer edifício ou construção, as barragens têm vida útil finita (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999; WCD, 2000; POHL, 2002; MENESCAL *et al*, 2004a).

Nesse contexto, questiona-se: se a remoção de uma infraestrutura é uma consideração normal quando esta ultrapassa a sua vida econômica, por que então a remoção de uma dada barragem é vista como exceção?

É necessário aceitar que a mudança chegou. Apesar de as barragens terem sido a panaceia para diversas situações no passado, hoje a necessidade de sua remoção torna-se fato. As barragens não são necessariamente características permanentes da paisagem (GRANT, 2001). Nos Estados Unidos, são obras com uma expectativa de vida limitada de aproximadamente 60 a 120 anos (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003) ou então, em uma visão mais pessimista, com expectativa média de 50 anos (DAM SAFETY, 2001 *apud* AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002). Como argumenta Babbitt (2002), as barragens são instrumentos e não monumentos. Portanto, sob determinados pontos de vista, devem ser removidas (GRANT, 2001).

Em suma, “A experiência mostra que a remoção de uma barragem pode ser menos dispendiosa do que a sua reparação, principalmente quando os serviços que a barragem fornecia eram limitados” (DYSON e SCANLON, 2007, p.58). Uma demonstração eloquente dessa sentença é o fato da remoção de barragens ter ocorrido desde décadas passadas. Nos anos 20, duas barragens foram removidas por razões ambientais. Posteriormente, em 1934, a barragem Sunbeam foi dinamitada objetivando a melhoria na passagem de peixe (*Oncorhynchus nerka*). Anos após, em 1960, a barragem Newaygo, em Michigan, foi removida por razões ambientais (POHL, 2002).

Faz-se mister esclarecer que não se questiona aqui a importância das barragens que controlam as enchentes, armazenam água, proporcionam a navegabilidade e também desempenham um papel importante na estratégia

energética do país. Todavia, um fato se apresenta inquestionável. Não se pode menosprezar a necessidade de um diálogo sobre o futuro dessas estruturas.

Primeiro, porque as barragens estão envelhecendo (POHL, 2002; MENESCAL *et al*, 2004a) e conseqüentemente um número cada vez maior dessas obras está necessitando de um reparo substancial. Segundo, as pessoas têm que aprender que existem alternativas capazes de realizar os mesmos benefícios e serviços que as barragens. Terceiro, a sociedade ao longo do tempo tem tomado conhecimento sobre os efeitos das barragens nos rios, ecossistemas e comunidades vizinhas. Quarto, ao longo dos anos, alteraram-se algumas das necessidades e dos valores da comunidade, tornando algumas barragens indesejáveis (ASPEN, 2002) sob os pontos de vista econômico, ambiental, público e político (YANG *et al*, 2011).

Além disso, muitos desses barramentos já não desempenham os propósitos que lhes foram delegados em projeto ou não apresentam mais as condições de segurança requeridas (ASPEN, 2002). Esses fatos conduzem à necessidade de análises mais sistemáticas que gerem um aprofundamento sobre a remoção dessas estruturas, considerando adequadamente os prós e contras da remoção e da retenção.

Ainda que internacionalmente a remoção de barragens esteja sendo cada vez mais considerada (YANG, QIAN, ZHANG, SHENG, SHEN e GE, 2011), as razões da remoção de uma barragem só tornaram-se mais conhecidas nas últimas três décadas. Antes desse período, os dados eram fragmentados, incompletos e pouco disponíveis (POHL, 2002). Havia pouco foco na remoção de barragens (AMERICAN RIVERS, 2002; POHL, 2002) ou ainda essas estruturas eram mais novas e menos susceptíveis a razões que a levassem a remoção. Adicionalmente, os dados ainda podiam não ter sido amplamente coletados ou podiam ter-se perdidos ao longo do tempo (POHL, 2002).

Somente nos últimos cinco anos, devido a uma convergência de preocupações econômicas, ambientais e regulatórias, esse conceito se tornou mais debatido nos Estados Unidos (DOYLE *et al*, 2003). Esse fato propiciou o surgimento de incertezas em relação a como remover uma barragem e como o rio, os peixes, a vida selvagem e a comunidade vizinha irão se comportar quando da adoção dessa prática. Não obstante, a incerteza por si só não deve negar a opção de remoção de

um barramento. A porta deve ser deixada aberta observando-se os cuidados inerentes às questões de incertezas científicas (AMERICAN RIVERS, 2002).

É importante enfatizar que embora a remoção esteja se tornando mais comum no ambiente atual, especialmente para pequenas barragens, a ciência de prever os efeitos ambientais desta prática permanece ainda em sua infância. Talvez por essa razão, as pequenas barragens sejam frequentemente removidas sem o suporte de dados científicos (HART *et al*, 2002) ou até mesmo sem a atenção adequada sobre as possíveis consequências hidrológicas, geológicas e químicas.

Entretanto, vale a pena mencionar que existe uma literatura abordando os contextos sociais e os processos relacionados à remoção de uma barragem (ASPEN INSTITUTE, 2002, AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002, BORN *et al*. 1998, HEINZ CENTER, 2002).

Em relação ao desenvolvimento de um método para avaliar a remoção da represa ou regulamentos para tratar a remoção do barramento separadamente de outros projetos do tipo de preenchimento / remoção, nos Estados Unidos apenas cinco estados (HOFFERT-HAY, 2008) traçaram estratégias que contemplavam esses aspectos. Os estados Wisconsin, New Hampshire, Massachusetts e Pensilvânia, por exemplo, criaram programas que fornecem assistência técnica, regulamentar e financeira para as partes interessadas (AMERICAN RIVERS, 2006).

Não obstante, os fatos atuais conduzem a necessidade de análises mais sistemáticas que gerem um aprofundamento sobre a remoção dessas estruturas considerando adequadamente os prós e os contras da remoção. No entanto, mesmo que a remoção de uma barragem seja descartada, a consideração de remoção como alternativa, por si só, promove a discussão dos interessados na gestão de barragem (PEJCHAR e WARNER, 2001) gerando melhoria na qualidade da decisão final (ASPEN, 2002). Grant (2001), uma das autoridades que reconhece a necessidade de um aprofundamento sobre a remoção de barragens, afirma que, apesar de todo o interesse e entusiasmo sobre o assunto, pouco se sabe sobre as consequências de uma remoção.

Como proposta de entendimento, a remoção de uma barragem deve ser considerada a partir de estudos de campos e laboratoriais sobre os impactos e as consequências de remoções passadas, incluindo a análise de ocorrências análogas, tais como falhas em barragens naturais e artificiais e um pré e pós rigoroso esquema de monitoramento (GRANT, 2001).

A bem da verdade, em um cenário onde nem mesmo é uma prática normal o monitoramento das operações de uma barragens para determinar o seu real benefício (WCD, 2000) o monitoramento dos impactos oriundos de uma remoção é ainda incipiente (JOHNSON e GARBER, 2002). Estima-se que somente 5% das barragens removidas nas duas últimas décadas foram acompanhadas por publicações ou estudos (JOHNSON e GARBER, 2002).

Para aqueles interessados na questão remoção de barragens, aprender sobre o afastamento de barragens anteriores tem sido uma tarefa difícil, pois não há uma análise abrangente de experiências em remoção, nem uma compilação das lições aprendidas com o processo (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999). Esse fato é lamentável, pois cada remoção bem sucedida se fosse adequadamente documentada teria o potencial de tornar as futuras remoções mais prováveis ou mais difíceis, afirmam Johnson e Garber (2002). Ou, então, se o monitoramento não é realizado, o fracasso de vários projetos e / ou métodos de remoção não serão conhecidos a um nível necessário para embasar possíveis alterações nas abordagens e políticas de remoção de barragem (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003). De uma forma sucinta, o monitoramento é crítico para planejamento de remoções futuras de barragens com maior chance de sucesso.

Idealmente, um monitoramento para examinar as consequências reais deveria ser: abrangente; integrado, analisando as interações entre estes diferentes tipos de impactos físicos, biológicos, sócio-econômicos, institucionais e culturais; de longo prazo, na escala de várias décadas ou mais; cumulativo, considerando como os impactos de uma barragem estão relacionados com os impactos de outras barragens (WCD, 2000); e contínuo, por vários anos após a remoção da barragem, bem como programas de monitoramento a longo prazo em locais selecionados para documentar a curto e longo prazo as alterações físicas e ecológicas induzidas pela remoção da represa (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003). Dessa forma, o monitoramento fornece conhecimentos e identifica oportunidades para a gestão adaptativa de ajustes nas decisões relacionadas às mudanças das condições ambientais e sociais (WCD, 2000),

Kibler, Tullos e Kondolf (2010) relatam que os resultados da monitorização contínua da remoção de barragens configuram-se como fontes de informações passíveis de serem utilizadas na construção de ferramentas empregadas no processo de previsão dos impactos gerados. Entretanto, os

pesquisadores, ao utilizarem os resultados de estudos anteriores para desenvolver e refinar os atuais modelos conceituais e de previsão, devem estar cientes que a qualidade das informações disponíveis pode ser questionável ou enganosa.

Faz-se necessário ressaltar que a relevância da utilização de remoções ocorridas no passado, não é reforçada pela equipe do Departamento de Recursos Naturais de Wisconsin. Considerando que a decisão de remover ou reparar uma barragem depende de múltiplas variáveis, muitas das quais englobando fatores físicos e sociais, a equipe responsável por esse departamento estruturou um modelo de regressão logística considerando as seguintes variáveis: região geográfica da barragem, características físicas da barragem (altura e capacidade de armazenamento) e proprietário (privado, municipal, estadual federal e outros) (ORR *et al*, 2004).

Embora tenha chegado a conclusões pertinentes, essa equipe achou difícil prever a remoção de uma barragem utilizando como base as remoções passadas. “Não fomos capazes de construir um modelo preditivo forte para remoção da barragem com o nosso conjunto de variáveis, sugerindo que a decisão de uma comunidade para remover ou manter uma barragem é complexa e heterogênea” (ORR *et al*, 2004, p.99).

Cumpram-se ainda ressaltar que toda tomada de decisão, segundo Bana e Costa (1995, p.1), é uma atividade complexa e controversa, pois tem-se que escolher não apenas entre possíveis alternativas de ação, mas também entre pontos de vista e formas de avaliar essas ações, enfim, de considerar toda uma multiplicidade de fatores direta e indiretamente relacionados com a decisão a tomar.

Assim decidir pela remoção ou não de uma barragem é uma decisão complexa, que pode despertar fortes emoções, em seus defensores ou em seus oponentes, visto que envolve a incerteza dos resultados (AMERICAN RIVERS, 2002), além de diversos atores, diferentes relações de poder e vários critérios como custos e impactos negativos, dentre outros.

Cada barragem é única. Não há fórmula genérica ou lista de verificação a ser utilizada no processo decisório de uma remoção. Nem todos os benefícios e custos podem ser quantificados, nem tão pouco podem ser aplicados a todos os barramentos e rios (AMERICAN RIVERS, 2002). Portanto, a decisão de uma remoção não deve ser baseada em posicionamentos radicais, mas sim em uma

análise criteriosa de todos os fatores relacionados, visando o conceito de equidade intergeracional.

3.2 Em busca da equidade intergeracional: alguns questionamentos

O conceito de equidade intergeracional exige que os interesses de todos os membros de uma sociedade sejam respeitados, inclusive os das futuras gerações. Nessa perspectiva, uma geração posterior não deve pagar (em quaisquer termos, sejam eles econômicos, sociais, econômicos ou ambientais) pelos legados das gerações anteriores (PALMIERI *et al*, 2003).

No que concerne a barragens, as gerações futuras não devem ser sobrecarregadas com os ativos provenientes de obras construídas para beneficiar os seus antepassados (PALMIERI *et al*, 2003). Caso contrário, quem pagará pela remoção de uma barragem para a qual não há verbas previstas no projeto? (WCD, 2000) É razoável que as gerações subsequentes arquem com essas responsabilidades?

Os projetos dessas estruturas devem, portanto, incluir um fundo de garantia destinado a sua desativação ou remoção (WCD, 2000). Entretanto, isso só se tornará realidade se a geração presente reconhecer que o ciclo de vida da barragem se estende até o seu descomissionamento (WCD, 2000; PALMIERI *et al*, 2003). O fato de políticos da década de 1930 terem fechado um acordo para a construção de barragens não estabelece que os seus sucessores, na década de 1990, tenham de conviver com elas (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999).

Alguns dos barramentos foram construídos há 30 ou 40 anos atrás, usando a ciência e os métodos mais modernos de engenharia disponíveis naquela época. Hoje, algumas dessas estruturas estão sendo identificadas como inseguras ou deficientes, consequência do seu envelhecimento, da falta de manutenção adequada (ASCE, 2009) ou do incremento do conhecimento científico e de engenharia (ASCE, 2009, POHL, 2002) que alteram os padrões anteriormente estabelecidos. Vale destacar que o envelhecimento é a deterioração que ocorre cinco anos após o início da operação da barragem. Antes disso, a falha ou perda de desempenho decorre de deficiências no projeto, na construção ou na operação. (WCD, 2000).

Frente a tal realidade, a remoção de barragens está emergindo gradualmente em países desenvolvidos (PALMIERI *et al*, 2003) e em países de clima temperado (WCD, 2000) como um novo desafio para a comunidade de engenharia (PALMIERI *et al*, 2003).

Um estudo realizado pelas *organizações American Rivers, Friends of the Earth, e Trout Unlimited*, em 1999, relata as histórias de 465 remoções de barragens ocorridas nos Estados Unidos desde 1912. Segundo esse estudo (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999), as características das barragens removidas são:

- altura - a altura média das barragens demolidas foi de aproximadamente 21 pés (6,4m) e a altura mediana foi de 15 pés (4,5 m). No entanto, mais de 40 barragens removidas tinham 40 pés (12,19m) ou mais, dessas 4 barragens tinham 120 pés (36,58 m) ou mais. A mais alta barragem conhecida removida apresentava 160 pés (48,77m) de altura (*Occidental Chem Pond Dam D* em Duck Creek, no Tennessee) e a menor, 2 metros de altura (*Hampden Dam Recreation Area* em *Souadabscook Stream* em Maine);
- comprimento - o comprimento médio das barragens demolidas foi de aproximadamente 224 pés (68,28 m) enquanto que a mediana foi de 170 pés (51,82 m). (O maior comprimento para as barragens removidas foi 1.060 pés (323, 09 m) (Dam Lewiston no rio de Clearwater em Idaho) e o menor comprimento era de 10 pés (3,05m) duas barragens em Lititz Run na Pensilvânia);
- data da remoção - a maioria das remoções identificadas ocorreram na década de 1980 (92 barragens) e 1990 (177 barragens). O ano 1998 foi aquele onde se observou o maior número de remoções. É difícil determinar, no entanto, se este é um reflexo de uma melhor manutenção de registros sobre o tema nos últimos anos e maior interesse público e consciência do problema, ou se há de fato houve um aumento significativo na remoção nos últimos anos;
- primeiras remoções - entre as primeiras remoções registradas, encontram-se a Barragem Marquette no Rio Morto (Michigan) em 1912, Barragem Russel em Hayfork Creek (Califórnia) em 1922, Barragem

Sunbeam no Rio Salmon (Idaho), em 1934, e no Báltico a Barragem Mills no Rio Shetucket (Connecticut) em 1938;

- custo - o custo para a remoção varia drasticamente, em função das características dos rios em que as barragens estão localizadas. Embora se tenha encontrado apenas informações limitadas sobre o custo da remoção, tem-se que a remoção mais barata importou em US\$ 1.500,00 (uma barragem de Amish em Muddy Creek na Pensilvânia) e a mais cara US \$ 3,2 milhões (Two-Mile Barragem no rio Santa Fé, no Novo México);
- pagamento - a fonte pagadora das remoções barragem é igualmente variada, desde as fontes federais, estaduais e do governo local até entidades de proprietários, incluindo cidadãos particulares e empresas. Algumas das fontes mais criativas de financiamento para a remoção de uma barragem foram a partir de Plate programas (Barragem Jacoby Dam Road, em Ohio), fundos ambientais de mitigação (4 remoções no Rio Naugatuck em Connecticut) e mitigação de funcionamento contínuo de outras barragens no sistema do rio (Barragem Stronach no rio Pine em Michigan).

Alguns questionamentos referentes ao processo decisório de remoção de uma barragem, encontrados na literatura, são apresentados na Figura 4.

Autores	Questionamentos
POHL, 2002	<ul style="list-style-type: none"> • Quais as principais razões de uma remoção? • Existem mudanças sobre essa prática ao longo dos anos? • As razões da remoção variam geograficamente? Por quê?
AMERICAN RIVERS <i>et al</i> , 2002.	<ul style="list-style-type: none"> • Como você pode dizer se uma barragem é uma boa candidata para remoção? • Como você deve mensurar os custos de uma barragem e os benefícios destas para o rio, seus proprietários e para a sociedade?
WCD, 2000	<ul style="list-style-type: none"> • Quem deve pagar pela remoção de uma barragem para as quais não há verbas previstas no projeto? • Deverá um fundo de remoção ser uma exigência para a construção de todos os futuros projetos de barragens?
DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003	<ul style="list-style-type: none"> • Qual é a finalidade da manutenção ou remoção de barragens? • O que se caracteriza como importante em barragens? • Quais os impactos de remoção da barragem sobre as espécies ameaçadas de extinção? • Qual a qualidade do produto químico contido no sedimento apreendido?

Figura 4 - Questionamentos considerados na remoção de barragens

Fonte - elaboração da autora

A American Rivers *et al* (2002), afirmam que algumas informações básicas devem ser recolhidas antes de se especificar os prós e contras da remoção de uma barragem. A obtenção dessas informações se dá através das seguintes perguntas:

- Para que tipo de serviço(s) a barragem foi projetada (ou posteriormente alterada)?
- Qual (is) o(s) serviço (s) ou benefícios fornecidos pela barragem, atualmente?
- Em que ano a barragem foi construída? Em que ano a barragem passou por reparações significativas e / ou reconstrução?
- Qual é o tamanho e *design* (gravidade, concreto) da barragem?
- Os planos de construção e/ou modificação e as especificações estão disponíveis?
- Quem é o proprietário da barragem? O proprietário da barragem é ativamente envolvido na gestão e na manutenção da barragem?
- O órgão público tem autoridade reguladora?
- Existem sedimentos contaminados?
- Existem planos de gestão de recursos hídricos? Há algum plano de desenvolvimento para a comunidade?
- Qual o objetivo subjacente solicitado à análise de se remover (ou não) a barragem (por exemplo, localização, problema de segurança, restaurar o movimento dos peixes, relicenciamento)?
- Qual é o contexto legal a ser utilizado na decisão da barragem (por exemplo, decisão voluntária, decisão regulamentar, licenciamento ambiental)?
- Quem são os tomadores de decisão? De quem é a autoridade final?
- Quem tem participação na decisão sobre o futuro da barragem?

Os questionamentos apresentados colaboram para decisões consistentes na remoção de uma barragem. Em decorrência desses questionamentos, surgiu, então, a motivação de se aprofundar sobre os impactos positivos e negativos

interpostos pela remoção dessas estruturas. Esses impactos, em linhas gerais, são de natureza ecológica/ambiental, econômica, social e tecnológica/engenharia.

3.3 Questões a serem considerados na remoção de uma barragem

A remoção de uma barragem pode resultar em uma série de benefícios ambientais, sociais e econômicos para a sociedade. De uma forma sucinta, na esfera ambiental a remoção pode restaurar os fluxos naturais de um rio, remover os bloqueios de movimentação dos peixes, restabelecer o *habitat* do rio para peixes e animais selvagens, expor corredeiras submersas e terras ribeirinhas e melhorar a qualidade da água (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002, AMERICAN RIVERS, 2005, BEDNAREK, 2001).

Em termos de benefícios sociais pode-se citar a eliminação de situações de insegurança e o aumento de oportunidades de recreação nos rios e lagos incluindo a pesca e passeios de barco (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002, AMERICAN RIVERS, 2005; JOHNSON e GRABER, 2002).

Economicamente falando a remoção evita custos associados à segurança dessas obras e a mitigação dos impactos ambientais por elas gerados (PEJCHAR e WARNER, 2001).

Entretanto, é preciso considerar que a remoção de uma barragem pode fracassar (DOYLE et al, 2003; AMERICAN RIVERS, 2002). Isto é, ser contrária ou ineficiente em relação a objetivos particulares (DOYLE *et al*, 2003), podendo provocar efeitos ecológicos adversos, como a liberação de sedimentos contaminados (AMERICAN RIVERS, 2002). Neste contexto, apesar de muitos benefícios serem alcançados com a remoção de barragens, nem todas são candidatas à remoção (ORR *et al*, 2004).

Algumas barragens, mesmo já não cumprindo o seu propósito original, são frequentemente mantidas (ASPEN, 2002) ou reparadas (ORR *et al*, 2004), pois a sua remoção pode gerar efeitos ecológicos adversos de dispendiosa mitigação. Outras podem, ainda, representar parte da história de uma comunidade ou serem demasiadamente valiosas, em termos sociais e econômicos visto que desempenham relevantes funções públicas ou privadas, tais como o controle de inundações, o abastecimento de água, a irrigação, a geração de energia hidrelétrica

e a recreação. Nessas circunstâncias seria um despropósito considerá-las para a remoção (ASPEN, 2002).

Dada a importância dos impactos de uma barragem para consideração de sua remoção, realizou-se um aprofundamento destes impactos de forma que, posteriormente, fosse feita uma priorização daqueles mais relevantes para o processo decisório em questão.

3.3.1 Questões ecológicas

A ciência hoje mostra que enquanto as barragens podem beneficiar a sociedade, podem também impactar radicalmente o meio ambiente, através de efeitos adversos, a saber:

3.3.1.1 Áreas ribeirinhas

Nos diferentes espaços e temporalidades da história, o ambiente ribeirinho é um ecossistema composto por uma interação complexa de fatores ambientais, sendo os mais importantes os fatores climáticos, hidrológicos geológicos e geomorfológicos. A complexidade de cada um desses fatores confere ao ambiente ribeirinho uma heterogeneidade de condições ecológicas.

Vale ressaltar que as áreas ribeirinhas têm as suas dimensões reduzidas quando uma barragem é criada. No caso de uma remoção, pode haver a restauração dos corredores naturais e das terras ribeirinhas, propiciando benefícios potenciais para os peixes nativos, aves, plantas, insetos e outros animais selvagens. Ademais, a frequência das inundações em algumas áreas ribeirinhas pode aumentar, provocando impactos negativos ou positivos.

Como exemplo, as inundações promovem o crescimento da mata ciliar, revitalizam o interior das zonas úmidas e criam pequenas lagoas que servem de berçários para espécies aquáticas, ao mesmo tempo em que podem prejudicar a vida selvagem e a propriedade humana (AMERICAN RIVERS et al, 2002).

Entretanto, não é possível estabelecer um balanço de ganhos e perdas dessas espécies, nem determinar se o impacto para as populações de peixes e animais selvagens é positivo ou negativo. Isso depende da "Importância" dada às diferentes espécies e quais são as espécies prioritárias.

3.3.1.2 Ecossistemas aquáticos

Dados disponíveis sugerem que os reservatórios estagnados ameaçam a reprodução de algumas espécies de peixes (CHANGQING, 2010), fragmentam o *habitat* dos peixes e de outros animais, além de prejudicarem as espécies migratórias, tais como o salmão, a truta, o robalo, o esturjão e o arenque (AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002). As populações de peixes nos rios diminuíram drasticamente em relação aos níveis históricos (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999). Em especial, os peixes jovens são expostos a predadores, doenças, águas de temperaturas elevadas e níveis de oxigênio insatisfatório à sua sobrevivência (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999, AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002). Ou ainda, um peixe fluvial, por não ser capaz de sobreviver a um represamento, pode ser substituído por espécies não ribeirinhas que prosperam na água do reservatório (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999).

Dependendo da espécie de interesse, da presença de outros reservatórios ou represamentos na região, a remoção de uma barragem pode resultar em impactos negativos aos ecossistemas aquáticos, por exemplo, nas comunidades de mexilhões do gênero *unio* (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003) ou nas espécies que preferem o fluxo do reservatório por encontrarem, após a remoção, um *habitat* inadequado à sua sobrevivência (AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002).

Faz-se mister ressaltar que nem sempre a remoção de uma barragem é acompanhada de impactos negativos. Observa-se que essa prática pode trazer benefícios aos peixes, aos rios, ao habitat ribeirinho (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999) e à água (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003, AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002).

Espécies ameaçadas de extinção, como os peixes anadromos (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003; PEJCHAR e WARNER, 2001) que crescem no mar e retornam a água doce para desovar (BARTHLOW *et al*, 2005) se beneficiam com uma remoção, pois encontram novas áreas favoráveis à sua sobrevivência (AMERICAN RIVERS *et al*, 2002, DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003).

3.3.1.3 Qualidade de água

As barragens, ao interromperem o fluxo normal do curso de um rio, dentre outras consequências, obstruem o movimento de cascalho, resíduos lenhosos e nutrientes (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999) e alteram a composição da água.

Após a desinstalação de uma barragem, diversas são as consequências danosas à qualidade da água do reservatório (temperatura e níveis de oxigênio) (POHL, 2002; WCD, 2000; ASPEN, 2002, HEINZ CENTER, 2002) e do rio a montante e a jusante. O transporte de nutrientes, o teor de oxigênio, a turbidez e a temperatura sofrem alterações posteriores a esse processo (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003, AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002, BEDNAREK, 2001).

Notadamente, a temperatura é um fator determinante no direcionamento das reações que afetam os processos químicos, físicos e biológicos, exercendo, assim, uma enorme influência na atividade biológica e no crescimento de organismos aquáticos. Reservatórios armazenam não apenas água, mas também calor, agindo como um amortecedor que reduz a amplitude anual das flutuações diárias de temperaturas a jusante (BARTHLOW *et al*, 2005). A água na superfície do reservatório é mais quente do que na camada inferior. Em alguns casos, estas camadas de água de densidades diferentes não se misturam mantendo um padrão de estratificação da temperatura (BEDNAREK, 2001), associado a fatores como a radiação solar, vento, formato e entorno do reservatório.

A estratificação da temperatura dentro dos reservatórios leva a áreas com baixa concentração de oxigênio (menos de 5 ppm) em que os animais podem não sobreviver (WCD, 2000). Em síntese, a temperatura da água desempenha um papel crucial no desenvolvimento fisiológico, no comportamento e na sobrevivência dos organismos aquáticos de sangue frio (BARTHLOW *et al*, 2005).

Sob esta ótica, a remoção de uma barragem pode melhorar a qualidade da água (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003, AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002). No entanto, não se pode esquecer que podem existir impactos negativos em decorrência do processo de remoção. Por exemplo, a liberação de sedimentos armazenados pode acarretar, a curto prazo, turbidez no rio, originando, temporariamente, efeitos prejudiciais aos peixes e à vida selvagem. Além disso, se a água é eliminada muito rapidamente pode se tornar supersaturada, causando

doenças nos peixes que se encontram a jusante (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002).

3.3.1.4 Sedimentação

Os rios, ao longo do seu curso, transportam sedimentos. Entretanto, quando uma barragem é construída esse processo diminui muito ou cessa por completo, fazendo com que os sedimentos se depositem no fundo do reservatório.

Os principais fatores que afetam a produção de sedimentos na área de drenagem são (ICOLD, 1989): a) precipitação - quantidade, intensidade e frequência; b) tipo de solo e formação geológica; c) cobertura do solo (vegetação, rochas aparentes e outros); d) uso do solo (práticas de cultivo, pastagens, exploração de florestas, atividades de construção e medidas de conservação); e) topografia (geomorfologia); f) natureza da rede de drenagem – densidade, declividade, forma, tamanho e conformação dos canais; g) escoamento superficial; h) características dos sedimentos (granulométricas, mineralógicas etc.); i) hidráulica dos canais.

Carvalho *et al* (2000b, p.11) apresentam de uma forma detalhada o processo de sedimentação:

O curso d'água, ao entrar no reservatório, tem as áreas de seções transversais aumentadas, enquanto as velocidades da corrente decrescem, criando condições de deposição de sedimento. As partículas mais pesadas, (...), são as primeiras a se depositar enquanto o sedimento mais fino adentra ao reservatório. A barragem constitui um impedimento à passagem da maior parte das partículas para jusante (...). À medida que o assoreamento cresce, a capacidade de armazenamento do reservatório diminui, a influência do remanso aumenta para montante, as velocidades no lago aumentam e maior quantidade de sedimentos passa a escoar para jusante, diminuindo a eficiência de retenção das partículas. Sedimentos que se depositam pela influência do reservatório se estendem para montante e para jusante (...). A deposição de montante se denomina depósito do remanso (*backwater deposit*) (...). As deposições de dentro do reservatório são chamadas de delta (*delta*), depósito de margem (*overbank*) e depósito do leito (*bottom-set deposit*). (...) As enchentes produzem outro tipo de deposição, ocorrendo ao longo do curso d'água e do reservatório, formado por sedimentos finos e grossos e que é denominado depósito de várzea ou depósito de planície de inundação. Esses depósitos causam diferentes impactos ou consequências. Os depósitos de remanso criam problemas de enchentes a montante. Os depósitos do interior do lago causam a redução da capacidade de armazenamento, sendo que a variação do nível d'água condicionará a formação do delta.

Ademais, a acumulação de sedimentos (POFF e HART, 2002), geralmente silte e areia fina (BEDNAREK, 2001), pode impactar negativamente os peixes e animais selvagens, através da redução da profundidade do reservatório, da inundação de *habitats*, da elevação da temperatura da água e do esgotamento do oxigênio dissolvido (AMERICAN RIVERS *et al*, 2002; BEDNAREK, 2001). Ademais, pode reduzir a produtividade e capacidade de atenuação de cheias, propiciar a abrasão das estruturas de saída (por exemplo, vertedouros) e equipamentos mecânicos (por exemplo, turbinas), ocasionar a obstrução de saídas causando a interrupção de benefícios (por exemplo, as liberações de irrigação ou geração de eletricidade) e aumentar a carga sobre a barragem (PALMIERI, *et al*, 2003).

Sedimentos eventualmente enchem reservatórios, rapidamente, em alguns casos, mas geralmente não por muitos anos. As taxas mais elevadas, em termos percentuais, de perda de armazenamento são encontradas nos menores reservatórios e as taxas mais baixas nos maiores. A média em todo o mundo para a perda de armazenamento devido à sedimentação é entre 0,5% e 1,0% por ano (MAHMOOD, 1987 apud WCD, 2000).

Em muitas regiões, a duração de vida dos reservatórios é determinada pela taxa de sedimentação, que gradualmente reduz a capacidade de armazenamento e, eventualmente, destrói a capacidade de fornecer água (WCD, 2000). Adicionalmente, a sedimentação pode privar o rio e os *habitats* costeiros situados à jusante, dos sedimentos necessários para a sobrevivência das espécies (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002; CHANGQING, 2010).

Em linhas gerais, quando da remoção de uma barragem existe a necessidade de uma gestão dos sedimentos envolvendo a determinação do volume de sedimentos no reservatório, o teste para auferir a contaminação e a estimativa do transporte dos sedimentos (GRABER *et al*, 2001). De uma forma sucinta, a remoção de uma barragem propicia melhorias ao transporte de sedimentos (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999).

Caso se decida pela remoção, deve-se ter em mente que a qualidade dos sedimentos é uma preocupação crítica (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003; EOEEA, 2007) visto que estes podem conter toxinas e outros produtos químicos indesejáveis (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002), como o PCB-bifenilopoliclorado (BEDNAREK, 2001). Talvez o passo mais crucial para o sucesso do projeto seja a avaliação da toxicidade do material no represamento, pois a

liberação dessas toxinas no meio ambiente pode ser devastador não só para a qualidade da água, mas também para as espécies aquáticas e outros animais selvagens que dependem dessas espécies para a sua alimentação (GRABER, 2001).

Por fim, é importante ressaltar que, além dos aspectos ambientais, a gestão de sedimentos deve contemplar os aspectos sociais (uso humano, reassentamento, população indígena), culturais e políticos (transfronteiriços), pois estes desempenham um papel central na determinação do projeto de remoção de barragens (PALMIERI *et al*, 2003).

3.3.1.5 A posição de uma barragem dentro de uma bacia hidrográfica

A posição de uma barragem dentro de uma bacia hidrográfica é um fator importante na determinação dos benefícios ecológicos associados a uma remoção. Por exemplo, a remoção de uma barragem pode restaurar um habitat crítico para a desova de peixes migradores, mas este só será valioso se existir uma passagem para a barragem à jusante. Além disso, se uma segunda barragem situar-se a montante da barragem em consideração, a remoção poderá restaurar somente uma pequena parcela do habitat (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002).

Todavia, um fato se apresenta inquestionável: segundo Doyle, Harbor e Stanley (2003), grande parte do trabalho necessário para projetar e construir a restauração de um rio (por exemplo, dados, análises, equipamento pesado) é semelhante, se não idêntico, ao trabalho necessário para remover uma represa.

3.3.2 Questões econômicas

A remoção apresenta custos monetários? Quem paga? E, quanto paga? Esses são questionamentos levantados por Bartholow *et al* (2005). Historicamente, sabe-se que as barragens têm proporcionado importantes benefícios para a sociedade, mas esses são associados ao custo de manutenção, reparação dessas estruturas ou até mesmo a um custo ambiental.

Todavia, não se pode fugir de custos visto que a remoção de um barramento também é onerosa (American Rivers and Trout Unlimited, 2002). Não obstante, a remoção pode custar menos que a reparação (DOYLE, HARBOR e

STANLEY, 2003, AMERICAN RIVERS *et al*, 1999), especialmente quando os seus benefícios são marginais ou inexistentes.

Mesmo que estes custos sejam comparáveis, a remoção da barragem apresenta custos menores do que os custos previstos para a sua reconstrução ou reparação. Em Wisconsin, uma análise de remoções de pequenas barragens mostrou que o custo de remoção era de duas a cinco vezes menor do que os custos estimados para sua reparação (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999).

Confrontados com a inexperiência em projetos de remoção de barragens, engenheiros e empreiteiros têm frequentemente superestimado o custo de remoção de pequenas barragens (AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002). Por exemplo, o cálculo de custos de remoção da barragem Mounds no Rio Willow em Wisconsin foi de US \$ 1,1 milhão, mas quando a barragem foi removida em 1998, o custo real do projeto foi de aproximadamente US \$ 500.000.

A par da remoção, pode existir a opção de se substituir a barragem existente por uma alternativa disponível capaz de alcançar os mesmos objetivos (WCD, 2000). Nesses casos, a decisão de remoção ganha o apoio das partes interessadas. Outro cenário a ser considerado é aquele onde a barragem pode não estar mais cumprindo a sua função original. Se assim for, provavelmente os obstáculos políticos e econômicos à remoção serão reduzidos (PEJCHAR e WARNER, 2001).

Isso posto, cabe lembrar que a decisão de remover ou não uma barragem não é centralizada e tomada por uma só entidade. Dependendo de quem seja o proprietário, de que serviços ela proporciona, do tipo e amplitude dos impactos negativos, a decisão pode ser tomada por uma agência federal, estadual ou pelo próprio dono da barragem (BOWMAN, 2002).

3.3.2.1 Custos e benefícios do proprietário e da sociedade

As questões financeiras são muitas vezes um fator significativo na decisão de se remover um barramento (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999, AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002).

Se uma barragem continuar a atender aos propósitos para os quais foi projetada, como armazenamento, controle de inundações ou geração de energia (PEJCHAR e WARNER, 2001), ela poderá beneficiar não somente o seu dono, mas

também a sociedade e as atividades industriais ali desenvolvidas (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002).

Quando a operação de uma barragem proporciona benefícios exclusivos a seus proprietários, esses vêm acompanhados de um preço (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002) a ser pago pelo próprio proprietário. Um bom exemplo são os custos de operação, manutenção ou reparação dessas estruturas, que tendem a aumentar conforme a idade, tornando por vezes insatisfatória a relação entre custos e benefícios (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999).

Em outros casos, as barragens podem proporcionar benefícios para os seus proprietários (por exemplo, abastecimento de água privada), mas não proporcionar benefícios para a comunidade local. Ou ainda, os benefícios podem ser direcionados para a comunidade local (por exemplo, recreação), enquanto que o proprietário arca com o ônus da maior parte dos custos (por exemplo, segurança, manutenção) (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002).

Precisa-se avaliar se os serviços prestados pelas barragens são significativos o suficiente para compensar os custos a elas associados (PEJCHAR e WARNER, 2001), por exemplo, custos sociais resultantes de falhas de estrutura ou de uma inundação exacerbada provocando um efeito devastador sobre comunidades vizinhas (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002). Em muitos casos, a sua remoção pode proporcionar uma minimização destes custos sociais, inclusive aumentando o potencial econômico para as comunidades ribeirinhas ou a renda para as indústrias pesqueiras.

3.3.2.2 Custos e benefícios para as atividades recreativas

Em face do conhecimento atual, sabe-se que o bloqueio de um rio impede as atividades recreativas (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999) tais como passeios de barco e natação (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002). Nesse contexto, a remoção do barramento restaura as condições originais e torna a permitir o uso recreativo do rio (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003; BEDNAREK, 2001) bem como aumenta os benefícios econômicos, propiciando condições favoráveis à pesca esportiva ou canoagem, dentre outros (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002). Todavia, convém lembrar que a população que desfruta de

atividades recreativas em um dado reservatório resiste às propostas de sua remoção (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002).

3.3.2.3 Custos e benefícios ambientais

Os custos e benefícios ambientais são de difícil quantificação (WHITELAW e MACMULLAN, 2002). Como valorar os impactos sobre as espécies e a melhoria da qualidade da água (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002), os efeitos da liberação de sedimentos contaminados com produtos tóxicos ou aqueles associados à ruptura de uma barragem, em especial a perda de vidas humanas e, por fim, a perda súbita de serviços à comunidade? (PEJCHAR e WARNER, 2001). A ausência concreta de um valor monetário para esses aspectos ambientais não pode levar à desconsideração dos mesmos.

3.3.2.4 Valor da propriedade

Uma das questões mais incertas em decisões de remoção de barragens é a determinação dos efeitos dessa prática nos valores das propriedades (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002; HEINZ CENTER, 2002, INTRODUCTION, 2009). Por definição, uma propriedade pode ser um edifício, estrutura, local, distrito ou região, contendo múltiplas edificações, estruturas e paisagens culturais (AMERICAN RIVERS, 2006).

Proprietários de terras ribeirinhas e empresas, por vezes têm comprado terras ou desenvolvido seus negócios com base no reservatório e, portanto, dependem de altos níveis de água. Assim, o valor da propriedade pode mudar drasticamente, tanto positiva ou negativamente, como resultado da remoção da represa (DOYLE *et al*, 2002).

Neste contexto, uma preocupação básica diz respeito à desvalorização dos imóveis situados nas circunvizinhanças da barragem após a sua demolição (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002). Uma pesquisa realizada em Maine, nos Estados Unidos, sugere que os valores dos imóveis podem ser afetados pela desinstalação da represa, mas que estes são mediados por uma série de outras variáveis (INTRODUCTION, 2009).

Até à data, têm sido desenvolvidos poucos estudos nesta área, mas a evidência empírica indica que os valores de propriedade nem sempre diminuem depois que uma barragem é removida (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002). Em alguns casos, pode aumentar em longo prazo, mas cada caso é específico das condições locais (EOEEA, 2007). Quando se parte do princípio de que a remoção melhora a qualidade da água, restaura o ecossistema do rio e proporciona benefícios recreativos, os imóveis podem resultar valorizados (AMERICAN RIVERS AND TROUT UNLIMITED, 2002; EOEEA, 2007).

3.3.3 Questões sociais

Poucas pesquisas têm sido conduzidas até à data sobre os aspectos sociais da remoção de uma barragem. Esta é uma lacuna grave, pois o contexto social das decisões de remoção dessas estruturas é muitas vezes tão importante como o contexto ambiental e econômico (HEINZ CENTER, 2002). Os valores da sociedade, os interesses individuais e da comunidade afetam e são afetados pela decisão de remoção de uma barragem (ASPEN, 2002). Especificamente, no que concerne aos impactos gerados por essa atividade, sabe-se que, embora as pessoas mais diretamente afetadas sejam aquelas que moram a montante e a jusante da barragem, eles podem ser sentidos em regiões bem mais distantes, a quilômetros de distância. (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002).

Adicionalmente, os valores sociais influenciam as preferências por certas alternativas ou opções. Diferentes comunidades e culturas têm diferentes valores. A diversidade de valores, incluindo questões dos direitos indígenas, valores culturais, justiça ambiental (ASPEN, 2002), reassentamento, alteração de acesso e uso da terra e da água e muitas vezes uma perturbação do psicossocial no bem-estar de pessoas deslocadas (INTRODUCTION, 2009) necessita ser considerada no processo decisório de uma remoção.

3.3.3.1 O entendimento da sociedade

Os membros da comunidade no entorno de uma barragem muitas vezes não têm experiência anterior com essas estruturas. Esse fato leva a incompreensão de suas funções e benefícios. Por exemplo, alguns acreditam que todas as

barragens fornecem controle de inundações, quando na esfera técnica e acadêmica se sabe que isso não é verdade. Em outras situações, a população desconhece a finalidade das barragens, sendo, portanto, incompreensível os impactos da sua remoção (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002, ASPEN, 2002).

3.3.3.2 Sentimentos comunitários

O valor estético (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002; HEINZ CENTER, 2002), a nostalgia (DOYLE *et al*, 2000) e o sentimento comunitário (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002) embora difíceis, se não mesmo impossível, de serem quantificadas em análises custo benefício (muitas vezes favoráveis à remoção da barragem), são as razões mais consistentes relatadas por atores locais em oposição à remoção da represa (DOYLE *et al*, 2000).

No que concerne aos sentimentos comunitários, cabe lembrar que enquanto para algumas comunidades as barragens são símbolos de identidade e orgulho, para outras não têm o menor significado. Frente a tal realidade, os sentimentos devem ser avaliados através dos líderes ou representantes comunitários (por exemplo, o prefeito, os empresários, organizações de conservação) (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002).

3.3.3.3 Aspectos históricos

Muitas comunidades devem a sua existência a uma barragem ou então às indústrias situadas em seu entorno. Devido a isto, apresentam um valor histórico importante (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002), não podendo, assim, optar-se pela remoção sem um aprofundamento sobre os impactos causados na comunidade.

Se uma represa é historicamente significativa, alternativas para a remoção devem ser consideradas, tais como a reparação de elementos deteriorados ou modificações da estrutura que são sensíveis à construção original. Não obstante, algumas barragens históricas encontram-se tão dilapidadas ou tão fortemente modificadas que não apresentam mais a sua aparência histórica ou o design original. Nesse caso, as barragens perderam a sua "integridade histórica", sendo a sua remoção menos problemática (e menos controversa na comunidade local) do

que os projetos que afetam, de forma adversa, os importantes recursos culturais (EOEEA, 2007).

No entanto, quando não há alternativa prudente e viável à remoção, placas comemorativas, quiosques educacionais perto do rio, ou até mesmo a exibição de partes da barragem demolida perto do rio ou em um museu local, contribuem para honrar e preservar a memória das barragens desinstaladas (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002, EOEEA, 2007).

Na percepção de Neris e Gomes (2010) os aspectos históricos devem ser considerados. Por exemplo, as barragens Orós e Cedro fazem parte do imaginário cearense. O Cedro tem grande apelo histórico, principalmente por ter sido construída na época do Império no Brasil. (NERIS e GOMES, 2010).

Por fim, não se pode menosprezar a possível existência de sítios arqueológicos (HOFFER-HAY, 2008, PALMIERI, 2003), paleontológicos, religiosos, ou valores naturais históricos, incluindo restos deixados pelas gerações anteriores (PALMIERI, 2003), visto que esses podem sofrer perdas ou diminuição de seu valor se estiverem situados em área impactada pela remoção.

3.3.3.4 Serviços propiciados pela barragem

A maioria das barragens foram originalmente projetadas para determinada função (ou funções), tais como o fornecimento de água para irrigação ou consumo humano, a geração de energia ou a contenção de cheias. Não obstante, muitas barragens, além de seus propósitos originais, oferecem benefícios sociais, tais como oportunidades recreativas (HEINZ CENTER, 2002; AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002).

Em muitos casos, as necessidades sociais que motivaram a construção de uma barragem mudaram drasticamente ao longo do tempo, de modo que a barragem não atende mais ao seu propósito original (NERIS e GOMES, 2010; AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002), ou qualquer outra função econômica (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002). Nesse contexto, os serviços da barragem devem ser avaliados para determinar se ainda são necessários e, em caso afirmativo, para ver se eles poderiam ser substituídos por outros de menor impacto (AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002; EOEEA, 2007).

Notadamente, é sabido que a remoção de uma barragem significa mudanças e pode provocar medo, sentimentos de perda, ou ambos, o que pode resultar em uma carga emocional muito significativa (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002) e uma divisão de posicionamentos no processo de tomada de decisão (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002; HEINZ CENTER, 2002). Uma complicação adicional quando do estudo de remoção de uma barragem (DOYLE *et al*, 2000) advém da difícil mensuração das alterações diretas ou indiretas, positivas ou negativas, vivenciadas pela comunidade (ASPEN, 2002), bem como do fato da proposta de remoção ser frequentemente introduzida e defendida por pessoas e organizações não locais (DOYLE *et al*, 2000).

3.3.3.5 Questões de saúde pública

A remoção de uma barragem pode, em alguns casos, aumentar a abundância e a diversidade de insetos aquáticos, peixes e outras populações (HEINZ, 2002). Especificamente, nas áreas tropicais do mundo, os reservatórios podem causar efeitos adversos significativos na saúde das populações locais e das comunidades a jusante (WCD, 2000b) ao criarem ambientes favoráveis para a proliferação de transmissores de doenças beneficiados pelas condições de reservatório (CIGB /ICOLD, 2008).

Propagação da esquistossomose, febre do vale do Rift e aumento de casos de malária endêmica são ocorrências vivenciadas por populações residentes em zonas tropicais (WCD, 2000b).

Segundo Pinto (2010), as doenças mais crônicas e endêmicas são transmitidas mais facilmente pelos organismos patogênicos, cujos vetores vivem em habitat com água parada. Tais doenças já eram endêmicas antes mesmo da construção do reservatório, que só faz potencializar a reprodução desses vetores.

As principais medidas preventivas são o saneamento e os programas de saúde pública para a população em torno dos reservatórios, em conjunção com normas operacionais adequadas, tais como a flutuação do nível de água dos lagos para inibir o surgimento de insetos transmissores de doenças. (CIGB /ICOLD, 2008)

3.3.4 Questões de segurança

A segurança de barragens é uma das questões mais importantes na consideração de uma remoção (PEJCHAR; WARNER, 2001; HEINZ CENTER, 2002, NERES e GOMES, 2010). Falhas nessas estruturas podem provocar inesperadamente a inundação de áreas à jusante (HEINZ CENTER, 2002), danificar seriamente propriedades (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999), trazer danos à saúde (ASPEN, 2002) e ameaçar vidas (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999), essencialmente as das populações que moram ou trabalham em locais a jusante (HEINZ CENTER, 2002).

Por exemplo, em 1970, mais de 300 vidas e centenas de milhões de dólares em danos em propriedades resultaram de falhas em quatro barragens, Búfalo Crew Dam em West Virginia, Canon Lave Dam in Dakota do Sul, Teton Dam em Idaho e Kelly Barnes Dam em Geórgia (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999).

Vale ressaltar que o perigo a jusante representado pela ruptura de uma barragem depende de muitos fatores, como as condições físicas da estrutura, a geomorfologia do canal a jusante e a distribuição das populações humanas a jusante (HEINZ CENTER, 2002). As barragens são obras com uma expectativa de vida limitada de aproximadamente 60 a 120 anos (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003) ou, então, em uma visão mais pessimista, com expectativa média de 50 anos (DAM SAFETY, 2001 *apud* AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002).

Considerando-se o aspecto da segurança, os fatores que envolvem o envelhecimento de barragens são impulsionadores de uma potencial remoção (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003) visto que quanto mais essa estrutura estiver sujeita ao poder erosivo e corrosivo de água ou aos impactos de congelamento e descongelamento (quando houver), mais ela estará estruturalmente comprometida (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002). Isso posto, é lícito conjecturar que a idade abala a integridade estrutural de uma barragem (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002) e conseqüentemente o perigo de fracasso torna-se uma séria preocupação (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999).

O fato da integridade estrutural das barragens diminuir naturalmente, ao longo do tempo, exige reparos e manutenções periódicas (NERIS e GOMES, 2010) a fim de prolongar a sua vida útil (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002), igualmente a qualquer outra estrutura. Contudo, dada a dimensão das

consequências geradas pelo seu rompimento, a sua manutenção pode ser mais importante do que a manutenção de um típico edifício (AMERICAN RIVERS *et al*, 1999).

No que concerne à reparação de uma barragem, esta pode ser um processo simples ou desafiador, a depender da idade, do tamanho e da condição da estrutura. No caso de uma estrutura antiga, levá-la aos padrões de segurança atuais pode ser excessivamente oneroso. Às vezes o custo pode ser até proibitivo principalmente se o proprietário for uma organização individual (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002).

Segundo um levantamento realizado pelo *Washington State Department of Ecology*, nos Estados Unidos, as falhas em barragens são decorrentes de galgamento (34%), defeitos na fundação (30%), tubulação e infiltração (20%), condutas e válvulas (10%) e outras causas (6%). Essas falhas, na maioria das vezes, podem ser reparadas. No entanto, os custos e a complexidade podem variar consideravelmente. Assim, o que é tecnicamente viável nem sempre é a melhor alternativa (AMERICAN RIVERS e TROUT UNLIMITED, 2002).

3.3.5 Viabilidade técnica da remoção

Quando se pretende remover uma barragem, uma questão relevante é verificar se, nas condições operacionais estudadas, essa prática é uma alternativa tecnicamente viável. Por vezes, a drenagem, as técnicas de demolição apropriadas, o descarte dos materiais provenientes da remoção e a proteção da infraestrutura situada nas imediações da barragem, aumentam significativamente o custo da remoção, tornando-a inviável. (Em acréscimo, como afirma Graber (2001), nem sempre as condições de acesso são satisfatórias, podendo haver a necessidade de se construir um acesso especial, como estradas rampas).

A remoção física de uma barragem é muitas vezes um processo de desconstrução simples, sendo normalmente removidas com equipamento pesado, incluindo uma retroescavadeira com um martelo hidráulico (AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002). Se as condições permitirem, os equipamentos poderão ser acionados diretamente sobre o leito do rio ou então em cima da crista da barragem. Nesse caso, particularmente quando o equipamento é pesado (GRABER, 2001) precisam-se considerar métodos alternativos para a remoção (AMERICAN

RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002), pois a segurança não pode ser desconsiderada.

A condição atual da estrutura também pode influenciar os procedimentos de remoção (GRABER, 2001). Uma barragem estruturalmente defeituosa pode se quebrar muito facilmente com equipamentos de construção, mas também pode tornar as condições mais difíceis de serem controladas.

No que concerne à drenagem das barragens, quando estas são pequenas, o reservatório é drenado antes da remoção da estrutura, através da abertura das comportas, ou da operação de outros dispositivos que permitam a drenagem (GRABER, 2001). Nos casos em que tais dispositivos não existem ou não funcionam mais corretamente, o represamento pode ser drenado por criação de um chanfro na barragem (GRABER, 2001; HOFFERT-HAY, 2008). Entretanto, por vezes, faz-se mister extrair os sedimentos armazenados antes da remoção do barramento para evitar a sua libertação a jusante. Esta prática é empregada quando contaminantes estão presentes no sedimento armazenado (HOFFERT-HAY, 2008).

Outra preocupação em relação à demolição de uma barragem diz respeito à técnica a ser utilizada, embora se saiba que pequenos barramentos são mais comumente removidos por equipamentos pesados (GRABER, 2001). Em outras circunstâncias, tais como aquelas onde os materiais estruturais são particularmente densos (como o cimento), explosivos podem ser a melhor alternativa (GRABER, 2001; AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002; HOFFERT-HAY, 2008), embora essa não seja uma prática usual (HOFFERT-HAY, 2008). Muitos gerentes de projeto evitam o seu uso devido à segurança, as questões de regulamentação e porque os resultados são menos previsíveis (GRABER, 2001).

Independente dos equipamentos utilizados existe outra questão de extrema relevância. O que fazer com os resíduos resultantes da demolição? Se estes forem constituídos de materiais locais, o descarte pode ser realizado no próprio local, diminuindo significativamente os custos (GRABER, 2001). Não obstante, se os locais de descarte são distantes do local da demolição, o transporte dos resíduos podem acrescentar significativamente os custos do projeto (HOFFERT-HAY, 2008).

Vale ressaltar que alguns resíduos podem ser vendidos e reutilizados, reduzindo os custos totais porque, em muitos casos, se forem livres de contaminantes, podem ser utilizados na restauração do local da remoção (GRABER,

2001; AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002; HOFFERT-HAY, 2008). Em outras situações, os resíduos podem ser transportados a um centro de reciclagem (HOFFERT-HAY, 2008).

A remoção de uma barragem pode afetar a infraestrutura no seu entorno, tais como pontes e poços (AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002). A identificação dessa infraestrutura configura-se também como uma questão pertinente nesse processo. Por exemplo, se existirem pontes que atravessam qualquer parte do reservatório ou situadas à jusante deste, isto terá de ser considerado durante o estudo de viabilidade.

Em outras situações, tubos de água e esgoto, ou cabos de telecomunicações, atravessam os reservatórios e, assim, as alternativas para protegê-los ou deslocá-los terão, também, de ser avaliadas (EOEEA, 2007; GRABER, 2001). Em algumas situações, estes projetos de proteção da infraestrutura podem ter um impacto significativo no custo da remoção (AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002; GRABER, 2001).

A remoção da represa também pode ter impactos sobre outras barragens a jusante, devido a mudanças nos fluxos e a dispersão de sedimentos. Dependendo da proximidade das barragens a jusante e da sua capacidade de lidar com tais alterações, a concepção da remoção pode ser alterada visando à diminuição dos impactos (AMERICAN RIVERS and TROUT UNLIMITED, 2002).

3.4 Considerações gerais sobre os critérios apresentados

Objetivando examinar as mudanças ocorridas no processo decisório da remoção de barragens, Pohl (2002) realizou uma pesquisa envolvendo 417 barragens nos Estados Unidos que respeitavam dois requisitos de inclusão: remoção total e intencional e pelo menos 1,8 metros de altura ou 30,5 metros de comprimento.

Das 417 barragens que atendiam aos critérios do estudo, as razões para remoção só eram conhecidas para 153 estruturas. Os resultados são apresentados na Tabela 1.

TABELA1 - Classificação das razões de remoção das barragens

Propósitos da remoção	Total de barragens removidas	Total de barragens removidas (%)	Altura média (m)	Altura máxima (m)
Ambiental A estrutura foi removida para melhorar ou restaurar as espécies e / ou habitat.	60	39	15,7	76
Segurança Estrutura removida por razões de segurança	52	34	24,8	11
Econômicos	27	18	25,9	69
Falhas A estrutura falhou, e subsequentemente foi removida	8	3	14,6	26
Recreação A estrutura foi removida para fornecer ou melhorar oportunidades de lazer na área	0	0	Não informado	Não informado
Sem autorização A estrutura foi removida sem autorização	0	0	Não informado	Não informado
Outros A estrutura foi removida por outras razões que não as previstas acima	6	4	16,3	26
Total	153	100	20,6	

FONTE - Pohl, 2002, p. 1513

Cumprir reconhecer que nem todos os critérios serão pertinentes para um dado projeto de remoção, porque os diferentes tipos de barragens e as diversas configurações requerem critérios distintos para avaliar a potencial remoção ou reparação de um barramento (PEJCHAR e WARNER, 2001). Portanto, estes são passíveis de serem revistos e modificados (PEJCHAR e WARNER, 2001). Ademais, outros critérios, antes não apresentados, mas não menos relevantes, poderão ser considerados (DOYLE, HARBOR e STANLEY, 2003).

Notadamente, o Nordeste brasileiro, que ocupa cerca de 18% do território nacional, exibe uma ampla variedade de condições físicas, bióticas e socioeconômicas (MARANHÃO e AYRIMORAES, 2012) bem peculiares, divergentes daquelas encontradas em outras regiões do Brasil. Ao tratar da problemática do “acesso à água no semiárido nordestino” Assis (2012, p.180) afirma que as políticas públicas “frequentemente não estão baseadas em uma visão integrada do território e promovem uma solução homogênea para um espaço sionatural heterogêneo”.

De forma semelhante, não se pode pensar na remoção de uma barragem considerando-se estritamente as informações contempladas na literatura. Urge, portanto, a necessidade de uma revisão dos critérios apresentados, À luz das especificidades do semiárido nordestino.

4 ESPECIFICIDADES DAS BARRAGENS SITUADAS NO SEMIÁRIDO NORDESTINO

Em termos eminentemente científicos, várias perspectivas poderiam ser utilizadas para caracterizar a região semiárida. No entanto, a noção pragmática de semiárido tem sido a de região onde incidem as secas prolongadas (CEARÁ, 2008).

O Nordeste brasileiro se caracteriza por uma região de clima semiárido e por o seu subsolo formado por um maciço cristalino a pouca profundidade, em área considerável (SILVA FILHO, 2008, MALVEIRA *et al*, 2011). As águas subterrâneas são escassas e geralmente salgadas por causa da rocha predominante cristalina (MALVEIRA *et al*, 2011). Aliado a isso, por vezes apresenta como características climáticas singulares a irregularidade temporal e espacial (PAULINO e TEIXEIRA, 2012) e a elevada evaporação (CAMPOS, MOTA e COSTA, 2006; PAULINO e TEIXEIRA, 2012) que ultrapassa a precipitação três ou quatro vezes (MALVEIRA, 2011).

No que concerne à variabilidade espacial, existem espaços geográficos onde a pluviometria anual média é da ordem de 500 a 700 mm. Em outros, como verificado no sertão semiárido, chove anualmente até 2.000 mm (PAULINO e TEIXEIRA, 2012). Observa-se também uma expressiva variabilidade temporal no regime de chuvas, sendo este concentrado em cerca de três a quatro meses (CAMPOS, MOTA e COSTA, 2006), o que ocasiona em alguns anos secas prolongadas ou precipitação excessiva (PAULINO e TEIXEIRA, 2012). Adicionalmente, apesar de o ambiente natural ser adverso, a região é densamente povoada, com quase 25 milhões de habitantes (MALVEIRA *et al*, 2011).

Convêm ressaltar que dentre os Estados do Nordeste, o Ceará é aquele que apresenta uma maior extensão no semiárido, com cerca de 70% da sua área dentro do chamado “Polígono da Seca” (AMARAL FILHO, 2003), cujos critérios para enquadramento são: a) precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 milímetros; b) índice de aridez até 0,5 calculado pela relação entre a precipitação e a evapotranspiração potencial, para o período entre 1961 e 1990; c) risco de seca maior que 60%, tomando-se por base o período entre 1970 e 1990 (PAULINO e TEIXEIRA, 2012; CEARÁ, 2008).

São características marcantes deste Estado a predominância da vegetação do tipo caatinga, o baixo potencial de águas subterrâneas (CAMPOS,

1999, p.65), solos geralmente rasos, pouco permeáveis e sujeitos à erosão, rios, em sua maioria, intermitentes, escoamento específico reduzido: 4 L/s/km² ou 1.260 m³/ha/ano, temperaturas altas com insolação intensa (2.800 horas por ano), taxas elevadas de evapotranspiração e eventos hidrológicos extremos frequentes (CEARÁ, 2008). Com efeito, cabe ainda lembrar a existência de alguns aspectos que se transformam em adversários do armazenamento da água nos reservatórios.

Primeiramente, cerca de 75% da área total do território cearense é de formação geológica cristalina (AMARAL FILHO, 2003; SANTIAGO *et al*, 2005), favorecendo o escoamento instantâneo dos deflúvios e tornando irrelevante o suprimento fluvial pelo escoamento subsuperficial, processo responsável pela perenização dos rios (FREIRE, 2007).

Em segundo lugar, a irregularidade do regime pluviométrico da região, marcadamente sazonal, propicia em certos períodos chuvas abundantes e, alternadamente, anos secos consecutivos caracterizados por uma precipitação média abaixo da histórica (FREIRE, 2007; CEARÁ, 1999). Assim, embora em anos normais a açudagem seja uma boa estratégia, em anos de seca não chove o suficiente para estocar a água necessária para suprir o período sem chuvas (SANTIAGO *et al*, 2005).

Maranhão e Ayrimoraes (2012, p.128) relatam que:

Os açudes de capacidade inferior, de maneira geral, têm como principal função a acumulação de volumes de água que ficam estocados, após a estação chuvosa, para serem utilizados na estação seca do mesmo ano. Não servem, no entanto, como reservas interanuais, pois, quando da ocorrência de anos secos consecutivos, tais reservatórios não apresentam volumes e garantia para o atendimento as demandas. Com isso, nos períodos críticos, em que as precipitações ocorrem abaixo da média por mais de um ano, os únicos locais em que se tem água superficial na região são os grandes reservatórios (ou reservatórios plurianuais) e os rios perenes (MARANHÃO e AYRIMORAES, 2012, p. 128).

De fato, os grandes reservatórios de regularização localizados no semiárido, por serem projetados para enfrentar vários anos consecutivos de estiagem, garantem, normalmente, a proteção contra períodos secos excepcionais (MENESCAL *et al*, 2004b).

Em terceiro lugar, fatores como a irregularidade espaço-temporal do regime de chuvas, o forte regime de insolação e as condições climáticas induzem a elevadas taxas de evaporação nos reservatórios cearenses.

Em linhas gerais, a infraestrutura hídrica construída no Estado reduz a vulnerabilidade aos extremos hidrológicos, possibilitando a expansão dos centros urbanos, da irrigação e da indústria, bem como a implantação de atividades econômicas de capital intensivo, que produzem maior valor agregado (SOUZA FILHO, 2012).

Em outros termos, torna-se essencial o conhecimento das questões inerentes aos reservatórios localizados nessa região, como forma de suprir as lacunas relativas às informações encontradas na literatura de remoção de barragens. Como exemplo, os padrões e critérios definidos para os corpos de água atualmente disponíveis são marcadamente para regiões úmidas e não para o semiárido do Brasil.

Em situações mais específicas, como aquelas referentes à acumulação sedimentação. Os danos ambientais e econômicos podem ser grandes e de extrema dificuldade de remediar, particularmente em regiões áridas e semiáridas (ICOLD, 1989). Ademais, várias pesquisas foram realizadas por diferentes autores internacionais. No entanto, nenhum delas apresenta modelos referentes a problemas de sedimentação em uma rede de reservatórios de alta densidade, como as grandes bacias da região do semiárido brasileiro (LIMA NETO *et al*, 2011).

Sob tal entendimento, não serão questionados aqui os critérios considerados na seção 3, embora se saiba ser impossível transportar, sem adaptações essas informações originalmente consideradas em regiões hidroclimatologicamente divergentes. Assim, como meio de caracterizar com maior precisão os critérios pertinentes à remoção de barragens na região semiárida, será realizada uma investigação regionalizada com ênfase em alguns aspectos peculiares das barragens ali localizadas.

4.1 Qualidade de água

A água é um elemento vital para a manutenção da vida. Sob tal perspectiva, é necessário que este recurso possua características condicionadas ao seu propósito. Assim as exigências requeridas para determinado uso podem ser completamente distintas daqueles requeridas a outro uso.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 é uma das principais normas relacionadas à qualidade da água em rios e reservatórios no Brasil, dispondo sobre

a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecendo as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005).

Segundo essa resolução, as águas do território brasileiro dividem-se em águas doces (salinidade $\leq 0,05\%$), salobras ($0,05\% < \text{salinidade} < 3,0\%$) e salinas (salinidade $\geq 3,0\%$), estabelecendo para o território brasileiro cinco classes para uso preponderante: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4. A classe especial pressupõe os usos mais nobres, e a classe 4 os menos nobres (BRASIL, 2005).

A Resolução Conama nº 357/2005 classifica as águas em treze classes, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes. As águas doces podem ser subdivididas em cinco classes, as salobras e as salinas em quatro classes, a saber: i) águas doces (classe especial, 1, 2, 3, 4), águas salinas (classe especial, 1, 2, 3); e iii) salobras (classe especial, 1, 2, 3) (BRASIL, 2005).

Os padrões de qualidade das águas determinados nesta resolução estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe (BRASIL, 2005). A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde também estabelece limites para os parâmetros físicos químicos e microbiológicos, só que direcionados à água para o abastecimento público. Segundo a referida portaria, é obrigação dos sistemas operadores e das soluções alternativas coletivas de abastecimento, elaborarem plano de amostragem do controle e encaminharem à autoridade sanitária os relatórios mensais sobre a qualidade da água.

A inspeção e a fiscalização da qualidade da água para consumo humano, de acordo com os artigos 200 da Constituição Federal (BRASIL, 1988) e 248 da Constituição Estadual (CEARÁ, 1989) são atribuições do Sistema Único de Saúde (SUS) (CEARÁ, 2008). Vale destacar que o padrão de qualidade de água bruta no semiárido é diferenciado, pois existem parâmetros específicos que não se adéquam aos parâmetros nacionais, por exemplo, a temperatura e o nitrogênio como fatores limitantes (CEARÁ, 2008).

A água não ocorre pura na natureza. Em seu estado natural, apresenta substâncias químicas ou orgânicas dissolvidas, o que lhe confere qualidades físico-químicas particulares. Ademais, costuma conter uma carga biológica significativa, que, por vezes, compromete a sua qualidade para usos e consumo. Essas características naturais geralmente são modificadas pela ação antrópica. De fato,

decorre de contaminação/poluição, com destaque para os seguintes focos: águas servidas; ausência de serviços essenciais de tratamento de esgotos domésticos e industriais, disposição indevida de resíduos sólidos; insumos agrícolas; efluentes das indústrias, do setor mineral e de serviços (BARBOSA e MATTO, 2007).

São diversos os problemas ambientais que impactam a qualidade da água, cada um com maior ou menor intensidade, dependendo das condições do meio no qual o corpo hídrico está inserido. Dentre os problemas mais comuns, estão a eutrofização, a salinidade e o assoreamento dos reservatórios (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

4.1.1 Eutrofização

A eutrofização é um dos problemas mais agravantes e recorrentes nos corpos hídricos mundiais (PAULINO *et al*, s.a.), atingindo lagos, represas, rios e águas costeiras. Decorre da carga de nutrientes nos reservatórios, especialmente de nitrogênio e fósforo (PAULINO *et al*, s.a.), levando a proliferação de fitoplâncton e de plantas aquáticas superiores (PAULINO e TEIXEIRA, 2012), com conseqüente desequilíbrio do ecossistema aquático e progressiva degeneração da qualidade da água dos corpos lânticos (ALMEIDA *et al*, 2008). Em razão da eutrofização, muitos reservatórios e lagos no mundo já perderam a sua capacidade de abastecimento, de manutenção da vida aquática e de recreação.

As principais fontes de nutrientes são: a) as descargas de esgotos domésticos e industriais; b) afluição de partículas de solos, contendo nutrientes, em decorrência de erosão hídrica; c) presença atividade agropecuária, principalmente no entorno do reservatório; e d) exploração de piscicultura intensiva no espelho d'água do açude (PAULINO *et al*, s.a; PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

Não obstante, a intensidade de renovação da massa de água armazenada no açude, que varia a cada ano, em função da intensidade do período chuvoso, é outro fator importante na eutrofização dos reservatórios cearenses (PAULINO *et al*, s.a.).

Quanto ao grau de trofia dos reservatórios estes podem ser classificados como definido na Figura 5.

Grau de trofia	Almeida et al, 2008	Lemos, 2011
Oligotrófico	Sucessão de sedimentos predominantemente inorgânicos, com fósseis indicadores de oligotrofia	Possui baixa produtividade biológica, concentração algal e concentração de nutrientes, além de apresentar águas claras e de boa qualidade;
Mesotrófico	Moderado enriquecimento com nutrientes; moderado crescimento planctônico; alguma acumulação de sedimentos na maior parte do fundo; e, em geral, suporta espécies de peixes de águas mais quentes;	Apresentam características intermediárias entre lagos oligotróficos e eutróficos, com uma atividade biológica mediana e águas mantendo a boa qualidade;
Eutrófico	Sucessão de sedimentos mais orgânicos, com fósseis indicadores de oligotrofia;	São lagos que apresentam uma intensa produtividade, ricos em nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) e apresentam problemas de anóxia;
Hipereutrófico	Enriquecimento máximo de nutrientes; número excessivo de algas e plantas aquáticas (ao ponto de impedir ou dificultar a navegação).	São lagos extremamente eutrofizados. Geralmente é resultado de poluição por matéria orgânica (e afluentes não tratadas de esgotos domésticos e industriais).

Figura 5 - Grau de trofia

Fonte - elaboração da autora

De modo sintético, o processo de eutrofização é hoje um problema mundial, atingindo lagos, represas, rios e águas costeiras de todo o planeta. Na percepção de UNEP-ILEC (2001), algumas das consequências da eutrofização são:

- a) anoxia (ausência de oxigênio dissolvido), que causa a morte de peixes e de invertebrados, resultando em impactos sociais como a redução de postos de trabalho e renda pela mortalidade em massa de peixes;
- b) florescimento de algas e crescimento incontrolável de outras plantas aquáticas;
- c) produção de substâncias tóxicas por algumas espécies de cianobactérias;
- d) altas concentrações de matéria orgânica, as quais, se tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos;
- e) deterioração do valor recreativo de um lago ou de um reservatório, principalmente para natação e navegação;
- f) acesso restrito à pesca e a atividades recreativas devido ao acúmulo de plantas aquáticas;
- g) menor número de espécies e diversidade de plantas e animais (biodiversidade);

- h) alterações na composição de espécies daquelas mais importantes para as menos importantes (em termos econômicos e valor proteico);
- i) diminuição da produção de peixes causada por depleção significativa de oxigênio na coluna de água e nas camadas mais profundas de lagos e reservatórios.

Assim sendo os danos à saúde humana e o aumento exagerado dos custos do tratamento da água são algumas das consequências econômicas mais severas e problemáticas da eutrofização.

Conforme apresentado na Figura 6, a eutrofização pode acontecer de forma gradual e lenta, desenvolvendo-se muitas vezes por dezenas de anos, como parte do processo de sucessão ecológica, que se verifica durante a evolução dos ecossistemas, sendo chamada de eutrofização natural. No entanto, esse processo também pode acontecer de forma acelerada, sendo chamado de eutrofização cultural (artificial) (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

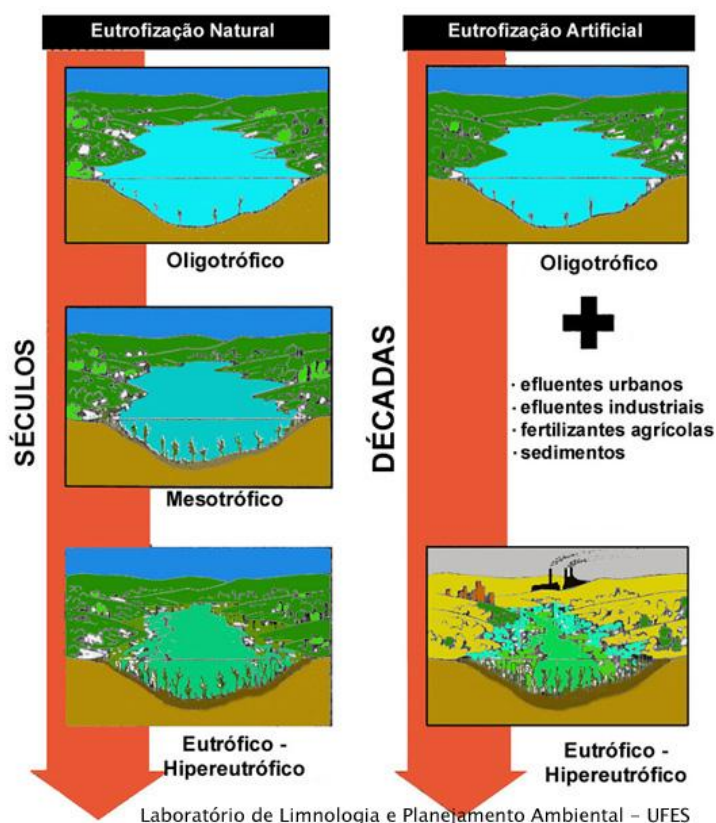


Figura 6 - Comparação entre os processos de eutrofização natural e cultural.
 Fonte - Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental, 2012, s.p.

No Brasil, uma das formas mais empregadas para avaliar o estado trófico de um corpo hídrico é por meio do emprego do Índice de Estado Trófico (IET), criado por Carlson (1977) e modificado por Toledo Junior (1983), que emprega como indicador a concentração de fósforo total e a concentração de clorofila-a na coluna de água, podendo também utilizar a transparência medida pelo disco de Secchi (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

Segundo Paulino *et al* (s.a.), para avaliar o estado trófico dos açudes cearenses não é suficiente apenas determinar o índice de estado trófico. Sendo assim propuseram uma metodologia que contempla diversas informações, tanto para definir o estado trófico em um determinado momento quanto para validar os resultados, levando em consideração os seguintes aspectos:

- a) Índice de Estado Trófico (IET) - O Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson, adaptado por Toledo, segundo Paulino *et al* (s.a.) com base nas concentrações de fósforo total (mg/L) e clorofila-a (µg/L) tem por finalidade classificar os corpos hídricos em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes. Segundo esse autores, para a sua determinação desse índice se faz uso das seguintes fórmulas:

$$\text{IET}(\text{pt})=10\{6-[\ln(80,32/\text{pt})/\ln 2]\} \quad \text{Eq. 4.1}$$

$$\text{IET}(\text{cl}@)=10\{6-[(2,04 - 0,695 * \ln (\text{cl}@))/\ln 2]\} \quad \text{Eq. 4.2}$$

A Tabela 2 apresenta os limites adotados para classificar o estado trófico dos reservatórios. Os corpos hídricos classificados como oligotróficos têm suas águas com uma melhor qualidade, enquanto que os corpos hídricos classificados como hipereutróficos tem uma pior qualidade de água.

TABELA 2 - Índice do Estado Trófico

Critério	Estado Trófico	Fósforo total	Clorofila a
24 < IET ≤ 44	Oligotrófico	0,007 -0,026	0,52 -3,81
44 < IET ≤ 54	Mesotrófico	0,027 – 0,052	3,82 – 10,34
54 < IET ≤ 73	Eutrófico	0,053 – 0,211	10,35 – 76,06
IET ≥ 74	Hipereutrófico	> 0,211	> 76,06

FONTE - Paulino *et al*, (s.a), adaptado.

Ressalta-se que em posse de dados consistentes tanto de fósforo total quanto de clorofila-a, adota-se a média dos dois índices, Na ausência de dados de um desses parâmetros, clorofila-a ou fósforo total, o IET dever ser calculado com o parâmetro disponível;

- b) nutriente limitante - utiliza-se a “Lei do Mínimo”, que estabelece que o crescimento de um organismo é limitado pela substância disponível nas quantidades mínimas relativas às suas necessidades para crescimento e reprodução. A determinação do nutriente limitante é através da relação N:P (nitrogênio e o fósforo). Se N:P for consideravelmente superior a 16, há indicação de que o fósforo é o nutriente limitante (VON SPERLIN, 2000 apud PAULINO *et al* s.a.). Da mesma forma podemos considerar que, se a relação N:P for consideravelmente inferior a 16, o nitrogênio será o nutriente limitante;
- c) contagem de cianobactérias - a predominância de cianobactérias sobre as demais espécies, combinada com o reduzido número de espécies, são importantes indicadores do estado trófico de um corpo hídrico lântico. Os resultados de qualidade de água, produzidos pela Rede de Monitoramento da COGERH, indicam que o estado trófico de um determinado açude cearense, está diretamente relacionado com a contagem de cianobactérias. Quanto maior for a contagem, maior será tendência de haver um avanço na eutrofização;
- d) intensidade de plantas aquáticas presentes no espelho de água - as plantas aquáticas tem a capacidade de reter nos seus tecidos nutrientes que antes estavam disponíveis na coluna de água ou no sedimento, de acordo com as suas características. Assim, a intensidade da presença dessas plantas pode ser o fator determinante na definição do estado trófico dos açudes;
- e) volume armazenado no açude - O volume armazenado de um reservatório tem a capacidade de oferecer uma boa indicação da intensidade da renovação da massa de água armazenada. Na grande maioria das situações, quando um determinado açude está com volume armazenado abaixo de 20 % de sua capacidade, a qualidade de suas águas está bastante deteriorada. Uma forma bastante pertinente de se quantificar a renovação da massa de água é através

da estimativa do tempo de residência hidráulica. Quanto maior a média do tempo de residência, menor será a intensidade de renovação da massa de água. Nesse contexto, o efeito da renovação da massa de água, está relacionado à frequência e a intensidades das sangrias;

- e) observações das gerências regionais - este acompanhamento subsidia, o monitoramento *in loco* da evolução dos aspectos de qualidade de água do corpo hídrico gerenciado, bem como dos fatores que influenciam esta qualidade, tais como, a intensidade da ocorrência de gado no seu entorno, a intensidade de tratamento que está sendo exigida para tornar a água potável, a floração excessiva de macrófitas aquáticas, mudanças aparentes na cor da água, o lançamento de efluentes e resíduos na bacia hídrica do açude, etc.

Em determinadas situações, é preciso também avaliar a intensidade e a magnitude da ocorrência das plantas aquáticas no espelho de água. Como exemplo desta situação, temos o açude Araras, no Ceará, que em 2009 estava com o espelho de água praticamente coberto de macrófitas e, mesmo estando eutrofizado, era apresentado numa melhor qualidade (oligotrófico) quando avaliada somente a coluna de água, pois grande parte dos nutrientes estava retido nos tecidos destas plantas aquáticas (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

Por fim, na percepção de Paulino *et al* (s.a.), a definição do estado trófico não se resume ao simples emprego de uma equação, é preciso ter uma visão mais abrangente para classificar o estado trófico de uma forma mais precisa.

Os pontos mais críticos com relação ao estado trófico encontram-se principalmente nos açudes da Região Nordeste, nos corpos d'água que recebem efluentes domésticos das regiões metropolitanas e nos reservatórios de pequeno e médio porte de áreas mais densamente povoadas. Existe também uma tendência de que o açude localizado em regiões com menor índice pluviométrico tem estado trófico mais desfavorável (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

Na Figura 7 estão apresentados 110 açudes situados nas 11 bacias hidrográficas cearenses e monitorados pela COGERH, em fevereiro de 2011, em relação ao nível de eutrofização, utilizando a seguinte legenda: Azul- oligotrófica, Verde- mesotrófica, Amarelo-eutrófica, Vermelha- hipereutrófica.

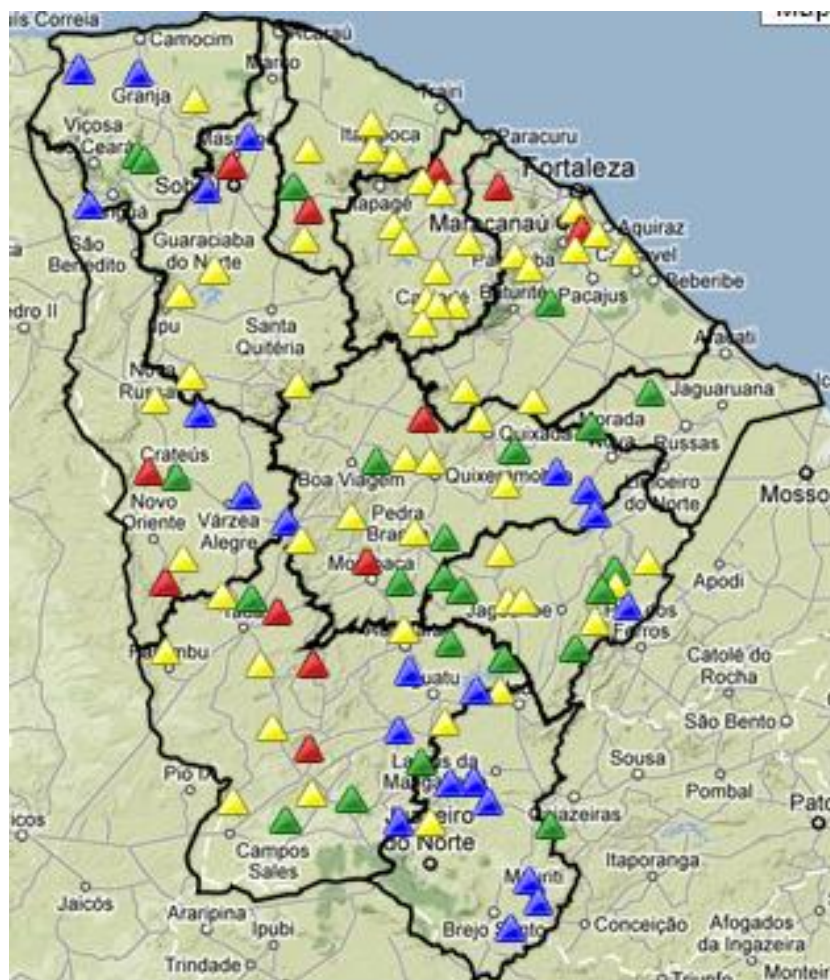


Figura 7 - Índice de Estado Trófico
Fonte - CEARA, 2011 (adaptado)

Considerando-se as informações disponíveis foi possível construir a Tabela 3.

TABELA 3 - Açudes hipereutróficos ou eutróficos por bacias hidrográficas cearenses

Bacia	Número de açudes monitorados	Numero de açudes com Hipereutróficos ou eutróficos	Percentual de açudes com Hipereutróficos ou eutróficos (%)
Baixo Jaguaribe	1	0	0
Coreaú	5	1	20
Salgado	13	3	23,07
Médio Jaguaribe	13	6	46,15
Rio Parnaíba	8	4	50
Alto Jaguaribe	18	10	55,55
Banabuiú	17	10	58,82
Acaráú	6	4	66,67
Litoral	7	6	85,71
Metropolitana	10	9	90
Curú	11	11	100

FONTE - elaboração da autora segundo dados do Ceará, 2011

Diante dessas informações, constata-se que a qualidade da água dos açudes encontra-se degradada na maioria das bacias hidrográficas cearenses, pois se encontram no estado eutrófico ou hipereutrófico. Com exceção das bacias do Baixo Jaguaribe (0%), Salgado (23,07%) e Médio Jaguaribe (46,15%), as bacias hidrográficas apresentam 50% ou mais de seus açudes eutrofizados.

4.1.2 Salinidade

No semiárido nordestino, a evaporação é uma variável crítica do balanço hídrico (FONTES *et al*, 2005). Efetivamente, essa região apresenta um déficit hídrico natural, em função da lâmina anual de evaporação superar em muito a lâmina anual de precipitação (PAULINO e TEIXEIRA, 2012), chegando a representar 92% do volume precipitado anual (FONTES *et al*, 2005).

O déficit hídrico no semiárido nordestino é visto, quase sempre, considerando apenas o seu aspecto quantitativo sem analisar a qualidade da água disponível. Esta visão conduz a “soluções” que priorizam a acumulação de água, como se a presença deste bem fosse suficiente para dirimir todos os problemas causados pela sua escassez. (FONTES *et al*, 2005).

Cumprido reconhecer que as águas dos reservatórios, quando sujeitas às elevadas taxas de evaporação, tornaram-se salinas (PAULINO e TEIXEIRA, 2012; PALÁCIO *et al*, 2011). No Ceará, durante o período seco, que vai de julho a dezembro, o volume evaporado é no mínimo o dobro do volume liberado para atender as demandas. Quando há um consumo intenso, esses valores podem se equivaler (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

O Estado do Ceará apresenta uma das mais altas taxas de evaporação mundial (AMARAL FILHO, 2003) em torno de 2,2 mm por ano (SANTIAGO *et al*, 2005). De acordo com a SRH/CE (*apud* VIEIRA, 2003), o rendimento hídrico dos reservatórios de acumulação é bastante baixo, com valores próximos a 25% devido às altas taxas de evaporação. Essa taxa além de reduzir a quantidade de água nos reservatórios, conduz a salinização podendo acarretar na perda total da capacidade de uso das águas (SANTIAGO *et al*, 2005).

A despeito disso, a magnitude do processo de salinização dos reservatórios do Estado não é função somente da evaporação. Segundo Ceará (2002a, p.9) a salinização nos reservatórios:

...é função também do seu regime de operação, o qual influencia diretamente a concentração de sais dissolvidos através do balanço de massa. A proximidade de alguns reservatórios à costa também é fator decisivo para a determinação da magnitude do processo de salinização em decorrência do transporte de aerossóis marinhos (MIRANDA e SOUZA FILHO, 1997).

Cumpra ainda reconhecer que a “localização muitas vezes errônea do ponto de vista hidrológico, ocasionada na época da construção por razões políticas, que minimiza a capacidade hidrológica do reservatório, resulta muitas vezes, numa salinização alta da água” (CEARÁ, 2008a, p.101).

Teoricamente, os principais fatores que determinam o regime da salinidade das águas nos açudes são os seguintes: a) balanço hídrico do açude, que determina o tempo de renovação das águas no açude e balanço de sais; b) evaporação, que provoca concentração dos sais; c) geologia e pedologia da bacia hidrográfica, que determina o conteúdo dos sais nas águas dos rios efluentes; d) morfometria do açude, que influencia o processo de distribuição dos sais dentro do açude e processo de mistura das águas; e) processos químicos no corpo da água nos açudes. Dentre estes, o balanço hídrico é o de maior importância. (CEARÁ, 2002b).

Em alguns casos, principalmente no período de estiagem quando ocorrem diminuição do escoamento e elevadas temperaturas na região, a magnitude da concentração de sais dissolvidos na água pode influenciar direta ou indiretamente alguns de seus usos múltiplos (CEARÁ, 2002a) impedindo o seu uso para a agricultura (PALÁCIO *et al*, 2011), reduzindo a produtividade em projetos de piscicultura e interferindo com processos industriais, além de causar objeção aos seus consumidores por conferir gosto salgado (CEARÁ, 2012).

A propósito, a salinidade da água é um dos principais problemas da irrigação. O excesso de sais solúveis no solo reduz a disponibilidade da água para as plantas, além de causar problemas de impermeabilização nos solos e a toxidez de alguns íons específicos (PALÁCIO *et al*, 2011).

Em relação ao consumo humano, vale reconhecer que a construção indiscriminada de barragens na região não resolve os problemas oriundos da escassez (FONTES *et al*, 2005). Por razões históricas e culturais, os aspectos relacionados à quantidade do recurso água sempre foram priorizados pelas políticas estaduais de recursos hídricos (CEARÁ, 2002a). Entretanto, os problemas atuais relacionam-se não só aos aspectos quantitativos da água doce, mas também aos aspectos qualitativos deste recurso. Um bom exemplo dessa assertiva é que continua havendo sede no semiárido, estando-se próximo ou afastado do espelho de água (FONTES *et al*, 2005).

Segundo Audry (1995) os grandes açudes, devido a seus volumes de água, possuem maior inércia e menor amplitude de variação sazonal de salinidade. Ao contrário, os açudes pequenos e médios são reservatórios de inércia geralmente muito reduzida, nestes tipos observam-se excessivas amplitudes da variação sazonal de salinidade, baixas no período das cheias e altas no período de seca, tornando a sazonalidade um fator importante na decisão sobre a possibilidade e a maneira de gerenciar o uso das suas águas, haja vista que, no período de seca, quando a demanda aumenta, é quando a qualidade da água encontra-se mais comprometida (FONTES *et al*, 2005, p.5).

Na percepção de Paulino e Teixeira (2012), a qualidade das águas armazenadas nos açudes é condicionada à frequência de ocorrência de sangria, pois este é o fator determinante da renovação da massa de água que é estimada a partir do tempo de residência (retenção hidráulica). Quanto menor for esse tempo, maior é a renovação da massa de água armazenada. No Estado do Ceará, o tempo de residência médio é da ordem de 400 dias.

Convergindo nessa direção, Neris e Gomes (2010) afirmam que a qualidade da água de um reservatório fica mais comprometida quando este demora a sangrar. Em muitos casos, quando o tempo de sangria é maior do que dois anos, a qualidade da água acumulada nos reservatórios fica afetada, devido ao considerável aumento na salinidade e na concentração de matéria orgânica. Os altos índices de evaporação em detrimento aos pluviométricos agravam ainda mais a qualidade da água, já que a mesma fica impossibilitada de ser renovada.

No semiárido, um problema comum é o superdimensionamento dos aproveitamentos hidráulicos, ocasionando o não vertimento de inúmeros reservatórios, devido a projetos inadequados ou a falta destes, o que representa um grande mal para a qualidade da água represada. Isso é fruto da cultura local que

considera o vertimento como perda de água (FONTES *et al*, 2005; BARBOSA e MATTOS, 2007; NERIS e GOMES, 2010).

O efeito da frequência de sangria sobre a qualidade de água é observado em açudes cearenses, por exemplo: os açudes Acaraú Mirim e Poço da Pedra têm em comum o fato de terem o uso e ocupação dos solos de suas bacias hidrográficas bastante similares, mas se diferenciam por terem sangrado em 12 vezes e 1 vez, respectivamente, no período compreendido entre 1999 e 2001, sendo que as águas do açude Acaraú Mirim tem destacadamente uma qualidade melhor que do açude Poço da Pedra (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

Levando em consideração o universo dos 123 reservatórios monitorados pela COGEHR, desde 1986, o ano de 2004 foi aquele que apresentou um maior número de açudes que “sangrou” (95 açudes deixaram passar o excesso de água), que equivale a 77,2% dos 123 açudes monitorados na época. No ano de 2006 sangraram apenas 30 açudes, 23,8% dos 126 monitorados e em 2007 sangraram 19 açudes, 15,07% dos 126 monitorados (NERIS e GOMES, 2010). Um aspecto relevante é a pequena e média açudagem, um dos fatores responsáveis pela redução do volume afluente aos reservatórios estratégicos, impedindo a renovação de águas por impedir que estes sangrem. (SANTIAGO *et al*, 2005).

Ressalta que no Estado do Ceará, a salinidade da água dos açudes varia de baixa ($STD < 0,2g/L$), até alta ($STD > 10g/L$), dependendo, principalmente, da taxa de renovação da água - que se contrapõe ou não à concentração dos sais por evaporação), e do manejo dos reservatórios (CEARÁ, 2008a). Estima-se que um terço dos açudes monitorados pelo Departamento Nacional de Obras de Combate à Seca (DNOCS) apresenta esse problema em seus perímetros irrigados (FONTES, 2005, 2010).

Por fim, segundo Paulino e Teixeira (2012), os principais índices usados para avaliar a salinidade da água são a condutividade elétrica e a concentração de cloretos. A condutividade elétrica é utilizada para avaliar a qualidade da água para irrigação. Quanto maior a condutividade elétrica maior a salinidade. Esta condutividade elétrica é produzida predominantemente pelos íons ou cátions das partículas de solo. A concentração de cloretos, que em média nos açudes cearenses é da ordem de 113 mg/L, é empregada para análise da qualidade da água para consumo humano e para alguns usos industriais. Ressalta-se que o padrão de aceitação para consumo humano é de no máximo 250 mg/L.

A Figura 8 apresenta a concentração média de cloretos em açudes cearenses, no ano de 2008, identificados com as cores azul, verde, amarelo e vermelho, sendo as cores amarela e vermelha referentes a açudes com concentração acima de 250 mg/L. Ressalta-se que essas informações foram provenientes de trabalhos de campo realizados pelas gerências regionais da COGERH (Crateús, Crato, Fortaleza, Iguatu, Limoeiro do Norte, Pentecoste, Quixeramobim e Sobral) e as análises realizadas pelos laboratórios conveniados.

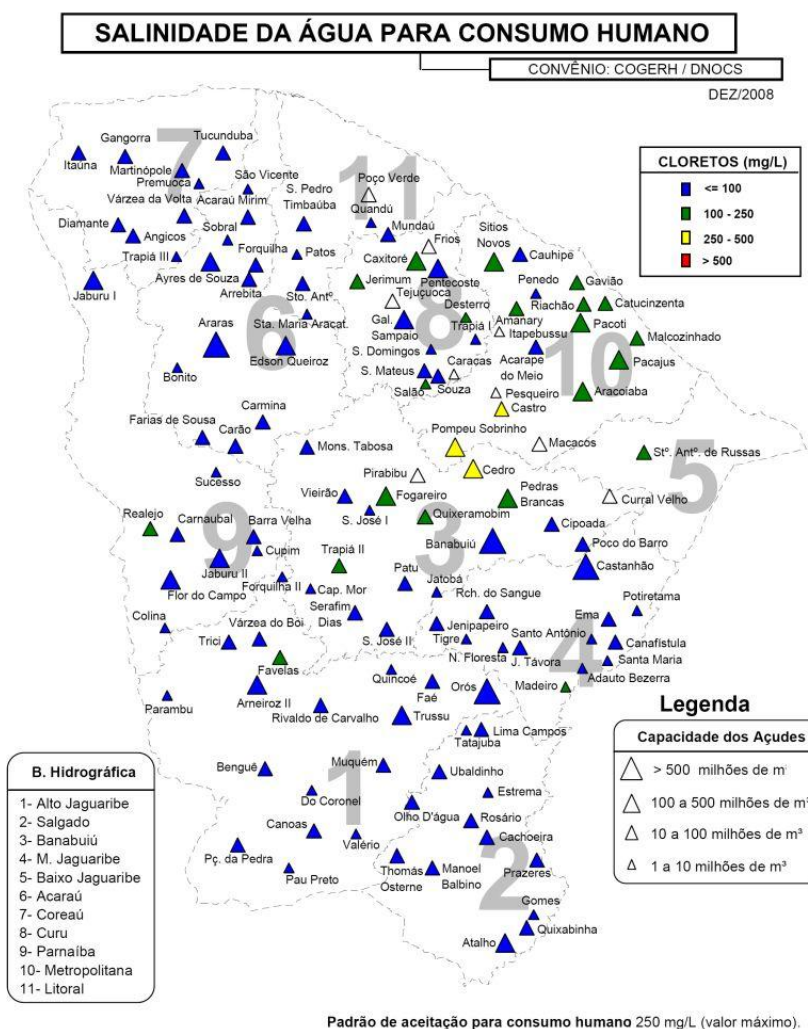


Figura 8 - Salinidade para consumo humano
Fonte - CEARÁ, 2008b, p. 2

Conforme as informações constantes na Figura 8, dentre as onze bacias hidrográficas analisadas, somente duas apresentam açudes com concentração de cloretos inapropriados para o consumo humano: a bacia do Banabuiú (açude Cedro) e a bacia Metropolitana (açudes Pompeu Sobrinho e Castro).

4.1.3 Assoreamento dos reservatórios

Assoreamento, conforme apresentado na subseção 3.3.1.4, é a sedimentação acelerada por processos de ocupação do espaço geográfico pelo homem que, em prática, cria condições para os processos erosivos e o transporte de materiais orgânicos e inorgânicos que são drenados até o depósito final nos leitos dos cursos de água e dos reservatórios (PAULINO e TEIXEIRA, 2012).

É certo que os pequenos reservatórios estão sujeitos a um assoreamento rápido, o que pode acontecer até mesmo numa única enchente. Já os grandes reservatórios demandam um tempo maior para ficarem assoreados (CARVALHO *et al*, 2000b).

O comportamento sedimentológico de um pequeno reservatório é de certo modo, diferente do grande reservatório. Enquanto neste as velocidades da corrente são mais reduzidas, no pequeno reservatório há maiores velocidades e menor capacidade. No grande reservatório se depositam as areias, pedregulhos e parte da carga em suspensão afluente, enquanto no pequeno permanece o sedimento grosso, sendo que o sedimento em suspensão é escoado pelo vertedouro e condutos. No entanto o assoreamento se processa mais rapidamente devido a sua pequena capacidade (CARVALHO *et al*, 2000a, p.69).

De uma forma sucinta, o Brasil já possui muitos reservatórios que estão totalmente ou mesmo parcialmente assoreados. Entretanto, por falta de levantamentos sistemáticos e de sua divulgação, não se conhece em detalhe a situação dos reservatórios do país. À escassez desses estudos, no entanto, se contrapõe a importância da conservação das barragens, visto que os efeitos do assoreamento podem gerar uma série de problemas, tais como: aumento das taxas de erosão; efeitos ecológicos tais como erosão, degradação do canal e perda de qualidade das águas (CARVALHO *et al*, 2000b), porque reduzem a zona eutrófica e trazem aderidos constituintes, como nutrientes e agrotóxicos, entre outros (ARAÚJO, 2011).

Ademais, o assoreamento pode gradativamente ir se estendendo por todo o fundo do lago, provocando assim a diminuição do seu período de vida (DILL, 2002). Sendo assim, a avaliação do assoreamento do volume total do reservatório é fundamental para a estimativa da sua vida útil (CARVALHO *et al*, 2000b, MAIA e VILLELA, 2010), bem como para a análise da viabilidade de investimentos nas obras de construção de barragem (MAIA e VILLELA, 2010).

Ressalta-se que o final de vida útil de um reservatório, do ponto de vista sedimentológico, é considerado quando os depósitos passam a interferir na operação regular da barragem ou na finalidade para a qual esta foi projetada (CARVALHO *et al*, 2000b).

A partir de um estudo realizado pela Eletrobrás/IPH (1994), pode-se concluir que a perda anual de capacidade de armazenamento dos reservatórios brasileiros é de aproximadamente 0,5%. Essa taxa pode corresponder a perdas de capacidade de armazenamento de $2.000 \times 10^6 \text{m}^3$ por ano o que corresponde a um volume maior do que muitos dos médios reservatórios existentes. Por outro lado, constata-se que a erosão no país tem aumentado com o crescimento da população e do uso do solo (CARVALHO *et al*, 2000b).

Na concepção de Araújo (2003) a contribuição mais significativa de sedimento nas regiões semiáridas provém da erosão laminar. Assim, após a ocorrência da erosão a nível local, o sedimento inicia sua trajetória em direção ao reservatório. Inicialmente o deslocamento ocorre de modo difuso sobre o terreno, onde grande parte dos sedimentos localmente deslocados fica retida. Depois, ao atingir o leito dos drenos mais expressivos, o sedimento pode ser depositado e /ou erodido no leito, conforme apresentado na Figura 9.

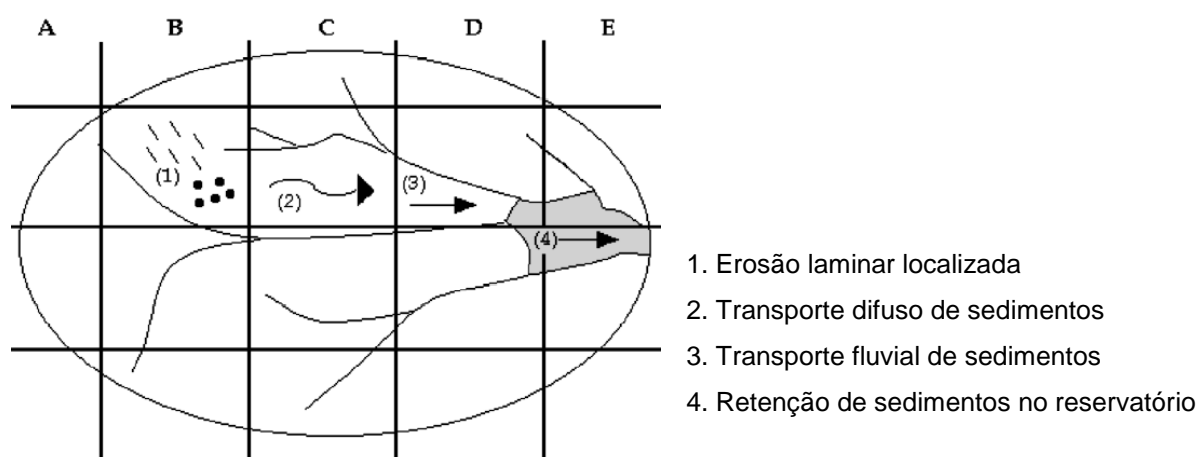


Figura 9 - Etapas consideradas no modelo HidroSed
 Fonte: - Araújo, 2003, p.41

Sob esta ótica Araújo (2003) propôs um modelo intitulado HidroSed, capaz de estimar o assoreamento em reservatórios localizados na região semiárida,

tendo como base parâmetros topográficos, pluviométricos, pedológicos e de cobertura vegetais. Com base em aplicações em bacias de sete açudes (Acarapé, Várzea do Boi, São Mateus, Cedro, Várzea da Volta, Canabrava e Santo Anastácio), concluiu-se haver uma redução volumétrica por década superior a 5% nos açudes urbanos e de quase 2% nos açudes rurais. Isso indica que, nos casos mais graves, a probabilidade de escassez hídrica pode dobrar em cinco décadas, apenas em função do assoreamento (ARAÚJO, 2011). A taxa média (ponderada de assoreamento nos reservatórios do semiárido estudado) é de 1,85% a cada década, ou seja, no caso do Ceará, isso representa perda de 22 hm³ de capacidade de preservação a cada ano (ARAÚJO, 2003).

Como relatado anteriormente, a escassez hídrica tem sido combatida através da construção de reservatórios, sem qualquer planejamento integrado, gerando uma rede com alta concentração de açudes. Esta rede é caótica e de difícil gestão (LIMA NETO *et al.*, 2011; MALVEIRA *et al.*, 2011). Embora se saiba que individualmente os pequenos açudes pouco interferem nas variáveis hidrológicas, o seu efeito cumulativo mostrou-se relevante na conectividade da água e no processo de sedimentação. No entanto, a literatura que contempla esse assunto é escassa (MALVEIRA *et al.*, 2011).

Na percepção de Lima Neto *et al.* (2011), é esperado que as utilizações e os conflitos de água aumentem globalmente. Nesse sentido, o problema de uma bacia com grande concentração de açudes, poderá ocorrer em regiões não áridas nas próximas décadas. Portanto, é de extrema relevância avaliar não só as taxas de assoreamento dos reservatórios que integram uma bacia com alta concentração de açudes, mas também o impacto desses açudes sobre a produção total de sedimentos na bacia. Agindo assim, será possível estimar a vida útil dos reservatórios e propor medidas adequadas contra o assoreamento e a escassez de água. Adicionalmente, ainda na percepção deste autor, o problema investigado também é relevante em termos da geomorfologia, considerando que a existência de inúmeros reservatórios deve mudar os padrões naturais de deposição de sedimentos.

Sob esta ótica, o grupo de pesquisas e modelagem de processos hidrológicos e sedimentológicos da região semiárida do Brasil, o HidroSed vem realizando pesquisas na bacia do Alto Jaguaribe (MALVEIRA *et al.*, 2011; LIMA

NETO *et al.*, 2011). Esta bacia, localizado no Estado do Ceará, possui mais de 4000 barragens (LIMA NETO *et al.*, 2011) e quase 25.000 km² de área (ARAUJO, 2011).

Dentre os autores que integram o grupo HidroSed, Lima Neto *et al* (2011) realizaram uma pesquisa sobre o impacto da rede de múltiplos açudes sobre o transporte de sedimentos. Para tal, considerou a distribuição de sedimentos em uma bacia localizada na região semiárida do Ceará, a bacia do Alto Jaguaribe, por um período de 25 anos. Este estudo revelou que muitos parâmetros afetam a distribuição sedimentos, incluindo: a chuva, as características do sedimento, o número de reservatórios e tamanho da bacia hidrográfica / reservatório, que variam espacialmente e temporalmente. Os resultados mostraram que a carga suspensa correspondia a 70% da produção de sedimentos totais (148 t km⁻² ano⁻¹). A contribuição relativamente baixa da carga suspensa (em comparação com outras regiões semiáridas) foi atribuída ao impacto dos numerosos reservatórios situados a montante, que retinham 235 t km⁻² ano⁻¹. O micro (<1 hm³), pequeno (1-10 hm³), médias (10-50 hm³), e grande (> 50 hm³) correspondendo a, respectivamente, 5, 17, 30 e 48% da retenção total dos sedimentos. Portanto, se não houvesse a retenção dos reservatórios não estratégicos, o assoreamento esperado nos reservatórios estratégicos seria para mais do dobro.

Isso posto, Araújo (2011, p.315) afirma que:

A complexa rede de reservatórios de diversos tamanhos apresenta, simultaneamente, desvantagens e vantagens; entre as desvantagens constam o incremento das perdas por evaporação, o risco de ruptura em cadeia e o aumento da complexidade do sistema a ser gerido, e entre as vantagens estão o armazenamento de água nos meses úmidos, a retenção de sedimentos, a maior eficiência energética e a maior democratização no acesso à água.

Por fim, é lícito conjecturar que os reservatórios fatalmente ficarão assoreados em maior ou menor tempo. A questão primordial é verificar se haverá ou não problemas que venham impedir a operação do aproveitamento dentro do tempo de vida útil econômica. Por outro lado, procura-se minimizar os efeitos secundários derivados do sedimento. (CARVALHO *et al*, 2000b).

5 METODOLOGIA MULTICRITÉRIO DE APOIO A DECISÃO

5.1 Fases Fundamentais da Construção de um Modelo Multicritério de Apoio à Decisão

No contexto da sociedade contemporânea, permeado de abundantes informações e profundas mudanças no campo econômico, político, sociocultural e tecnológico, problemas de decisão pública são complexos, devido à sua multidimensionalidade. Frente a tal realidade, a tomada de decisão torna-se um desafio árduo a ser transposto pelos decisores envolvidos no processo.

Tomar decisões é um dos momentos mais críticos na administração de qualquer empreendimento humano e está em envolta das limitações humanas, das redes sociais com seus aspectos de afetividade, relacionamentos e interesses de toda complexidade organizacional. Haverá aqueles que preparam à exaustão para esse momento, outros que preferem a intuição e a emergência natural de uma luz sobre o problema em questão (YU *et al*, 2011, p.5).

Notadamente, é sabido que os problemas relacionados aos recursos hídricos são permeados por um clima de complexidade que advém da presença de inúmeras informações, envolvendo diversos atores, cada um deles com o seu sistema de valores e múltiplos objetivos, muitas vezes conflitantes, no sentido em que não existe geralmente uma solução, dita ótima, que seja melhor do que qualquer outra em todos os objetivos.

Em contraste à abordagem monocritério da otimização, os métodos multicritérios avaliam as ações segundo vários critérios. Especificamente, a Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão (MMAD) recorre a um conjunto de ferramentas e métodos matemáticos utilizados para facilitar a avaliação de opções (ou ações potenciais) em cada um dos critérios e a ponderação relativa destes e, depois, para fazer a síntese das avaliações parciais nos critérios (BELTON e STEWART, 2002).

A construção de um modelo multicritério de apoio à decisão, segundo Bana e Costa (1993, 1995c), evolui ao longo de três fases principais: estruturação, avaliação e elaboração de recomendações. Deve ser um processo recursivo, tornando a MMAD versátil e flexível, uma vez que permite o *feedback* em qualquer fase do processo (BANA e COSTA, 1999), seguindo uma abordagem interativa,

construtiva e de aprendizagem sem assumir um posicionamento otimizador e normativo.

5.1.1 Fase de Estruturação

A fase de estruturação não é uma tarefa trivial, pois ela implica na seleção do conjunto de critérios pelos quais a avaliação será realizada. Ao contrário, é uma fase essencial, mistura de arte e ciência (BANA e COSTA e BEINAT, 2011), que oferece uma base sólida para a identificação, construção e avaliação de ações, a partir dos debates entre atores envolvidos na decisão promovendo assim a aprendizagem (BANA e COSTA, 1997).

Em vista disso, configura-se, como um processo, cíclico e interativo, que busca a construção de um modelo (mais ou menos) formalizado, capaz de ser aceite pelos actores como esquema de representação e organização dos elementos primários de avaliação, e que possa servir de base à comunicação, à aprendizagem, à investigação, à comunicação e à discussão interactiva com e entre actores". (BANA e COSTA, 1995, p.8).

Nesta perspectiva, a etapa de estruturação deve considerar o estudo do sistema dos atores e do sistema das ações, apresentados na Figura 10, visto que é a partir das interações destes dois subsistemas que emerge a nuvem de elementos primários de avaliação.

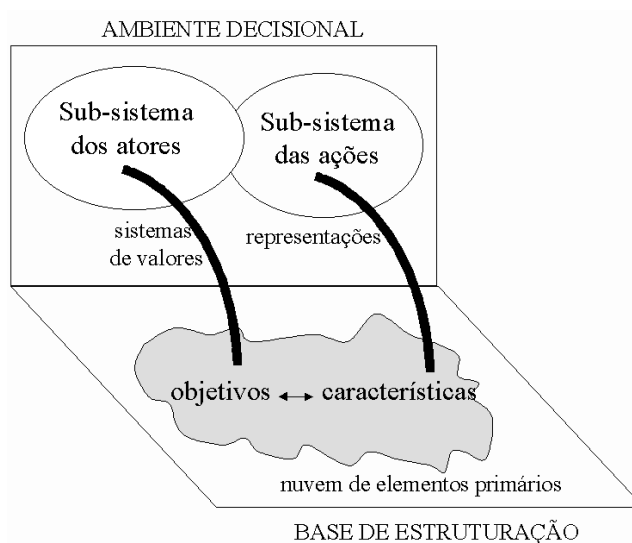


Figura 10 - Composição da nuvem de elementos primários.
Fonte - BANA e COSTA, 1993, p. 2.

Keeney (1992, 1994) distingue entre abordagens *value-focused thinking* (centrada sobre os valores) e *alternative-focused thinking* (centrada sobre as opções). Ou, dito de modo diferente, a identificação dos critérios pode ser centrada nos objetivos ou nas características das opções (BANA e COSTA e BEINAT, 2011). No entanto, para Bana e Costa (1995, p.18), tanto as características quanto os objetivos são elementos importantes e assumem um caráter complementar no processo de construção das preferências dos atores. Frente a este posicionamento, introduziu a estruturação por pontos de vista que tem a preocupação de integrar como chaves de estruturação contributos das duas perspectivas.

Convém notar que uma má estruturação comprometerá validade do modelo construído.

Na concepção de Bana e Costa (1995), a estruturação parte dos sistemas de valor dos atores para identificar os critérios segundo os quais se pretende analisar os impactos e a atratividade das ações e organizá-los numa estrutura arborescente, usualmente designada por árvore de valores. A cada critério de avaliação é associado um descritor de impactos (incluindo a identificação de níveis de impacto de referência, geralmente Bom e Neutro).

Por definição, um ponto de vista (PV), representa um aspecto da decisão percebido como importante para a construção de um modelo de avaliação. Tal aspecto, que decorre do sistema de valores e/ou estratégia de intervenção de um ator no processo de decisão, agrupa elementos primários que interferem de forma indissociável na formação das preferências desse ator. (BANA e COSTA, 1995, p.24).

Esta noção de ponto de vista é coerente com o conceito de value dimension de Von Winterfeldt e Edwards (1986) e, em certa medida, também corresponde à definição comum ampla de "objectivo" de Keeney e Raiffa (1976) e Keeney (1992) (BANA e COSTA e BEINAT, 2011, p.617).

No entanto, a simples identificação de pontos de vista não é suficiente para a construção de um modelo de avaliação. Bana e Costa (1992) alude a necessidade de distinção entre ponto de vista fundamental (PVF) e ponto de vista elementar (PVE).

Um ponto de vista fundamental (PVF) é um fim em si mesmo, a que corresponderá um critério de avaliação no modelo a construir. Pode ser formado por

diversos pontos de vista elementares (PVE) (componentes ou meios relacionados entre si) ou ser um ponto de vista singular. De acordo com Bana e Costa e Beinat (2011) cada PVF corresponde a um critério de avaliação no modelo multicritério. No entanto, para que um ponto de vista seja considerado fundamental, deve possuir as seguintes propriedades (BANA e COSTA, 1992):

- inteligibilidade: um ponto de vista fundamental deve ser adequado tanto como ferramenta que permita a modelação de preferência dos atores, quanto como base de comunicação, argumentação e confrontação de valores e convicções entre os atores;
- consensualidade: um ponto de vista fundamental deve ser aceito por todos os atores como suficientemente importante para influenciar a decisão e, portanto, ser levado em conta no modelo;
- operacionalidade: o ponto de vista fundamental deve admitir a existência de uma escala de preferência local associada aos níveis de impacto de tal PVF e possibilitar a construção de um indicador de impacto (indicador este que projeta o impacto de uma dada ação sobre o PVF). A primeira condição é necessária, mas não suficiente, uma vez que é indissociável da segunda (BANA e COSTA, 1992). Keeney (1992) afirma que esta propriedade está ligada à coleta de toda a informação necessária para análise, considerando-se os esforços disponíveis e o tempo;
- isolabilidade: a isolabilidade é uma propriedade essencial para que seja possível a agregação dos julgamentos locais dos decisores através de uma função de agregação. Assim, um ponto de vista fundamental é isolável se é possível avaliar as ações segundo este PVF independentemente dos impactos destas ações segundo todos os outros pontos de vista.

Um PVF deve respeitar a propriedade mais estrita de independência entre as diferenças de atratividade (ou valor). Essa dependência cardinal é necessária para a construção de um modelo aditivo de avaliação multicritério e é uma das razões pelas quais, muitas vezes, alguns pontos de vista devem ser agrupados para formar um PVF único (BANA e COSTA e BEINAT, 2011).

Normalmente diversos pontos de vista elementares formam um ponto de vista fundamental, ou seja, um PVF representa um fim comum para o qual podem contribuir diversos valores mais elementares. Os pontos de vista elementares não satisfazem algumas propriedades, entretanto, propiciam uma contribuição com valores elementares para a construção dos pontos de vista fundamentais (PVF), tornando-os operacionais e inteligíveis.

A construção do modelo multicritério requer que o conjunto de pontos de vistas fundamentais tenha o estatuto de família. De uma forma sucinta, para que um conjunto de pontos de vista fundamentais seja considerado uma família de pontos de vista, é necessário que estes apresentem as propriedades: a exaustividade, coesão e a não redundância. (BANA e COSTA, FERREIRA e CORRÊA, 2000).

No que se refere à família de pontos de vista fundamentais (FPVF), diz-se que esta é exaustiva quando todos os elementos primários, julgados importantes no processo de tomada de decisão, são considerados na construção do modelo (BANA e COSTA, 1992).

Bana e Costa e Beinat (2011) ressaltam que em muitas circunstâncias é difícil avaliar os impactos das ações sobre determinados PVF. No entanto, isso não justifica a sua exclusão do modelo. É sempre melhor construir um modelo completo, mesmo que alguns impactos sejam avaliados apenas de forma qualitativa, simplesmente porque um modelo incompleto pode levar a conclusões enganadoras.

Além disso, não pode haver redundância de pontos de vista fundamentais. A redundância leva a *double counting*, tendo como consequência a sobrevalorização de alguns PVF, afirmam Bana e Costa e Beinat (2011). Keeney (1992) afirma que a família de PVF deve ter o número mínimo necessário de pontos de vista para a análise de uma decisão, isto é, seguir a propriedade da concisão (*conciseness*).

Finalmente, em relação à coesão uma família de PVF deve garantir a coesão entre o papel de cada um dos PVF para a formação de julgamentos de valor parciais e o papel que estes exercem na elaboração de preferências globais. Assim, não se pode dissociar a formação de tais julgamentos, restritos a cada PVF, do todo que é o contexto decisional (BANA e COSTA, 1992).

Em problemas mais complexos, os PVF agrupam-se em áreas de interesse que se posicionam ao nível superior da árvore de valores.

Conforme exposto anteriormente, é necessário que os pontos de vista fundamentais sejam operacionalizáveis para poderem jogar o papel de critérios de avaliação. Para tal, associa-se a cada ponto de vista fundamental um descritor de impactos. De acordo com Bana e Costa e Beinat (2011), descritor é um conjunto constituído por níveis de impacto plausíveis, segundo um dado pontos de vista fundamentais (PVF), que:

- Mede (quantitativamente ou qualitativamente) em que medida o PVF é satisfeito;
- Descreve o mais objetivamente possível os impactos das ações no PVF. Quanto mais objetivamente os impactos são descritos, mais bem compreendido e, portanto, mais bem aceito será o modelo de avaliação;
- Estabelece um domínio de plausibilidade para os impactos, definido por eliminação de níveis de impacto (ou ações que não admissíveis ou estão fora do contexto);
- Verifica a independência ordinal do PVF correspondente. Se for detectada alguma dependência, é necessário reestruturar a família de PVF.

Existem descritores diretos (ou naturais), indiretos ou construídos (BANA e COSTA *et al*, 2002; BANA e COSTA e BEINAT, 2011). Os descritores naturais são "aqueles que têm uma interpretação comum a todos" (KEENEY, 1992, p.101). Os níveis de um descritor direto, "medem directamente efeitos, como o número de pessoas afectadas por doenças respiratórias" (BANA e COSTA e BEINAT, 2011).

Os níveis de um descritor indireto "indicam causas mais do que efeitos, como os graus de concentração de poluentes atmosféricos que causam doenças respiratórias" (BANA e COSTA e BEINAT, 2011).

Algumas vezes, por motivos de falta de informação ou então quando um ponto de vista fundamental (PVF) é um conjunto de vários pontos de vista elementares (PVE) inter-relacionados, não é possível encontrar um descritor direto ou indireto de um PVF. Nesses casos, deve-se desenvolver um descritor construído (BANA e COSTA e BEINAT, 2011).

A identificação de dois níveis de referência: o nível “Bom” e o nível “Neutro” (nem atrativo, nem repulsivo) é recomendada por Bana e Costa *et al* (2002) e por Bana e Costa e Beinat (2011). Identificar um nível neutro (nível de impacto que não é atrativo nem repulsivo) no descritor de cada PVF permite realçar os prós e contras da cada opção analisando somente se os impactos são mais ou menos atrativos do que nos níveis neutros nos vários PVF. O perfil Bom é formado por níveis de impacto considerados bons nos vários PVF (BANA e COSTA e BEINAT, 2011). Segundo a concepção de Bana e Costa *et al* (2002) e Bana e Costa e Beinat (2011) existem três razões que justificam a identificação destes níveis, a saber:

- a) O esforço requerido na identificação destes níveis contribui significativamente para uma maior inteligibilidade do descritor;
- b) A explicitação dos níveis bom e neutro possibilita reconhecer a atratividade intrínseca de cada ação, classificando-as como:
 - Ação muito atrativa - a ação é pelo menos tão atrativa quanto o perfil “Bom em todos os PVF”;
 - Ação atrativa - a ação pelo menos tão atrativa como o perfil “Neutro em todos os PVF”, mas menos atrativa do que o perfil “Bom em todos os PVF”;
 - Ação não atrativa - a ação é menos atrativa do que o perfil “Neutro em todos os PVF”, e
- c) A definição dos dois níveis de referência, “Bom” e “Neutro”, permite facilitar a ponderação dos critérios de avaliação.

5.1.2 Fase de avaliação

Após a identificação dos pontos de vista fundamentais (PVF) e da construção de seus respectivos descritores, dá-se o início a fase de avaliação. Pretendendo-se construir, como é o caso nesta tese, um modelo de avaliação que permita medir não só que, dadas duas ações não indiferentes entre si, uma é globalmente melhor do que outra, mas também “quanto” é melhor, ou, dito de outro modo, medir a diferença de atratividade entre as ações, então a fase de avaliação passa pela construção de uma função de valor cardinal associada a cada descritor e, depois, pela determinação dos respectivos coeficientes de ponderação.

Uma função de valor v representa numericamente, numa escala de intervalos, os julgamentos dos decisores sobre as diferenças de atratividade entre níveis do descritor. Isto é (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995), quaisquer que sejam duas opções a e b , $v(a) > v(b)$, se e só se para o avaliador a é mais atrativa (nesse PVF) que b ($a P b$) e a diferença $v(a) - v(b)$ represente numericamente a diferença de valor entre a e b , com $a P b$, sempre em termos desse PVF e no sentido (substantivo) em que quaisquer que sejam as opções a, b, c, d , com a mais atrativa que b e, c mais atrativa que d , para o avaliador, o quociente $[v(a) - v(b)] / [v(c) - v(d)]$ reflete, em termos relativos, a diferença de atratividade que o avaliador sente (de forma mais ou menos precisa) entre a e b , tomando como referência a diferença de atratividade entre c e d .

Assim definida, v é uma “função de valor mensurável” (DYER e SARIN, 1979), no sentido em que v verifica, em particular, a propriedade de que $v(a) - v(b) > v(c) - v(d)$ se a diferença de atratividade entre a e b é maior do que a diferença de atratividade entre c e d . (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995, p.18).

Para a construção das funções de valor, existem diferentes metodologias: as técnicas numéricas (*Direct Rating* e Método da Bissecção) e as técnicas não numéricas (MACBETH) (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995).

Diferentemente das metodologias da "bissecção" e da "pontuação direta" (*direct rating*) na qual o decisor tem de responder a questões do tipo "a diferença de atratividade entre a e b é maior, igual ou menor que a diferença de atratividade entre c e d ?", a metodologia MACBETH, procura ultrapassar estas dificuldades (comparar diferenças de atratividade entre dois pares de ações) considerando somente duas ações de cada vez. Logo, as perguntas feitas aos decisores são mais simples e exigem apenas a elaboração de juízos absolutos qualitativos sobre a diferença de atratividade entre apenas duas ações. (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995; 1999).

A harmonização das funções de valor parcial exige a determinação de coeficientes de ponderação (pesos). Existem diversos métodos de ponderação propostos na literatura, como os métodos *Trade-off*, *Swing Weights* e comparação par-a-par, utilizado pela metodologia MACBETH. Nesta, faz-se uso de um procedimento semelhante aquele usado na determinação das funções de valor.

Na fase de avaliação, objetivando-se proceder à agregação multicritério de valores parciais, utiliza-se uma fórmula de agregação, que pode ter várias

formas, sendo o modelo aditivo o mais comumente utilizado. Nesse modelo, a avaliação global da ação a segundo Bana e Costa *et al* (2008) é dada por:

$$V(a) = p_1v_1(a) + p_2v_2(a) + \dots + p_nv_n(a)$$

ou de forma genérica (Eq. 5.1):

$$V(a) = \sum_{j=1}^n p_j v_j(a) \quad \text{com} \quad \sum_{j=1}^n p_j = 1 \quad \text{e} \quad 0 < p_j < 1, \text{ para } j = 1, \dots, n$$

onde:

- $V(a)$ é o valor global da ação a ;
- p_j é o coeficiente de ponderação ("peso" em linguagem comum) do critério (ou PVF) j ;
- $v_j(a)$ é o valor parcial da ação a segundo o critério j ;
- n é o número de critérios de avaliação.

Este modelo traduz em uma representação numérica os juízos de valor dos atores envolvidos: ao nível local de cada PVF $_j$ – pela construção de uma função de valor v_j que permite traduzir numericamente a atratividade de cada ação a segundo o PVF $_j$, sendo que, no modelo construído neste trabalho, ao nível Bom é sempre atribuída a pontuação de 100 e ao nível Neutro a pontuação de 0 e, portanto, pela equação 5.1 do modelo, o perfil “Neutro em todos os PVF” terá a pontuação global de 0 e o perfil “Bom em todos os PVF” valerá 100 pontos globais.

5.1.3 Elaboração de recomendações

Notadamente, evidencia-se na construção de um modelo multicritério a dificuldade de se obter valores precisos para a multiplicidade de parâmetros utilizados. Essa dificuldade advém da presença de arbitrariedade, incertezas ou informações incompletas fornecidas pelos decisores. Adicionalmente, em situações que envolvem múltiplos decisores, é frequente a ocorrência de divergências de opinião ou de preferência entre os mesmos.

Objetivando-se obter resultados que conduzam a uma recomendação confiável acerca da situação da decisão em pauta, fez-se necessária realizar análises de sensibilidade e robustez.

A análise de sensibilidade permite que se saiba se uma pequena alteração, por exemplo, do peso de um critério ou da performance de uma ação, vai causar ou não uma grande variação na avaliação das ações potenciais.

A análise de robustez é um procedimento para identificar conclusões robustas, considerando um ou vários conjuntos de combinações de valores para os parâmetros. Esta análise baseia-se no conceito de dominância aditiva. Diz-se que uma opção x domina aditivamente uma opção y , numa determinada zona de incerteza em certos parâmetros do modelo, se a diferença entre os valores globais de x e y é sempre positiva, $V(x) - V(y) > 0$. Obviamente, a relação clássica de dominância – definida por x domina y se e só x não é pior que y em nenhum critério, e x é melhor que y em, pelo menos, um critério - implica a relação de dominância aditiva. (BANA e COSTA, FERREIRA, CORRÊA, 2000).

Nesta perspectiva, a análise de robustez visa saber como se poderá comportar uma recomendação face à variação dos valores dos parâmetros.

5.2 A metodologia MACBETH

MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*) é uma metodologia de apoio à tomada de decisão, desenvolvida por Bana e Costa e Vansnick (1995, 1997, 1999, 2000), que permite avaliar ações considerando múltiplos critérios e apenas utilizando julgamentos qualitativos sobre a atratividade das ações (BANA e COSTA, De CORTE e VASNICK, 2005b, BANA e COSTA *et al*, 2011). O nome deriva do fato de se considerarem várias categorias de diferença de atratividade (MACBETH: Medir a Atratividade por uma Técnica de Avaliação Baseada em Categorias). (BANA e COSTA, De CORTE e VASNICK, 2005b, BANA e COSTA, De CORTE e VASNICK, 2010, BANA e COSTA *et al*, 2011).

A distinção fundamental entre o MACBETH e outros métodos multicritérios é que requer apenas juízos qualitativos sobre as diferenças de atratividade, com o objetivo de gerar, através de programação matemática, pontuações para as ações em cada critério e para ponderar esses critérios). (BANA

e COSTA, DE CORTE e VASNICK, 2005b; BANA e COSTA *et al*, 2011; BANA e COSTA, DE CORTE e VASNICK, 2012).

Vale ressaltar que a obtenção dos juízos de forma qualitativa evita a dificuldade existente na obtenção de juízos de forma numérica (BANA e COSTA e CHAGAS, 2002; BELTON e STEWART, 2002).

O MACBETH é informaticamente implementado pelo M-MACBETH (encontrado em www.m-macbeth.com), tendo sido concebido, seguindo o princípio construtivista (BANA e COSTA, DE CORTE e VASNICK, 2012), para ser utilizado por um consultor (facilitador) nas diferentes etapas do processo multicritério, conforme apresentado na Figura 11.



Figura 11 - Etapas do processo MACBETH
Fonte - BANA e COSTA *et al*, 2011, p.234

Para facilitar a comparação de ações, o decisor pode escolher entre sete categorias semânticas de diferença de atratividade oferecidas pelo MACBETH: diferença de atratividade nula, muito fraca, fraca, moderada, forte, muito forte e extrema. Entretanto, se houver desacordo entre os decisores com relação à escolha de uma categoria, assim como hesitação de um decisor frente a qual categoria escolher, o M-MACBETH permite que sejam escolhidas duas ou mais categorias consecutivas (BANA e COSTA, DE CORTE e VASNICK, 2012). A utilização desta abordagem, ao solicitar aos decisores para expressarem juízos qualitativamente, ao invés de quantitativamente, facilita o trabalho dos decisores, sem que se perca em rigor e a consistência científica.

É licito ressaltar que, na metodologia MACBETH, para que se possa construir tanto uma função de valor, quanto os coeficientes de ponderação, é necessário que os julgamentos de diferença de atratividade sejam consistentes entre si. No caso de inconsistência não é possível a representação numérica dos julgamentos através de uma escala cardinal (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995).

Neste contexto, para cada descritor, é preenchida uma matriz de juízos de valor em que o elemento $a_{ij} = 0$, se $i > j$; sendo i, j os índices que indicam a linha e coluna, respectivamente, em que o elemento se encontra na matriz. Assim para cada par de níveis de impacto (N_i, N_j) de um dado descritor, é requerido aos decisores que expressem qualitativamente a diferença de atratividade entre N_i e N_j , utilizando em suas respostas uma (ou mais) das sete categorias semânticas do MACBETH. Em suma, os decisores são questionados do seguinte modo: “A diferença de atratividade entre os níveis de impacto N_i e N_j é: ‘nula’, ‘muito fraca’, ‘fraca’, ‘moderada’, ‘forte’, ‘muito forte’ ou ‘extrema’?”.

À medida que vão sendo emitidos pelos decisores, os juízos qualitativos são introduzidos no *software* M-MACBETH (BANA e COSTA *et al*, 2011, BANA e COSTA, De CORTE e VANSNICK, 2010). Cada vez que um julgamento é introduzido no M-MACBETH, este verifica automaticamente a consistência de todos os juízos até então formulados por programação linear (BANA e COSTA *et al*, 2011, BANA e COSTA, De CORTE e VANSNICK, 2010, BANA e COSTA *et al*, 2005).



	N1	N2	N3	N4		N1	N2	N3	N4
N1	nula	moderada	mod-fort	forte	N1	nula	moderada	↑ mod-fort	forte
N2		nula	?	?	N2		nula	↓ mt. forte	?
N3		?	nula	?	N3			nula	?
N4		?	?	nula	N4		?	?	nula
Julgamentos consistentes					Julgamentos inconsistentes				
(a)					(b)				

Figura 12 - Matrizes de juízos: (a) consistentes; (b) Inconsistentes

Fonte - elaboração da autora

Por exemplo, supondo-se que em um dado PVF, existam quatro níveis de impactos N_1, N_2, N_3 e N_4 e quando do processo de determinação da função de valor, o decisor tenha emitido os seguintes juízos: N_1 moderadamente mais atrativo do que N_2 , N_1 moderadamente ou fortemente mais atrativo do que N_3 , N_1 fortemente

mais atrativo do que N_4 . Esses três juízos, são consistentes, conforme se pode observar na Figura 12 (a).

Entretanto, se os decisores respondessem em seus próximos julgamentos que N_2 era muito fortemente mais atrativo do que N_3 , o M-MACBETH acusaria uma inconsistência, como mostra a Figura 12(b).

Quando da existência de inconsistência, o M-MACBETH identifica a fonte do problema, bem como o menor número de modificações necessárias e oferece sugestões para a resolução (BANA e COSTA *et al*, 2011, BANA e COSTA, De CORTE e VASNICK, 2010), conforme apresentado na Figura 12b. No caso em questão a consistência poderia ser alcançada através da adoção de uma das duas sugestões sugeridas pelo M-MACBETH. A seta para cima indica que uma categoria superior à atual é proposta para o par em questão e a seta para baixo indica que uma categoria inferior à atual é sugerida para o par em questão. Foi escolhido alterar o julgamento sobre a diferença de atratividade entre N_2 e N_3 de muito forte para forte e, em sequência, foram expressos os dois restantes julgamentos, tendo-se obtido a matriz completa consistente da Figura 13.

	N1	N2	N3	N4	Escala atual
N1	nula	moderada	mod-fort	forte	10
N2		nula	forte	forte	7
N3			nula	moderada	3
N4				nula	0

Julgamentos consistentes

Figura 13 - Matriz completa de juízos consistentes
Fonte - elaboração da autora

Ressalta-se que não é necessário efetuar todos os juízos qualitativos em número máximo de $(n(n-1)/2)$ para n níveis, como por exemplo, 6 julgamentos para os quatro níveis de impactos apresentados na Figura 13. Entretanto o número mínimo aceitável é igual ao número de níveis menos 1 ($n-1$), como quando se compara uma ação com as outras ações restantes ou então quando se compara as ações consecutivas (BANA e COSTA, CHAGAS e BANA e COSTA, 2008).

Após a construção da matriz julgamentos de diferença de atratividade consistentes, em cada um dos descritores, o M-MACBETH, propicia a geração da respectiva função de valor, propondo uma escala de pontuação, designada por escala

MACBETH de base (mostrada na coluna à direita da matriz na Figura 13), obtida por programação linear (BANA e COSTA, DE CORTE e VANSNICK, 2012). Seja:

- C_k , $k = 0, \dots, 6$, as sete categorias de diferença de atratividade: nula (C_0), muito fraca (C_1), fraca (C_2), moderada (C_3), forte (C_4), muito forte (C_5) e extrema (C_6);
- X um descritor definido por um conjunto finito de níveis de impacto (por exemplo, os quatro níveis N_1, N_2, N_3 e N_4);
- x^+ and x^- , respectivamente, o nível mais atrativo e o nível menos atrativo de X ; (N_1 e N_4 no exemplo);
- x e y dois elementos de X tais que x é pelo menos tão atrativo como y ;
- $(x, y) \in C_k$ ($k = 0, \dots, 6$) um julgamento MACBETH sobre a diferença de atratividade entre x e y expressa por uma única categoria C_k ;
- $(x, y) \in C_l \cup \dots \cup C_s$ ($l, s = 1, \dots, 6$ com $l < s$) o julgamento MACBETH da diferença de atratividade entre x e y expresso pelo subconjunto de categorias de C_1 a C_s (caso de hesitação ou desacordo, como o julgamento “moderado a forte” entre N_1 e N_3 no exemplo).

A escala MACBETH de base pode ser obtida pelo seguinte programa linear, onde $v(x)$ é a pontuação atribuída ao nível de impacto x (OLIVEIRA *et al* 2012):

Minimizar $v(x^+)$

Sujeito a:

$$(1) \quad v(x^-) = 0$$

$$(2) \quad \forall (x, y) \in C_0: v(x) - v(y) = 0$$

$$(3) \quad \forall (x, y) \in C_l \cup \dots \cup C_s \text{ com } l, s \in \{1, 2, 3, 4, 5, 6\} \text{ e } l \leq s: v(x) - v(y) \geq l$$

$$(4) \quad \forall (x, y) \in C_l \cup \dots \cup C_s \text{ e } \forall (w, z) \in C_{l'} \cup \dots \cup C_{s'}$$

$$\text{com } l, s, l', s' \in \{1, 2, 3, 4, 5, 6\}, l \leq s, l' \leq s' \text{ e } l > s':$$

$$v(x) - v(y) \geq v(w) - v(z) + l - s'$$

Quando este programa linear não tem solução, o conjunto de juízos é inconsistente. Quando tem solução, ela pode não ser única. Se existem múltiplas

soluções ótimas, há mais do que uma pontuação possível para pelo menos um nível de impacto $x \in X \setminus \{x^-, x^+\}$ e, neste caso, a média é tomada para garantir que a escala MACBETH de base é única (BANA E COSTA; DE CORTE, VANSNICK, 2012).

A escala MACBETH de base é, como seu nome indica, uma base de partida para se obter uma escala de pontuação que seja uma escala numérica de intervalos. O M-MACBETH apresenta uma escala de pontuação ancorada nos dois níveis de referência BOM e NEUTRO previamente definidos atribuindo-lhes as pontuações 100 e 0, respectivamente. A escala assim ancorada é obtida por transformação linear da escala MACBETH de base. Em resumo, após se ter preenchido a matriz de juízos MACBETH e a mesma ter sido validada pelo decisor, a função de valor é apresentada no M-MACBETH ancorada em $v_j(\text{bom}_j) = 100$ e $v_j(\text{neutro}_j) = 0$ que, na Figura 14, se assume, por simplicidade, que são coincidentes com os níveis melhor e pior, respetivamente (embora tal não seja regra geral, na prática, como a construção do modelo no capítulo 6 evidenciará).

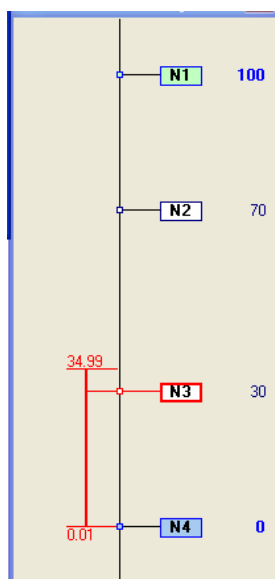


Figura 14 - Função de valor.
Fonte - elaboração da autora

Ressalta-se que as proporções dos intervalos de cada função de valor construída podem ser ajustadas mediante a discussão com os decisores (BANA e COSTA, De CORTE e VANSNICK, 2005), para garantir que se trata de uma escala numérica de intervalos. O M-MACBETH mostra os limites dos valores permitidos

para essa alteração, como mostrado na Figura 14 para o nível N3, compatíveis com os juízos qualitativos formulados.

Após a construção das funções de valor de todos os PVF, isto é, os critérios considerados no modelo, para dar continuidade ao processo de apoio à decisão torna-se necessário se obter informações intercritérios, dando início à fase de determinação de coeficientes de ponderação (pesos) dos critérios.

Segundo a metodologia MACBETH (BANA e COSTA; VANSNICK, 1995, 1997, 1999, 2000; BANA e COSTA, DE CORTE e VANSNICK, 2012), a obtenção dos coeficientes de ponderação ocorre a partir de comparações par-a-par de ações fictícias, definidas com bases nos níveis de referência Bom e Neutro, sendo cada ação fictícia definida ao nível Bom no PVF respectivo e ao nível Neutro em cada um dos restantes (considera-se ainda uma ação fictícia definida ao nível Neutro em todos os PVF). O processo de determinação destes coeficientes é composto por duas etapas: a etapa de ordenação das ações fictícias e a etapa onde se determina a diferença de atratividade entre as ações fictícias.

Para a etapa de ordenação é solicitado aos decisores que respondam a seguinte pergunta: Imaginem que existe uma ação fictícia que apresenta o nível de impacto Neutro em todos os PVF. O aumento da atratividade global desta ação, ao se mudar do nível Neutro para o nível Bom no PVF_i é: 'muito fraca' 'fraca', 'moderada', 'forte', 'muito forte' ou 'extrema?' (BANA E COSTA, DE CORTE, VANSNICK, 2012). A grande vantagem da utilização de uma matriz ordenada é que facilmente se pode fazer o teste de inconsistência semântica (BANA e COSTA e VANSNICK, 1995).

A fim de se dar continuidade ao processo de determinação dos coeficientes de ponderação, é requisitado aos decisores que respondam a outra questão: A diferença de atratividade entre mudar do nível Neutro para o Bom no PVF_j em vez de mudar do nível Neutro para o Bom no PVF_i é: 'muito fraca' 'fraca', 'moderada', 'forte', 'muito forte' ou 'extrema'?

Este processo de questionamento é realizado de forma a preencher, da esquerda para a direita, a primeira linha da matriz e repetido linha por linha até o preenchimento total. Ao ser finalizado o preenchimento da Matriz, o *software* M-MACBETH, gera os coeficientes de ponderação (pesos) entre os PVF. Estes pesos correspondem ao termo p_j , tornando possível o uso de um modelo de agregação aditiva apresentado na equação (5.1) (BANA e COSTA, et al., 2008).

É importante ressaltar que, assim como na fase da construção da função de valor, na fase de determinação dos coeficientes de ponderação (pesos), o M-MACBETH, analisa a inconsistência dos julgamentos, sugerindo ações a serem adotadas quando esta ocorrer. Por exemplo, ao desenvolver um critério para avaliação da capacidade empreendedora considerando sete critérios, quando da construção da matriz de juízos de valor para o coeficiente de ponderação, Silva (2003) deparou-se com um julgamento inconsistente, conforme apresentado na Figura 15. Neste caso, o *software* M-MACBETH apresentou automaticamente formas de se solucionar o problema.

	[Motivação]	[Liderança]	[Compartilhamento]	[Welthanschauung]	[Técnica]	[Persistência]	[Risco]	[all low]
[Motivação]	no	moderate	strong	v. strong	v. strong	v. strong	v. strong	v. strong
[Liderança]		no	weak	moderate	moderate	moderate	strong	v. strong
[Compartilhamento]			no	very weak	moderate	moderate	strong	v. strong
[Welthanschauung]				no	very weak	moderate	strong	strong
[Técnica]					no	?	?	strong
[Persistência]					?	no	?	strong
[Risco]					?	?	no	moderate
[all low]								no

Inconsistent judgements

Figura 15 - Julgamentos para ponderação dos critérios
Fonte: Silva (2003, p.100)

Ao ser finalizado o preenchimento da Matriz, o *software* M-MACBETH, gera os coeficientes de ponderação (pesos), os quais, ao serem analisados pelos decisores, podem sofrer modificações. Estes coeficientes podem ser visualizados, dentre outras formas, a partir de um histograma, como por exemplo, o encontrado no trabalho de Silva (2003) aqui representado pela Figura 16.

Todavia, é facultado aos decisores alterar os valores dos pesos, dentro dos limites estabelecidos pelo M-MACBETH. No entanto, ao se alterar um dos limites para um dos PVF, todos os valores de pesos para os demais PVF também são alterados, de modo a manter soma igual a 1 (ou 100%).

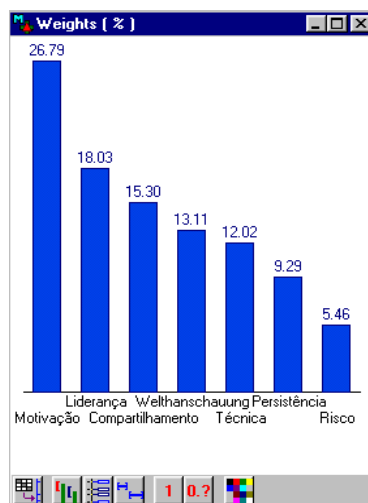


Figura 16: Coeficientes de Ponderação
 Fonte: Silva (2003, p.102)

Para, além disto, o software M-MACBETH permite ainda que se realizem a análise de sensibilidade e de robustez interativamente (BANA e COSTA *et al.*, 2003).

MACBETH não é só apenas uma técnica de construção de um modelo aditivo de avaliação, é também uma metodologia, relativamente recente, que vem sendo usada em muitos campos do conhecimento (JOERIN *et al.*, 2010) e em vários contextos de avaliação (BANA e COSTA e OLIVEIRA, 2011). Entretanto, nunca foi usado no contexto da remoção de barragens.

A metodologia MACBETH funda-se em três convicções metodológicas fundamentais da atividade de apoio à decisão, enunciadas inicialmente por Bana e Costa (1993) e perfilhadas nesta tese, a seguir transcritas como reenunciadas em um texto recente do autor (BANA E COSTA, 2011):

Convicção da interpenetração de elementos objectivos e subjectivos e da sua inseparabilidade:

Um processo de decisão é um sistema de relações entre elementos de natureza objectiva próprios às acções e elementos de natureza subjectiva próprios aos sistemas de valores dos actores. Um tal sistema é indivisível e, portanto, um estudo de suporte à decisão não pode negligenciar nenhum destes tipos de aspectos. Se é verdade que a procura da objectividade é uma preocupação importante, é crucial não esquecer que a tomada de decisão é antes de tudo uma actividade humana, sustentada na noção de valor, e que, portanto, a subjectividade está omnipresente e é o motor da decisão.

Convicção do construtivismo: Um problema de decisão apresenta-se, em geral, como uma entidade "mal definida" e de natureza vaga e pouco clara, não apenas para um observador externo, mas também aos olhos dos intervenientes no processo de decisão; o que tem por corolário que a

via do construtivismo integrando a ideia de aprendizagem é a mais adequada para conduzir um estudo de apoio à decisão.

Convicção da participação: A simplicidade e a interactividade devem ser as linhas de força da actividade de apoio à decisão, para abrir as portas à participação e à aprendizagem.

6 CONSTRUÇÃO DO MODELO DE AVALIAÇÃO

6.1 Contexto de decisão

O Estado do Ceará está dividido, para efeito de políticas de investimento e gestão dos recursos hídricos, em 11 Bacias Hidrográficas (FIGURA 17), a partir dos rios principais existentes em seu território. O presente estudo foi realizado considerando as especificidades dessas regiões hidrográficas e de seus reservatórios.

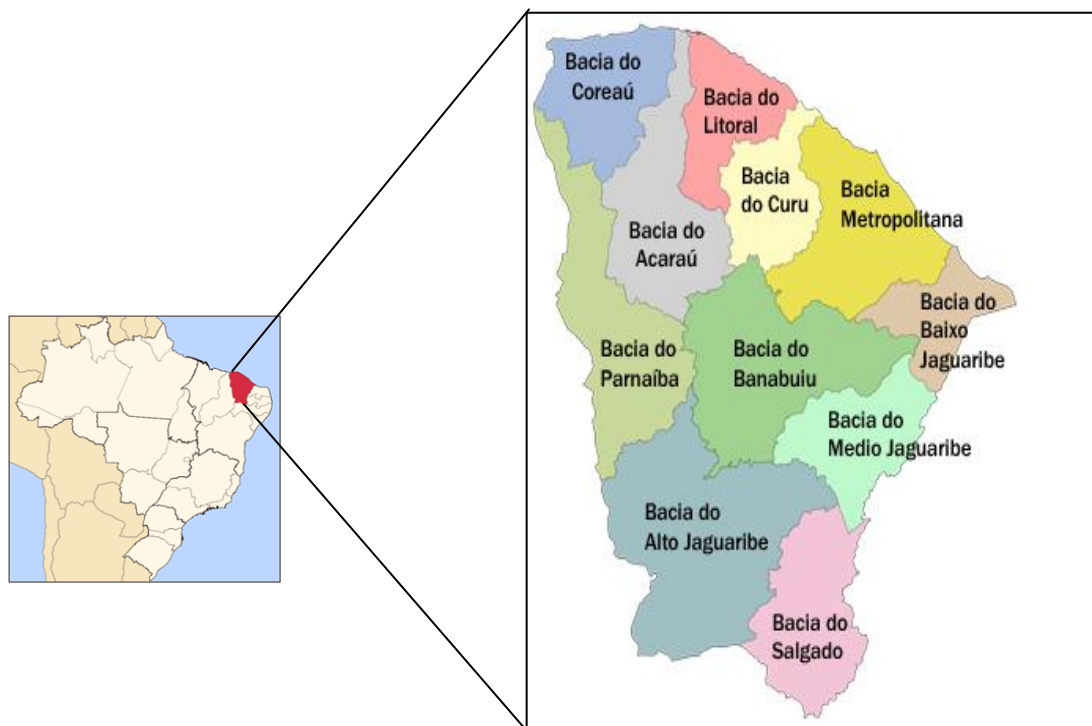


Figura 17 - Bacias hidrográficas do Ceará
Fonte - elaboração da autora

Localizada na Zona Norte do Estado, a Bacia do rio Acaraú ocupa uma área da ordem de 14.427 km², representando 9,22% da área do Estado. Seus 684 açudes conferem uma capacidade de acumulação estimada em 1,6x10⁹m³, destacando-se dez açudes estratégicos que armazenam 1.37x10⁹m³. Os volumes acumulados estão concentrados em grandes reservatórios, destacando-se o Araras, o Edson Queiroz, e o Ayres de Sousa. Além desses, citem-se os açudes Acaraú Mirim, com 52hm³, e Forquilha, com 50hm³ (SRH, 2012)

A Bacia do Alto Jaguaribe, localizada a montante do açude Orós, abrange uma área de drenagem de 24.639 km², correspondente a 16,56% do território cearense (SRH, 2012). Tem como principais afluentes o rio Jucá, o rio dos Bastiões, o rio Cariús, o riacho da Conceição, dentre outros, cujas águas afluem para o açude Orós, um dos maiores do Estado, com capacidade de 1,94 x10⁹m³. Esta Sub-Bacia tem aproximadamente 993 açudes, sendo que 18 são gerenciados pela COGERH (COGERH, 2012)

A Bacia do Baixo Jaguaribe, formada pela Bacia do Jaguaribe, a jusante da ponte do Peixe Gordo até sua foz no Atlântico, e por pequenas bacias litorâneas, drena uma área de 8.893km². Com 207 açudes, a região oferece uma capacidade de reservação de 296,71hm³, a menor dentre as bacias do Jaguaribe. Cerca de um quinto do total acumulado refere-se a médios açudes (SRH, 2012).

A bacia do rio Banabuiú apresenta uma área de drenagem de 19.647 km², correspondente a 13,37% do território Cearense (COGERH, 2012; SRH, 2012). É composta por 12 municípios e apresenta uma capacidade de acumulação de águas superficiais de 2.755.909.000 m³, num total de 18 açudes públicos gerenciados pela COGERH. Destes os maiores são o açude Banabuiú, o açude Pedras Brancas, o açude Cedro e o açude Fogareiro. Ressalta-se um expressivo volume armazenado em cerca de um mil e quinhentos pequenos açudes distribuídos por toda a área da bacia, de usos privados e comunitários. (SRH, 2012).

A Bacia do Coreaú tem 10.657 km², englobando tanto a bacia drenada especificamente pelo rio Coreaú e seus afluentes, com 4.446 km², como também o conjunto de bacias independentes adjacentes que variam de pouco mais de 125 km² (Córrego da Poeira) até próximo de 1.850 km² (Timonha) (SRH, 2012). Em termos de acumulação, existem poucas obras. Até o ano de 1992 existiam apenas dois reservatórios públicos, o Tucunduba (41,4 hm³) e o Várzea da Volta (12,5 hm³), segundo consta no Diagnóstico do PLANERH (SRH, 1992). Somente nos últimos anos é que foram construídos alguns açudes de maior expressão, tais como o Itaúna (77,5 hm³), o Gangorra (62,5 hm³) e o Angicos (56,0 hm³). Estes cinco açudes têm capacidade para acumular cerca de 84% do volume máximo desta bacia, que é de 297,1 hm³. (PLANERH, 2005).

A bacia do rio Curu possui uma área de drenagem de 8.528 km². Tem como principais afluentes os rios Caxitoré, na margem direita, e Canindé, pela margem esquerda. Dentre as bacias estaduais, esta é a que tem maior índice de

controle, através de seus reservatórios que dominam cerca de 80% de sua superfície. Os principais açudes são o General Sampaio, o Pentecoste e o Caxitoré, que juntos têm capacidade para acumular cerca de 86% do volume máximo previsto para os treze reservatórios monitorados pela COGERH nesta bacia, que é de 1.068,3 hm³. (SRH, 2012)

A Bacia do Litoral, com área de drenagem de 8.619 km², engloba as Bacias do Aracatiaçu (3.415 km²), do Mundaú (2.227 km²), do Aracati-Mirim (1.565 km²), do Trairi (556 km²) e do Zumbi (193 km²), além de uma Faixa Litorânea de Escoamento Difuso (FLED) de 663 km². Os seus principais reservatórios são o Santo Antônio de Aracatiaçu, o Mundaú e o São Pedro da Timbaúba e o Poço Verde. Estes quatro açudes têm capacidade para acumular cerca de 80% do volume máximo previsto para os sete reservatórios monitorados pela COGERH nesta bacia, que é de 98,3 hm³ (SRH, 2012).

Com uma área de 10.509Km², a sub-bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe é, dentre as do Rio Jaguaribe, a que apresenta melhor nível de atendimento às populações urbanas, graças à perenização pelas águas dos Açudes Orós e Castanhão. A capacidade total de acumulação de águas superficiais atinge 7,5 bilhões de m³, em cerca de 1.211 açudes. O armazenamento em reservatórios de grande porte é da ordem de 94% do volume potencial. Os seus principais reservatórios são o Castanhão, com capacidade de 6.700 hm³; o Riacho do Sangue, com capacidade de 61,42hm³; e o Joaquim Távora, com 23,66hm³ (SRH, 2012).

As Bacias Metropolitanas constituem uma Região Hidrográfica. Formada por 16 bacias independentes, apenas as do Pirangi, do Choró, do Pacoti e do São Gonçalo e os Sistemas Ceará/Maranguape e Coco/Coaçu são hidrologicamente mais representativas, estando as demais restritas à zona costeira. Esta região, ocupando a área de 15.085km², abriga o mais importante centro consumidor de água, a Região Metropolitana de Fortaleza, onde a disponibilidade hídrica tem sido insuficiente para o atendimento da população e para o suprimento de todas as atividades econômicas. A oferta de água superficial é feita por um sistema de reservatórios monitorados pela COGERH, destacando-se os principais, Pacoti, Pacajus, Pompeu Sobrinho (Choró), Riachão, Gavião, Acarape do Meio, Sítios Novos e Aracoiaba, com 170,7 hm³. (SRH, 2012).

A bacia do Parnaíba ocupa uma área de 16.901 Km² abrangendo vinte e um municípios do Estado do Ceará. É constituída pelas bacias dos rios Poti e Longá.

A bacia do Poti é a única das bacias principais não integralmente contidas no Ceará: suas águas também interessam ao Estado do Piauí. Representa cerca de 5% da área de drenagem do rio Parnaíba. Na bacia drenada pelo rio Parnaíba em território cearense, os principais açudes são: Jaburu I, Jaburu II, Flor do Campo, Barra Velha e Carnaubal (SRH, 2012).

A região hidrográfica do Salgado, drenada pelo rio homônimo, ocupa uma área de 12.865 km². A região apresenta uma capacidade de acumulação de águas superficiais de 469,40 hm³, num total de 12 açudes estratégicos. Destacam-se o Atalho II, com 108,25 hm³ e vazão regularizada de 0,95m³/s, o Lima Campos, com 66,37hm³ e vazão regularizada de 0,491m³/s, o açude Rosário, com 66,38 hm³ e vazão regularizada de 0,15m³/s, e o Riacho dos Carneiros, com 37,18 hm³ regularizando 0,756 m³/s. Além desses, os açudes Quixabinha, Prazeres, Ubaldinho e Cachoeira possuem razoáveis potenciais de reservação (SRH, 2012).

6.2 Visão geral do modelo

Neste estudo, a metodologia MACBETH foi utilizada para construir um índice multicritério para aferir a vulnerabilidade de cada barragem considerada para a remoção, que foi designado por Índice de Remoção de Barragens (IREB), sendo o valor do índice crescente com a vulnerabilidade.

O IREB permite definir três tipos disjuntos de ação recomendada: a remoção, a recuperação e a manutenção da barragem na situação existente (FIGURA 18).

Convêm destacar que na construção do modelo aqui proposto adotaram-se as três convicções de natureza metodológica, enunciadas no final da seção 5, que embasam a metodologia construtivista MACBETH.

Nessa perspectiva, a definição do IREB resultou de um processo sócio técnico: a componente social traduz-se na interação entre um grupo de especialistas e a autora do trabalho em pauta, cujo papel primordial foi o de facilitadora, esclarecendo o grupo sobre o procedimento proposto, confrontando os pontos de vista expressos pelos especialistas e modelando os seus julgamentos.

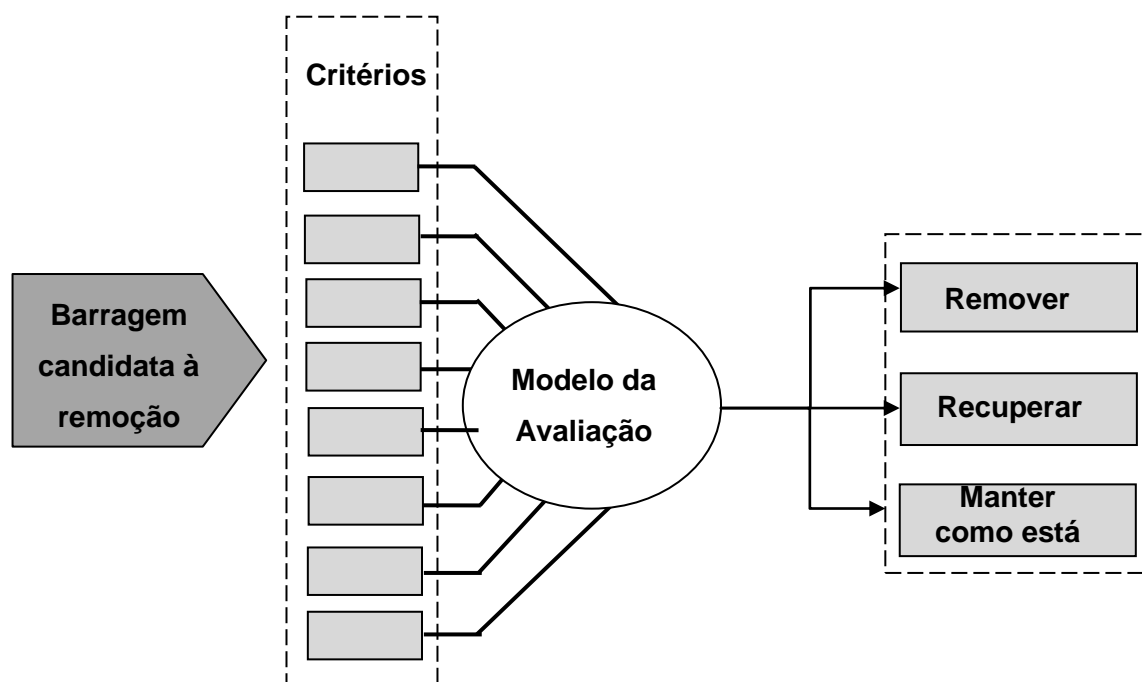


Figura 18 - Visão geral do modelo
 Fonte - Bana e Costa, Barroso e Oliveira, 2002 (adaptado).

6.3 Fase de estruturação

A fase de estruturação teve em vista a identificação e a discussão dos critérios considerados pelos especialistas como relevantes para avaliar a remoção de uma barragem. Consoante o pensamento de Bana e Costa (1995), segundo o qual os objetivos dos atores e as características das opções devem ser julgados igualmente importantes no processo de estruturação do problema, utilizou-se a estruturação por pontos de vista.

6.3.1 Identificação dos Pontos de Vista Fundamentais (PVF)

Começou-se por listar os pontos de vista (PV) identificados na literatura (FIGURA 19), complementada por entrevistas a cinco professores da UFC. Três deles atuaram depois como especialistas nas respectivas áreas de interesse: o primeiro é membro do Painel de Segurança de Barragens da Secretaria dos Recursos Hídricos do Ceará para acompanhamento do Empréstimo do Banco Mundial para o Estado do Ceará.

Aspectos	Autores
Impactos nas áreas ribeirinhas	American Rivers and Trout Unlimited, 2002
Impactos nos ecossistemas aquáticos	Changqing, 2010; American Rivers and Trout Unlimited, 2002; American Rivers et al, 1999; Doyle, Harbor e Stanley, 2003; Pejar e Warner, 2001; Bartholow et al, 2005; Bednarek, 2001
Qualidade de água	American Rivers et al, 1999; Pohl, 2002; WCD, 2000; Aspen, 2002; Heinz Cenbter, 2002; Harbor e Stanley, 2003; Bednarek, 2001; American Rivers and Trout Unlimited, 2002; Bartholow et al, 2005; Doyle, Harbor e Stanley, 2003
Sedimentação	Poff e Hart, 2002; Bednarek, 2001; American Rivers and Trout Unlimited, 2002; WCD, 2000; Changqing, 2010; American Rovers et al, 1999; Doyle, harbor e Stanley, 2003; Bednarek, 2001; Palmieri, 2003
Posição de uma barragem dentro de uma bacia	American Rivers and Trout Unlimited, 2002;
Custos e benefícios do proprietário e da sociedade	American Rivers and Trout Unlimited, 2002; American Rivers et al 1999; Pejchar e Warner, 2001.
Custos e benefícios ambientais	American Rivers and Trout Unlimited, 2002; Whitelaw e Macmullan, 2002; Pejchar e Warner, 2001
Valor da propriedade	American Rivers and Trout Unlimited, 2002; Heinz Center, 2002; Introduction, 2009
Entendimento da sociedade	American Rivers and Trout Unlimited, 2002;
Sentimentos comunitários	American Rivers and Trout Unlimited, 2002; Heinz Center, 2002; Doyle <i>et al</i> , 2000
Aspectos históricos/ Bens culturais	Heinz Center, 2002; Neris e Gomes, 2010; Palmieri, 2003; Changqing.
Serviços propiciados pela barragem	Heinz Center, 2002; American Rivers and Trout Unlimited, 2002; Neris e Gomes, 2010; Doule <i>et al</i> , 2000
Segurança	Neris e Gomes, 2010; Pejchar e Warner, 2001; Heinz Center, 2002; American Rivers <i>et al</i> , 1999, Doyle, Harbor e Stanley, 2003; American Rivers and Trout Unlimited, 2002; Pohl, 2002
Recreação	Pohl, 2002
Meio ambiente	Pohl, 2002
Consequencia da ruptura	MIN, 2002; Lane, 2008
Potencial de risco da barragem	Menesca <i>et al</i> , 2001
Impactos transfronteiriços	Palmieri, 2003.
Eutrofização	Paulino <i>et al</i> ; Paulino e Teixeira, 2012; Almeida <i>et al</i> , 2008; Lemos, 2011.
Salinização	Paulino e Teixeira, 2012; Fontes <i>et al</i> , 2005; Palácio <i>et al</i> , 2011; Amaral Filho, 2003; Santiago <i>et al</i> , 2005; Ceara, 2002a; Ceará 2008b; Neris e Gomes 2010; Barbosa e Mattos, 2007.
Assoreamento	Paulino e Teixeira, 2012; Araújo, 2011; Araújo, 2003; Carvalho <i>et al</i> , 2000b; Dill, 2002; Maia e Villela, 2010; Lima Neto <i>et al.</i> , 2011; Malveira <i>et al.</i> , 2011
Viabilidade técnica da remoção	Hoffert-Hay, 2008; American Rivers and Trout Unlimited, 2002; Graber, 2001.

Figura 19 - Aspectos considerados na remoção

Fonte - elaboração da autora a partir da literatura

O segundo integra o grupo de estudos Hidrossedimentológicos do Semiárido - HidroSed e o terceiro atua na área de geotecnia, do Instituto Nacional de Reabilitação do Sistema Encosta Planície, REAGEO). Contou-se, também, com uma quarta especialista, socióloga e professora da Universidade Estadual do Ceará.

Considerando-se que os elementos fundamentais, requeridos à remoção de uma barragem, diferenciam-se a partir da região onde ela está inserida, realizou-se uma sessão de *brainstorming* da qual participaram o especialista 1, o especialista 2 e a facilitadora. Na interpretação de Gomes, Gomes e Almeida (2002), a técnica de *brainstorming* é utilizada para auxiliar um grupo a imaginar/criar tantas ideias quanto possível em torno de um assunto ou problema, de forma criativa. Este procedimento objetivou analisar a relevância dos PV da Figura 19 para o contexto decisório em pauta, bem como identificar outros que não tivessem sido ainda considerados e que fossem igualmente importantes a essa investigação. Destacaram-se: o potencial de risco da barragem, a consequência da ruptura, a eutrofização, a salinização, a sedimentação, os aspectos históricos, os serviços propiciados pela barragem, os impactos nas áreas ribeirinhas, a posição de uma barragem dentro de uma bacia, os custos e benefícios para o proprietário, para a sociedade e para o ambiente, o valor da propriedade, os impactos transfronteiros e a viabilidade técnica, e outros não identificados na literatura, como o tombamento.

Os especialistas foram encorajados a expor todos os PV que lhes viessem à mente, pois quanto mais informações surgissem, melhor seria, visto que assim se obteria um conhecimento amplo do problema. À medida que se foi adquirindo uma gama maior de informação sobre a situação problemática, outros PV, negligenciados durante os estágios iniciais do procedimento de estruturação, foram gradualmente emergindo.

Assim, entre avanços e recuos, elaborou-se outra lista mais concisa de PV, agrupados, pelo especialista 1, em quatro áreas de interesse: ambiental, econômica, sociocultural e técnica. Esse agrupamento permitiu que a facilitadora realizasse entrevistas individuais com cada um dos especialistas sobre os PV referentes aos seus domínios de competência. A Figura 20 apresenta como cada um dos especialistas foi associado à construção do modelo de avaliação.

Com o especialista 1 foram realizadas cinco entrevistas, cada uma com duração aproximada de duas horas. A primeira entrevista objetivou a identificação das áreas de interesse, nas quais estariam alocados os pontos de vista

fundamentais, isto é, os critérios de avaliação a considerar no modelo: na segunda entrevista foram identificados os econômicos e na terceira os das outras áreas. Nas últimas entrevistas (quarta e quinta) foram construídas as funções de valor e determinados os coeficientes de ponderação.

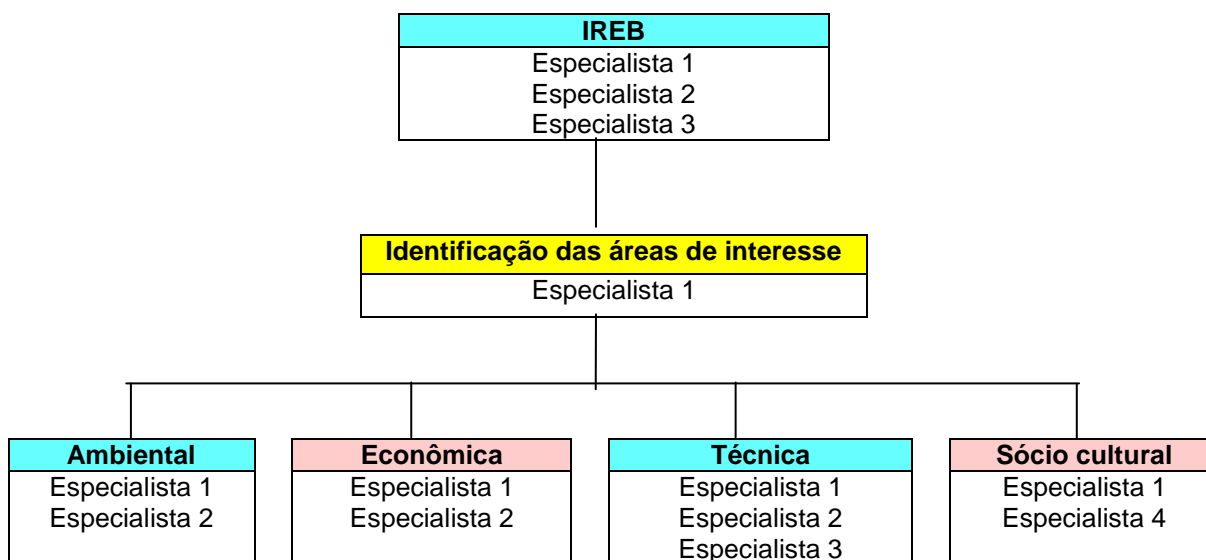


Figura 20 - Alocação dos especialistas às áreas de interesse do modelo
Fonte - elaboração da autora

Com o especialista 2 foram realizadas duas entrevistas, cada uma com duração aproximada de duas horas. A primeira entrevista objetivou a identificação dos PV a considerar nas áreas técnica, econômica e ambiental, mais especificamente aqueles relacionados à qualidade de água e ao assoreamento. A segunda entrevista visou a validação da estrutura final de critérios.

Com o especialista 3, foi realizada uma entrevista com duração aproximada de duas horas. Esta entrevista visou a identificação dos PV da área de segurança de barragens. O especialista aceitou a sugestão de utilizar-se a metodologia de Menescal *et al* (2001) para avaliar o potencial de risco em barragens do semiárido.

Com a especialista 4 foram realizadas três entrevistas, com duração aproximada de 30 minutos cada, que permitiram identificar os PV da área sociocultural.

Ao final dessas entrevistas, foram identificados os PV candidatos a fundamentais. Utilizou-se o termo “candidatos” para destacar o fato de ainda teriam que ser submetidos a uma série de testes, visando verificar se suas características

atenderiam às propriedades que devem ter os PVF. A Figura 21 apresenta os treze candidatos identificados.

Pontos de Vista Fundamentais		Definição
PVF ₁	Impactos Ambientais	Indiretamente, vai medir o impacto ambiental provocado pela a perda de solos decorrentes da construção da barragem.
PVF ₂	Custo de manutenção da barragem	Analisa o custo de remoção mais o custo de uma solução alternativa em relação ao custo de manutenção na situação atual.
PVF ₃	Custo de reparação da barragem	Analisa o custo de reparação, associando-o ao custo de manutenção da barragem após o reparo.
PVF ₄	Custo de restauração ambiental após a remoção	Analisa o custo de reparação ambiental após remoção
PVF ₅	Custo de reparação da qualidade de água	Analisa o custo de reparação da qualidade de água sem que seja realizada a remoção da barragem
PVF ₆	Serviços propiciados pela barragem	Avalia se a barragem atende aos seus propósitos originais e oferece benefícios adicionais
PVF ₇	Valores históricos e culturais	Avalia o impacto da barragem sobre os valores históricos e culturais.
PVF ₈	Efeitos econômicos sobre o tecido social	Avalia as perdas econômicas da população afetada pela remoção
PVF ₉	Segurança estrutural, ambiental e econômica.	Avalia a segurança estrutural, econômica e ambiental, a partir da periculosidade, da importância estratégica e da vulnerabilidade das estruturas.
PVF ₁₀	Eutrofização	Avalia as condições da água quanto o nível de eutrofização, com base nas concentrações de fósforo total (mg/L) e clorofila-a (µg/L)
PVF ₁₁	Salinização	Avalia as condições da água para consumo humano quanto à salinidade presente, mediante a concentração média de cloretos
PVF ₁₂	Assoreamento	Avalia a condição de assoreamento do reservatório e interferência deste na operação regular da barragem
PVF ₁₃	Saturação da capacidade de armazenamento na bacia	Indica a Relação entre a capacidade de acumulação e o suprimento renovável da bacia hidrográfica na qual a barragem em análise está situada

Figura 21 - Pontos de vista fundamentais à avaliação da remoção de uma barragem

Fonte - elaboração da autora

Posteriormente, verificou-se que alguns PV não considerados como fundamentais serviam como meios para alcançar os PVF, por conseguinte, foram considerados como Pontos de Vista Elementares (PVE). Dentre os candidatos a PVF, os serviços propiciados pela barragem e a segurança relacionam vários PVE, descritos e conceituados na Figura 22.

Pontos de Vistas Fundamentais		Pontos de Vistas Elementares		Definição
PVF ₆	Serviços propiciados pela barragem	PVE _{6.1}	Atendimento aos propósitos originais	Identifica os serviços propiciados pela barragem em relação aos seus propósitos originais.
		PVE ₆	Benefícios	Avalia se a barragem oferece benefícios adicionais além daqueles estabelecidos no projeto
PVF ₉	Segurança	PVE _{9.1}	Periculosidade	Indica a periculosidade da barragem no estado atual
		PVE _{9.2}	Vulnerabilidade	Indica a vulnerabilidade de uma barragem a uma possível ruptura
		PVE _{9.3}	Importância estratégica	Reúne parâmetros que, por seu vulto ou magnitude, conferem o valor estratégico associável à barragem no caso de eventual ruptura

Figura 22. Pontos de vista elementares
 Fonte - elaboração da autora

Em discussão com os especialistas, foram eliminados alguns candidatos e outros foram ajustados, resultando, por fim, na consideração de treze PVF, com os quais se iniciou a construção do modelo multicritério no software M-MACBETH, agrupando-os nas áreas de interesse estabelecidas. A árvore final é a apresentada na Figura 23, em que estão presentes as quatro áreas de interesses (ambiental, econômico, sócio cultural e técnico) e os treze PVF que serão doravante tomados como os critérios de avaliação a considerar no IREB. Note-se que o software M-MACBETH distingue dois tipos de nós, os “nós critérios” (assinalados a vermelho na Figura 23) que correspondem aos PVF e os “nós não critérios”.

À primeira vista, o conjunto dos treze critérios pode parecer não ser exaustivo, por não considerar, por exemplo, PV de natureza política. Contudo, o argumento implícito dessa ausência é a intenção deliberada de se eliminar do processo de avaliação uma determinada barragem que apresente impedimentos políticos. Ao se fazer cumprir essa exigência os aspectos políticos passam a ser considerados como um critério de rejeição (ou admissibilidade) e não como um critério de avaliação. O conjunto dos treze critérios é, portanto, exaustivo e cada um deles isolável para efeitos de avaliação.

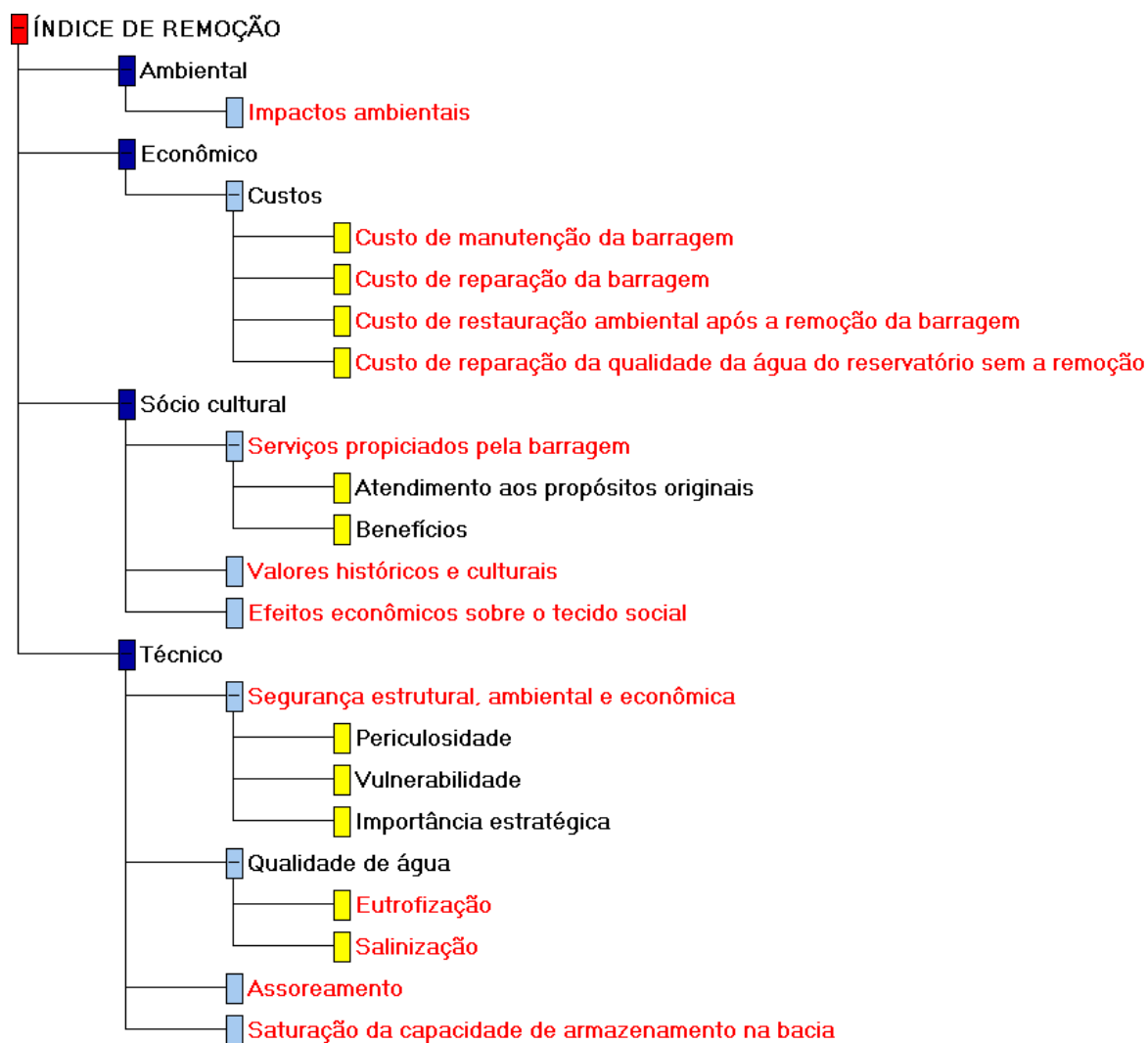


Figura 23 - Árvore de pontos de vista
 Fonte - elaboração da autora

Assim sendo, na fase de avaliação, o M-MACBETH permitiu atribuir uma pontuação em cada critério a cada barragem candidata à remoção, refletindo assim a sua vulnerabilidade.

6.3.2 Descritores

Como forma de explicitar, tornar inteligível e operacionalizar os critérios, definiu-se um descritor para cada um destes, isto é, da forma mais objetiva possível foi definido, com os especialistas, um conjunto de níveis de impacto, em ordem decrescente de vulnerabilidade.

Embora os descritores possam ser qualitativos ou quantitativos, os impactos nos PVF foram aqui descritos, em sua maioria, qualitativamente, dada a

dificuldade de se obter os dados quantitativos, como por exemplo, as concentrações de fósforo total (mg/L) e clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) na água.

Esclarece-se que para a validação do modelo foram utilizados, dentre outras fontes, os dados fornecidos pela COGERH, sendo esses na sua maioria expressos de forma qualitativa, justificando assim, mais uma vez, a utilização de descritores qualitativos.

6.3.2.1 Descritor de impactos ambientais (PVF₁)

Inicialmente, diante da impossibilidade de se contemplar todos os impactos ambientais decorrentes da construção de barragens, bem como da dificuldade da ciência (e dos pesquisadores), até hoje, em avaliar com precisão a extensão da fragmentação dos ecossistemas, pensou-se em descrever o impacto ambiental através da vegetação ripária existente ao redor do reservatório, observando se a mesma estava em consonância com o Código Florestal, estabelecido através da Lei Federal nº 4.771 de 1965. Considerando-se a dificuldade de se obter as alterações da vegetação ao longo do reservatório através de métodos convencionais de levantamento de campo, que são ao mesmo tempo dispendiosos e demorados, utilizar-se-ia para tal finalidade a fotointerpretação das imagens obtidas através do *Google Earth*.

Entretanto, sabendo-se que na área ambiental o principal impacto costuma ser o alagamento de importantes áreas florestais com o conseqüente desaparecimento do habitat de animais e o alagamento de solos agricultáveis, decidiu-se operacionalizar o PVF₁ considerando a razão entre a capacidade de acumulação total de água nos reservatórios de uma dada área e a o volume médio anual escoado superficialmente na bacia hidrográfica onde estes se encontram inseridos. A relação entre a capacidade de acumulação e o suprimento renovável S/Q foi estimada pelo especialista 1 através do método da Curva Cota-Área-Volume. A área inundada foi tomada como descritor indireto dos impactos no PVF₁. Embora se trate de um indicador quantitativo, foram definidas quatro classes discretas de impactos ambientais, devido à dificuldade de se obterem os reais valores das áreas que foram inundadas para a construção das várias barragens (FIGURA 24). Pela mesma razão, na fase de avaliação, embora o teoricamente mais correto fosse construir uma função de valor contínua sobre o indicador de área inundada, optou-se

por tomar como referências das classes, para a construção de função de valor discreta, os valores numéricos que limitam as classes de área “muito grande” e “pequena” e os valores médios das duas classes intermédias.

PVF ₁ - Impactos Ambientais	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₄	Muito grande: área inundada ($AI \geq 1000$ ha; referência = 1000 ha)
N ₃	Grande: área inundada ($500ha \leq AI < 1000$ ha; referência = 750 ha)
N ₂	Médio: área inundada ($100ha < AI \leq 500$ ha; referência = 300 ha)
N ₁	Pequeno: área inundada ($AI \leq 100$ ha)

Figura 24 - PVF₁ - Impactos nas áreas ribeirinhas
Fonte - elaboração da autora

6.3.2.2 Descritor do custo de manutenção da barragem (PVF₂)

Mesmo que, num determinado momento, uma barragem não apresente problemas significativos, com o passar dos anos o investimento necessário para a sua manutenção poderá superar fortemente os custos associados à sua remoção. Em face do exposto, a operacionalização do PVF₂ teve como parâmetro de comparação o custo de remoção associado ao custo de uma possível solução alternativa (FIGURA 25).

PVF ₂ – Custo de manutenção da barragem	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₃	Custo de manutenção na situação atual é fortemente maior do que o custo de remoção mais o custo de uma solução alternativa.
N ₂	Custo de manutenção na situação atual é igual ao custo de remoção mais o custo de uma solução alternativa.
N ₁	Custo de manutenção na situação atual é fortemente menor do que o custo de remoção mais o custo de uma solução alternativa.

Figura 25 - PVF₂ – Custo de manutenção da barragem
Fonte - elaboração da autora

6.3.2.3 Descritor do custo de reparação da barragem (PVF₃)

De modo similar ao custo de manutenção, o custo de reparação de uma determinada barragem, em um dado período de tempo, poderá superar os custos associados à sua remoção. Em acréscimo, cabe lembrar que o custo de reparação

não pode ser dissociado do custo de manutenção. A construção do descritor para o PVF₃ considerou todos esses fatores.

PVF₃– Custo de reparação da barragem	
Níveis de Impacto	Descritor
N₃	Custo de reparação mais o custo de manutenção pós-reparo é fortemente maior do que o custo de remoção mais o custo de uma situação alternativa se houver
N₂	Custo de reparação mais o custo de manutenção pós-reparo é igual ao custo de remoção mais o custo de uma situação alternativa, se houver.
N₁	Custo de reparação mais o custo de manutenção pós-reparo é fortemente menor do que o custo de remoção mais o custo de uma situação alternativa se houver

Figura 26 - PVF₃ – Custo de reparação da barragem

Fonte - elaboração da autora

6.3.2.4 Descritor do custo de restauração ambiental após a remoção da barragem (PVF₄)

As terras expostas após a remoção de uma barragem podem restaurar-se de forma relativamente rápida (ASPEN, 2002; GRABER *et al*, 2001) quando o solo encontrado nas áreas anteriormente represadas é rico em nutrientes, oferecendo boas condições de crescimento. Por exemplo, o crescimento da vegetação foi visível apenas uma semana após a remoção da barragem Stebbinsville em Wisconsin (GRABER *et al*, 2001).

PVF₄– Custo de restauração ambiental após a remoção da barragem	
Níveis de Impacto	Descritor
N₃	Custo Alto: o solo apresenta sedimentos poluídos que impedem o crescimento da vegetação
N₂	Custo Médio: o solo apresenta sedimentos com baixo nível de poluição
N₁	Custo Baixo: não há sedimentos poluídos e o solo proporciona o ressurgimento da vegetação nativa após a remoção

Figura 27- PVF₄– Custo de reparação ambiental após a remoção da barragem

Fonte - elaboração da autora

Na realidade, na maioria das situações essas áreas podem ser naturalmente revegetadas, sendo o replantio extenso geralmente desnecessário, embora algumas práticas devam ser realizadas para promover o crescimento da vegetação nativa e desencorajar os invasores indesejáveis (ASPEN, 2002).

Sendo assim, o custo de restauração ambiental após a remoção da barragem foi relacionado às condições do solo após a remoção (FIGURA 27).

6.3.2.5 Descritor do custo de reparação da qualidade de água do reservatório sem a remoção da barragem (PVF₅)

O estado da qualidade das águas de um reservatório provoca consequências negativas sobre o seu custo do tratamento. Na verdade, a variação dos custos é função do estado qualitativo das águas, considerando-se os diferentes tratamentos necessários às mesmas e/ou outras medidas corretivas (FIGURA 28).

PVF ₅ – Custo de reparação da qualidade de água sem a remoção da barragem	
Níveis de Impacto	Descritor
N₄	Custo alto: reservatório hipereutrófico ou o reservatório contém sedimentos com elevado grau de contaminação ou o reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água apresenta uma concentração de cloretos muito alta (acima de 500 mg/L)
N₃	Custo médio: reservatório eu trófico ou O reservatório contém sedimentos com grau razoável de contaminação ou O reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água apresenta uma concentração de cloretos alta (entre 250 e 500 mg/L)
N₂	Custo baixo: Reservatório mesotrófico ou o reservatório não contém sedimentos contaminados ou o reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água apresenta uma concentração de cloretos média (entre 100 e 250 mg/L)
N₁	Custo muito baixo ou inexistente: reservatório oligotrófico ou o reservatório não contém sedimentos contaminados ou o reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água apresenta uma concentração de cloretos baixa (≤100 mg/L)

Figura 28 - PVF₅ – Custo de reparação da qualidade de água sem a remoção da barragem

Fonte - elaboração da autora

Em linhas gerais, quanto mais contaminado um reservatório, mais complexo será o processo de tratamento da água ou a realização de medidas corretivas. Sob tal entendimento, por vezes pode ocorrer à perda de reservatórios devido à inviabilidade econômica relativa ao tratamento de suas águas. Sendo assim, o PVF₅ levou conta o custo do tratamento da água, em função de seu estado qualitativo.

6.3.2.6 Descritor dos serviços propiciados pela barragem (PVF₆)

A construção do descritor para o PVF₆ ocorreu através da combinação dos possíveis estados para dois pontos de vista elementares: PVE_{6.1} – atendimento aos propósitos originais, PVE_{6.2} – benefícios, conforme apresentado na Figura 29.

PVF ₆ - Serviços propiciados pela barragem	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₆	A barragem não atende aos seus propósitos originais em decorrência de projetos inadequados e não oferece benefícios adicionais.
N ₅	A barragem não atende aos seus propósitos originais em decorrência de projetos inadequados, mas oferece benefícios adicionais.
N ₄	A barragem não atende aos seus propósitos originais, pois a solução existente antes da sua construção continua a ser válida e não oferece benefícios adicionais.
N ₃	A barragem não atende aos seus propósitos originais, pois a solução existente antes da sua construção continua a ser válida, mas oferece benefícios adicionais.
N ₂	A barragem atende aos seus propósitos originais e não oferece benefícios.
N ₁	A barragem atende aos seus propósitos originais e oferece benefícios adicionais

Figura 29 - PVF₆ – Serviços propiciados pela barragem

Fonte - elaboração da autora

6.3.2.7 Descritor de valores históricos e culturais (PVF₇)

Para operacionalizar o PVF₇ utilizou-se uma escala qualitativa dicotômica (Figura 30).

PVF ₇ – Valores históricos e culturais	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₂	A barragem não é historicamente significativa
N ₁	A barragem é historicamente significativa

Figura 30 - PVF₇ – Valores históricos e culturais

Fonte - elaboração da autora

6.3.2.8 Descritor dos efeitos econômicos sobre o tecido social (PVF₈)

As considerações econômicas são muitas vezes um fator decisivo para a remoção de uma barragem. Em alguns casos, a oposição da sociedade está relacionada às possíveis perdas que a remoção pode vir a causar em seu patrimônio, em seus rendimentos, ou em seus meios de subsistência, no caso da remoção de uma barragem. Isso posto, operacionalizou-se o PVF₈ pelo descritor qualitativo como mostrado na Figura 31.

PVF ₈ – Efeitos econômicos sobre o tecido social	
Níveis de Impacto	Descritor
N₄	A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seu patrimônio, em seus rendimentos, bem como em seus meios de subsistência
N₃	A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seu patrimônio e em seus rendimentos. ou A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seus rendimentos e em seus meios de subsistência. ou A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seu patrimônio e em seus meios de subsistência.
N₂	A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seu patrimônio ou A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seus rendimentos ou A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seus meios de subsistência
N₁	A população afetada não sofre perdas de bens, renda e subsistência

Figura 31- PVF₈ – Perdas para a população afetada pela remoção.

Fonte - elaboração da autora

6.3.2.9 Descritor de segurança estrutural, econômica e ambiental (PVF₉)

Ao tentar obter uma priorização de ações de segurança por barragem, três metodologias são desenvolvidas e utilizadas pela GESIN-COGERH, a saber: a) pontuação do nível de perigo das anomalias da barragem (NPA); b) o índice de vulnerabilidade (IV), obtido através de uma escala de composição de dois fatores: a capacidade do reservatório (hm3) e a pontuação do NPA (obtido através da metodologia anterior) e c) a matriz de risco que calcula o potencial de risco, através da Matriz de Avaliação do Potencial de Risco (PR) (MENESCAI *et al.*, 2001).

Foram analisadas as metodologias de pontuação IV e PR, tendo em vista que estas consideram efetivamente o risco através da probabilidade de ruptura e sua consequência, o que não ocorre na metodologia do NPA que representa apenas a probabilidade de ocorrência da ruptura (FONTENNELE *et al.*, 2007).

Vale ressaltar que Fontenelle *et al.* (2007) observaram uma razoável concordância nas hierarquizações de barragens através dessas abordagens diferenciadas. Esses autores afirmam ainda que análises posteriores poderão indicar o aperfeiçoamento dessas, bem como as circunstâncias em que cada metodologia se ajusta melhor.

Assim, pelo fato da matriz de risco incluir aspectos tais como: população a jusante da barragem, tempo de operação, existência de projeto, período de retorno para dimensionamento de vazão do sangradouro - aspectos não considerados na metodologia das inspeções de campo (metodologias NPA e IV), decidiu-se que o descritor para o PVF₉ seria calculado através da Matriz de Avaliação do Potencial de Risco (PR), calculada a partir de três parâmetros: P – Periculosidade; V – Vulnerabilidade e I – Importância Estratégica.

A periculosidade (P) representa as características técnicas da barragem, sendo que o conjunto dos seus parâmetros indica se o estado atual da barragem oferece algum perigo. A vulnerabilidade (V) representa a situação atual da barragem, procurando medir o quanto as estruturas estão vulneráveis a uma possível ruptura. Busca, ainda, mensurar a extensão dos danos materiais e financeiros daí advindos. A importância estratégica (I) representa a dimensão dos possíveis impactos (econômicos e ambientais) em caso da ruptura de uma barragem (MENESCAL *et al*, 2001).

Considerando-se as características da barragem, atribui-se uma pontuação, previamente determinada em tabelas, aos parâmetros Periculosidade, Vulnerabilidade e Importância Estratégica (ANEXO A).

A periculosidade é determinada a partir da Equação 6.1:

$$P = \sum_{i=1}^5 p_i \quad \text{Equação 6.1}$$

onde: p_1 - dimensão da barragem; p_2 - volume total do reservatório; p_3 - tipo de barragem; p_4 - tipo de fundação e, vp_5 - vazão de projeto.

Para o cálculo da vulnerabilidade é necessário que sejam realizadas inspeções de campo e a leitura da instrumentação utilizada a fim de se verificar as condições de cada um de seus critérios constituintes. Utiliza-se a Equação 6.2:

$$V = \sum_{i=6}^{12} v_i \quad \text{Equação 6.2}$$

onde: v_6 – tempo de operação; v_7 – existência de projeto; v_8 – confiabilidade das estruturas vertedouras; v_9 – tomada de água; v_{10} – percolação; v_{11} – deformações/afundamentos /assentamentos e, v_{12} – deterioração dos taludes/ paramentos.

Para o cálculo da importância estratégica faz-se uso das informações relativas ao volume útil do reservatório (hm³) (A), população a jusante (B) e o custo atualizado da barragem e estruturas anexas (C). Utiliza-se a Equação:

$$I = \frac{A + B + C}{3} \quad \text{Equação 6.3}$$

De posse dos valores da periculosidade, vulnerabilidade e importância estratégica, é calculado o potencial de risco através da fórmula:

$$PR = \frac{P+V}{2} * I \quad \text{Equação 6.4}$$

Menescal *et al* (2001) consideram cinco classes de potencial de risco, definidos por intervalos, a que correspondem os níveis de impacto mostrados na Figura 32. Na fase de avaliação, para a construção da função de valor tomaram-se como referências das classes os valores numéricos que limitam as classes de potencial “alto” e “muito baixo” e os valores médios das classes intermédias.

Vale a pena referir que Brasil (2002) classifica as barragens de acordo com as conseqüências de sua ruptura, estabelecendo quatro categorias descritas qualitativamente, considerando-se cada uma delas foi associada a um nível de impacto na Figura 32, exceto ao nível N₃ (Normal). O sistema de classificação das conseqüências da ruptura está baseado no potencial de perda de vidas e nos danos econômicos: a) muito alta - perdas de vidas significativas e danos econômicos, sociais e ambientais excessivos; b) alta - algumas perdas de vidas e danos econômicos, sociais e ambientais substanciais; c) baixa - nenhuma perda de vida e danos econômicos, sociais e ambientais moderados; d) muito baixa - nenhuma perda de vida e danos econômicos, sociais e ambientais mínimos.

Essa classificação, que segundo Brasil (2002) constitui a base para a análise da segurança da barragem, é menos abrangente do que a metodologia de

Menescal *et al* (2001) por não levar em conta a componente estrutural, sendo por essa razão preterida.

PVF ₉ – Segurança estrutural, econômica e ambiental	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₅	Alta: potencial de risco ≥ 65 ou $V = 10$
N ₄	Média: $40 \leq$ potencial de risco < 65
N ₃	Normal: $25 \leq$ potencial de risco < 40
N ₂	Baixa: $15 <$ potencial de risco < 25
N ₁	Muito baixa: potencial de risco ≤ 15

Figura 32 - PVF₉ – Segurança estrutural, econômica e ambiental

Fonte - elaboração da autora

6.3.2.10 Descritor de eutrofização (PVF₁₀)

Pensou-se em utilizar na operacionalização do PVF₁₀ o Índice de Estado Trófico (IET), criado por Carlson (1977) e modificado em Toledo Junior (1983), por ser este utilizado pela COGERH quando da classificação do estado trófico dos reservatórios sob seu monitoramento.

Contudo, Paulino *et al* (s.a.) afirmam não se resumir a definição do estado trófico ao simples emprego de uma equação, sendo preciso ter uma visão mais abrangente para classificar o estado trófico de uma forma mais precisa. Consoante a esse posicionamento e, ainda, devido limitação relativa a disponibilidade destes dados, resolveu-se adotar a classificação proposta por Almeida *et al* (2008) associada ao índice de estado trófico (FIGURA 33).

PVF ₁₀ – Eutrofização	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₄	Hipereutrófico: Enriquecimento máximo de nutrientes; número excessivo de algas e plantas aquáticas (ao ponto de impedir ou dificultar a navegação).
N ₃	Eutrófico: Sucessão de sedimentos mais orgânicos, com fósseis indicadores de oligotrofia;
N ₂	Mesotrófico: Moderado enriquecimento com nutrientes; moderado crescimento planctônico; alguma acumulação de sedimentos na maior parte do fundo; e, em geral, suporta espécies de peixes de águas mais quentes;
N ₁	Oligotrófico: Sucessão de sedimentos predominantemente inorgânicos, com fósseis indicadores de oligotrofia

Figura 33 - PVF₁₀ – Eutrofização

Fonte - elaboração da autora

6.3.2.11 Descritor de salinização (PVF₁₁)

Assim como no PVF₁₀, utilizou-se para a operacionalização do PVF₁₁ (Figura 34) os parâmetros fornecidos pela COGERH quando da classificação da salinidade dos reservatórios por ela monitorados, considerando-se a finalidade principal o abastecimento humano, pois este é o foco deste trabalho.

PVF ₁₁ – Salinização	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₄	Muito alta: O reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água é inaceitável ao consumo humano e apresenta uma concentração de cloretos muito alta (acima de 500 mg/L)
N ₃	Alta: O reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água é inaceitável ao consumo humano e apresenta uma concentração de cloretos alta (entre 250 e 500 mg/L)
N ₂	Média: O reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água é aceitável ao consumo humano apresenta uma concentração de cloretos média (entre 100 e 250 mg/L)
N ₁	Baixa: O reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água é apropriada ao consumo humano e apresenta uma concentração de cloretos baixa (≤ 100 mg/L)

Figura 34 - PVF₁₁– Salinização

Fonte - elaboração da autora

6.3.2.12 Descritor de assoreamento (PVF₁₂)

Utilizou-se, para o PVF₁₂ um descritor multidimensional descrevendo os cenários plausíveis de assoreamento no reservatório e a interferência deste na operação regular da barragem (FIGURA 35).

PVF ₁₂ – Assoreamento	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₆	Há assoreamento significativo no reservatório e o assoreamento interfere na operação regular da barragem
N ₅	Há assoreamento significativo no reservatório e o assoreamento não interfere na operação regular da barragem
N ₄	Há assoreamento moderado no reservatório e o assoreamento interfere na operação regular da barragem
N ₃	Há assoreamento moderado no reservatório e o assoreamento não interfere na operação regular da barragem
N ₂	Há assoreamento reduzido no reservatório e o assoreamento interfere na operação regular da barragem
N ₁	Há assoreamento reduzido no reservatório e o assoreamento não interfere na operação regular da barragem

Figura 35 - PVF₁₂ – Assoreamento

Fonte - elaboração da autora

6.3.2.13 Descritor de saturação da capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica (PVF₁₃)

A razão (S/Q) entre a capacidade de acumulação total de água nos reservatórios de uma dada área (S) e o volume médio anual escoado superficialmente nessa bacia (Q), apresentada por Campos (1997), foi julgada um fator fundamental na operacionalização do PVF₁₃.

PVF ₁₃ – saturação da capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica	
Níveis de Impacto	Descritor
N ₄	6
N ₃	4
N ₂	2
N ₁	1

Figura 36 - PVF₁₃ – saturação da capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica
Fonte - elaboração da autora

Campos afirma que (1997, p.22),

Com uma grande capacidade de acumulação é possível em uma dada região atravessar um período deficitário nos deflúvios (...) no Nordeste, por razões históricas, têm-se admitido que uma relação S/Q em torno de 2,0 é de bom tamanho. Contudo, estudos recentes mostram que esse número não é absoluto. É possível que uma relação superior a 2,0 seja recomendável para muitas regiões. Contudo uma relação menor que 1,0 indica um baixo uso do potencial de acumulação.

Sob esta lógica, se uma bacia hidrográfica apresentar um valor elevado na relação S/Q, a remoção de uma barragem será mais viável, pois a sua ausência não trará tanta interferência na capacidade de armazenamento desta bacia que apresenta um alto potencial de acumulação de água.

Concluída a fase da construção dos descritores dos PVF, fez-se necessário determinar os níveis Bom e Neutro de cada descritor.

6.3.3 Identificação dos níveis Crítico e Neutro

Dependendo do contexto do problema de decisão os níveis de referência Bom e Neutro podem ter outra designação mais apropriada. Assim neste trabalho, em particular, uma vez que se pretende aferir a vulnerabilidade de uma barragem,

usou-se os níveis *crítico* e *neutro*, como níveis de referência, respectivamente, por ser mais intuitivo para o grupo de especialistas.

Sob tal entendimento, o nível “crítico” corresponde ao nível a partir do qual, a barragem se encontra no “limiar de vulnerabilidade” no respectivo PVF, de tal forma que, se a barragem atingir esses limiares simultaneamente em todos os PVF, isso indicará que as consequências de sua não remoção põem em causa o bem estar ambiental, social e/ou econômico da área onde ela se encontra inserida (FIGURA 37).

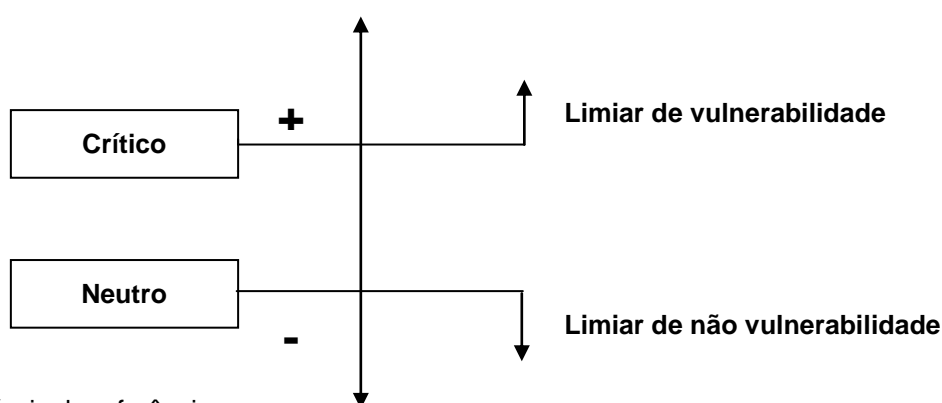


Figura 37– Níveis de referência
Fonte - elaboração da autora

O nível “neutro”, por sua vez, corresponde ao nível cujas consequências de manter (como está) uma barragem “neutra” em todos os PVF não são suficientes, por si só, para pôr em causa o bem-estar ambiental, social e econômico da região, ou seja, que esta barragem se encontra no “limiar de não vulnerabilidade” (FIGURA 37”).

A partir da explanação destes níveis, os especialistas compreenderam que este procedimento permite não se escolher uma barragem simplesmente por ela apresentar uma maior pontuação entre as demais. Isso posto, após requisitados, os especialistas definiram as referências “Crítico” e “Neutro” para cada um dos treze PVF, sendo o nível crítico identificado pela cor verde e o nível neutro pela cor azul. A Figura 38 apresenta estas referências.

De modo sintético, estas duas referências servirão para decidir sobre o valor intrínseco de cada barragem que venha a ser avaliada pelo modelo e assim balizar o processo de remoção.

PVF	Nível Crítico	Nível Neutro
PVF₁	N₄ (Muito grande): existência de uma extensa área inundada (AI > 1000 ha)	N₂ (Média): existência de uma área média inundada (entre 100 e 500 ha)
PVF₂	N₃ : Custo de manutenção na situação atual é maior do que o custo de remoção mais o custo de uma solução alternativa	N₂ : Custo de manutenção na situação atual é igual ao custo de remoção mais o custo de uma solução alternativa
PVF₃	N₃ : Custo de reparação mais o custo de manutenção pós-reparo é maior do que o custo de remoção mais o custo de uma situação alternativa	N₂ : Custo de reparação mais o custo de manutenção pós-reparo é igual ao custo de remoção mais o custo de uma situação alternativa
PVF₄	N₃ : (Custo Alto): o solo apresenta sedimentos contaminados que impedem o crescimento da vegetação	N₂ (Custo Médio): o solo apresenta sedimentos com baixo nível de contaminação
PVF₅	N₃ (Custo médio): reservatório eutrófico ou o reservatório contém sedimentos com grau razoável de contaminação ou o reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água apresenta uma concentração de cloretos alta (entre 250 e 500 mg/L)	N₂ (Custo baixo): Reservatório mesotrófico ou o reservatório não contém sedimentos contaminados ou o reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água apresenta uma concentração de cloretos média (entre 100 e 250 mg/L)
PVF₆	N₆ : A barragem não atende aos seus propósitos originais em decorrência de projetos inadequados e não oferece benefícios adicionais	N₄ : A barragem não atende aos seus propósitos originais, pois a solução existente antes da sua construção continua a ser válida, mas oferece benefícios adicionais
PVF₇	N₂ : A barragem não é historicamente significativa	N₁ : A barragem é historicamente significativa
PVF₈	N₄ : A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seu patrimônio, em seus rendimentos, bem como em seus meios de subsistência	N₂ : A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seu patrimônio ou A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seus rendimentos ou A população afetada é susceptível de sofrer perdas em seus meios de subsistência
PVF₉	N₄ (Médio):- 40< potencial de risco <65	N₂ (Baixo): 15< potencial de risco < 25
PVF₁₀	N₃ :Eutrófico	N₂ : Mesotrófico
PVF₁₁	N₃ (Alta): O reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água apresenta uma concentração de cloretos alta (entre 250 e 500 mg/L)	N₂ (Média): O reservatório tem como finalidade principal o abastecimento humano e a água apresenta uma concentração de cloretos média (entre 100 e 250 mg/L)
PVF₁₂	N₃ : Há assoreamento significativo no reservatório e o assoreamento interfere na operação regular da barragem	N₂ :Há assoreamento reduzido no reservatório e o assoreamento interfere na operação regular da barragem
PVF₁₃	N₃ : 4	N₁ :1

Figura 38: Níveis de referência de cada PVF

Fonte - elaboração da autora

6.4 Fase de Avaliação

O processo de determinação das funções de valor e dos coeficientes de ponderação envolveu somente com o especialista 1. A alternativa seria realizar uma conferência de decisão (PHILLIPS 1989, 2003) com todos os especialistas, mas tal não foi possível.

6.4.1 Determinação das Funções de Valor

O questionamento MACBETH foi realizado para cada par de níveis de impactos, possibilitando a construção de matrizes de juízos de valor (ou de julgamentos absolutos de diferença de atratividade) para cada um dos pontos de vista fundamentais conforme se exemplifica na Figura 39.

	Muito alta	Alta	Média	Baixa	Escala atual
Muito alta	nula	fraca	mod-fort	extrema	150
Alta		nula	forte	mt. forte	100
Média			nula	moderada	0
Baixa				nula	-75

Figura 39 - Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₁₁- salinização
Fonte - elaboração da autora

A primeira avaliação (FIGURA 39) foi feita no PVF₁₁- salinização e exigiu um esforço cognitivo razoável por parte do especialista 1. O especialista manifestou dúvidas sobre a diferença de vulnerabilidade entre os níveis salinidade muito alta e salinidade média, tendo-se considerado o julgamento “moderado ou forte”. Um fato marcante foi que, mesmo considerando as dificuldades iniciais, não ocorreu nenhuma situação de inconsistência.

Observou-se que o preenchimento das diferentes matrizes de juízos de valor, requereram esforços cognitivos distintos, dependendo da complexidade dos níveis de impactos considerados, como para o PVF₆- serviços propiciados pela barragem, por ser formado por seis níveis de impactos (FIGURA 40). No entanto, aqui também não ocorreu nenhum tipo de inconsistência.

	Np (in) - b	Npro (in) +b	Npro(sol)-b	Npro(sol) + b	Prp -b	Pro +b	Escala atual
Np (in) - b	nula	moderada	mod-fort	forte	mt. forte	extrema	100.00
Npro (in) +b		nula	moderada	mod-fort	forte	mt. forte	66.67
Npro(sol)-b			nula	moderada	mod-fort	forte	33.33
Npro(sol) + b				nula	moderada	mod-fort	0.00
Prp -b					nula	moderada	-33.33
Pro +b						nula	-66.67

Figura 40 - Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₆- serviços propiciados pela barragem

Fonte- elaboração da autora

Em contrapartida, os descritores dicotômicos do PVF₇ não exigiram obviamente a formulação de qualquer julgamento (FIGURA 41).

	Não historica	Histórica	Escala atual
Não historica	nula	positiva	100
Histórica		nula	0

Figura 41 - Matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₇- valores históricos e culturais

Fonte - elaboração da autora

As restantes dez matrizes de julgamentos MACBETH são apresentadas no Apêndice A e o *software* M-MACBETH propiciou a geração de escalas de pontuações, que foram posteriormente validadas pelo especialista 1, colocando-lhe perguntas do tipo: “Concorda que a diferença de atratividade entre o primeiro e o segundo nível é menor do que a diferença entre o segundo e o terceiro nível, no PVF salinização?” A Figura 42 apresenta a função de valor para este questionamento.

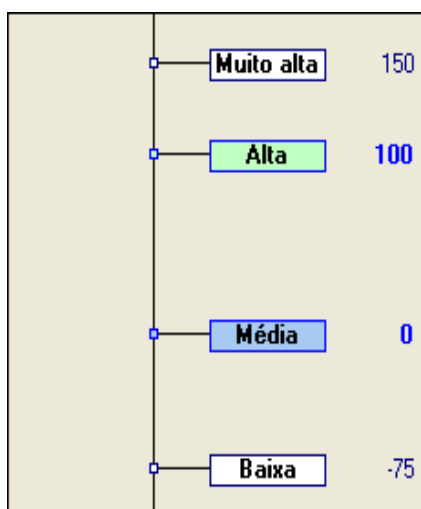


Figura 42 - Função de valor para o PVF₁₁- salinização

Fonte - elaboração da autora

Na Figura 43 encontram-se, respectivamente, as funções de valor obtidas nos PVF₆ - serviços propiciados pela barragem e PVF₇ - valores históricos e culturais. É importante ressaltar que todas as funções de valor foram demonstradas ao especialista em forma de termômetro. Sob tal perspectiva, a apresentação das funções de valor em forma de termômetro foi fundamental no processo de validação das mesmas, pois as informações gráficas são de mais rápida interpretação do que as informações numéricas em forma tabular.

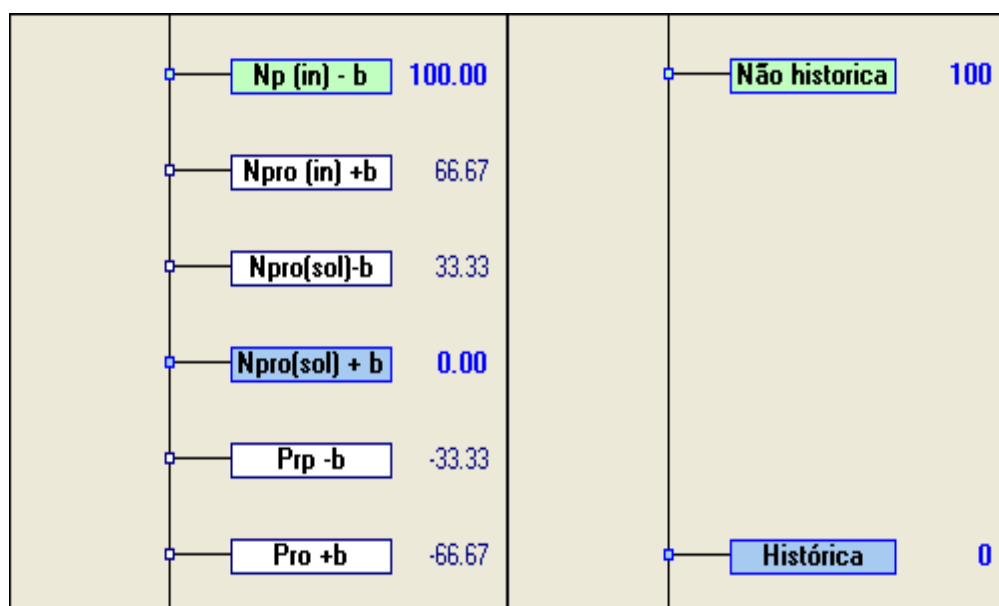


Figura 43 - Função de valor para o PVF₆ - serviços propiciados pela barragem e PVF₇ - valores históricos e culturais
 Fonte - elaboração da autora

Aquelas que não foram aqui apresentadas constam no Apêndice A. Ao apreciá-las graficamente, somente duas alterações foram julgadas necessárias para melhor representar a realidade do contexto em pauta. Estas alterações foram realizadas, respeitando-se os intervalos de variação possíveis, apresentados pelo M-MACBETH.

6.4.2 Determinação dos coeficientes de ponderação

Para a determinação de coeficientes de ponderação, aplicando a metodologia MACBETH, foram necessárias duas etapas: a etapa de ordenação prévia de opções fictícias (a partir das preferências do especialista) e a etapa onde se determinou a diferença de atratividade global entre essas opções.

Deste modo, os coeficientes de ponderação foram determinados com base na comparação duas a duas, de catorze barragens fictícias definidas com base nos níveis de referência (FIGURA 44).

PVF 1	PVF 2	PVF 3	PVF 4	PVF 5	PVF 6	PVF 7	PVF 8
Grande	$cm > cr + sa$	$crep + cm > cr + sa$	Alto	Alto	$Np (in) - b$	Não historica	3perdas
Médio	$cm = cr + sa$	$crep + cm = cr + sa$	Médio	Médio	$Npro (in) + b$	Histórica	2perdas
Muito pequeno	$cm < cr + sa$	$crep + cm < cr + sa$	Baixo	Baixo	$Npro(sol) - b$		1perda
Pequeno				Muito baixo	$Npro(sol) + b$		Nenhuma perda
					Prp - b		
					Pro + b		

PVF 9	PVF 10	PVF 11	PVF 12	PVF 13
Alto	Hipereutrófico	Muito alta	Sign. Inter	6
Médio	Eutrófico	Alta	Sig. Não int	4
Normal	Mesotrófico	Média	Mod. Inter	2
Baixo	Oligotrófico	Baixa	Mod. Não inter	1
Muito baixo			Reg. Inter	
			Reg. Não inter	

Figura 44 - Referências de ponderação
Fonte- elaboração da autora

Treze delas foram definidos ao nível “crítico” em um só PVF (uma em cada qual) e ao nível “neutro” em cada um dos restantes e a décima quarta ao nível “neutro” em todos os PVF. Posteriormente, foi solicitado ao especialista que respondesse a perguntas do tipo seguinte: “Imagine que existe uma barragem fictícia que apresenta o nível de impacto Neutro em todos os PVF. O aumento da vulnerabilidade global desta barragem, ao se mudar do nível Neutro para o nível Crítico em apenas no PVF x é: ‘nula, muito fraca’ ‘fraca’, ‘moderada’, ‘forte’, ‘muito forte’ ou ‘extrema?’”

Este questionamento foi realizado para cada um dos PVF existentes, isto é, até se concluir o preenchimento da última coluna da matriz de julgamentos de ponderação. Os julgamentos efetuados permitiram ordenar as barragens fictícias e, conseqüentemente, definir e validar a ordenação dos coeficientes de ponderação.

Na segunda etapa, de posse desta ordenação, a facilitadora utilizou o MACBETH em procedimento semelhante aquele executado para a determinação das funções de valor, sendo apenas a forma do questionamento diferente. Foi então, requisitado ao especialista que respondesse a outras questões, por exemplo: A diferença de vulnerabilidade entre mudar do nível Neutro para o Crítico no PVF₉ em

vez de mudar do nível Neutro para o Crítico na PVF₁₂ é: ‘nula, muito fraca’ ‘fraca’, ‘moderada’, ‘forte’, ‘muito forte’ ou ‘extrema’?

Esse processo de questionamento foi realizado de forma a preencher, da esquerda para a direita, a primeira linha da matriz e repetido linha por linha até o preenchimento total da matriz apresentada na Figura 44. Ressalta-se que a consistência dos julgamentos introduzidos nessa etapa, assim como aqueles introduzidos quando da construção das matrizes de julgamento para as funções de valor, foi avaliada pelo M-MACBETH.

Apesar de ter compreendido o propósito da questão, esta etapa exigiu um maior esforço cognitivo por parte do especialista, devido à quantidade de perguntas. Entretanto, não ocorreu nenhum problema de inconsistência nesta fase, embora tal fosse esperado pela facilitadora, face à complexidade das perguntas (FIGURA 45).

	[PVF 9]	[PVF 12]	[PVF 8]	[PVF 11]	[PVF 5]	[PVF 3]	[PVF 1]	[PVF 6]	[PVF 10]	[PVF 4]	[PVF 2]	[PVF 7]	[PVF 13]	[tudo inf.]	Escala atual
[PVF 9]	nula	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte	mt. forte	mt. forte	mt. forte	extrema	extrema	16.19
[PVF 12]		nula	moderada	moderada	moderada	moderada	moderada	mod-fort	mod-fort	mod-fort	forte	forte	forte	mt. forte	11.60
[PVF 8]			nula	moderada	moderada	moderada	moderada	mod-fort	mod-fort	mod-fort	forte	forte	forte	mt. forte	10.72
[PVF 11]				nula	moderada	moderada	moderada	mod-fort	mod-fort	mod-fort	forte	forte	mt. forte		9.82
[PVF 5]					nula	moderada	moderada	moderada	mod-fort	mod-fort	mod-fort	forte	forte		8.93
[PVF 3]						nula	moderada	moderada	moderada	mod-fort	mod-fort	forte	forte		8.04
[PVF 1]							nula	frac-mod	frac-mod	frac-mod	frac-mod	moderada	moderada	forte	7.15
[PVF 6]								nula	frac-mod	frac-mod	frac-mod	moderada	moderada	forte	6.86
[PVF 10]									nula	frac-mod	frac-mod	frac-mod	frac-mod	forte	6.40
[PVF 4]										nula	frac-mod	frac-mod	fraca	mod-fort	4.14
[PVF 2]											nula	frac-mod	fraca	moderada	3.55
[PVF 7]												nula	mt. fraca	moderada	3.31
[PVF 13]													nula	moderada	3.29
[tudo inf.]														nula	0.00

Figura 45 - Ponderação dos pontos de vista fundamentais

Fonte- elaboração da autora

Ao ser finalizado o preenchimento da matriz de juízos de ponderação, o *software* M-MACBETH gerou os coeficientes de ponderação. Neste ponto, a facilitadora deixou claro que os pesos apresentados pelo M-MACBETH eram passíveis de alterações em seus valores, caso o especialista não se sentisse confiante que eles refletiam os seus juízos.

De fato, os coeficientes de ponderação (pesos) apresentados na Figura 45 e em forma de histograma na Figura 46, são já os resultantes de pequenos ajustamentos realizados pelo especialista, nos pesos propostos pelo software.

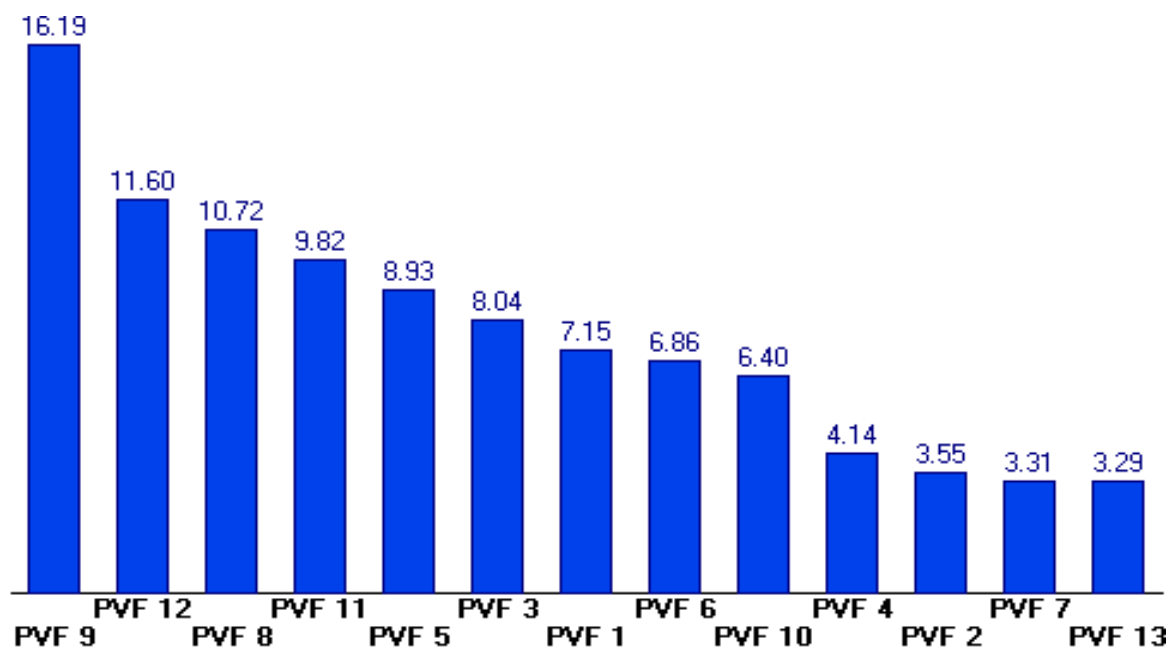


Figura 46: Histograma dos coeficientes de ponderação
Fonte - elaboração da autora

A Figura 47 resume os valores parciais correspondentes aos vários níveis de impacto de cada um dos pontos de vista fundamentais, dados pela função de valor, bem como os coeficientes de ponderação. Bana e Costa e Silva (2008, p.10) declaram:

Importa notar que é usual ver definir coeficientes de ponderação (“pesos”) com base na noção intuitiva de importância relativa dos critérios. Este tipo de procedimento é incorreto e é considerado na literatura da Análise de Decisão como o “erro crítico mais comum” (KEENEY, 1992).

Os coeficientes de ponderação e as funções de valor permitirá proceder à avaliação da vulnerabilidade de cada barragem, uma vez conhecidos os seus impactos.

Ponto de Vista Fundamental		Nível de Impacto						Coeficiente de Ponderação
		1	2	3	4	5	6	
PVF ₁	Impactos ambientais	-37,5	0,00	50,00	100,00			7,15
PVF ₂	Custo de manutenção da barragem	-99,99	0,00	100,00				3,55
PVF ₃	Custo de reparação da barragem	-99,99	0,00	100,00				8,04
PVF ₄	Custo de restauração ambiental após a remoção	-100,00	0,00	100,00				4,14
PVF ₅	Custo de reparação da qualidade de água sem a remoção da barragem	-50,00	0,00	100,00	199,99			8,93
PVF ₆	Serviços propiciados pela barragem	-66,67	-33,33	0,00	33,33	66,67	100,00	6,86
PVF ₇	Valores históricos e culturais	0,00	100,00					3,31
PVF ₈	Efeitos econômicos sobre o tecido social	-50,00	0,00	50,00	100,00			10,72
PVF ₉	Segurança	-50,00	0,00	50,00	100,00	151,16		16,19
PVF ₁₀	Eutrofização	-55,28	0,00	100,00	155,27			6,40
PVF ₁₁	Salinização	-75,00	0,00	100,00	150,00			9,82
PVF ₁₂	Assoreamento	-25,00	0,00	37,50	62,50	100,00	125,00	11,60
PVF ₁₃	Saturação da capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica	0,00	42,86	100,00	142,86			3,29
Total								100,00

Figura 47: Funções de valor e coeficientes de ponderação

Fonte - elaboração da autora

6.4.3 Modelo de avaliação

Por fim, conforme apresentação na subseção 5.1.2, a determinação das funções de valor e dos coeficientes de ponderação permite definir o modelo de

avaliação global de uma barragem. A determinação do valor global de uma barragem é dado pela Equação 6.1:

$$\text{IREB}(a) = \sum_{j=1}^{13} p_j v_j(a) \quad \text{Equação 6.1}$$

$$\text{com } \sum_{j=1}^{13} p_j = 1 \quad \text{e} \quad 0 < p_j < 1, \text{ para } j = 1, \dots, 13$$

Onde:

- IREB (a) (Índice de Remoção de Barragens) - é o valor global da vulnerabilidade de uma barragem a;
- p_j é o coeficiente de ponderação ("peso" em linguagem comum) do ponto de vista fundamental j (PVF _{j});
- $v_j(a)$ é o valor local da barragem a segundo o PVF _{j} .

Entretanto, é importante observar que este modelo teve de ser validado como uma ferramenta de suporte à decisão.

Uma vez concluído o modelo, a facilitadora reuniu-se, no dia 14 de junho de 2012, com especialistas 1, 2 e 3. Esta reunião teve como objetivo validar as funções de valor e os coeficientes de ponderação, visto que estes foram construídos a partir do juízo de valor do especialista 1. Neste contexto, pediu-se aos especialistas 2 e 3 para analisar as pontuações e eventualmente ajusta-las. No entanto não houve nenhuma alteração, após a apreciação.

6.5 Fase de Elaboração de Recomendações

Como forma de garantir a validação do modelo multicritério desenvolvido, uma vez que a tomada de decisão envolve sempre informação escassa, imprecisa ou incerta, foram realizadas análises de sensibilidade e de robustez do modelo, para o que foram coletados características de três barragens: Ubaldinho (Bacia do Salgado), Acarape do meio / Eugênio Gudim (Bacia Metropolitana) e Jaburú I (Bacia do Parnaíba).

A barragem Ubaldinho, do Açude Ubaldinho (FIGURA 48), está localizada no município de Cedro, estado do Ceará, a cerca de 400 Km da cidade de Fortaleza. Possui uma capacidade de armazenamento de 31.800.000 m³ de água. Esta barragem, pertencente a bacia do Salgado, é do tipo terra homogênea e barra o riacho São Miguel . A sua bacia hidrográfica cobre uma área de 176Km². O vertedouro é do tipo labirinto com largura de 57 m. A tomada d'água é constituída por uma galeria com controle a jusante. A construção teve início em 1996 e conclusão em 1999. (SRH, 2012)

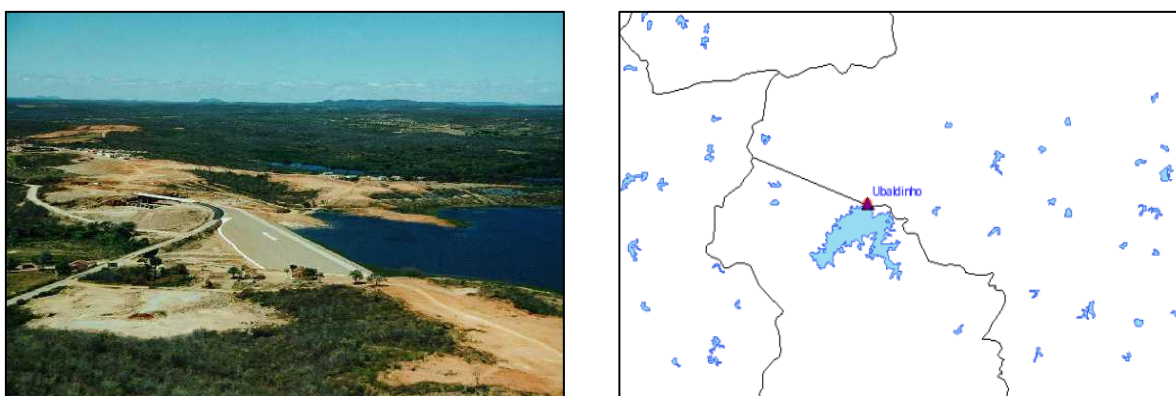


Figura 48: Barragem Ubaldinho: (a) Vista aérea; (b) Localização espacial
Fonte - SRH (2012)

A barragem Eugênio Gudín (FIGURA 49), do Açude Acarape do Meio, encontra-se situada no município de Redenção, estado do Ceará, a cerca de 75 km de Fortaleza. Barra o rio Acarape, sistema Complementar, cuja bacia hidrográfica cobre uma área de 241,525 km². O reservatório tem uma capacidade de armazenamento 34.100.000 m³ de água. Inicialmente de propriedade do Departamento Nacional de Obras Contrás as Secas- DNOCS, passou depois à responsabilidade do município de Redenção, onde a obra se localiza. Tem como finalidade principal o abastecimento d'água da cidade de Fortaleza e de outras que se localizam no percurso da adutora. O arranjo das estruturas se compõe de uma barragem em arco tipo gravidade barrando o curso principal do rio e um vertedouro situado em uma sela topográfica na margem esquerda. O início da construção se deu no ano de 1909, sofrendo paralisações e modificações no projeto original. A conclusão das obras verificou-se no ano de 1924. (BRASIL, 2012).

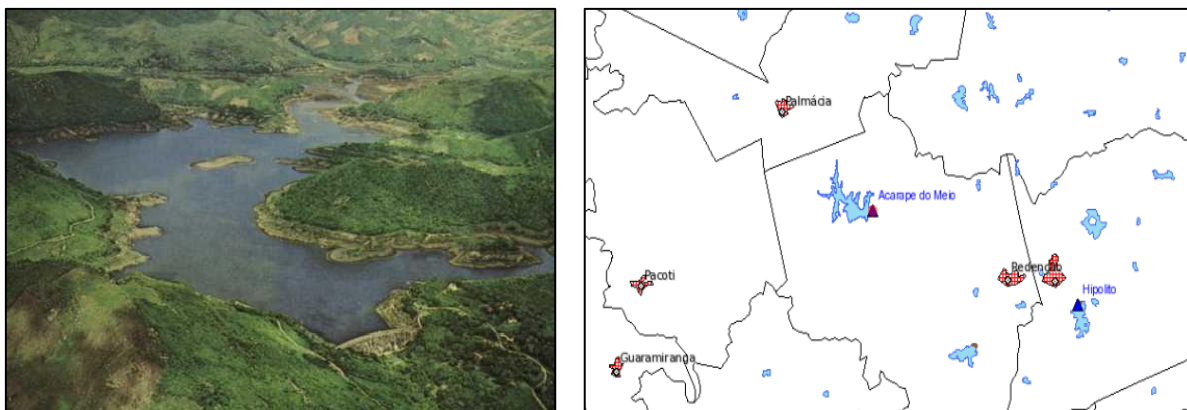


Figura 49: Barragem Acarape do Meio: (a) Vista aérea; (b) Localização espacial
Fonte - SRH (2012)

A Barragem Jaburu I (FIGURA 50) está localizada no Município de Tianguá. Foi construída pelo governo estadual entre os anos de 1981 e 1983, sendo atualmente responsável pelo abastecimento de água dos municípios de Tianguá, Viçosa, Ubajara, Ibiapina, São Benedito, Inhuçu e Guaraciaba do Norte. O arranjo das estruturas se compõe de uma barragem de terra compactada (com 779m de extensão e com 48,10 metros de altura que barra o Rio Jaburu dando origem à formação de um lago de 210 hm³ de capacidade de acumulação máxima) e de um vertedouro do tipo canal. A tomada d'água, situada na margem direita é do tipo galeria. Esta obra vem apresentando anomalias desde o término da sua construção. A anomalia mais grave ocorreu cinco anos após o seu primeiro enchimento quando apresentou uma ressurgência na ombreira esquerda (SOUZA *et al*, 2005).

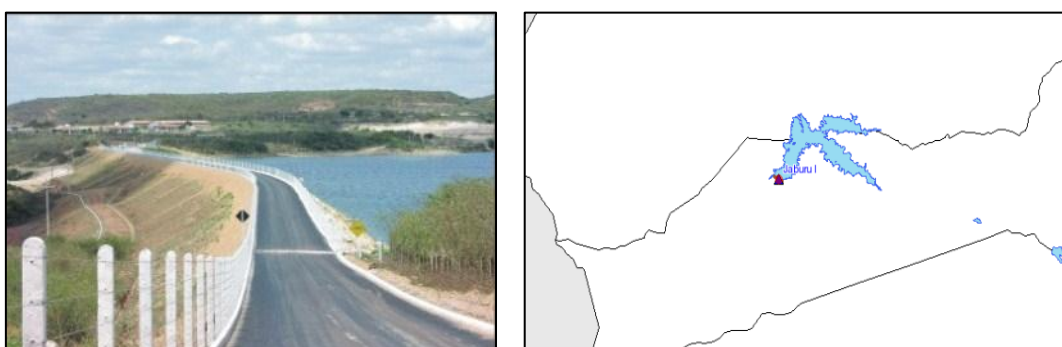


Figura 50: Jaburú I: (a) Vista aérea; (b) Localização espacial
Fonte - SRH (2012)

Tomou-se como horizonte temporal os anos de 2007 e 2008, onde há maior disponibilidade de dados. Os dados referentes ao estado trófico e salinidade foram obtidos junto a COGERH (ANEXOS B e C), enquanto que os referentes à

segurança foram provenientes do estudo desenvolvido por Fontenelle *et al* (2007) (ANEXO D). Outros, não disponibilizados, foram obtidos através das percepções dos especialistas. Nos impactos em que os especialistas mostraram maior incerteza (os precedidos do símbolo \pm na Figura 51) foram identificados intervalos de imprecisão. De entre os pontos de vista mais problemáticos em termos de incerteza nos impactos das três barragens incluem-se os impactos ambientais (PVF₁), o custo de reparação ambiental após a sua remoção (PVF₄) e o custo de reparação da qualidade da água (PVF₅).

6.5.1 Análise da avaliação global das barragens

6.5.1.1 Análise da avaliação global das barragens considerando-se imprecisão nos impactos

Diante do conjunto de informações obtidas, em linhas gerais, as barragens sob análise destacam as seguintes características: custo de reparação ambiental após a sua remoção (PVF₄) variando de “alto” a “baixo”; custo de reparação da qualidade da água (PVF₅) “baixo” ou “médio”. Nenhuma das três barragens é historicamente significativa (PVF₇) ou apresenta potencial de risco acima do normal (PVF₉). Todas apresentam uma baixa salinidade. A Figura 51 apresenta estas informações:



Opções	PVF 1	PVF 2	PVF 3	PVF 4	PVF 5	PVF 6	PVF 7	PVF 8	PVF 9	PVF 10	PVF 11	PVF 12	PVF 13
Jaburu I	\pm Pequeno	\pm cm<cr+sa	\pm crep+cm<cmn+sa	Médio	Baixo	Prip -b	Não historica	2perdas	Normal	Oligotrófico	Baixa	Mod. Inter	\pm 1
Ubaldinho	\pm Pequeno	cm<cr+sa	crep+cm<cmn+sa	Baixo	Baixo	Prip -b	Não historica	1perda	Baixo	Mesotrófico	Baixa	Reg. Não inter	\pm 3
Acarape do meio	\pm Pequeno	\pm cm<cr+sa	\pm crep+cm<cmn+sa	Alto	Médio	Npro(sol) + b	Não historica	2perdas	Normal	Eutófico	Baixa	Sig. Não int	\pm 1

Figura 51 - Impactos das barragens segundo os PVF
Fonte- elaboração da autora

Objetivando-se validar o modelo aqui proposto, realizou-se uma análise da avaliação global das opções (barragens) visualizada por meio de informações numéricas contidas em uma tabela de pontuações (FIGURA 52) ou através de um gráfico tipo termômetro (FIGURA 53).

A Figura 52, além de apresentar a avaliação global de cada barragem em ordem decrescente de vulnerabilidade (coluna amarela), inclui as pontuações parciais de cada uma das barragens e os coeficientes de ponderação (linha dos pesos).

Opções	Global	PVF 1	PVF 2	PVF 3	PVF 4	PVF 5	PVF 6	PVF 7	PVF 8	PVF 9	PVF 10	PVF 11	PVF 12	PVF 13
Crítico	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Acarape do mei	26,20	-37,50	-99,99	-99,99	100,00	100,00	0,00	100,00	50,00	50,00	100,00	-75,00	100,00	0,00
Neutro	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Jaburú I	-3,44	-37,50	-99,99	-99,99	0,00	0,00	-33,33	100,00	50,00	50,00	-55,28	-75,00	62,50	0,00
Ubalzinho	-25,30	-37,50	-99,99	-99,99	-100,00	0,00	-33,33	100,00	0,00	0,00	0,00	-75,00	-25,00	71,43
Pesos		0.0715	0.0355	0.0804	0.0414	0.0893	0.0686	0.0331	0.1072	0.1619	0.0640	0.0982	0.1160	0.0329

Figura 52 - Avaliação das barragens

Fonte - elaboração da autora

Como se pode observar, o gráfico tipo termômetro (Figura 53) possibilita uma visualização das distâncias de cada barragens às suas referências, os perfis “crítico” e “neutro”, determinadas pelos respectivos valores do IREB.

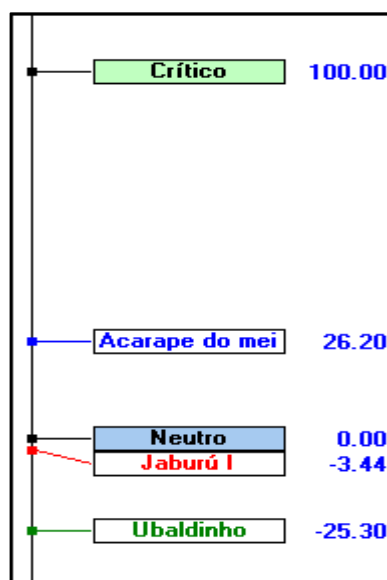


Figura 53 - Resultados globais do modelo, apresentados numa escala termométrica

Fonte - elaboração da autora

Ao se fazer uma análise do posicionamento destas barragens (FIGURA 53), evidenciou-se a inexistência de barragens situadas acima do nível crítico (categoria “remover” na Figura 18). Por outro lado, duas das barragens têm IREB

negativo, Jaburú I e Ubaldinho, o que recomenda que possam ser mantidas como estão (categoria “manter” da Figura 18). A barragem Jaburú I, construída no período de 1981 a 1983, apesar de apresentar anomalias desde o primeiro enchimento, destacando-se percolações no maciço da fundação e no sistema de drenagem interna, tinha passado por recuperação em 1993, o que reflete na pontuação obtida.

O M-MACBETH permite visualizar o perfil multicritério das pontuações de cada barragem, como o que Figura 54 apresenta para a barragem Acarape do Meio, que tem IREB=26.20, o recomenda que seja recuperada (categoria “recuperar” da Figura 18). Note-se que esta barragem tem pontuações parciais negativas (barras vermelhas) e positivas (barras verdes). Vale ressaltar que por se estar trabalhando com vulnerabilidade, as barras vermelhas podem ser errôneas e devem ser interpretados como correspondendo a pontos de vista em que a barragem não é vulnerável. Portanto a barragem Acarape do Meio encontra-se em condições satisfatórias nos seguintes pontos de vista: PVF₁, PVF₂, PVF₃ e PVF₁₁. Este tipo de análise é importante, pois determina quais pontos de vista vão proporcionar um benefício maior, caso a barragem passe por alguma intervenção. De posse destas informações, podem-se elaborar recomendações que venham a minimizar a vulnerabilidade das estruturas. O perfil das demais barragens está apresentado no Apêndice B.

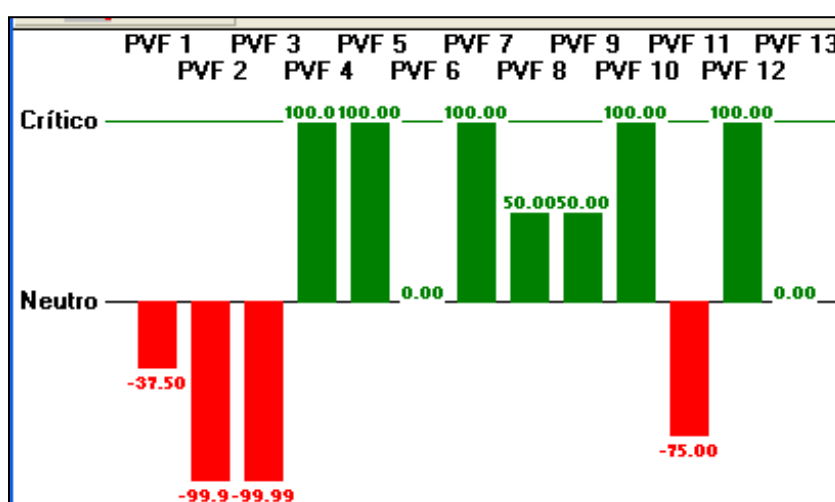


Figura 54 - Perfil da barragem Acarape do Meio
Fonte- elaboração da autora

Isso posto, é importante ressaltar que a Figura 52 também permite uma visualização dos perfis das barragens em relação a cada um dos PVF, só que de forma numérica. Adicionalmente, as informações ali contidas mostram que o ponto

de vista (PVF₇) ‘valores culturais’ é aquele em que as três barragens em análise são fracas, pois na respectiva coluna aparecem valores de 100 para todas elas, embora sem influência significativa em suas pontuações globais, pois o peso deste critério é pequeno (3,31%).

6.5.1.2 Análise da avaliação global das barragens considerando-se cenários

Diante da ausência de dados precisos sobre os impactos das barragens em alguns PVF, durante a reunião do dia 13 de junho, por sugestão do especialista 2, resolveu-se realizar uma análise de cenários. Foram então considerados dois cenários aqui denominados de cenário pessimista e cenário otimista. No pior cenário possível (pessimista) foi atribuída a pontuação máxima nos PVF que os especialistas se mostraram inseguros nos níveis de impacto atribuídos. De forma similar, no melhor cenário possível (otimista) foi atribuída a pontuação mínima. As pontuações globais mais baixas, isto é, melhores (M) e mais altas, isto é, piores (P), das três barragens considerando esses cenários estão apresentadas na Figura 55.

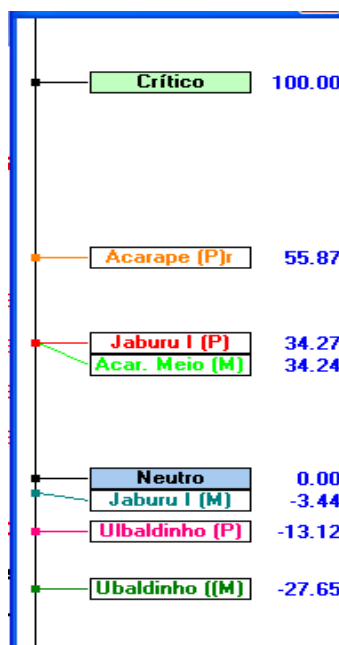


Figura 55 - Pontuações globais melhores e piores, apresentados numa escala termométrica
Fonte - elaboração da autora

Conforme pode se observar, nenhuma das melhores pontuações ultrapassa o nível crítico, designadamente a barragem com maior pontuação (55,87),

Acarape do Meio. Esse fato já era esperado, pois, na percepção dos especialistas, esta não é uma barragem candidata a remoção. Assim não se pode afirmar que a definição do perfil crítico tenha sido demasiado exigente.

Adicionalmente, nenhuma barragem apresentou uma avaliação global (IREB) inferior a -27,65, sendo esta a pontuação da barragem Ubaldinho. Esta barragem pode ser considerada como uma barragem modelo, tendo em vista que em todas as análises realizadas, recebeu a menor (isto é, pontuação).

Em linhas gerais, os resultados obtidos corroboram com a validação do modelo, visto estarem em consonância com o *status quo* das barragens apresentadas. Embora a intenção desta análise seja realçar a validade e robustez do modelo construído, não se pode deixar de destacar a ausência de conflitos entre os resultados analíticos, gerados pelo modelo multicritério, e os intuitivos, respaldados em julgamentos de valor dos especialistas.

Assim, em relação ao Índice de Remoção de barragem (IREB), foi possível concluir que:

- a) **IREB > 100** – a barragem apresenta-se vulnerável, indicando que esta barragem é uma candidata à remoção, pois as consequências de sua não remoção põem em causa o bem estar ambiental, social e/ou econômico da área onde a mesma se encontra inserida.
- b) **100 ≤ IREB < 55,87** – a barragem possui uma vulnerabilidade dentro da zona de expectativa dos especialistas, sendo assim a sua permanência não põe em causa o bem estar ambiental, social e econômico da área onde a mesma se encontra inserida.
- c) **55,87 ≤ IREB ≤ 0** – A barragem encontra-se em estado satisfatório, mas mesmo assim planos de recuperação devem ser traçados.
- d) **IREB < 0** – a barragem encontra-se em um bom estado, podendo permanecer na situação atual.

Uma vez realizada a avaliação global das barragens e definidos os Índices de remoção aceitáveis, foi realizada uma análise de robustez da conclusão do modelo.

6. 5.2 Análise de Robustez

Para aumentar o nível de confiabilidade dos resultados foi realizada uma análise de robustez. No M-MACBETH, a informação que se pode seleccionar, ou não, na análise da robustez do modelo, está organizada em seções e categorias. No primeiro caso distingue-se entre informação *global* (informação de ponderação entre os critérios) e *local* (informação específica de cada critério), e no segundo caso em *ordinal* (refere-se somente à ordenação), *MACBETH* (inclui os julgamentos semânticos de diferenças de atratividade, que indicam a intensidade da preferência) e *cardinal* (refere-se a uma escala de pontuações específica, validada pelo decisor) (BANA e COSTA, *et al.*, 2005).

Foi feita uma análise da robustez dos resultados ao tomar-se apenas informações ordinal nos coeficientes de ponderação, isto é, respeitando-se a sua ordenação, mas não considerando os seus valores precisos. Note-se que não se está aqui a questionar se os valores parciais das barragens nos vários PVF (o mesmo é dizer que se procedeu a uma análise de robustez considerando informação intracritério cardinal e informação Intercritérios ordinal).

O objetivo é analisar se é robustez da conclusão anterior de que nenhuma das três barragens analisados é globalmente vulnerável. Será isto um resultado particular devido aos valores atribuídos aos coeficientes de ponderação, ou será que essa conclusão é robusta quaisquer que fossem os coeficientes de ponderação que respeitassem a respectiva ordenação?

Nas condições acima enunciadas, a análise de robustez realizada no M-MACBETH é a apresentada na tabela da Figura 56. Para cada par ordenado de opções **a** (em linha) e **b** (em coluna), uma cruz verde **+** assinala que pelo modelo aditivo resulta sempre um valor de IREB maior para **a** do que para **b**. Caso contrário, existe uma situação de incomparabilidade assinalada por um ponto de interrogação, porque para certos valores dos pesos resultam valores de IREB favoráveis a uma opção e noutros à outra, sempre respeitando a ordenação definida. A comparação mais interessante é de cada uma das barragens com o perfil neutro. Observando-se a Figura 56 verifica-se que é robusto recomendar a manutenção de Acarape do Meio e deixar Ubaldinho como está. Já no que respeita a Jaburú I, o modelo não permite concluir que seja robusto deixá-la como está, sem ser mantida, o que vai no mesmo

sentido do indicado pelos resultados da análise de cenários da Figura 55. Será pois prudente realizar uma análise mais fina dos respectivos impactos.

	Crítico	Acarape do mei	Jaburú I	Neutro	Ubalzinho
Crítico	=	▲	▲	▲	▲
Acarape do mei		=	+	+	+
Jaburú I			=	?	+
Neutro			?	=	+
Ubalzinho					=

Informação local				Informação global		
	ordinal	MACBETH	cardinal	ordinal	MACBETH	cardinal
PVF 1	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 2	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 4	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 5	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 6	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 7	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 8	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 9	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 10	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 11	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 12	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%
PVF 13	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> ±0%	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> ±0%

Figura 56 - Análise de robustez do modelo, considerando a informação ordinal, MACBETH e cardinal em local e a informação ordinal em global.

Fonte - elaboração da autora

6.5.3 Análise de Sensibilidade à variação do peso de cada PVF

Uma análise também interessante diz respeito à sensibilidade dos resultados do modelo quanto se varia o coeficiente de ponderação de um determinado PVF (mantendo invariáveis as proporções entre os demais). Será que uma pequena variação do peso pode fazer uma barragem mudar de categoria de classificação?

Nesta perspectiva é apresentado, na Figura 57, o gráfico de análise de sensibilidade para o PVF₇ – valores históricos e culturais visto ser este o PVF no qual as três barragens em análise apresentam pontuação no nível crítico. Vale lembrar que quanto mais à pontuação ultrapassar a pontuação do nível crítico (100), maior será a contribuição deste PVF na vulnerabilidade da barragem. Este PVF tem

um peso (inicial) igual a 3,31% representado pela linha vertical de cor vermelha. Cada linha no gráfico mostra como a pontuação global de uma barragem varia quando o peso varia entre 0 e 100%. Como as linhas são bastante inclinadas da esquerda para a direita, a vulnerabilidade de qualquer das três barragens seria bastante penalizada se o peso fosse significativamente aumentado. Entretanto, a análise que mais interessará fazer será a relativa ao ponto de interseção da linha de cada barragem com linha horizontal do perfil neutro. Quanto mais perto esse ponto estiver da linha vertical, mais sensível será (à variação do peso do PVF₇ – valores históricos e culturais) a recomendação sobre a barragem. Uma vez mais, a única situação de dúvida diz respeito à Jaburú I.

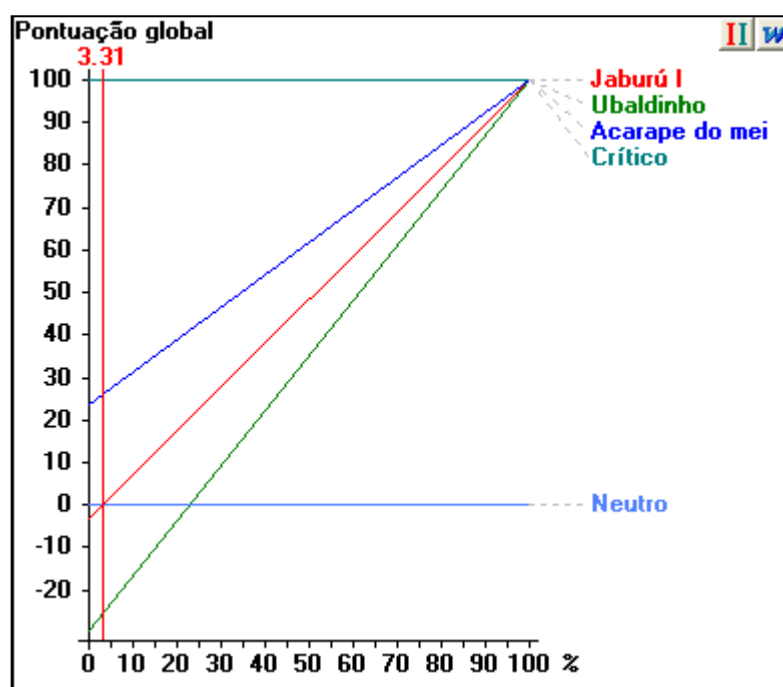


Figura 57 - Análise de sensibilidade no peso do PVF₇ – Valores históricos e culturais.
Fonte - elaboração da autora

Ressalte-se que foram realizadas análises de sensibilidade para todos os outros PVF. Verificou-se nestas análises que é necessário que ocorram grandes mudanças nos coeficientes de ponderação para que ocorram alterações significativas. Nesta perspectiva, o modelo aqui proposto é considerado válido e robusto. O Apêndice C contém os gráficos das análises de sensibilidade realizadas.

Uma vez analisados os resultados fornecidos pelo modelo construído, e realizadas as análises de robustez e sensibilidade, foi possível então partir para a

última etapa do processo de tomada de decisão: a elaboração das recomendações. Nesta fase, foram propostas as seguintes recomendações:

- a) As barragens que possuem o índice de remoção (IREB) maior do que 100 são candidatas à remoção, pois se apresenta vulnerável, indicando que as consequências de sua não remoção põem em causa o bem estar ambiental, social e econômico da área onde a mesma se encontra inserida;
- b) As barragens que possuem o índice de remoção (IREB) entre 100 e 55,87 apresentam uma vulnerabilidade dentro das zonas de expectativa dos especialistas, mas mesmo assim, deverão ser traçados programas contínuos de recuperação. No entanto, conforme demonstrado na subseção 6.5.1.2, o modelo multicritério permite que se avalie quanto uma barragem é 'fraca' ou 'forte' em cada PVF. Assim, é possível que os especialistas formulem informações aos gestores sobre os aspectos que devem ser imediatamente recuperados;
- c) Devem ser traçados planos de recuperação para as barragens que possuem o índice de remoção (IREB) entre 0 e 55,87, embora as mesmas estejam em estado de vulnerabilidade satisfatório.
- d) As barragens que possuem o índice de remoção (IREB) menor do que 0 (zero) podem permanecer na situação atual, sendo consideradas como barragens modelos.

Tendo em vista os resultados das análises de sensibilidade e robustez, os especialistas se sentiram seguros em relação à confiabilidade do modelo desenvolvido, podendo, portanto, acatar as recomendações supracitadas. O modelo pode, pois, ser considerado como devidamente "ajustado" (*requisite*) (PHILLIPS, 1989).

7 CONCLUSÃO

Embora ainda não seja um problema real considerado no cenário cearense, a remoção de barragens está emergindo gradualmente nos países mais desenvolvidos. Apesar disto, a compreensão científica desempenha ainda um papel menor devido à falta de recursos disponibilizados para a realização de estudos mais aprofundados ou porque se espera que o impacto dessa remoção não seja tão significativo.

Constatou-se que a remoção de barragem é um problema complexo, de elevada importância, mas pouco considerado. Na literatura acadêmica são inexistentes ou raros modelos teóricos que contemplem a remoção de barragem de forma tão abrangente quanto o modelo construído nesse trabalho, o IREB. Na verdade, a maioria dos modelos existentes está relacionado apenas aos aspectos ambientais.

Com a adoção da metodologia multicritério de apoio à decisão, foi possível a construção de um modelo estruturado de remoção de barragem considerando aspectos ambientais, econômicos, sócios culturais e técnicos de forma consistente, transparente e racional.

Dentre as vantagens do IREB tem-se a utilização de dados cujos valores de obtenção são mínimos ou inexistentes, visto que em sua maioria eles são fornecidos pelos órgãos governamentais do Estado. Ademais, o IREB tem um caráter dinâmico, podendo ser utilizado no acompanhamento da vulnerabilidade de uma barragem ao longo do tempo.

A metodologia MACBETH permitiu que fosse construído o índice IREB integrando de forma iterativa e interativa as diferentes perspectivas e pontos de vistas dos especialistas.

As discussões sobre os diversos pontos de vista e, em especial, as ocorridas durante a construção de alguns descritores, resultaram num acréscimo significativo de conhecimento sobre a remoção de barragens propiciando uma compreensão global desse problema por parte dos especialistas e da facilitadora.

O fato de se interagir somente com o especialista 1 para a determinação das funções de valor e dos coeficientes de ponderação, assim como a ausência da conferência de decisão, caracterizam limitações do estudo, que em nenhum momento inviabilizam o modelo construído.

Em linhas gerais, a metodologia MACBETH foi compreendida e apoiada pelos especialistas. Os principais entraves identificados ocorreram na seleção dos especialistas, na identificação dos pontos de vista e, especialmente, na determinação dos descritores de impacto em decorrência da complexidade de se descrever o mais objetivamente possível os impactos das barragens em alguns PVF.

Em acréscimo, a falta de disponibilidade de dados quantitativos implicou a utilização de descritores qualitativos, em situações onde o mais correto seria utilizar descritores quantitativos. Essa é outra limitação da tese. Sugere-se que em trabalhos futuros, os PVF “impactos ambientais”, “segurança estrutural, ambiental e econômica” “salinidade” e “eutrofização” sejam operacionalizados através de descritores quantitativos.

No que se refere ao *software* M-MACBETH, é inquestionável a sua importância. A geração automática de cálculos matemáticos acarretou uma diminuição no tempo despendido, bem como uma confiabilidade nos resultados. A construção de gráficos e figuras é também um ponto a ser enaltecido.

O modelo foi aplicado a três barragens, para que assim se pudesse testar a sua validade. Os resultados da aplicação do modelo indicaram o posicionamento das barragens conforme o esperado (com uma pequena ressalva aos resultados da barragem Jaburu I), isto é, nenhuma das três barragens é candidata à remoção nem nenhuma apresenta vulnerabilidade de forma que tenha de se submeter a programas contínuos de recuperação.

Entretanto sugere-se que em trabalhos futuros o modelo seja testado em um número maior de barragens, pois esta foi uma limitação deste trabalho. Dever-se-a, ainda, considerar para o processo de validação, barragens com características mais vulneráveis do que as consideradas neste estudo.

Uma vez que os resultados do modelo foram condizentes com a realidade, considera-se que as limitações encontradas não prejudicaram o bom desenvolvimento da metodologia aplicada. Dessa forma, é possível concluir que os objetivos propostos nesta tese foram atingidos.

De uma forma sucinta, o IREB foi construído para o contexto específico da região semiárida nordestina e em contexto eminentemente acadêmico, não devendo, portanto, ser utilizada em outros contextos sem ajustamentos.

Não se pode deixar de citar a contribuição desta tese na área acadêmica, uma vez que reúne duas áreas de conhecimento em ascensão: a remoção de

barragens e a metodologia multicritério. Essa experiência mostrou que esta junção é viável e gera a contribuição do conhecimento científico e técnico.

Por fim, a metodologia multicritério MACBETH constituiu uma inovação na literatura da gestão de barragens.

REFERÊNCIAS

ANA- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*. Informa 2011. Disponível em:

[http://conjuntura.ana.gov.br/conjuntura/Downloads/2011/2%20-%20MAPAS%20TEM%20C3%81TICOS/%20C3%8Dndice%20de%20Estado%20Tr%20C3%20B3fico%20\(IET\)%20em%202009.pdf](http://conjuntura.ana.gov.br/conjuntura/Downloads/2011/2%20-%20MAPAS%20TEM%20C3%81TICOS/%20C3%8Dndice%20de%20Estado%20Tr%20C3%20B3fico%20(IET)%20em%202009.pdf). Acesso em: 24 mar de 2012

ALMEIDA, Joceline Costa de; VIEIRA, Leonardo Lopes de Azeredo; BARROS, Thaís Tonin de; COSTA, Valeska Cavalcante da; PEDROSA, Valmir de Albuquerque. Vulnerabilidade ambiental à eutrofização: reservatório Carangueja. In: IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Salvador, 2008. *Anais...* Salvador, 2008

AMARAL FILHO, Jair do. *Reformas estruturais e economia política dos recursos hídricos*. Texto para discussão n. 7. Fortaleza: IPECE, 2003.

AMERICAN RIVERS. *Permitting dam removal: the state of (several) states, 2006*.

Disponível em:

http://act.americanrivers.org/site/DocServer/Permitting_Dam_Removal-The_State_of_Several_States.pdf?docID=6721. Acesso em: 2 mar. 2008.

_____. The ecology of dam removal: a summary of benefits and impacts. 2005.

Disponível em:

<http://www.michigandnr.com/PUBLICATIONS/PDFS/fishing/dams/ecologyofDamRemoval.pdf>. Acesso em: 25 set. 2012

_____.; and Trout Unlimited. *Exploring dam removal: a decision-making guide*.

August, 2002. Disponível em: <http://www.americanrivers.org/library/reports-publications/exploring-dam-removal.html>. Acesso em: 11 out. 2010

_____.; FRIENDS OF THE EARTH; TROUT UNLIMITED. Dam removal success stories: restoring rivers through selective removal of dams that Don't make sense.

December, 1999. Disponível em:

<http://www.michigandnr.com/PUBLICATIONS/PDFS/fishing/dams/SuccessStoriesReport.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2009

ANDRADE, Roberto Monteiro. *A drenagem nas fundações das estruturas hidráulicas*. Rio de Janeiro: ENGEVIX, 1982

ARAÚJO, José Carlos. Gestão das águas de pequenos açudes na região semiárida. In: MEDEIROS, Salomão de. Sousa. et al (EE.). *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011

_____.; Assoreamento em reservatórios do semiárido: modelagem e validação. In: RBRH. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. V.8. n.2. 2003.

ASCE. American Society of Civil. Engineers Report Card for America's Infrastructure. 2009.

ASPEN – The Aspen Institute. *Dam removal: a new option for a new century*. United States of America: Aspen Institute, 2002.

BANA E COSTA, C.A. Avaliação multicritério do impacto regulatório: Conceitos, erros críticos e boas práticas”, Working Paper CEG-IST 1/2011.

_____.; DE CORTE, J-M; VANSNICK, J-C. MACBETH. *In: International Journal of Information Technology & Decision Making*. v.11. n.2. World Scientific Publishing Company, 2012.

_____.; BEINAT, E. Estruturação de Modelos de Análise Multicritério de Problemas de Decisão Pública. *In: S. Costa, P. Nijkamp, T.P. Dentinho (eds.), Compêndio de economia regional*. V.II: Métodos e técnicas de análise regional, cap. 20, 2011.

_____.; OLIVEIRA, Monica D. A multicriteria decision analysis model for faculty evaluation. *In: Omega. The International Journal of Management Science*.V. 39. Cap. 1, 2011.

_____. ; SANCHEZ-LOPEZ ; Ramiro, VANSNICK, Jean-Claude; De CORTE, Jean-Marie (2011). INTRODUCCIÓN A MACBETH. *In: LEYVA LOPES, J.C. Análisis multicriterio para la tomada de decisiones: métodos y aplicaciones*. México, 2011.

_____.; VANSNICK, J-C; DE CORTE, J-M. MACBETH. Measuring Attractiveness y a Categorical Based Evaluation Technique). *In: Cochran JJ (ed.). Wiley encyclopedia in operational research and management science*. New York: Wiley; 2010. p. 2945–50.

_____.; OLIVEIRA, Carlos S.; VIEIRA, Victor .Prioritization of bridges and tunnels in earthquake risk mitigation using multicriteria decision analysis: application to Lisbon. *In: Omega. The International Journal of Management Science*. v.36. p.442 – 450. 2008

_____.; SILVA, Maria Bernadette Frota Amora. Modelo multicritério de avaliação de capacidade empreendedora em empresas de base tecnológica. *ENGEVISTA*, v. 10, n. 1, p. 4-14, junho 2008

_____. ; VANSNICK, Jean-Claude. A critical analysis of the eigenvalue method used to derive priorities in AHP. *European Journal of Operational Research* v. 187. 3. ed. 2008.

_____., LOURENÇO, J.C., CHAGAS, M.P., e BANA E COSTA, J.C. Development of reusable bid evaluation models for the Portuguese Electric Transmission Company”. *In: Decision Analysis*. ,v..5. 1. Ed. 2007.

_____.; De CORTE; VANSNICK J.C. On the mathematical foundations of MACBETH. *In: FIGUEIRA J, Greco S, EHRGOTT M, editors. Multiple criteria decision analysis: the state of the art surveys*. New York: Springer, 2005

_____.; CHAGAS, Manuel P. A career choice problem: an example of how to use MACBETH to build a quantitative value model based on qualitative value judgments. *In: European Journal of Operational Research*, v.153. 2004

_____.; De Corte J-M, Vansnick JC. MACBETH. In: Department OR (ed.) *Working paper*. LSEOR 0356. London: London School of Economics of Political Science; 2003.

_____.; BARROSO, Luís Antunes; SOARES, João Oliveira. Qualitative modelling of credit scoring: a case study in banking. In: *European Research Studies*.v.5. Cap (1-2), 2002

_____.; CORRÊA, É. C., De CORTE, J.M. e VANSNICK, J.C. Facilitating bid evaluation in public call for tenders: a socio-technical approach. In: *The International Journal of Management Science*,. V.30. cap.3, 2002

_____.; OLIVEIRA, R. C. Assigning priorities for maintenance, repair and refurbishment in managing a municipal housing stock. In: *European Journal of Operational Research*. v.138, 2002

_____.; FERREIRA, J. A. A.; CORRÊA, E.A. Metodologia multicritério de apoio à avaliação de propostas em concursos públicos. In: ANTUNES, C. H; TAVARES, L.V (eds). *Casos de aplicação da investigação operacional*. MC Graw Hill, 2000.

_____.;ENSSLIN, Leonardo; CORRÊA, Émerson C.; Jean Claude Vansnick. *Decision support systems in action: integrated application in multicriteria decision aid process*. In: *European Journal of Operational Research*,v. 113, 1999

_____.; STEWART, Theodor J.; VANSNICK, Jean-Claude. Multicriteria decision analysis: some thoughts based on the tutorial and discussion sessions of the ESIGMA meetings. In: *European Journal of Operational Research* v.9, n.1, 1997

_____.; Vansnick, J.C. (1997). Applications of the MACBETH approach in the framework of an additive aggregation model. In: *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*. v.6. cap.2, 1997

_____. *O que Entender por Tomada de Decisão Multicritério ou Multiobjetivo?* Florianópolis: ENE - Escola de Novos Empreendedores da UFSC, 1995

_____.; VANSNICK, J-C. Uma nova abordagem ao problema da construção de uma função de valor cardinal: MACBETH. In: *Investigação Operacional*. v.l 15, junho, 1995, p. 15 -35.

_____. Três convicções Fundamentais na Prática do Apoio à Decisão. In: *Revista Pesquisa Operacional*, 1993, vol. 13, no. 1, pp. 9-20.

_____. Structuration, Construction et Exploitation d'un Modèle Multicritèred'Aide à la Décision. Tese de Doutoramento em Engenharia de Sistemas. *Universidade Técnica de Lisboa*, IST, Lisboa, 1992.

BABBITT, Bruce. What goes up, may come down. In: *BioScience* v. 52. n. 8. 2002

BARBIERI, José Ccarlos. *Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e Instrumentos* – 3. Ed. São Paulo: Saraiva, 2012

BARBOSA, Carlos Magno de Souza; MATTOS, Arthur . Diretrizes para implantação de barragens e mitigação de impactos ambientais. XVII Simpósio, Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007. *Anais...* São Paulo, 2007

BARTHOLOW, J. M.; CAMPBELL, S. G.; FLUG, M. Predicting the thermal effects of dam removal on Klamath River. In: *Environmental Management*. v. 34. n.6, 2005

BEDNAREK, Angela T. Undamming Rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. In: *Environmental management*. v. 27.n. 6, 2001 New York: Springer-Verlag , 2001

BELTON, V., STEWART, T. J. *Multiple criteria decision analysis: an integrated approach*. Boston, MA: Kluwer, 2002.

BEZERRA, Maria Auricleide Andrada; SANTOS, José Edvânio Maciel; OLIVEIRA FILHO, Inaldo Nogueira de; CORREIA NETO, Jorge Da Silva. Gestão das Águas de Barragens do Nordeste a partir de uma Perspectiva Social e Econômica. In: 7 Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Administração e Sociologia Rural. *Anais...* Porta Alegre: julho de 2009

BORN, S. M., K. D. GENSKOW, T. F. FILBERT, N. MORA, Hernandez; KEEFER, M. L.; WHITE, K. A. Socioeconomic and institutional dimensions of dam removals: the Wisconsin experience. In: *Environmental Management*, v. 22, 1998

BOWMAN, Margaret B. Legal perspectives on dam removal. In: *BioScience*. August .v. 52. n. 8. 2002

BRASIL. Açude Acarape do Meio. Fortaleza: 2012. Disponível em: www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/.../acarape_do_meio.htm. Acesso em : agosto de 2012

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil*. Brasília, DF; 18 março 2005.

_____. Ministério da Integração Nacional. *Manual de Segurança e Inspeção de barragem*. Brasília: MI, 2002

_____. Camara dos Deputados. *Seca: o homem como ponto de partida: análises, pressupostos, diretrizes, projetos e metas de uma política de convivência com a seca do Nordeste*. Brasília: Câmara dos deputados, 1999

BRUNI, José Carlos. A água e a vida. Tempo Social; In: *Revista Sociol.* USP, S. Paulo, 5(1-2): 53-65, 1993 (editado em nov. 1994).

CAMPOS, José Nilson B. A gestão das águas e o desenvolvimento do Estado do Ceará: uma perspectiva histórica. In: *T&C Amazônia*, Ano IV, n. 9. Agosto, 2006.

_____. MOTA, Natanael; COSTA, Alexandre Cunha. Sobre a interferência hidrológica de pequenos reservatórios, uma abordagem conceitual. In: CAMPOS, J. N. B; STUDART, T. M. C. *Hidrologia de reservatórios: a construção de uma teoria*. Fortaleza: ASTEF / Expressão Gráfica e editora Ltda, 2006

_____.; STUDART, Ticiana Marinho de Carvalho. SECAS NO NORDESTE DO BRASIL: ORIGENS, CAUSAS E SOLUÇÕES . In: Fourth Inter-American Dialogue on Water Management, 2001, Foz do Iguaçu. *Anais... IV Diálogo Interamericano de Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos*, 2001

_____. *A água e a vida: textos e contextos*. Fortaleza: ABC Fortaleza, 1999.

_____. Vulnerabilidades hidrológicas do semi-árido às secas: *Revista Planejamento e Políticas Públicas*. n. 16. Dezembro de 1997

CAPUTO, Homero Pinto. *Mecânica dos solos e suas aplicações: mecânica das rochas, fundações, obras de terra*. 6. ed. , v. 2, Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1987

CARVALHO, Newton de O.; GUILHON, Luiz, G.; TRINDADE, Pedro A. O assoreamento de um pequeno reservatório: Itiquira, um estudo de caso. In: *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 5, n. 1. jan-mar, 2000a

_____.; FILIZOLA JÚNIOR, Naziano Pantoja; SANTOS, Paulo Marcos Coutinho dos; LIMA, Jorge Enoch Furquim Werneck. *Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios*. Brasília: AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, 2000 b

CEARÁ. Atlas Eletrônico dos Recursos Hídricos do Ceará. Fortaleza: SRH, 2012. Disponível em: http://atlas.srh.ce.gov.br/infra-estrutura/acudes/detalhaCaracteristicasTecnicas.php?cd_acude=250&status=1. Acesso em: Maio de 2012

_____. *Cenário Atual dos recursos hídricos do Ceará / Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembléia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coord.)*. Fortaleza: INESP, 2008a.

_____. *Rede de monitoramento da qualidade de água: salinidade para consumo humano*. Fortaleza: COGERH, 2008b

_____. *Rede de monitoramento da qualidade de água:boletim informativoa. .* Fortaleza: COGERH, 2008c

_____. *Sistema de qualidade das águas*. Fortaleza: COGERH, 2011. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/reservatorios/qualidade/eutrofizacao>. Acesso em 01 de abril de 2012.

_____. *Rede de monitoramento da qualidade de água operada pela COGERH*. Fortaleza: COGERH / SEMACE, 2002a

_____. *Projeto estudo da qualidade das águas em Reservatórios superficiais da bacia metropolitana*. Fortaleza: FUNCEME, 2002b

CEBALLOS, Beatriz Susana Ovruski de; KONIG, Annemarie; DINIZ, Célia Regina; WATANABE, Takako & MISHINA, Sakaé de Vasconcelos. Variabilidade da Qualidade das Águas de Açudes Nordestinos. In:19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - ABES, Foz do Iguaçu, Pr. 1997. *Anais...Foz do Iguaçu: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 1997 .v.34.

CECH, Thomas V. *Principles of water resources: history, development, management and policy*. 3. Ed. New York: John Wiley & Sons Inc, 2009

CHANGQING, Qi. Research on priority decision-making method of dam removal. In: *3rd International Conference on Information Management, Innovation Management and Industrial Engineering*, 2010

CIGB /ICOLD. Comissão Internacional de Grandes Barragens/ International Commission on Large Dams. In: *Dams & The World's Water An Educational Book that Explains how Dams Help to Manage the World's Water* ICOLD, 2008

DANTAS, V. (2002). Água: sabendo usar, não vai faltar. *Brasil nuclear*, ano 9, n.24, Jan-Mar. Disponível em: <<http://www.aben.com.br/texto/rev24/8.htm>>. Acesso em 08 mar. 2005.

DE SOUZA, Vitor Aderaldo Demétrio; DE CASTRO, M. A. H.; FONTENELLE, A. S.; OLIVEIRA, Y.C. Obras de recuperação e intervenções de segurança efetuadas na fundação e aterro compactado da barragem Jaburu I. In: Seminário Nacional de Grandes Barragens. In: XXVI Seminário Nacional de Grandes Barragens. Goiania, 2005. Anais...Goiania, 2005

DILL, Paulo Roberto Jaques. Assoreamento do reservatório do Vacacaí-mirim e sua relação com a deterioração da bacia hidrográfica contribuinte. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 2002

DYER, James S; SARIN, Rakesh K. Measurable Multiattribute Value Functions. *Operations Research* , vol. 27 no. 4 810-822, July/August 1979

DOYLE, MARTIN W. ; HARBOR, JON M.; STANLEY Emily H. Toward Policies and Decision-Making for Dam Removal. In: *Environmental Management*. v. 31, n. 4. New York: Springer-Verlag New York Inc, 2003.

_____. ; STANLEY Emily H.; HARBOR, JON M.; GRANT, Gordon S. Dam Removal in the United States: emerging needs for science na policy. In: *EOS*. v. 84 n. 4, 2003

_____. ; STANLEY E. H.; HAVLICK, D.G.; KAISER, M. J.; STEINBACK, G.; GRAF, W. L.; GALLOWAY, G. E.; RIGGSBEE, J. A. Aging Infrastructure and ecosystem restoration. In: *Environmental science*. v. 319. 2008. Disponível em: WWW.sciencemag.org. Acesso em: 23 de junho de 2011.

_____. ; STANLEY, Emily H.; LUEBKE, Michelle A.; HARBOR, Jon M.. Dam removal: physical, biological, and societal Considerations. In; American Society of Civil Engineers Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning and Management, Minneapolis, MN, July 30 – August 2, 2000.

DYSON, M., BERGKAMP G., Scanlon J. (Edit.). Fluxo: elementos essenciais de fluxos ambientais. UICN, Gland, Suíça, 2007.

ENSSLIN, Leonardo; MONTIBELLER NETO, Gilberto; NORONHA, Sandro MacDonald. *Apoio à decisão: metodologias para a estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas*. Florianópolis: Insular, 2001

EOEEA - Executive Office of Energy and Environmental Affairs. *Dam removal in massachusetts: a basic guide for project proponents*. Boston: EOEEA, 2007

FERREIRA, Daniel Assumpção Costa; DIAS, Herly Carlos Teixeira. Situação atual da mata ciliar do ribeirão São Bartolomeu em Viçosa, MG. In: *Revista Árvore.*, v.28, n.4, Viçosa: Sociedade de Investigações Florestais, 2004

FONTENELLE, Alexandre de Sousa; CAVALCANTE, Sarita de Paula Pereira; SALES, Célio Augusto Tavares; VIEIRA, Vicente de Paulo Pereira Barbosa. Priorização de ações de segurança em barragens do estado do Ceará através de inspeções e matriz de risco. In: XXVII Seminário nacional de grandes barragens. Belém. *Anais...* Belém, 2007

FONTES, Andrea Sousa; OLIVEIRA, João Ilton Ribeiro de; MEDEIROS, Yvonilde Dantas Pinto. A evaporação em açudes no semiárido nordestino do Brasil e a gestão das águas. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa, 2005. *Anais ...* João Pessoa, 2005

FRANCA, Dalvino Troccoli. Água e Cultura. In: *Revista Conviver*. n.6. Fortaleza, DNOCS, 2009

FREIRE, Rogério H. F. *Contribuição ao conhecimento limnológico de reservatórios se semiárido brasileiro que abastecem a região metropolitana de Fortaleza: açudes Pacajus e Gavião* (Ceará, Brasil). Tese (Doutorado em Engenharia). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007

GOMES, Luiz Flavio Autran Monteiro; GOMES, Carlos Francisco Simões e ALMEIDA, Adiel Teixeira de. *Tomada de decisão gerencial: enfoque multicritério*. São Paulo: Atlas, 2002.

GRABER, Brian E.; BOWMAN, Margaret; CARNEY, R. Scott; DOYLE, Martin W.; FISHER, Madeline; MACKAY, Scudder D. Technical issues in small dam removal engineering: the future of dams and their reservoirs. In: 21st Annual USSD Lecture Series, Denver, CO, July 30 – August 3, 2001

GRANT G.. Dam removal: panacea or pandora for rivers? In: *Hydrologic Processes* v.15, 2001. Disponível em: <http://www.fsl.orst.edu/wpg/pubs/panacea.pdf>. Acesso em 26 maio 2011

GLEICK, Peter H. Century Global Freshwater Resources: Soft-Path Solutions for the 21st. In: *Science Magazine*, v.302, 2003

HOFFERT-HAY, Denise. Small dam removal in Oregon: a guide for project managers. In: *Oregon Watershed Enhancement Board*, 2008. Disponível em: <http://www.oregon.gov/OWEB>. Acesso em 26 maio 2011

HART, David D.; JOHNSON, Thomas E.; BUSHAW-NEWTON, Karen L.; HORWITZ, Richard J.; BEDNAREK, Angela T.; CHARLES, Donald F.; KREEGER, Daniel A.; VELINSKY, David J. Dam Removal: Challenges and Opportunities for Ecological Research and River Restoration. In: *BioScience*. v. 52. n. 8, 2002

_____.; POFF, Leroy. A Special Section on Dam Removal and River Restoration. In: *BioScience*. v.52. n. 8, 2002

HEINZ CENTER. 2002. Dam removal: science and decision making. In: *The Heinz Center for Science, Economics, and the Environment*. Washington DC, 2002

HELER, Léo; PÁDUA, Valter Lúcio. *Abastecimento de água para consumo humano*. Belo Horizonte: UFGM, 2006

HOWARD, CDD. Operações de Monitoramento e descomissionamento de barragens. In: *Revisão Temática, 2000*. Disponível em: <http://www.adb.org/water/topics/dams/pdf/tr45main.pdf> CMB. Acesso em: 28 de fevereiro de 2011

ICOLD - *International Commission on Large Dams: 80 anos- barragens para o desenvolvimento humano*. ICOLD, 2008

ICOLD, International Commission on Large Dams. *Sedimentation control of reservoirs/Maîtrise de l'alluvionnement des retenues*. . Paris: Committee on Sedimentation of Reservoirs, 1989

ICID, International Commission on Irrigation and Drainage. *Appropriate decision making procedures for new dams particularly for irrigation, drainage and flood management*. New Delhi: ICID, 2004

INTRODUCTION TO THE SPECIAL ISSUE: Understanding and linking the biophysical, socioeconomic and geopolitical effects of dams. In: *Journal of Environmental Management*. v. 90, 2009

JOERIN, Florent . COOL, Geneviève; RODRIGUEZ, Manuel J.; GIGNAC, Marc Gignac; BOUCHAR, Christian. Using multi-criteria decision analysis to assess the vulnerability of drinking water utilities. In: *Environmental Monitoring and Assessment*. V. 166, n.1-4, 2010

JOHNSON, Sara E.; . GRABER, Brian E. Enlisting the Social Sciences: decisions about dam removal. In: *BioScience*. v.52. n. 8, 2002

KEENEY, Ralph L. Using values in operations research. In: *Operations Research*. v. 42, n 5, September – October, 1994.

_____. *Value-Focused-Thinking: a path to creative decision making*. Cambridge: Havard University Press, 1992.

KIBLER, K. M.; TULLOS, D. D.; KONDOLF, G. M. Learning from dam removal monitoring: challenges to selecting experimental design and establishing significance of outcomes. In: *River Research and Applications*, 2010.

KUBY, Michael J.; FAGAN ,William F.; REVELLE, Charles S.; GRAF, William L. A multiobjective optimization model for dam removal: an example trading off salmon passage with hydropower and water storage in the Willamette basin. In *Advances in Water Resources*, 2005. Disponível em: <http://www.elsevier.com/locate/adwatres>. Acesso em: 13 de dezembro de 2011

KUHN, T. A estrutura das revoluções científicas. Tradução de Beatriz Vianna Boeira e Nelson Boeira. São Paulo: Editora Perspectiva, 1996.

LEMOS, Wictor Edney Dajtenko. *Monitoramento e gestão da qualidade da água em reservatórios incorporando processos hidrodinâmicos e climáticos de regiões tropicais semiáridas*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará, 2011

LIGHTFOOT, Dale R. Syrian qanat romani: history, ecology, abandonment. In: *Journal of Arid Environments* (july) vol. 33. 1996

LIMA NETO, Iran Eduardo; WIEGAND, Mário Cesar; ARAÚJO, José Carlos de Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. *Hydrological Sciences Journal*, 56: 2, p.319 — 333, 2011

LIMA, W. S., GARCIA, C. A. B. Qualidade da Água em Ribeirópolis-SE: o açude do cajueiro e a barragem do João Ferreira. *Scientia Plena* v. 4, n. 12, 2008. Disponível em: www.scientiaplenu.org.br. Acesso em: novembro de 2011

MAIA, Adelená Gonçalves; VILLELA, Swami Marcondes. Análise Qualitativa do Assoreamento do Reservatório de Promissão (SP). *RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 15 n.1 Jan/Mar 2010

MALHOTRA. Naresh. K. *Pesquisa em Marketing: uma orientação aplicada*. 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2001

MARANHAO, Ney; AYRIMORAES, Sergio. Os usos da água e o desenvolvimento regional. In: *A questão da água no Nordeste*. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2012.

MASSAD, Faïçal. *Obras de terra: curso básico de geotecnia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2003

MENESCAL, R. A.; OLIVEIRA, Sandra Keila Freitas de ; FONTENELLE, Alexandre de Souza ; VIEIRA, Vicente de Paulo Pereira Barbosa . Acidentes e Incidentes Em Barragens No Estado Do Ceará. In: *A Segurança de Barragens e a Gestão de Recursos Hídricos no Brasil*. Brasília: Proágua, 2005.

_____, A. N.; PITOMBEIRA, E. S.; PERINI, D. S. As barragens e as enchentes. In: *Simpósio Brasileiro de Desastres Naturais. Anais...* Florianópolis:GEDN UFSC, 2004a. P.932-942 (CD ROM)

_____. VIANA, F. L.; FIGUEIREDO, N. N.; GONDIM FILHO, J. G. C. Gestão dos Recursos Hídricos e a garantia do abastecimento humano de grandes aglomerados urbanos no semiárido: o case de Fortaleza. *RBRH.Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.9. n.1, 2004b

_____.; CRUZ, P.T., CARVALHO, R.V., FONTENELLE, A.S. e OLIVEIRA, S.K.F (2001). “Uma Metodologia para Avaliação do Potencial de Risco em Barragens do Semi-Arido” *Anais do XXIV Seminário Nacional de Grandes Barragens*, CBDB Fortaleza, CE, 2001

MOLLE, Francois. Marcos históricos e reflexões sobre a açudagem e seu aproveitamento. Recife: SUDENE, DPG. PRN. HME, 1994

MUFUTE, N.L.; SENZANJE A., KASEKE, E. The development of a risk of failure evaluation tool for small dams in Mzingwane Catchment, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth* n. 33, 2008. Disponível em: http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/413/description#description. Acesso em: 20 de junho de 2011

NERIS, Danilo Nogueira ; GOMES, C. C. . Indicadores para Desinstalação de Barragens no Estado do Ceará. In: (CACIER) - III Congresso Internacional sobre Hidrologia Operativa y Seguridad de Presas, 2010, Salto Grande, Prov. Entrerios. III Congresso Internacional sobre Hidrologia Operativa y Seguridad de Presas. Buenos Aires : Comitê Argentino de la CIER, 2010.

NIJKAMP, P.; VOOGD, H. Uma Introdução Informal à Avaliação Multicritérios. IN: BANA E COSTA, C. A. Métodos Multicritérios e Aplicações. Florianópolis, 1995 (apostila)

OLIVEIRA, M.D.; RODRIGUES, T.C.; BANA e COSTA, C.A.; SÁ, A.B. “Prioritizing Health Care Interventions: A Multicriteria Resource Allocation Model to Inform the Choice of Community Care Programmes”, in E. Tanfani, A. Testi (eds.), *Advanced Decision Making Methods Applied to Health Care*, Springer, 2012.

ORR, Cailin H. et al. Examination of Physical and Regulatory Variables Leading to Small Dam Removal in Wisconsin. *Environmental Management* Vol. 33, N. 1. New York: Springer-Verlag, 2004

PALÁCIO, Helba A. Q.; ARAÚJO NETO, José R.; MEIRELES, Ana C. M.; ANDRADE, Eunice M.; SANTOS, Julio C. N.; CHAVES, Luiz C. G. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*.v.15, n.4, p.395–402, 2011. Campina Grande: UAEA/UFCG, 2011

PALMIERI, Alessandro; SHAH, Farhed; ANNANDALE, George W.; DINARHY, Ariel. *Reservoir Conservation*. V.1. Washington: The internacional bank for reconstruction and development. 2003

PAULINO, Walt Disney; TEIXEIRA, Francisco José Coelho. A questão ambiental e a qualidade da água nas bacias hidrográficas do Nordeste. In: *A questão da água no Nordeste*. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2012.

_____.; OLIVEIRA, Rafael Reis Alencar; AVELINO, Francimeyre Freire. *Metodologia para Definição da Eutrofização*. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/boletim-de-qualidade-eutrofizacao>. Acesso em: 18 de março de 2012

PEJCHAR, Liba; WARNER, Keith. A river run through it again: criteria for considerations of dam removal an interim lessons from California. *Environmental Management*, v. 28. N. 5. New York: Springer –verlag, 2001

PHILLIPS, Lawrence D. A theory of requisite decision models In: *Acta Psychologica*, v. 56, p.29-48. North-Holland :Elsevier Science Publishers B.V., 1984,

PINTO, Amarílio C. C. *Contribuições para o estudo de descomissionamento de barragens*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2010

POFF, N.L; HART, D.D. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience*. v,. 52 No8. . 2002

POHL, Molly M. Bringing down our dams: Trends in american dam removal rationales. *Journal of The American Water Resources Association*. v. 38, N^o. 6. 2002

POMEROL, J. C.; ROMERO, S. B. *Muticriterion Decision in Management: Principles and Practice*. Massachusetts: Kluwer Academic Publishers, 2000.

SANTIAGO, M. M. F.; TEIXEIRA, Z. A.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO. As águas subterrâneas no cristalino do semiárido no Ceará , Brasil. In: *Groundwater and Human Development*. London: Taylor & Francis Group, 2002

SILVA FILHO, Francisco Chagas. Análise do comportamento de barragens do semi árido brasileiro com a aplicação do método dos elementos finitos. In: IV Congresso luso-brasileiro de geotecnia. *Anais...* Coimbra, Portugal, 2008

SILVA, Maria Bernadette Frota Amora. *Avaliação da capacidade empreendedora em empresas de base tecnológica:uma abordagem multicritério*. Dissertação (Mestrado em Administração.) Universidade de Fortaleza, 2003

SILVA, L. M. C“Gestão sustentável de reservatórios”. In: Conflitos e uso sustentável dos recursos naturais THEODORO, S. H. Garamond (org) /CDS, Rio de Janeiro, 2001

SMITH, James E. Decision Analysis in Management Science. *Management Science* v. 50, No. 5. 2004

SOUZA FILHO, Francisco de Assis de. Águas do futuro e o futuro das águas. In: *A questão da água no Nordeste*. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2012.

TROUT UNLIMITED. *About Small Dams*. Disponível em: <http://www.tu.org/conservation/watershed-restoration-home-rivers-initiative/small-dams/about-small-dams>. Acesso em: 15 de julho de 2001

UICN - Unión Mundial para la Naturaleza. Dyson, M., Bergkamp G., Scanlon J. (Editores). *Fluxo: elementos essenciais de fluxos ambientais*. UICN, Suíça: UICN, 2007.

UNEP - United Nations Environment Programme. Lagos e reservatórios – qualidade da Água: O impacto da Eutrofização. v. 3, 2001

USSD- United States Society on Dams. The Aging of Embankment Dams United States of America:USSD, 2010

USSD- United States Society on Dams. *21st Century Dam Design*. Advances and Adaptations. United States of America:USSD, 2011

VIEIRA,V.P.P.B. Desafios da Gestão integrada de Recursos Hídricos no semiárido. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. V.8 n.2 p.7-17, 2003.

VALLADARES, Carlos Frederico Gomes. O Processo para Seleção de Gestores de Fundos de Investimento Utilizando o Método Multicritério TOPSIS. Dissertação (Mestrado). Rio de Janeiro: Faculdades IBMEC, 2011.

VILLA, Marco Antônio. *Vida e morte no sertão nordestino: história das secas no Nordeste nos séculos XIX e XX*. . São Paulo: Ática, 2000

WCD- World Commission on Dams. *Operations, Monitoring and Decommissioning of Dams*. South Africa; WCD, 2000a.

_____.; *Dams and development: a new framework for decision-making*. London: Earthscan, 2000b

WHITELAW, Ed; MACMULLAN, Ed. A Framework for Estimating the Costs and Benefits of Dam Removal. *BioScience*. v. 52 No. 8, 2002

XAVIER, Christine da Fonseca. *Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná*. Dissertação (Mestrado em ciências do solo. Universidade Federal do Paraná – UFPR.Curitiba, 2005

YANG, Meng; QUIAN, Xin; ZHANG, Yuchao; SHENG, Jinbao; GE, Yi. Spatial multicritéria Decision Analysis of flood risks in aging-dam management in China: a framework an case study. *Internacional Journal of Environmental Research and Public Health*.v. 8, 2011.

YU, Abraham Sin Oih (Coord). *Tomada de decisão nas organizações: uma visão multidisciplinar*. São Paulo: Saraiva, 2011

APÊNDICE A - MATRIZ DE JUÍZOS DE VALOR E FUNÇÃO DE VALOR

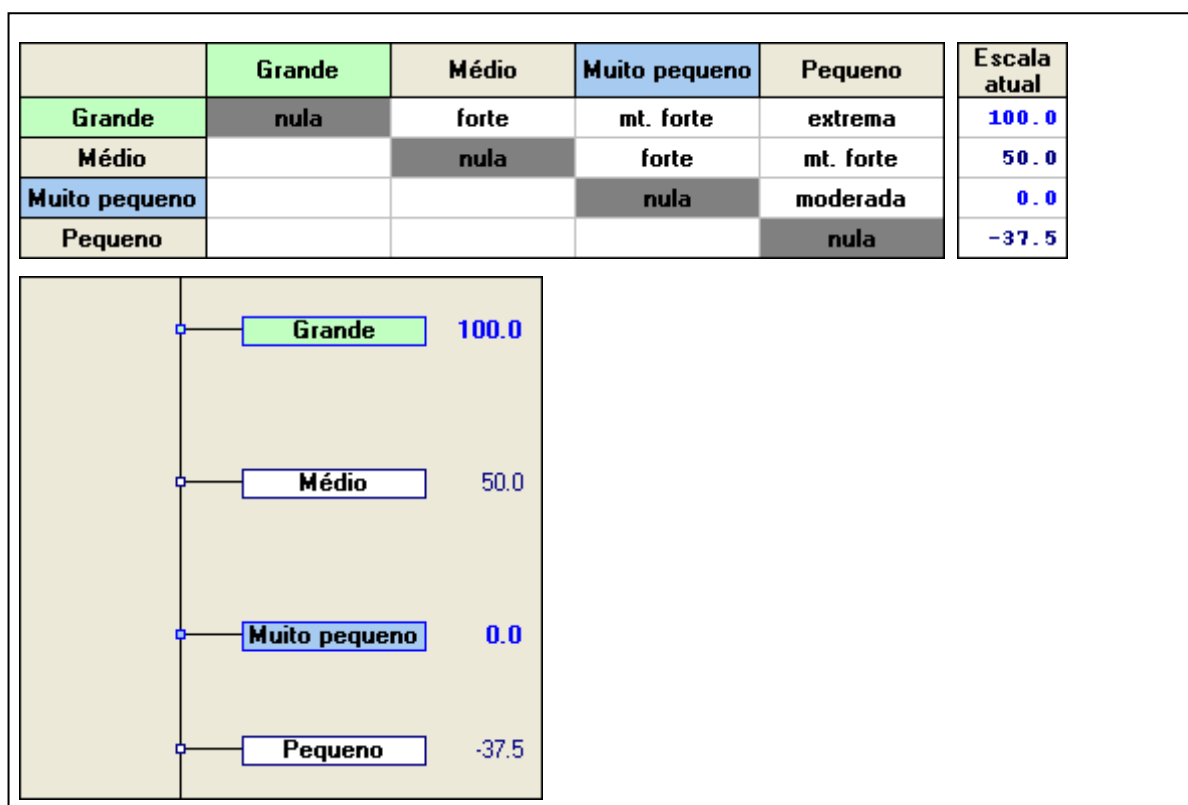


Figura 58- matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₁ (Impactos nas áreas ribeirinhas)
Fonte:elaboração da autora

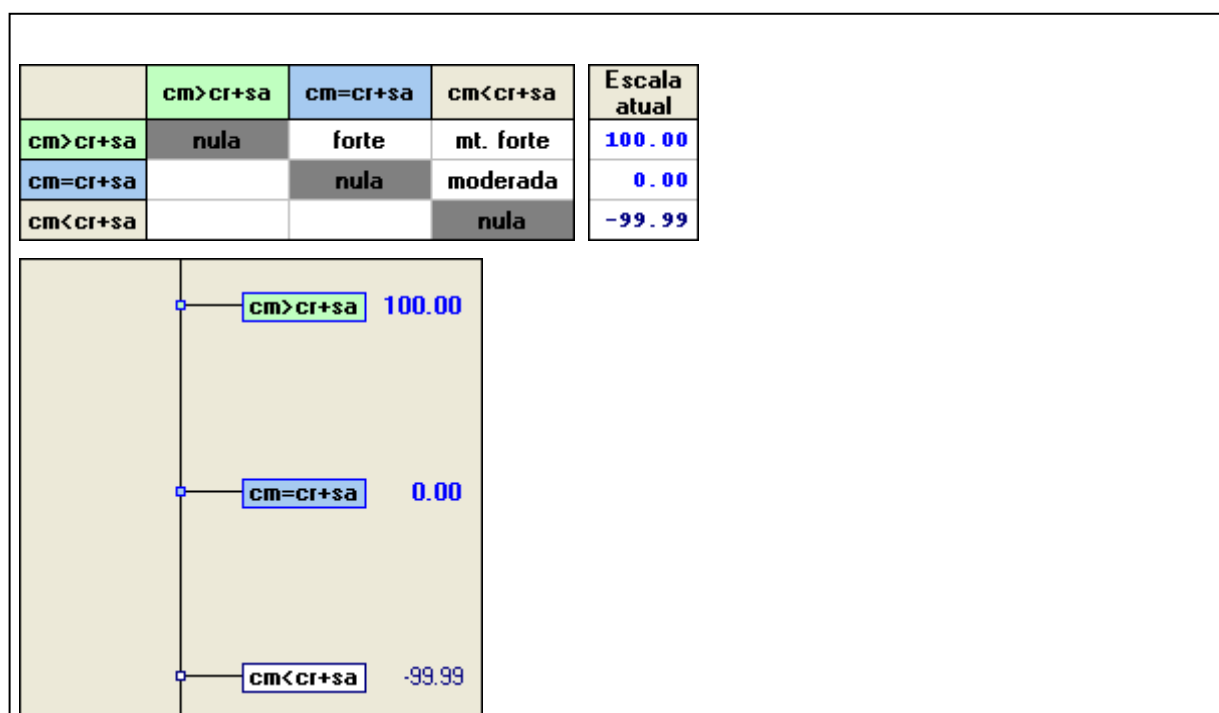


Figura 59- matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₂ (custo de manutenção da barragem)
Fonte:elaboração da autora

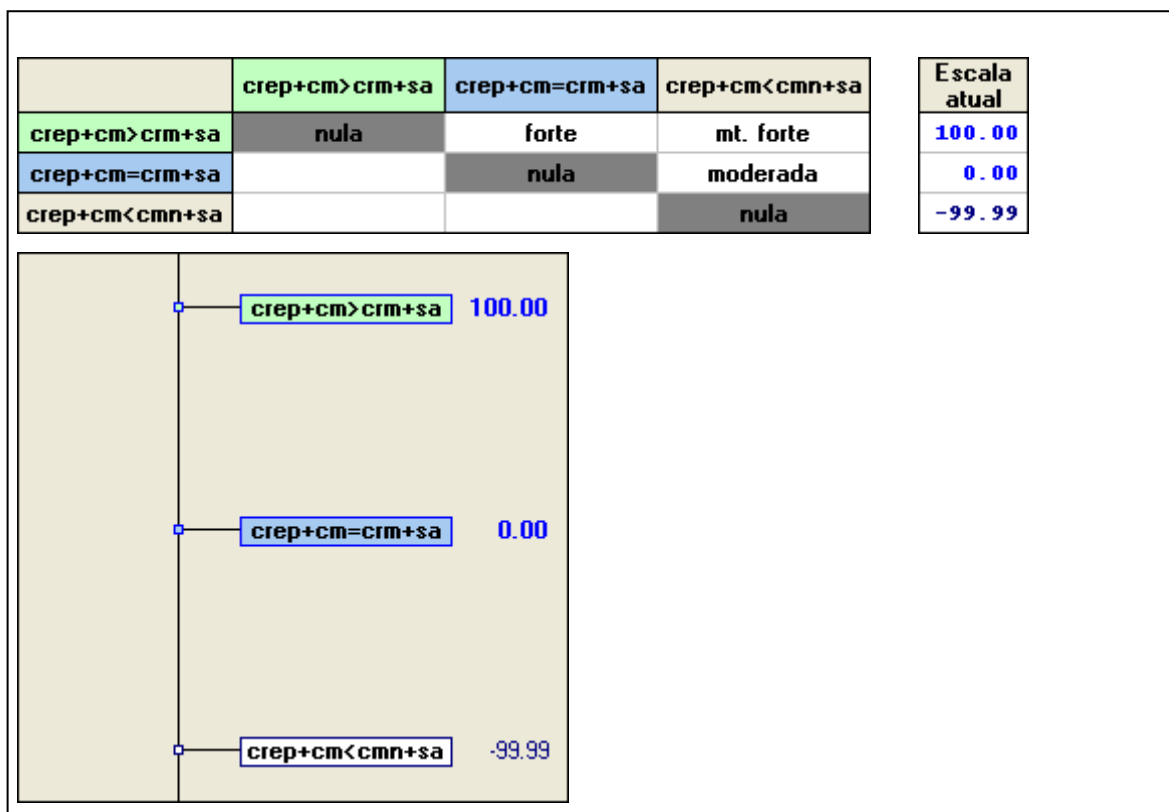


Figura 60- matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₃ (custo de reparação da barragem)
 Fonte:elaboração da autora

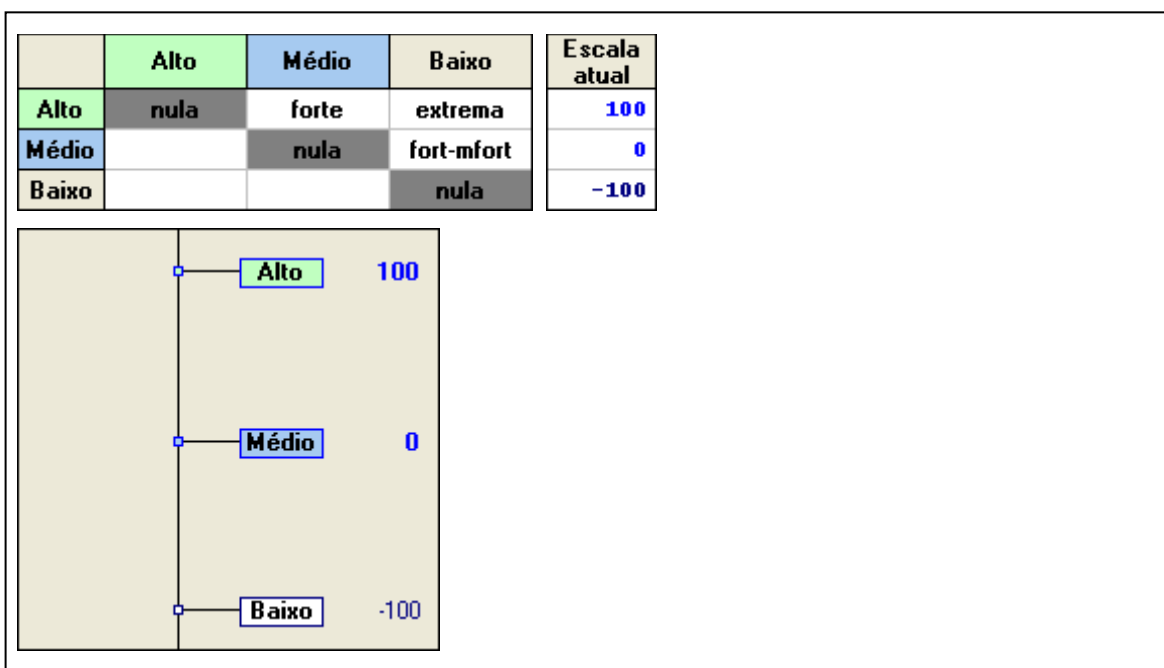


Figura 61- matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₄ (custo de de restauração ambiental após a remoção da barragem)
 Fonte:elaboração da autora

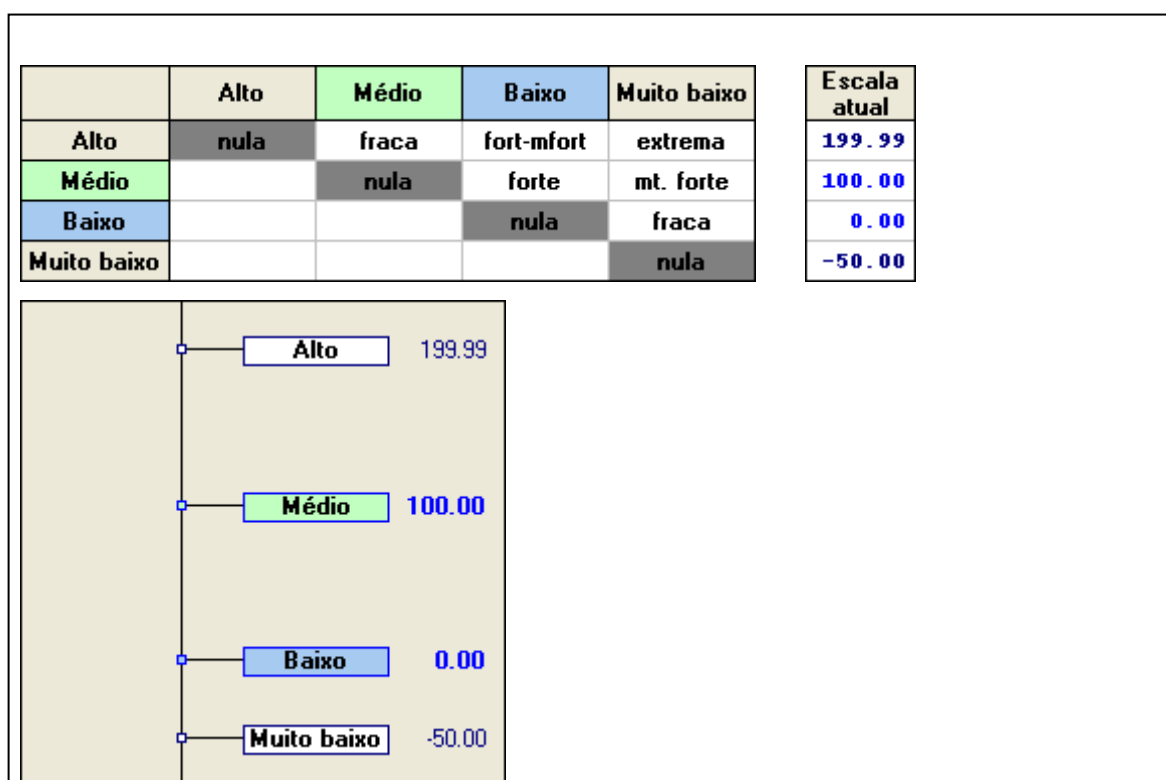


Figura 62- matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₅ (custo de reparação da qualidade da água do reservatório sem a remoção)

Fonte:elaboração da autora

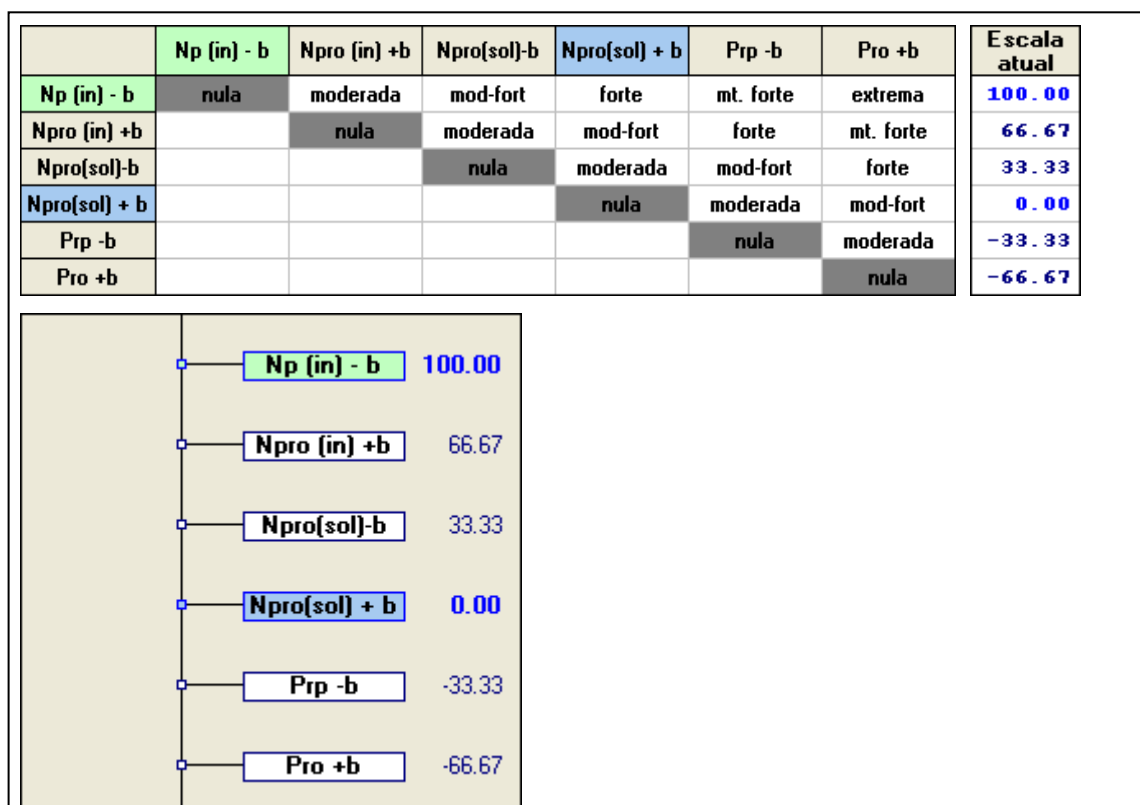


Figura 63- matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₆ (serviços propiciados pela barragem)

Fonte:elaboração da autora

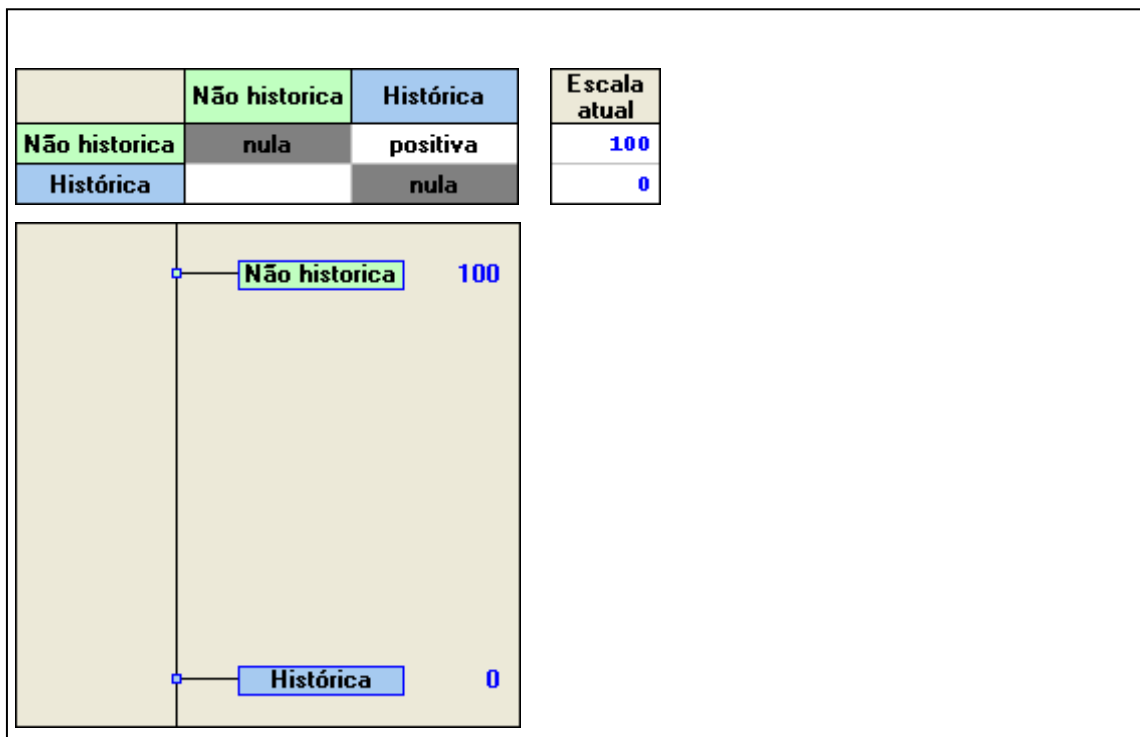


Figura 64- matriz de juízos de valor e função de valor para o PVF₇ (valores históricos e culturais)
 Fonte:elaboração da autora

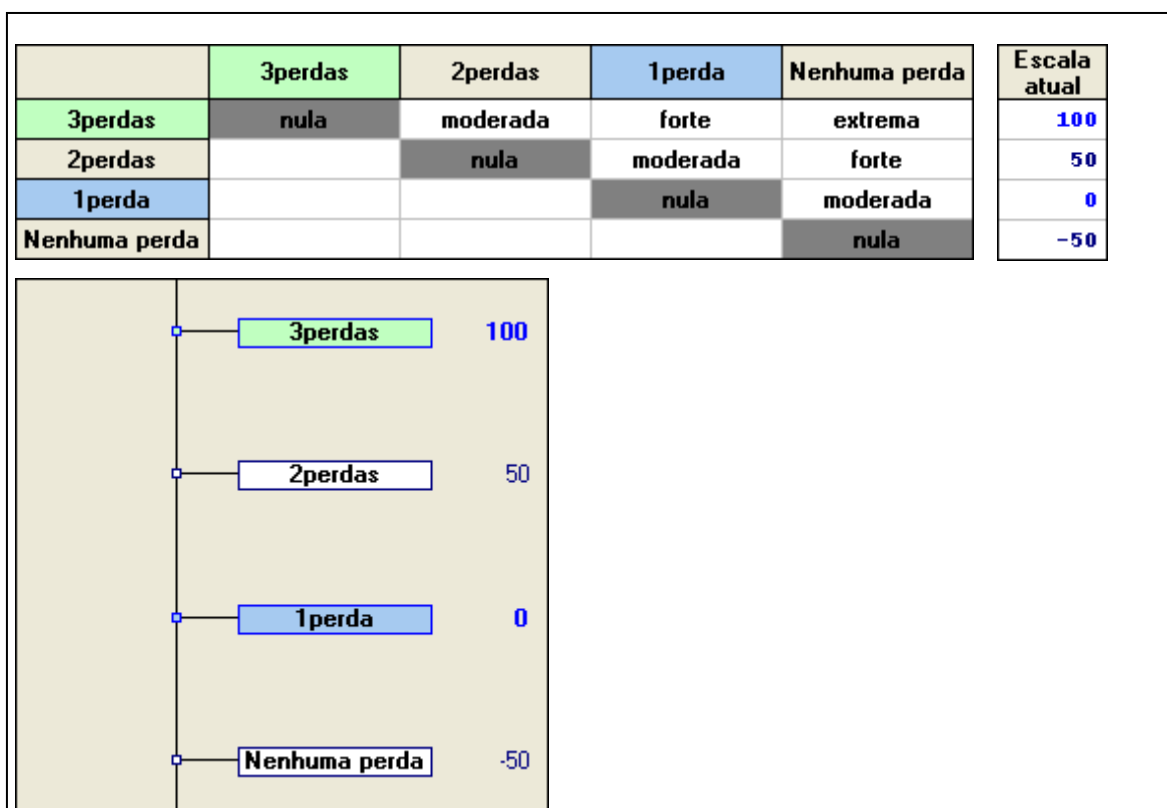


Figura 65- matriz de juízos de valor e função de valor para PVF₈ (Efeitos econômicos sobre o tecido social)
 Fonte:elaboração da autora

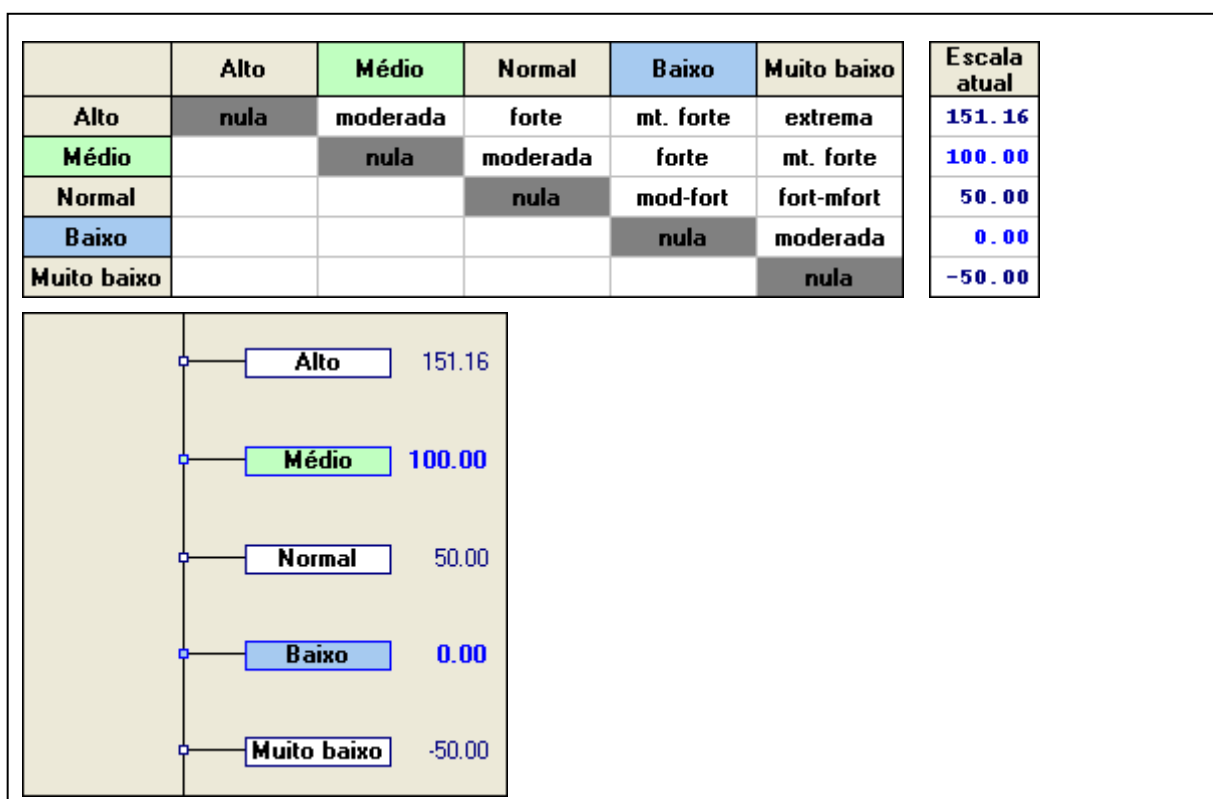


Figura 66- matriz de juízos de valor e função de valor para PVF₉ (segurança estrutural, ambiental e econômica)

Fonte:elaboração da autora

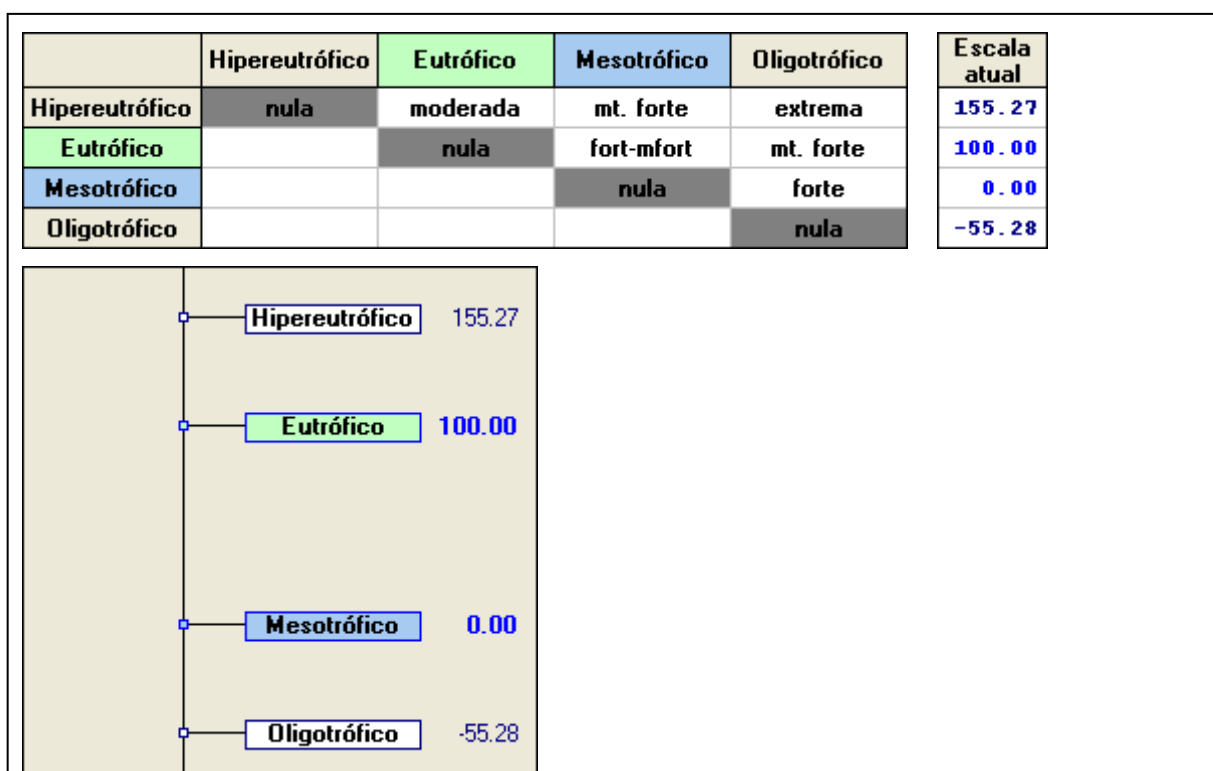


Figura 67- matriz de juízos de valor e função de valor para PVF₁₀ (eutrofização)

Fonte:elaboração da autora

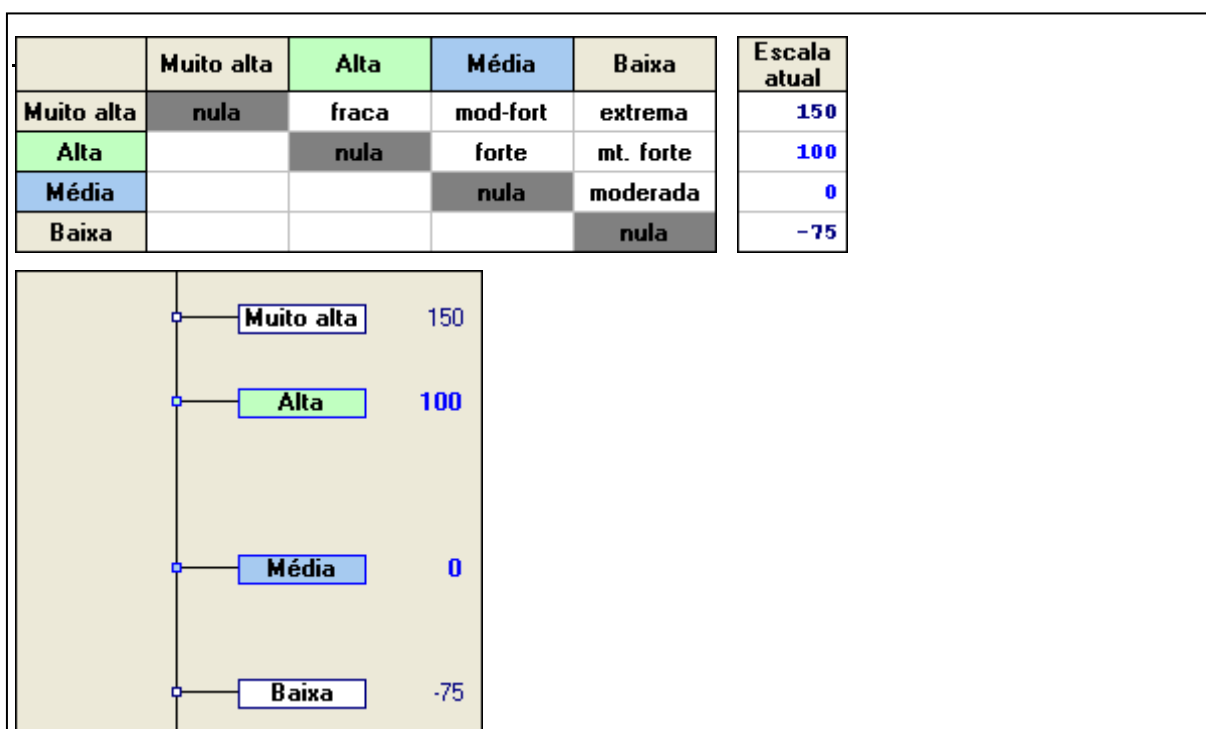


Figura 68- matriz de juízos de valor e função de valor para PVF₁₁ (salinização)
 Fonte:elaboração da autora

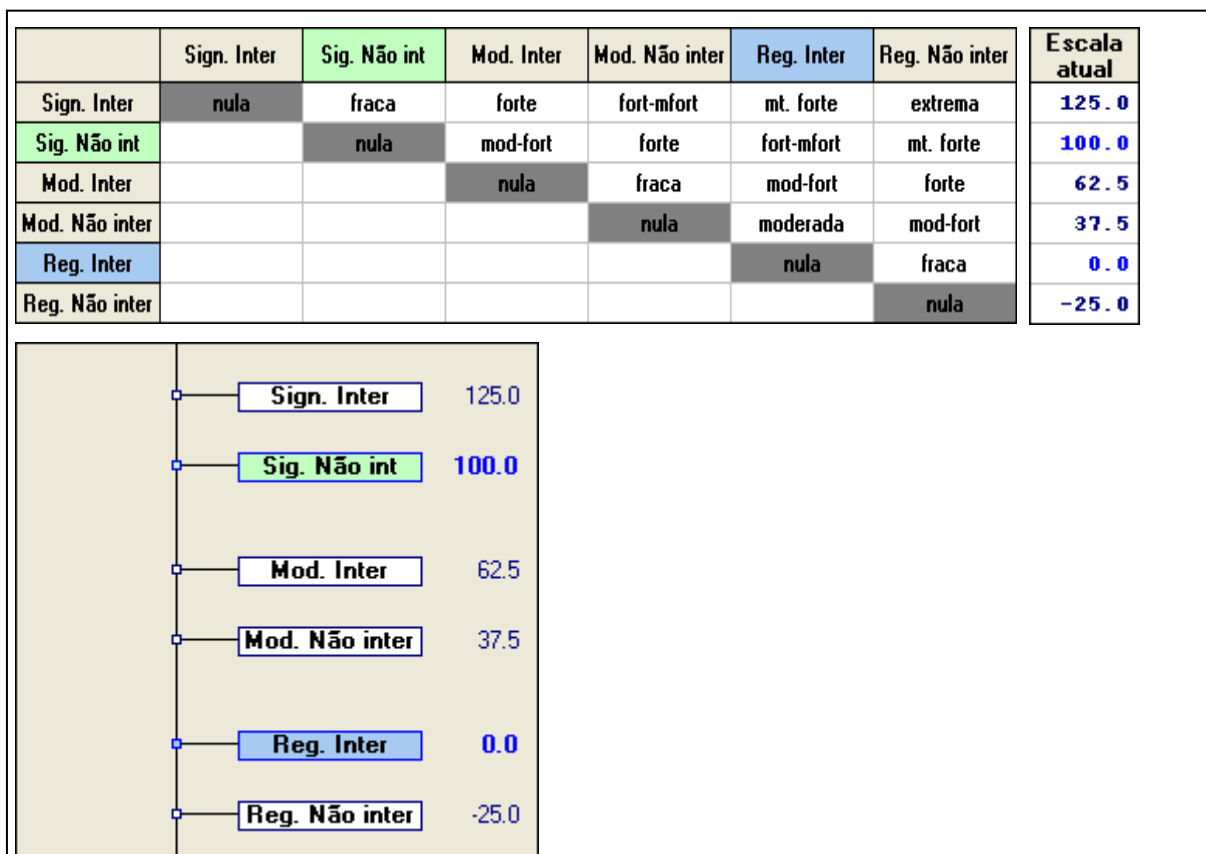


Figura 69- matriz de juízos de valor e função de valor para PVF₁₂ (assoreamento)
 Fonte:elaboração da autora

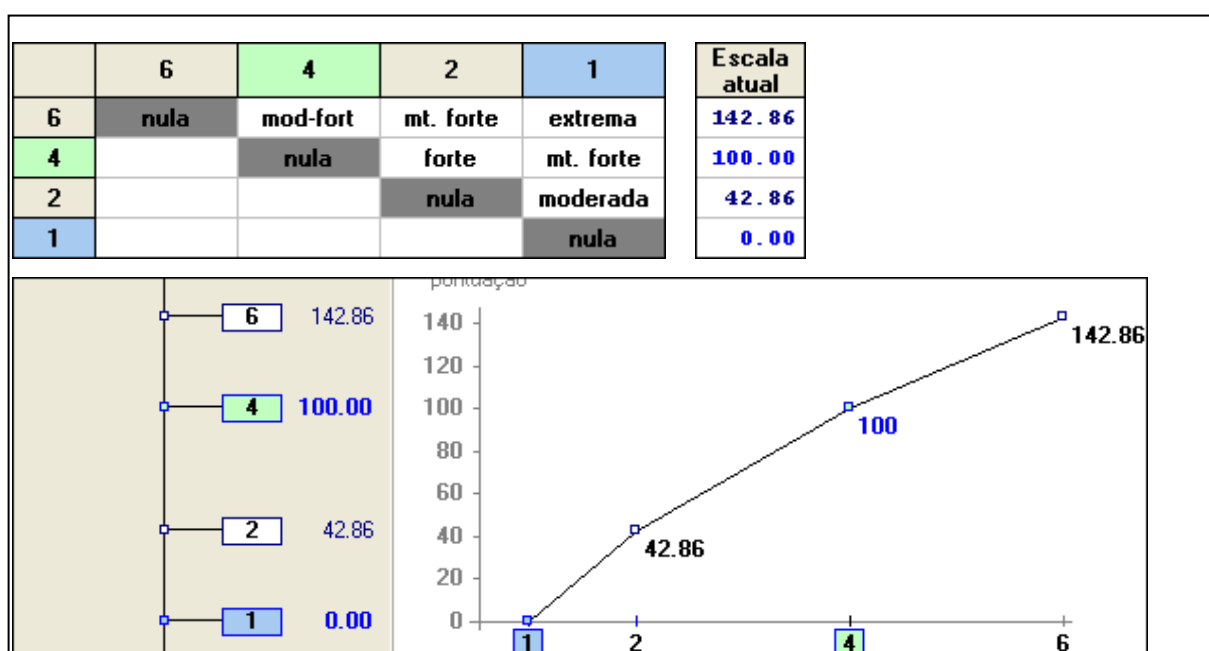


Figura 70- matriz de juízos de valor e função de valor para PVF₁₃ (saturação da capacidade de armazenamento na bacia)

Fonte:elaboração da autora

APÊNDICE B - PERFIL DE IMPACTO DAS BARRAGENS

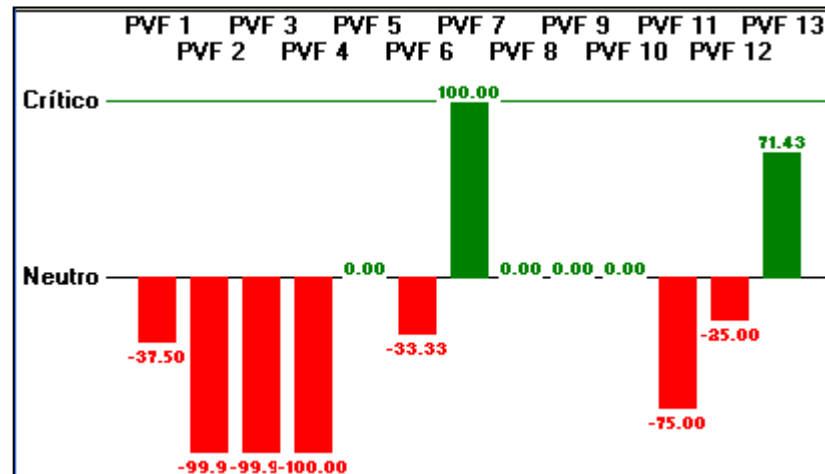


Figura 71- Perfil da barragem Ubaldinho
Fonte:elaboração da autora

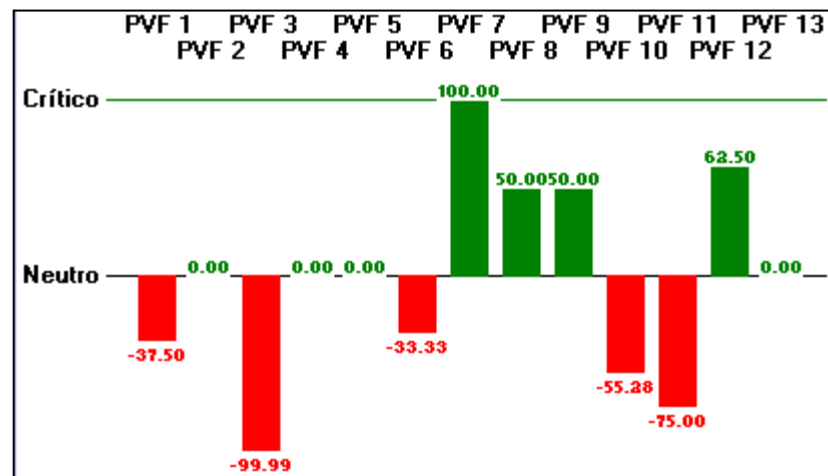


Figura 72- Perfil da barragem Jaburú I
Fonte:elaboração da autora

APÊNDICE C - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

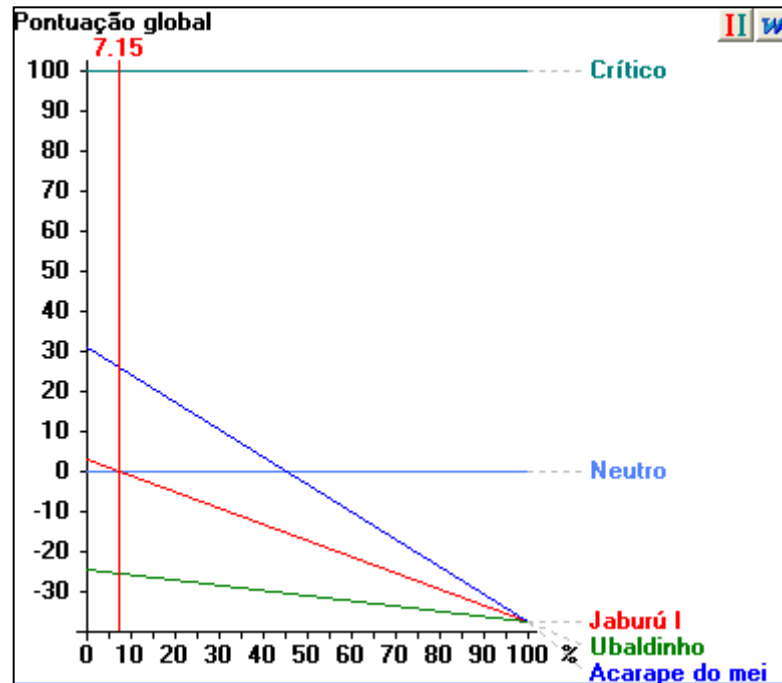


Figura 73- Análise de Sensibilidade para o PVF₁ (impactos ambientais)
 Fonte:elaboração da autora

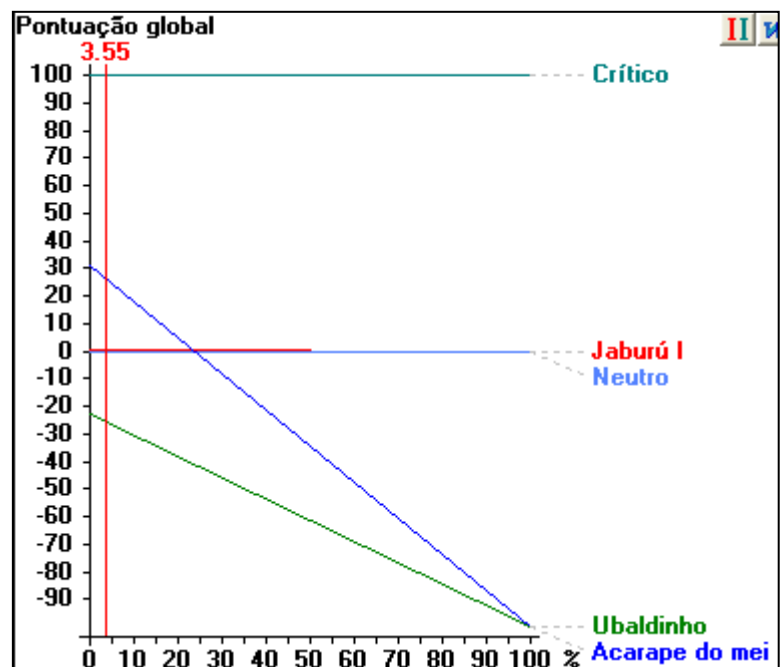


Figura 74- Análise de Sensibilidade para o PVF₂ (custo de manutenção da barragem)
 Fonte:elaboração da autora

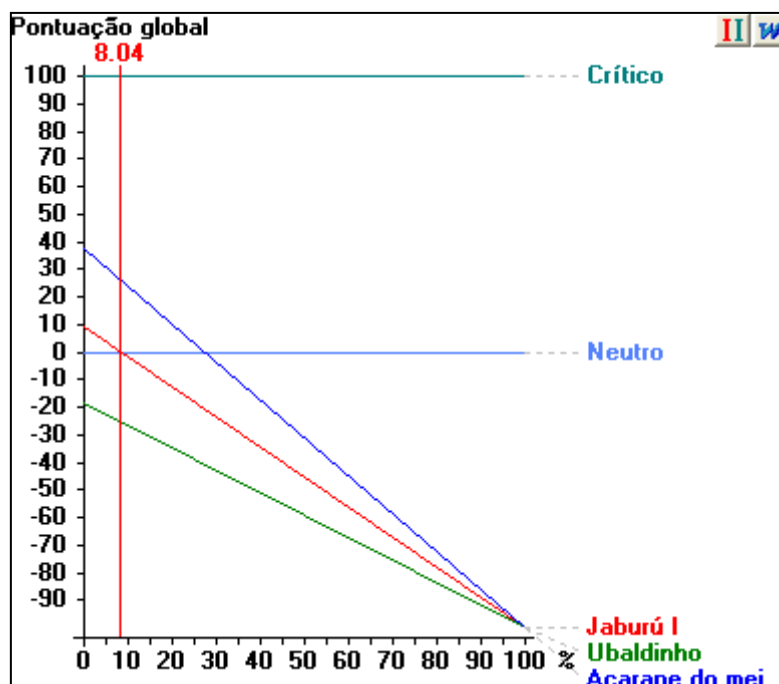


Figura 75- Análise de Sensibilidade para o PVF₃ (custo de reparação da barragem)
Fonte:elaboração da autora

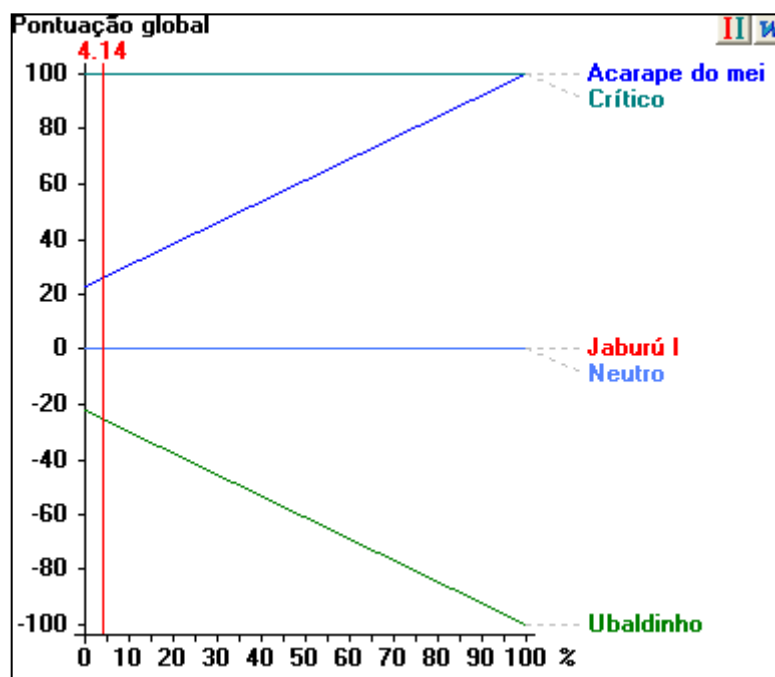


Figura 76- Análise de Sensibilidade para o PVF₄ (custo de restauração ambiental após a remoção da barragem)
Fonte:elaboração da autora

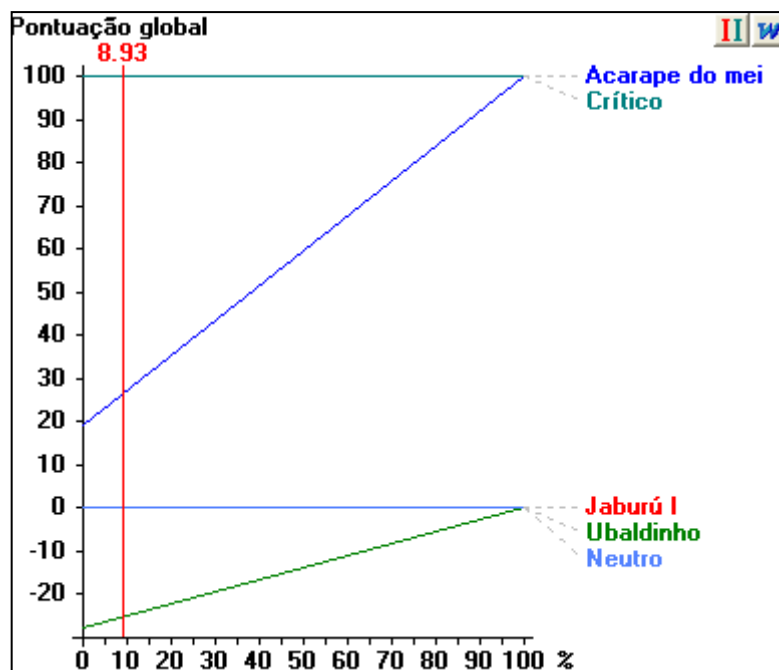


Figura 77- Análise de Sensibilidade para o PVF₅ (custo de reparação da qualidade de água sem a remoção da barragem)
 Fonte:elaboração da autora

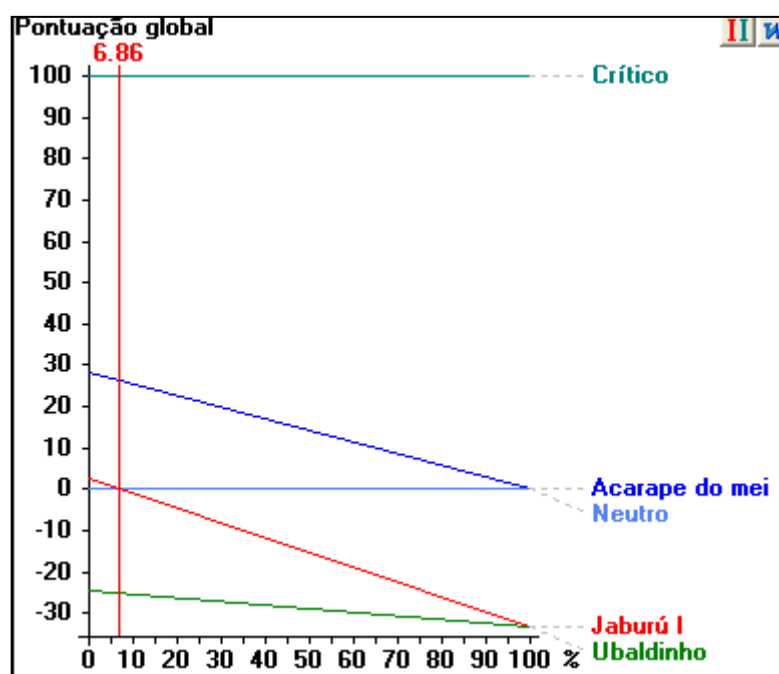


Figura 78- Análise de Sensibilidade para o PVF₆ (serviços propiciados pela barragem)
 Fonte:elaboração da autora

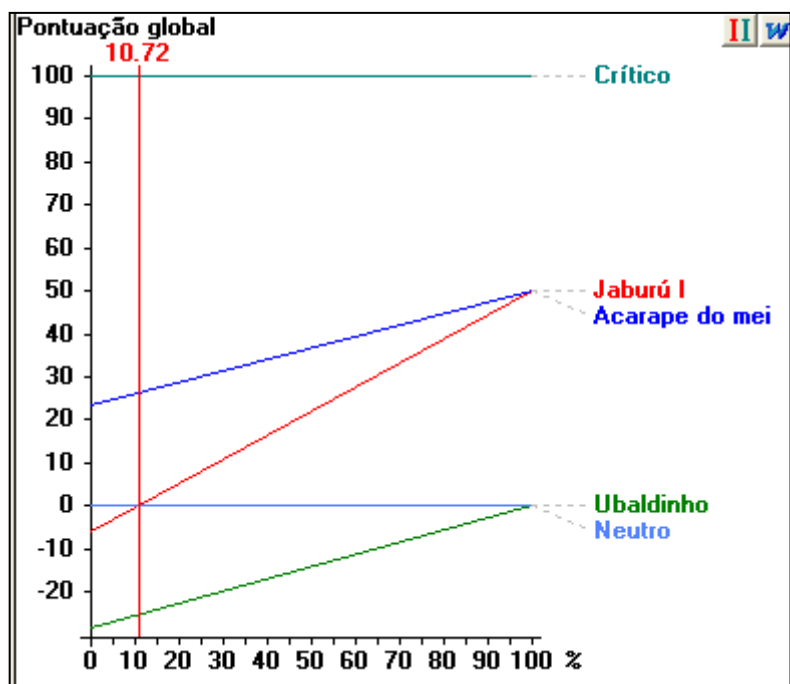


Figura 79- Análise de Sensibilidade para o PVF₈ (efeitos econômicos sobre o tecido social)
 Fonte:elaboração da autora

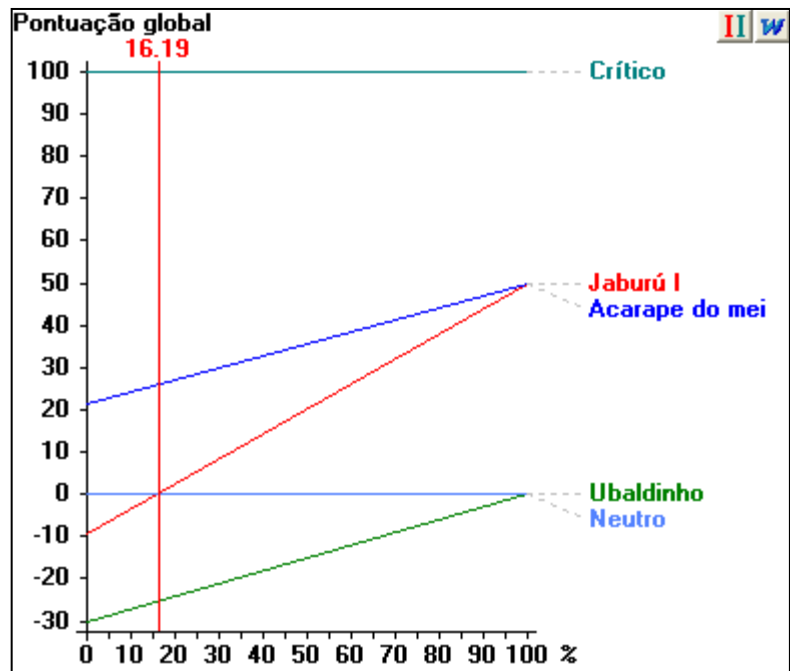


Figura 80- Análise de Sensibilidade para o PVF₉ (segurança)
 Fonte:elaboração da autora

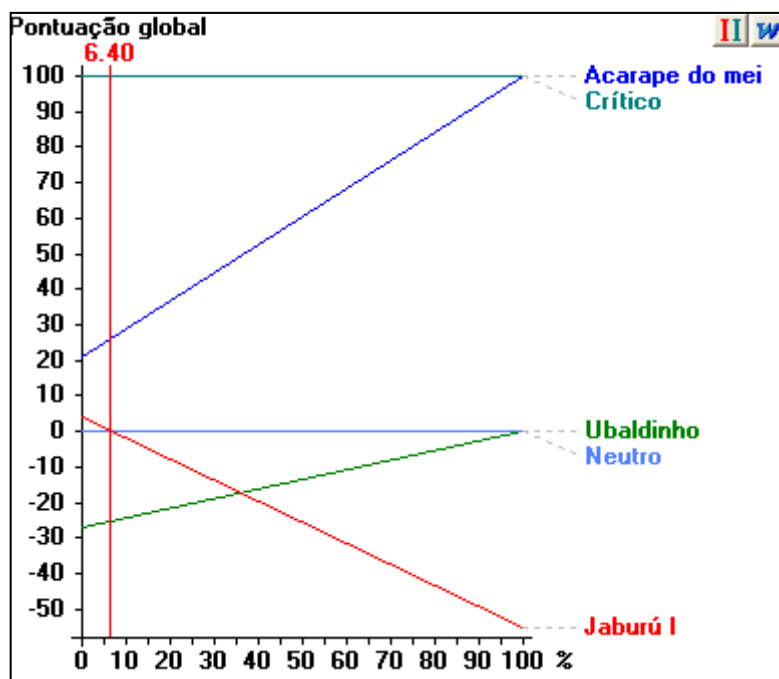


Figura 81- Análise de Sensibilidade para o PVF₁₀ (eutrofização)
 Fonte:elaboração da autora

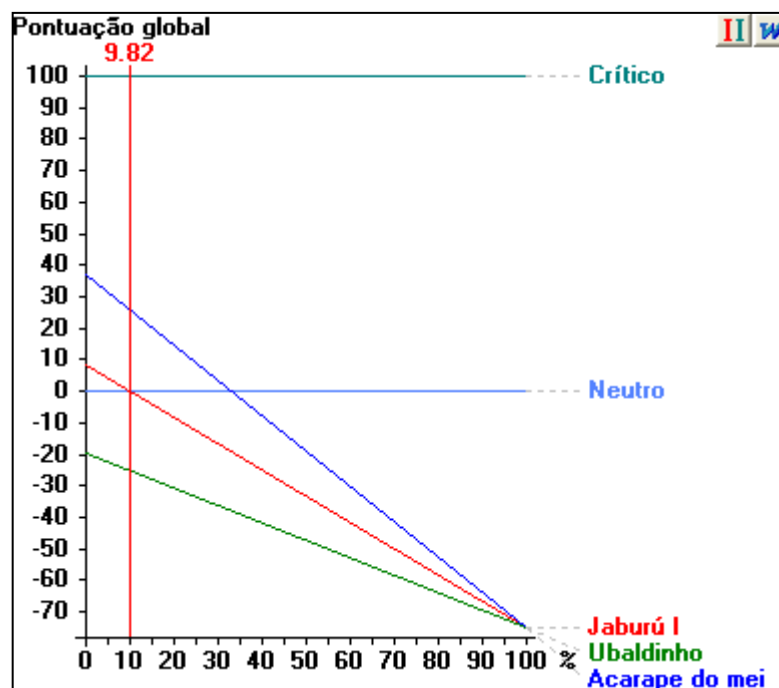


Figura 82- Análise de Sensibilidade para o PVF₁₁ (salinização)
 Fonte:elaboração da autora

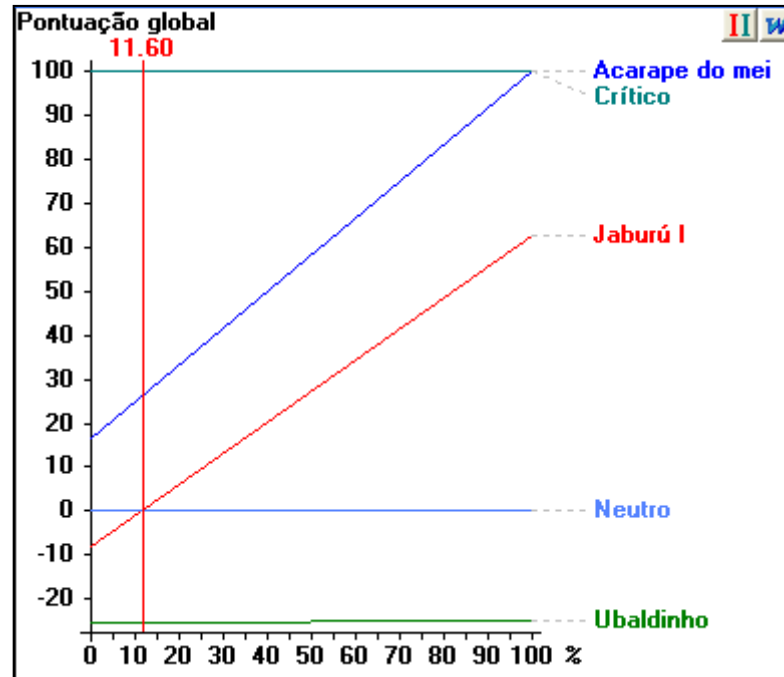


Figura 83- Análise de Sensibilidade para o PVF₁₂ (assoreamento)
 Fonte:elaboração da autora

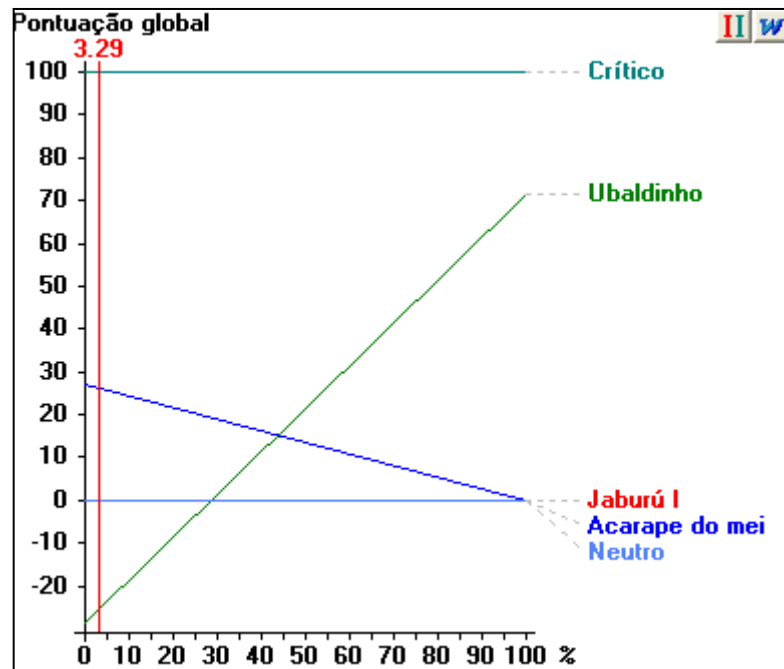


Figura 84- Análise de Sensibilidade para o PVF₁₃ (saturação da capacidade de armazenamento da bacia)

ANEXO A - TABELAS PARA O CÁLCULO DA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE RISCO EM BARRAGENS DO SEMI-ÁRIDO

Tabela 4- Periculosidade (P)

DIMENSÃO DA BARRAGEM ¹	VOL. TOTAL DO RESERVATÓRIO ²	TIPO DE BARRAGEM ³	TIPO DE FUNDAÇÃO ⁴	VAZÃO DE PROJETO ⁵
Altura ≤ 10m Comprimento ≤ 200m (1)	Pequeno < 20hm ³ (3)	Concreto (4)	Rocha (1)	Decamilenar (1)
Altura 10 a 20m Comprimento ≤ 2000m (3)	Médio até 200hm ³ (5)	Alvenaria de pedra / Concreto rolado (6)	Rocha alterada / Saprolito (4)	Milenar (2)
Altura 20 a 50m Comprimento 200m a 3000m (6)	Regular 200 a 800hm ³ (7)	Terra / Enrocamento (8)	Solo residual / Aluvião até 4m (5)	500 anos (4)
Altura > 50m Comprimento > 500m (10)	Muito grande > 800hm ³ (10)	Terra (10)	Aluvião arenoso espesso / Solo orgânico (10)	Inferior a 500 anos ou Desconhecida (10)

NOTAS – Se a vazão for desconhecida, deverá ser reavaliada, independentemente da pontuação.

P >30 – Elevado

P 20 a 30 – Significativo

P 10 a 20 – Baixo a Moderado

$$P = \sum_{i=1}^5 p_i$$

Fonte: MENESCAL *et al*, 2001, p.11

Tabela 5- Vulnerabilidade (V), estado de condição atual da barragem

TEMPO DE OPERAÇÃO ⁶	EXISTÊNCIA DE PROJETO (AS BUILT) ⁷	CONFIABILIDADE DAS ESTRUTURAS VERTEICOURAS ⁸	TOMADA DE ÁGUA ⁹	PERCOLAÇÃO ¹⁰	DEFORMAÇÕES/AFUNDAMENTOS ASSENTAMENTOS ¹¹	DETERIORAÇÃO DOS TALUDES/PARAMENTOS ¹²
> 30 anos (0)	Existem projetos "as built" e avaliação do Desempenho (1)	Muito Satisfatória (2)	Satisfatória Controle a montante (1)	Totalmente Controlada Pelo sistema de drenagem (1)	Inexistente (0)	Inexistente (1)
10 a 30 anos (1)	Existem Projetos "as built" (3)	Satisfatória (3)	Satisfatória Controle a jusante (2)	Sinais de umedecimento nas áreas de jusante, taludes ou ombreiras (4)	Pequenos abatimentos da crista (2)	Falhas no rip-rap e na proteção de Jusante (3)
5 a 10 anos (2)	Só projeto Básico (5)	Suficiente (6)	Aceitável (3)	Zonas úmidas em taludes de jusante, ombreiras, área alagada a jusante devida ao fluxo (6)	Ondulações pronunciadas, Fissuras (6)	Falha nas proteções – drenagens insuficiente e sulcos nos taludes. (7)
< 5 anos (3)	Não existe Projeto (7)	Não satisfatório (10)	Deficiente (5)	Surgência de água em taludes, ombreiras e área de jusante (10)	Depressão na crista – Afundamentos nos taludes, ou na fundação /Trincas (10)	Depressão no rip-rap Escorregamentos – sulcos profundos de Erosão, Vegetação (10)

NOTA: Pontuação (10) em qualquer coluna implica em intervenção na barragem, a ser definida com base em Inspeção Especial.

V > 35 – Elevada

V = 20 – 35 – Moderada a Elevada

V = 5 a 20 – Baixa a Moderada

V < 5 – Muito baixa

$$V = \sum_6^{12} v_i$$

Fonte: MENESCAL *et al*, 2001, p.12

Tabela 6- Importância estratégica (I)

VOL. ÚTIL¹ hm³ (A)	POPULAÇÃO A JUSANTE (B)	CUSTO DA BARRAGEM (C)
Grande (2) > 800	Grande (2,5)	Elevado (1,5)
Médio (1,5) 200 a 800	Média (2,0)	Médio (1,2)
Baixo (1) < 200	Pequena (1,0)	Pequeno (1,0)

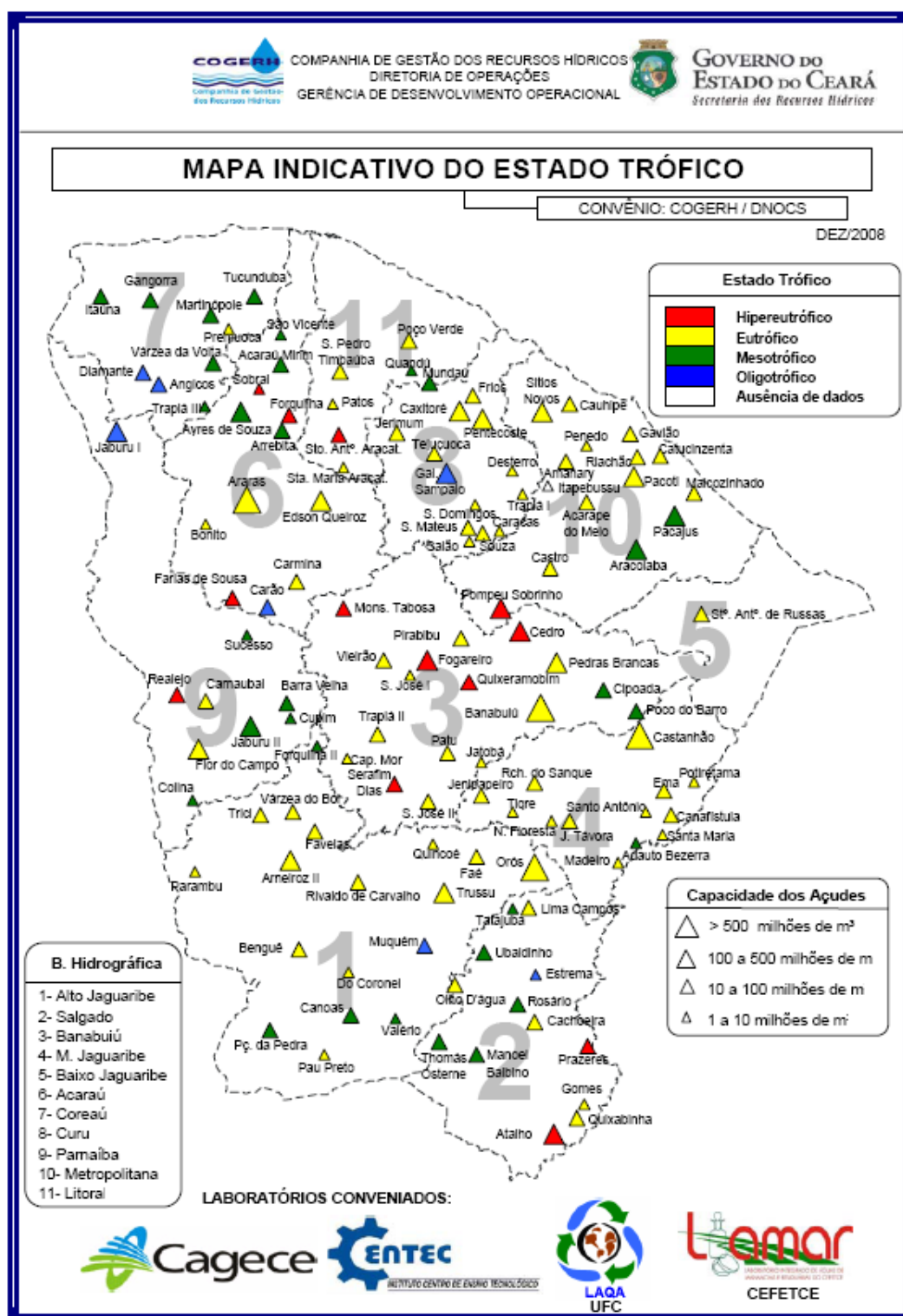
NOTA:

¹ – Volume regularizado anual a partir dos dados de operação

$$I = \frac{A + B + C}{3}$$

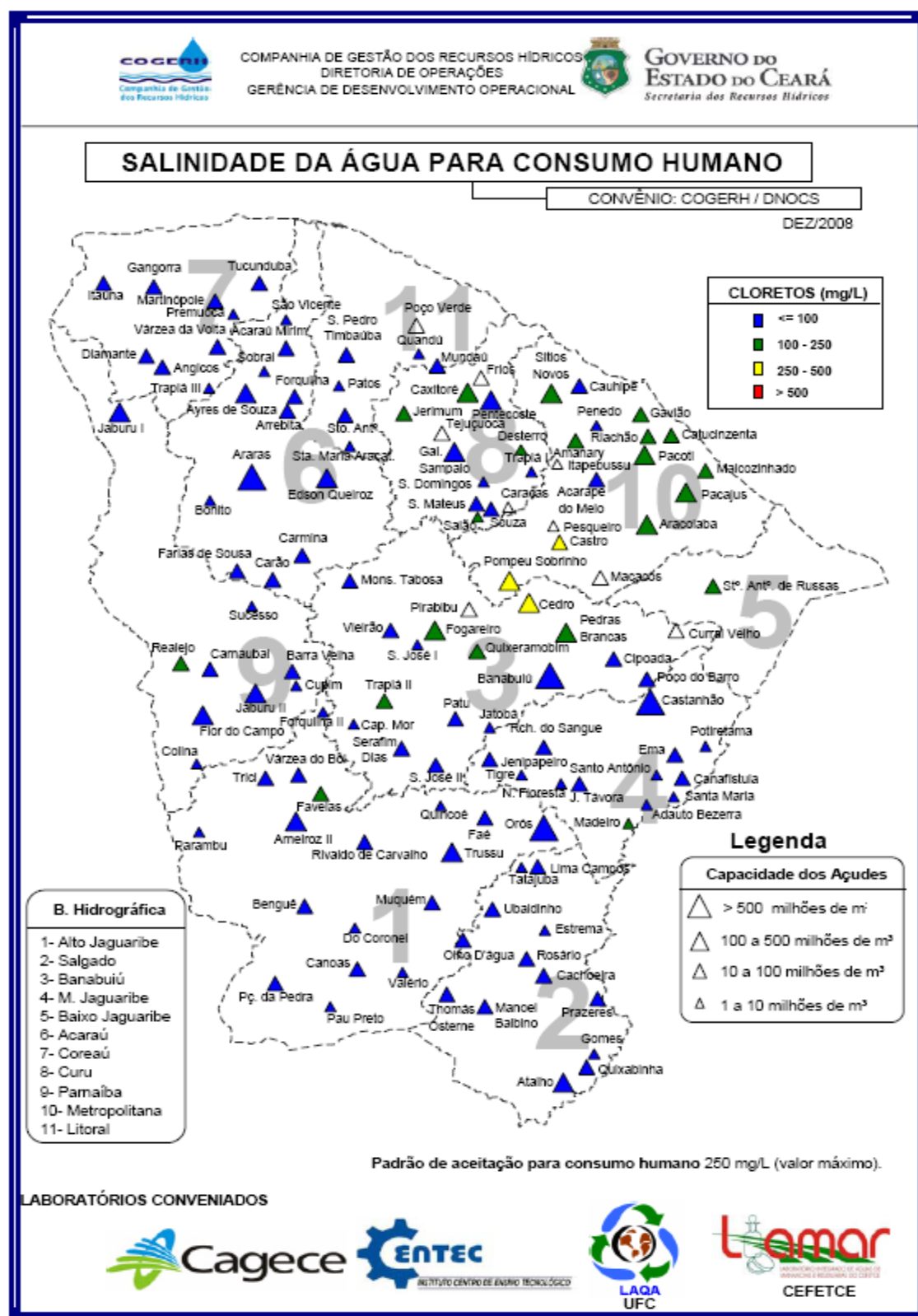
Fonte: MENESCAL *et al*, 2001, p.13

ANEXO B - MAPA INDICATIVO DO ESTADO TRÓFICO



Fonte- Ceará (2008c, p.2)

ANEXO C - SALINIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO



Fonte- Ceará (2008b, p.2)

ANEXO D - AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE RISCO

Tabela 7 – Avaliação Potencial de Risco das Barragens Monitoradas do Estado do Ceará (PR)
Matriz de Risco (Periculosidade, Vulnerabilidade, Importância), de acordo com [11]

Barragem Estadual	P - PERICULOSIDADE										V - VULNERABILIDADE						I - IMPORTÂNCIA			PR	Potencial de Risco	Classe	Ação					
	Altura (m)	Extensão (m)	Dimensão (l)	Capacidade (hm ³)	Volume (2)	Tipo	Tipo de Fundação (4)		Vazio do projeto (5)	Ano de Construção	Idade (anos)	Tempo de Operação (8)	Existência de Projeto "m built" (7)		Contabilidade das Estruturas Vertedouros (8)		Tomada de Água (9)	Percolação (10)	Deformações (11)					Deterioração (12)	Volume Útil (13)	População à Jusante (14)	Custo (15)	
							1	2					1	2	1	2												1
1 Paccaus	15,0	1960,0	6	240,0	7	T	10	4	2	1990	16	1	5	6	2	1	1	4	1,5	2,0	1,5	29	20	1,67	40,8	Medio	B	Monitoração
2 Pacoti	27,0	1600,0	6	370,0	7	T	10	4	2	1981	25	1	5	3	2	1	0	1	1,5	2,5	1,5	29	13	1,83	38,5	Normal	C	Inspeções de Rotina
3 Castro	25,9	606,0	6	63,0	3	T	10	5	1	1998	10	1	3	9	3	4	2	7	1,0	2,0	1,0	29	29	1,33	36,0	Normal	C	Inspeções de Rotina
4 Olho d'água	25,3	383,0	6	21,0	3	T	10	10	2	1998	8	2	3	4	2	1	0	5	1,0	2,0	1,2	31	17	1,40	33,6	Normal	C	Inspeções de Rotina
5 Jaburu I	47,0	770,0	10	230,0	7	T	10	4	2	1983	23	1	1	10	3	1	0	1	1,5	1,0	1,5	33	17	1,33	33,3	Normal	C	Inspeções de Rotina
6 Veirão	22,5	340,0	6	21,0	3	T	10	5	4	1988	18	1	5	10	2	1	0	3	1,0	2,0	1,0	28	22	1,33	33,3	Normal	C	Inspeções de Rotina
7 Canoas	50,0	116,0	6	69,3	3	CCR	6	1	4	1999	7	2	5	6	1	4	2	3	1,0	2,0	1,5	20	23	1,50	32,3	Normal	C	Inspeções de Rotina
8 Canafritula	16,8	850,0	3	13,1	3	T	10	5	4	1992	14	1	5	3	6	8	10	7	1,0	1,0	1,0	25	38	1,00	31,5	Normal	C	Inspeções de Rotina
9 Trapá III	12,4	533,6	3	5,5	3	T	10	0	4	1981	45	0	7	10	3	10	6	7	1,0	1,0	1,0	20	43	1,00	31,5	Normal	C	Inspeções de Rotina
10 São Domingos	12,7	330,5	3	3,0	1	T	10	5	4	1977	29	1	7	6	5	6	7	7	1,0	1,0	1,0	23	39	1,00	31,0	Normal	C	Inspeções de Rotina
11 Aracotiaba	35,0	2000,0	6	170,7	3	T	10	5	1	2002	4	3	3	1	5	1	0	3	1,0	2,0	1,5	25	16	1,50	30,8	Normal	C	Inspeções de Rotina
12 Caracas	17,0	636,0	3	9,6	3	T	10	4	4	1986	20	1	5	6	2	6	6	7	1,0	1,0	1,2	24	33	1,07	30,4	Normal	C	Inspeções de Rotina
13 Madeiro	15,5	346,0	3	2,8	1	T	10	4	4	1999	7	2	7	6	5	5	6	7	1,0	1,0	1,0	22	38	1,00	30,0	Normal	C	Inspeções de Rotina
14 Adauto Bezerra	14,0	17,0	3	5,3	2	T	10	5	4	1984	22	1	7	6	5	6	2	8	1,0	1,0	1,0	24	35	1,00	29,5	Normal	C	Inspeções de Rotina
15 Rosário	20,8	670,0	6	47,2	3	T	10	5	1	2001	2	3	3	8	2	1	0	1	1,0	2,0	1,2	25	16	1,40	29,7	Normal	C	Inspeções de Rotina
16 Souza	19,9	660,0	3	30,8	3	T	10	10	1	1999	7	2	3	2	2	1	0	4	1,0	2,0	1,2	27	14	1,40	29,7	Normal	C	Inspeções de Rotina
17 Capitão Mor	22,0	180,0	6	6,3	2	T	10	5	4	1988	18	1	7	6	5	4	2	5	1,0	1,0	1,0	27	30	1,00	28,5	Normal	C	Inspeções de Rotina
18 Quandu	19,5	195,0	3	4,0	1	T	10	5	4	1990	16	1	7	8	2	9	0	7	1,0	1,0	1,0	23	34	1,00	28,5	Normal	C	Inspeções de Rotina
19 Jaburu II	16,2	1054,0	3	127,0	3	T	10	4	4	1984	22	1	5	6	2	4	4	7	1,0	1,0	1,2	24	29	1,07	28,3	Normal	C	Inspeções de Rotina
20 Carnaubal	18,4	760,0	3	87,7	3	T	10	4	4	1990	16	1	5	2	2	1	0	1	1,0	2,5	1,2	24	12	1,57	28,2	Normal	C	Inspeções de Rotina
21 Gangarrá	20,7	1033,0	6	46,2	3	T	10	5	1	1999	7	2	3	2	5	1	0	2	1,0	2,0	1,2	25	15	1,40	28,0	Normal	C	Inspeções de Rotina
22 Sítios Novos	21,5	1818,0	6	123,2	3	T	10	5	1	1999	7	2	3	3	2	1	0	1	1,0	2,0	1,5	25	12	1,50	27,8	Normal	C	Inspeções de Rotina
23 Santa Maria	11,0	557,0	3	5,9	3	T	10	4	2	1999	7	2	5	6	5	6	2	7	1,0	1,0	1,0	22	33	1,00	27,5	Normal	C	Inspeções de Rotina
24 Acarape do Meio	33,0	267,5	6	31,5	3	AP	6	1	2	1924	82	0	5	3	2	1	6	0	1,0	2,5	1,2	18	17	1,57	27,4	Normal	C	Inspeções de Rotina
25 Itaipu	16,0	436,0	3	77,5	3	T	10	5	1	2001	5	2	3	3	2	6	0	1	1,0	2,0	1,2	22	17	1,40	27,3	Normal	C	Inspeções de Rotina
26 Trapá I	13,5	295,0	3	2,0	1	T	10	5	4	1985	21	1	7	3	5	6	2	7	1,0	1,0	1,0	23	31	1,00	27,0	Normal	C	Inspeções de Rotina
27 Do Coronel	16,4	440,0	3	1,8	3	T	10	4	4	1946	60	0	7	6	5	4	2	5	1,0	1,0	1,0	24	29	1,00	26,5	Normal	C	Inspeções de Rotina
28 Aracruz II	34,2	1161,0	6	167,0	3	T	10	5	1	2005	1	3	3	1	1	1	0	1	1,0	2,0	1,5	25	10	1,50	26,3	Normal	C	Inspeções de Rotina
29 Mucam	27,6	356,0	6	47,7	3	T	10	5	1	2000	6	2	3	3	2	1	0	3	1,0	2,0	1,0	25	14	1,33	26,0	Normal	C	Inspeções de Rotina
30 Trapá II	27,4	270,0	6	18,2	3	T	10	5	4	1992	14	1	7	6	3	1	2	2	1,0	1,0	1,0	28	22	1,00	25,0	Normal	C	Inspeções de Rotina
31 Colina	11,8	267,0	3	3,3	1	T	10	5	4	1988	18	1	4	6	3	4	6	3	1,0	1,0	1,0	23	27	1,00	25,0	Normal	C	Inspeções de Rotina
32 Gavião	16,0	668,0	3	32,9	3	T	10	5	1	1974	32	0	5	2	2	1	0	1	1,0	2,5	1,0	22	11	1,50	24,8	Baixo	D	Manutenção
33 Cachoeira	25,5	273,0	6	34,3	3	T	10	5	1	2000	6	2	3	2	2	1	1	1	1,0	2,0	1,0	25	12	1,33	24,7	Baixo	D	Manutenção
34 Cupim	10,0	350,0	3	4,6	1	T	10	5	4	1970	36	0	4	3	1	1	2	3	1,0	2,0	1,0	23	14	1,33	24,7	Baixo	D	Manutenção
35 Tigre	15,8	270,0	3	20,0	3	T	10	4	4	1991	15	3	7	2	5	1	0	7	1,0	1,0	1,0	24	25	1,00	24,5	Baixo	D	Manutenção
36 Santo Antônio	13,2	135,0	1	0,8	3	T	10	4	4	2001	5	3	7	3	5	4	2	3	1,0	1,0	1,0	22	27	1,00	24,5	Baixo	D	Manutenção
37 Barra Velha	17,5	387,0	3	99,5	3	T	10	10	1	1999	7	2	3	2	1	2	4	3	3	1,0	1,2	27	18	1,07	24,0	Baixo	D	Manutenção
38 Valério	19,9	180,0	3	2,0	1	T	10	5	4	1996	10	1	7	8	3	1	2	3	1,0	1,0	1,0	23	25	1,00	24,0	Baixo	D	Manutenção
39 Sucesso	10,2	498,0	3	10,0	3	T	10	5	4	1988	18	1	7	2	3	4	1	3	1,0	1,0	1,0	25	21	1,00	23,0	Baixo	D	Manutenção
40 São José I	10,7	230,0	3	7,7	2	T	10	4	4	1988	18	1	7	3	5	4	0	3	1,0	1,0	1,0	23	23	1,00	23,0	Baixo	D	Manutenção
41 Tatubá	16,6	149,8	3	2,7	1	T	10	5	4	1999	7	2	7	3	3	1	0	7	1,0	1,0	1,0	23	23	1,00	23,0	Baixo	D	Manutenção
42 Penedo	12,2	474,0	3	2,4	3	T	10	4	4	1958	48	0	7	6	5	2	0	1	1,0	1,0	1,0	24	21	1,00	22,5	Baixo	D	Manutenção
43 Malcozinhado	18,5	755,0	3	37,8	3	T	10	5	1	2003	3	3	3	1	2	1	0	1	1,0	2,0	1,0	22	11	1,33	22,0	Baixo	D	Manutenção
44 São José II	19,0	330,0	3	29,1	3	T	10	5	4	1992	14	1	7	3	5	2	0	1	1,0	1,0	1,0	25	19	1,00	22,0	Baixo	D	Manutenção
45 Caticuzenta	16,3	1055,0	3	27,1	3	T	10	5	1	2002	4	3	3	1	2	1	0	1	1,0	2,0	1,0	22	11	1,33	22,0	Baixo	D	Manutenção
46 Flor do Campo	21,1	697,8	6	111,3	3	T	10	10	1	1999	7	2	3	1	2	1	0	2	1,0	1,0	1,2	30	11	1,07	21,9	Baixo	D	Manutenção
47 Cipoad	20,8	1130,0	4	60,0	3	T	10	4	2	1992	14	1	5	3	2	1	0	6	1,0	1,0	1,2	23	18	1,07	21,9	Baixo	D	Manutenção
48 Petrieta	11,8	375,0	3	6,3	2	T	10	5	4	1992	14	1	7	6	2	1	0	2	1,0	1,0	1,0	24	19	1,00	21,5	Baixo	D	Manutenção
49 Rivaldo Carvalho	19,0	401,6	3	19,5	3	C	10	1	2	1966	40	0	5	3	5	4	2	2	1,0	1,0	1,2	19	21	1,07	21,3	Baixo	D	Manutenção
50 Hipólito	15,0	222,4	3	6,5	2	T	10	5	4	1975	31	0	7	2	5	1	0	3	1,0	1,0	1,0	24	18	1,00	21,0	Baixo	D	Manutenção
51 Ubaldinho	18,0	475,0	3	32,0	3	T	10	10	1	1998	8	2	3	1	2	3	0	1	1,0	1,0	1,2	27	12	1,07	20,8	Baixo	D	Manutenção
52 Jerimum	23,2	385,0	6	20,5	3	TE	8	5	1	1996	10	1	3	5	2	2	2	2	1,0	1,0	1,0	23	17	1,00	20,0	Baixo	D	Manutenção
53 Parembo	20,8	278,0	6	8,5	3	T	10	4	2	1985	21	1	5	7	2	1	0	2	1,0	1,0	1,2	25	12	1,07	19,7	Baixo	D	Manutenção
54 Arebita	17,3	464,0	3	16,6	3	T	10	5	2	1992	14	1	5	6	2	1	0	1	1,0	1,0	1,0	23	16	1,00	19,5	Baixo	D	Manutenção
55 Pirabubu	18,0	1650,0	4	74,0	3	T	10	7	2	2000	6	2	3	0	2	2	0	1	1,0</									

