

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**MODELO PARA NEGOCIAR AS ALTERNATIVAS DE GESTÃO DE BACIAS:
O CASO DO PROGRAMA PRÓ-DILÚVIO EM PORTO ALEGRE, RS**

OTHON FIALHO DE OLIVEIRA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Francisco Carlos Bragança de Souza

Co-orientador: Prof. Dr. Carlos André Bulhões Mendes

Banca Examinadora

Prof. Dr. André Luís Lopes da Silveira	IPH/UFRGS
Prof ^ª . Dr ^ª . Ellen Regina Mayhé Nunes	FACED/PUCRS
Prof ^ª . Dr ^ª . Mônica Ferreira do Amaral Porto	POLI/USP
Prof. Dr. Olavo Correa Pedrollo	IPH/UFRGS

PORTO ALEGRE, DEZEMBRO DE 2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Professor Francisco Carlos Bragança de Souza e co-orientação do Professor Carlos André Bulhões Mendes da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro que propiciou a realização deste trabalho de pesquisa.

Agradeço aos Professores Francisco Carlos Bragança de Souza e Carlos André Bulhões Mendes por terem se disponibilizado a me orientar, compartilhando suas experiências nas áreas de estruturação de problemas multicritério e de gestão de recursos hídricos, respectivamente.

Agradeço ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas e todos seus funcionários por disponibilizar estrutura para realizar este trabalho e pelo apoio no desenvolvimento de minhas atividades ao longo deste período. Em especial aos professores André Silveira, Beatriz Camaño, Joel Goldenfum, Robin Clarke e Wálter Colischonn que muito me ensinaram e que muito admiro e às funcionárias Márcia Feijó e Nadir Solari por todo apoio prestado.

Agradeço aos funcionários dos diversos órgãos da Prefeitura de Porto Alegre envolvidos com o Programa Pró-Dilúvio por terem aceitado gentilmente minha participação no grupo. Em especial aos funcionários Alessandro Sippel, Cristina Bernardes, Daniela Bolner, Gislaine Menezes, Iara Perrone, Isabel Junqueira, João Franqui, Joséni Facchin, Juliana Young, Luis Carlos, Mariza Reis, Moema Leuck e Suzane Apes.

Agradeço especialmente ao meu pai, José Vieira de Lima, pelos diversos incentivos ao longo de toda minha vida acadêmica, sempre evidenciando o papel importante do aprimoramento pessoal, em particular através do estudo, na formação de cidadãos responsáveis e conscientes de seus papéis na sociedade. Agradeço também à minha mãe, Silvia, aos meus irmãos, Silvio e José, e a todos os familiares que sempre demonstraram entusiasmo com minha realização profissional e estiveram sempre disponíveis para me ajudar em quaisquer problemas que pudessem eventualmente acontecer. Agradeço carinhosamente a Mercês pela presença constante na minha vida e incentivo permanente ao meu trabalho.

Para finalizar, agradeço aos amigos e colegas que estiveram presentes durante este período:

- do grupo de Planejamento: Adriano, Ana Paula, Angélica, Elba, Eugenia, Tatiana e Teresa;
- dos demais setores do IPH: Adalberto, Ane, Adriano, Bruno, Carlos André, Christopher, Claudinéia, Daniel, Diogo, Eduardo, Ferdnando, Fernando(s), Juan, Lidiane, Márcio, Martin, Nilson, Puhl, Rafael, Regina, Ronnie e Ruberto.

RESUMO

As atividades de gestão ambiental nem sempre têm levado a resultados satisfatórios. Uma das possíveis falhas pode estar ocorrendo por não se dar a devida importância à etapa de estruturação dos problemas, quando os objetivos e meios são adequadamente estabelecidos. Para que estes elementos sejam representativos do contexto decisório, eles devem estar de acordo com os valores dos decisores. A identificação destes valores permite uma modelagem mais fiel do problema que se deseja resolver. Uma vez estruturado o problema, parte-se para o estudo das possíveis alternativas. Como a decisão cabe apenas aos decisores e o papel dos técnicos é assessorá-los nesse processo, é importante que os mesmos possam compreender o papel desempenhado por cada uma das variáveis que julga relevante para descrever o problema. Esta compreensão geralmente não é uma tarefa fácil, visto que os problemas têm um caráter sistêmico, ou seja, os vários elementos envolvidos se relacionam de diversas formas. Assim, o efeito na mudança de apenas uma variável pode repercutir de uma maneira quase imprevisível, o que torna uma análise conjunta de todos os elementos extremamente complexa. Este estudo busca esclarecer a importância da avaliação da dinâmica dos sistemas, incorporando aspectos quantitativos e qualitativos considerados relevantes pelos decisores, para a obtenção de resultados mais satisfatórios nos processos de tomada de decisão, além de propor uma metodologia para melhorar a percepção das alternativas de gestão pelos decisores. A metodologia proposta agrega a identificação das variáveis do problema consideradas como relevantes pelos decisores, utilizando os conceitos de indicadores, modelo pressão-situação-resposta e mapas cognitivos, a modelos de simulação dinâmica que permitem o estudo de alternativas através da avaliação da dinâmica do sistema. Esta metodologia foi testada num estudo de caso, o Programa Pró-Dilúvio da Prefeitura de Porto Alegre, que visa promover ações que conduzam à melhoria da qualidade das águas da Bacia do Arroio Dilúvio através da ação conjunta de diversos órgãos municipais. Foi observado que a metodologia proposta de estruturação pode ser bastante útil para definir os elementos descritores do problema, pois facilita a sistematização do procedimento. Em relação à utilização de modelos de simulação dinâmica, constatou-se que os mesmos são úteis na medida em que são aceitos pelos decisores como ferramentas de suporte à decisão. Além disso, a utilização desses modelos em grupos de decisores pode ser bastante útil para facilitar que a negociação atinja soluções de consenso.

Palavras-chave: gestão ambiental; indicadores; simulação dinâmica.

ABSTRACT

The environmental management practices have often led to unsatisfactory results. One possible fault could be happening at the structuring phase, when the basic evaluation elements such as the main objectives and the means to reach them are defined. To be representative for problem modeling, these factors must be according to the decision context to which they belong and to the decision makers' subjective values. Done with the structuring phase, the potential alternatives are studied. As the decision should be exclusive to the decision makers and the technicians' role is to facilitate and support this process, then it is important to make them realize the impact of each of those qualitative and quantitative elements in the whole system. This task is even more difficult than it seems, because of the systemic characteristic of the environmental problems. Therefore, the effect of changing just one of these variables could lead to imprecise schemes and thus an analysis considering all the interactions of these variables altogether is very complex. This study attempts to clarify the importance of considering these factors in order to achieve more satisfactory results and to propose a method to increase the decision makers' perception of how the whole system works and how it affects the potential alternatives. The method binds the identification of the relevant aspects at the decision makers' point of view (utilizing the concepts of indicators, pressure-state-response model and cognitive maps) with the simulation dynamic models which allow the alternatives' study throughout the system dynamics assessment. This methodology was tested at the *Pró-Dilúvio* Program which was launched by the Porto Alegre Town Hall and aggregates many municipal institutions aiming at the revitalization of the Dilúvio Creek Basin by pollution impact mitigation. It was observed that the structuring methodology could be very useful for defining the decision context descriptive elements because it systematizes the proceedings. In terms of utilization of dynamic simulation, it was observed that it could be an alternative to negotiate a compromise solution in a group of decision makers. However, it is important to highlight that these models should only be built if they are to be accepted as a decision-supporting tool.

Keywords: environment management; indicators; dynamic simulation.

SUMÁRIO DE CAPÍTULOS

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO	1
1.1. JUSTIFICATIVA	2
1.2. OBJETIVOS	3
1.3. ESTRUTURA DO TEXTO.....	3
1.4. SÍNTESE DO PROCEDIMENTO	4
CAPÍTULO 2: POLÍTICA AMBIENTAL NO BRASIL	5
2.1. COMPLEXIDADE DA GESTÃO AMBIENTAL.....	5
2.2. OS SISTEMAS DE INFORMAÇÕES	12
2.3. O LICENCIAMENTO AMBIENTAL MUNICIPAL NO RIO GRANDE DO SUL	13
CAPÍTULO 3: INDICADORES E MODELO PRESSÃO-SITUAÇÃO-RESPOSTA	14
3.1. FUNDAMENTOS	14
3.2. CONSIDERAÇÕES.....	19
CAPÍTULO 4: POLUIÇÃO HÍDRICA	20
4.1. INDICADORES DE QUALIDADE	20
4.2. POLUIÇÃO PONTUAL E DIFUSA	22
4.3. POLUENTES CONSERVATIVOS E NÃO-CONSERVATIVOS.....	24
4.4. PADRÕES DE QUALIDADE	25
4.5. CONSIDERAÇÕES.....	27
CAPÍTULO 5: ESTRUTURAÇÃO DE PROBLEMAS MULTICRITÉRIOS.....	28
5.1. PROCESSOS DECISÓRIOS.....	28
5.2. PARADIGMAS RACIONALISTA E CONSTRUTIVISTA	29
5.3. IMPORTÂNCIA DA ESTRUTURAÇÃO.....	31
5.4. MAPAS COGNITIVOS	32
5.4.1. <i>Construção do mapa</i>	33
5.4.2. <i>Pontos de Vista</i>	38
5.4.3. <i>Descritores</i>	39
5.4.4. <i>Funções de Valor</i>	40
CAPÍTULO 6: DINÂMICA DE SISTEMAS	42
6.1. IMPORTÂNCIA DA VISÃO SISTÊMICA.....	42
6.2. SIMULAÇÃO DINÂMICA	43
6.2.1. <i>Modelos computacionais</i>	43
6.2.2. <i>Etapas de construção de um modelo</i>	44
6.2.3. <i>Aplicações</i>	45

CAPÍTULO 7: ESTUDO DE CASO: PROGRAMA PRÓ-DILÚVIO	46
7.1. A BACIA DO ARROIO DILÚVIO	46
7.2. DIVISÃO DA BACIA EM SUB-BACIAS	48
7.3. DADOS CENSITÁRIOS.....	49
7.4. O PROGRAMA PRÓ-DILÚVIO.....	52
7.5. ESTRUTURAÇÃO DO PROBLEMA	54
7.5.1. <i>Análise do Mapa Cognitivo Agregado</i>	54
7.5.2. <i>Indicadores, Pontos de Vista e modelo PSR</i>	58
7.5.3. <i>Descritores e Funções de Valor</i>	59
7.5.4. <i>Modelo de análise multicritério: a arborescência dos Pontos de Vista</i>	64
7.6. MODELO DE SIMULAÇÃO DINÂMICA	65
7.6.1. <i>Representação física do processo</i>	67
7.6.2. <i>Avaliação das alternativas</i>	76
7.6.3. <i>Representação esquemática do modelo de simulação dinâmica</i>	77
7.6.4. <i>Alguns cenários simulados</i>	79
7.6.5. <i>Apresentação do modelo ao grupo</i>	89
CAPÍTULO 8: CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	93
8.1. SOBRE O PROGRAMA PRÓ-DILÚVIO	93
8.2. SOBRE OS MAPAS COGNITIVOS.....	94
8.3. SOBRE O MODELO DE SIMULAÇÃO DINÂMICA.....	96
REFERÊNCIAS CITADAS	99
ANEXOS	105
ANEXO A: MAPAS COGNITIVOS INDIVIDUAIS.....	106
ANEXO B: INTERFACES GRÁFICAS	108
ANEXO C: EXEMPLO DE APLICAÇÃO DO MODELO PROPOSTO.....	114
ANEXO D: QUESTIONÁRIO DE AVALIAÇÃO DO MODELO	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Entidades integrantes do SISNAMA e do SNGRH.....	7
Tabela 4.1. Contribuição per capita e concentração de alguns poluentes nos esgotos domésticos brutos.	22
Tabela 4.2. Concentrações médias dos poluentes nas águas de drenagem pluvial.	23
Tabela 4.3. Variação de alguns parâmetros de qualidade da água com a densidade populacional.	24
Tabela 4.4. Classes e usos das águas doces.	25
Tabela 4.5. Valores limites de alguns parâmetros de água doce na condição mais restritiva. .	26
Tabela 5.1. Os paradigmas Racionalista e Construtivista.	30
Tabela 5.2. Estratégias para identificar os EPAs.	35
Tabela 7.1. Serviços de esgoto, coleta e abastecimento em Viamão e Porto Alegre (2000)....	50
Tabela 7.2. Resultados do agrupamento dos dados dos setores censitários.	51
Tabela 7.3. Clusters, linhas de argumentação e ramos do Mapa Cognitivo.....	55
Tabela 7.4. Aplicação do modelo PSR ao estudo de caso.	58
Tabela 7.5. Níveis de impacto das performances dos indicadores de qualidade.....	59
Tabela 7.6. Descritor para a Situação Institucional (PVF-2).....	61
Tabela 7.7. Descritor para a Influência na Bacia (PVF-3).	64
Tabela 7.8. Avaliação Global e segundo os critérios PVF-1, PVF-2 e PVF-3 dos cenários....	87
Tabela 7.9. Qualidade das águas nas alternativas simuladas.....	88
Tabela 7.10. Respostas da questão 1 do questionário de avaliação do modelo.....	89
Tabela 7.11. Respostas da questão 2 do questionário de avaliação do modelo.....	89
Tabela 7.12. Respostas da questão 3 do questionário de avaliação do modelo.....	90
Tabela 7.13. Respostas da questão 4 do questionário de avaliação do modelo.....	90
Tabela 7.14. Respostas da questão 5 do questionário de avaliação do modelo.....	90
Tabela 7.15. Respostas da questão 6 do questionário de avaliação do modelo.....	90
Tabela 7.16. Respostas da questão 7 do questionário de avaliação do modelo.....	91

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Fluxo de materialização das ações.	9
Figura 2.2. Fluxo de materialização das ações com ênfase nos principais atores.	10
Figura 3.1. Representação típica do modelo PSR.	15
Figura 3.2. Modelo FMPSIR.	16
Figura 3.3. Exemplos de PSR numa bacia hidrográfica.	16
Figura 3.4. Relação entre dados, indicadores e índices.	18
Figura 5.1. Processo cognitivo de articulação e pensamento.	34
Figura 5.2. Construindo a hierarquia – em direção aos fins.	36
Figura 5.3. Construindo a hierarquia – em direção aos meios.	36
Figura 5.4. Ligações de influência positiva e negativa.	36
Figura 6.1. Visão sistêmica da Bacia Hidrográfica.	42
Figura 6.2. Comparação entre alguns softwares de simulação.	43
Figura 6.3. Exemplo de sistema dinâmico para rendimento da conta poupança.	44
Figura 7.1. Localização da Bacia do Arroio Dilúvio.	46
Figura 7.2. Espumas no Arroio Dilúvio.	47
Figura 7.3. Assoreamento no Arroio Dilúvio.	47
Figura 7.4. Delimitação das sub-bacias do Dilúvio.	48
Figura 7.5. Distribuição da densidade demográfica na bacia em 2000.	49
Figura 7.6. Densidade demográfica e ocupação dos domicílios nas sub-bacias em 2000.	51
Figura 7.7. Comparação do atendimento dos serviços nas sub-bacias em 2000.	52
Figura 7.8. Mapa Cognitivo Agregado.	57
Figura 7.9. Funções de valor dos indicadores de qualidade selecionados.	60
Figura 7.10. Macrozonas de Porto Alegre (Porto Alegre, 1999).	63
Figura 7.11. Patamares máximos de densidade bruta e a área da bacia associada.	63
Figura 7.12. Árvore de Pontos de Vista.	65
Figura 7.13. Curvas de variação de concentração com a densidade.	68
Figura 7.14. Curvas de permanência mensais de Porto Alegre.	70
Figura 7.15. Representação das cargas poluidoras concentradas e distribuídas.	75
Figura 7.16. Representação esquemática do processo físico.	77
Figura 7.17. Representação esquemática da avaliação da alternativa.	78
Figura 7.18. Estado atual, em maio de 2006.	80
Figura 7.19. Estado atual, em setembro de 2006.	80
Figura 7.20. Concentrações no cenário 01, em maio de 2026.	81

Figura 7.21. Concentrações no cenário 02, em maio de 2026.....	81
Figura 7.22. Concentrações no cenário 03, em maio de 2026.....	82
Figura 7.23. Concentrações no cenário 04, em maio de 2026.....	82
Figura 7.24. Concentrações no cenário 05, em maio de 2026.....	83
Figura 7.25. Destaque para a poluição difusa na sub-bacia 23, em maio de 2006.....	83
Figura 7.26. Concentrações em maio de 2026, com ampliação da rede de esgotos na sub-bacia 23.....	84
Figura 7.27. Concentrações em maio de 2026, com ampliação da rede de esgotos e redução das ligações indevidas na sub-bacia 23.	84
Figura 7.28. Concentrações em maio de 2026, com redução das ligações indevidas nas sub-bacias 1, 3, 8, 12 e 23, além da ampliação da rede de esgotos na sub-bacia 23.....	85
Figura 7.29. Concentrações em maio de 2026, com ampliação da rede de esgotos nas sub-bacias 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11 e 23, além da redução das ligações indevidas na sub-bacia 23.....	86
Figura 7.30. Concentrações em maio de 2026, com ampliação da rede de esgotos e redução das ligações indevidas nas sub-bacias 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11 e 23.	87
Figura A1. Mapa Cognitivo do decisor 1.	106
Figura A2. Mapa Cognitivo do decisor 2.	107
Figura B1. Interface gráfica dos dados de entrada pela opção “Dados fixos”.	108
Figura B2. Interface gráfica dos dados de entrada do PVF-1.	109
Figura B3. Interface gráfica dos dados de entrada do PVF-2.	109
Figura B4. Interface gráfica dos dados de entrada do PVF-3.	110
Figura B5. Interface gráfica dos resultados apresentados em gráficos.....	111
Figura B6. Interface gráfica dos resultados apresentados em mapas.	112
Figura B7. Layout geral do modelo de simulação dinâmica.	113

SIGLAS DE ÓRGÃOS E INSTITUIÇÕES

ANA	Agência Nacional de Águas
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Governo do Estado de São Paulo
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DEM HAB	Departamento Municipal de Habitação de Porto Alegre
DEP	Departamento de Esgotos Pluviais de Porto Alegre
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgotos de Porto Alegre
DMLU	Departamento Municipal de Limpeza Urbana de Porto Alegre
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FASC	Fundação de Assistência Social e Cidadania de Porto Alegre
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IMA	Instituto de Meio Ambiente da PUCRS
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
MIT	Massachusetts Institute of Technology
NEAD	Núcleo de Estudos sobre o Arroio Dilúvio (IMA/ PUCRS)
NSF	National Sanitation Foundation / United States of America
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
PUCRS	Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente (Rio Grande do Sul)
SMAM	Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Porto Alegre
SMIC	Secretaria Municipal da Produção, Indústria e Comércio de Porto Alegre
SMOV	Secretaria Municipal de Obras e Viação de Porto Alegre
SMS	Secretaria Municipal de Saúde de Porto Alegre
SPM	Secretaria do Planejamento Municipal de Porto Alegre
SRH	Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente
WCED	World Commission on Environment and Development

LISTA DE ABREVIATURAS

Ad	Área de drenagem
AHP	Analytic Hierarchy Process
AI	Percentual da área de drenagem impermeabilizada
AOI	Área de Ocupação Intensiva
AOR	Área de Ocupação Rarefeita
C	Coefficiente de escoamento
CF	Coliformes Fecais
$C_{PopSemEsgOuCol}$	Fração da população não atendida por rede de esgoto ou coleta de lixo
Cret	Coefficiente de retorno do consumo
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
Dh	Densidade demográfica
EPA	Elemento Primário de Avaliação
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FMPSIR	Força Motriz - Pressão - Situação - Impacto - Resposta
FMSR	Força Motriz - Situação - Resposta
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IQA	Índice de qualidade das águas
MACBETH	Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique
MNT	Modelo Numérico do Terreno
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
ONG	Organização não-governamental
OG	Óleos e Graxas
PDDUA	Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental
PIB	Produto Interno Bruto
pH	Potencial Hidrogeniônico
Pop	População
PSR	Pressão - Situação – Resposta
Ptot	Fósforo Total
PV	Ponto de Vista
PVE	Ponto de Vista Elementar
PVF	Ponto de Vista Fundamental
Qhab	Consumo d'água per capita
SIG	Sistema de Informações Geográfico
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNGRH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SRTM	NASA Shuttle Radar Topographic Mission
ST	Sólidos Totais
UEU	Unidades de Estruturação Urbana
VolEfluentes	Volume de efluentes lançados na rede pluvial
%LigIndevida	Percentual da população com rede de esgotos que lança os efluentes na rede pluvial
%PopColeta ou Lx	Percentual da população atendida por serviço de coleta de lixo
%PopEsgoto ou Re	Percentual da população atendida pela rede de esgotamento sanitário

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO

Apesar do desenvolvimento legal na gestão das águas não ser recente, afinal desde 1934 já existe um Código de Águas e desde 1997 existe uma Lei que versa sobre a Política de Recursos Hídricos, os objetivos de melhoria da qualidade e controle da oferta não têm sido satisfatoriamente alcançados na maioria das regiões brasileiras. O caráter burocrático das ações do governo muitas vezes acaba emperrando que medidas tão necessárias e esperadas sejam tomadas.

Uma discussão que deve ser feita é justamente o que falta para que este cenário de morosidade administrativa se reverta. Uma das primeiras coisas que se deve ter em mente é de que nada adianta existirem métodos científicos e tecnológicos sofisticados de tratamento e controle da poluição enquanto não existir um ambiente político propício para aplicação destes. Posto isto, resta que a comunidade técnica e científica se sensibilize que seu papel deve ir além de elaborar diagnósticos, planos, etc. Além da qualidade técnica, estes trabalhos devem, antes de tudo, estar de acordo com as possibilidades do cenário político vigente. Esta afirmação pode parecer um tanto quanto elementar, mas na verdade o que se vê na prática é muita resistência quanto ao reconhecimento deste fato e sua importância. Afinal, quantas vezes não nos deparamos com pessoas, ou até nós mesmos, engajadas na busca incessante de sofisticação de métodos e modelos, os quais às vezes são até de difícil aplicação, e se esquecem de dar a devida atenção às questões de ordem prática. Evidentemente não se deve crucificá-los, afinal de contas o que está em jogo também é o avanço científico e tecnológico do país, o que é de vital importância para nos manter na vanguarda do conhecimento e não deixar que nossas técnicas fiquem obsoletas. O que se deseja é apenas alertar para a importância deste fato para, quem sabe, tornar mais efetivas as ações nesta área.

Reconhecida a fragilidade político-institucional, o próximo passo é estudar como pode ser possível uma conciliação entre o pensamento técnico pragmático, as idéias e interesses diversos dos tomadores de decisão e o que determina a legislação. Para isso, é inevitável o estudo adequado das alternativas de gestão, considerando os elementos de caráter puramente técnico, ou seja, basicamente os aspectos quantitativos e qualitativos das águas. Além disso, para entender o caminho que uma ação percorre até ser implementada, é necessário se conhecer as leis e como está organizada a estrutura institucional que é responsável por tratar dessas questões. E, por último, mas tão importante quanto o resto, é tentar entender quais interesses estão realmente em jogo, ou em outras palavras, o que os tomadores de decisão realmente almejam e quais são os valores que os mesmos consideram importantes.

1.1. JUSTIFICATIVA

Um dos grandes empecilhos à gestão das águas diz respeito à dificuldade do gestor de definir os pontos críticos a serem atendidos prioritariamente. Isto acontece, em grande parte, devido à dificuldade de filtrar as informações existentes para se obter parâmetros que permitam analisar de maneira eficaz a situação. Neste sentido, é necessário que tanto as informações sejam consistentes, quanto tenham utilidade prática para os tomadores de decisão, ou seja, não sirvam apenas para compor um banco de dados. Assim, sem uma identificação criteriosa de quais parâmetros são relevantes para descrever o problema, torna-se muito complicado a definição dos objetivos e meios. Estes parâmetros relevantes, doravante chamados de indicadores, quando utilizados na gestão dos recursos hídricos possibilitam uma compreensão mais clara dos problemas existentes e permitem que se avalie quanto ainda falta melhorar para se atingir uma situação satisfatória.

Como se parte do princípio que a informação deve ser útil para o gestor, então nada mais natural que a identificação destes indicadores seja feita abordando-se todos os aspectos considerados como relevantes pelos mesmos. Deve-se ter em mente também que um problema estruturado baseado num contexto decisório está sujeito ao sistema de valores dos decisores e à forma como é percebido por eles. Uma vez que isto é assumido, do mesmo jeito que não existem pessoas que pensem e ajam exatamente iguais, então provavelmente não deveriam existir problemas estruturados de maneira igual. Assim, um modelo proposto para uma determinada situação só é válido para a mesma, tendo em vista as particularidades que cada processo de tomada de decisão possui (Souza, 1999).

Para assimilar a questão da subjetividade dos decisores na estruturação do problema, propõe-se a utilização de uma ferramenta chamada de “mapas cognitivos”. Na verdade, pode-se entender esta metodologia como uma forma metódica de fazer uma entrevista, que consiste em fazer o decisor manifestar seus valores e a maneira como percebe o contexto decisório de uma forma sistemática. Além de identificar os indicadores, podem ser identificados as ações, os objetivos e os meios para atingi-los. Este mapa também nos ajuda a entender a relação causal entre as variáveis envolvidas, o que é de fundamental importância para se compreender a repercussão de possíveis ações.

Estas informações, uma vez filtradas, podem ser agrupadas dentro de sistemas de informações. Estes sistemas, quando associados aos modelos de suporte à decisão, constituem-se em uma poderosa ferramenta para a gestão das águas. Utilizando-se o conhecimento técnico disponível, propõe-se o desenvolvimento de um modelo prático e acessível que represente o comportamento dos processos físicos envolvidos para auxiliar os gestores, a quem a decisão realmente cabe, a simular diferentes políticas e ações.

1.2. OBJETIVOS

O foco deste trabalho é o processo de estruturação dos problemas ambientais. Por estruturação, entende-se desde a percepção dos problemas pelos decisores até a identificação das possíveis alternativas. Espera-se apoiar os decisores em suas decisões através da facilitação do entendimento do contexto decisório. Assim, a hipótese fundamental deste estudo a ser averiguada é se a metodologia proposta contribui para a melhoria da percepção, por parte dos envolvidos, das alternativas de gestão.

Secundariamente, deseja-se verificar se a utilização da metodologia dos Mapas Cognitivos ajuda a identificar indicadores técnicos e subjetivos de interesse para descrever os aspectos relevantes do problema, de acordo com o modelo Pressão-Situação-Resposta, e verificar a eficácia da utilização dos modelos de simulação dinâmica para gerar e avaliar alternativas. Outro objetivo, não menos importante, é a tentativa de analisar a influência das relações político-institucionais existentes no processo de decisão nas etapas de percepção e estruturação das políticas e ações. Além disso, é proposto o uso desta metodologia num estudo de caso, o Programa Pró-Dilúvio da Prefeitura de Porto Alegre (RS), o qual visa promover ações para melhoria da qualidade das águas da Bacia do Arroio Dilúvio.

1.3. ESTRUTURA DO TEXTO

O capítulo 2 aborda os conceitos de gestão ambiental e das águas, discute a atual política nacional de Meio Ambiente e de Recursos Hídricos, além de destacar algumas interfaces institucionais existentes em nível nacional. O estudo dessas relações é importante para se entender o estado atual de desenvolvimento legal e institucional para estimular a discussão de como este arranjo é essencial para efetivar as políticas e ações ambientais.

No 3º capítulo são traçados comentários sobre a importância da utilização de indicadores ambientais na Gestão para facilitar a compreensão e identificação das áreas críticas a serem atendidas num contexto decisório. Além disso, é mostrado o modelo Pressão - Situação - Resposta para facilitar o estudo das relações de causa e efeito entre o estado do meio ambiente, as diferentes pressões sofridas pelo mesmo e as respostas da sociedade e governantes.

O 4º capítulo trata da poluição hídrica. São citadas as principais fontes de poluição e são descritos alguns dos indicadores mais utilizados para quantificá-las. Ao final do capítulo, são comentados os padrões de qualidade estipulados pela legislação brasileira.

O capítulo 5 é dedicado à etapa de estruturação dos problemas multicritério, que é a fase que antecede a avaliação propriamente dita, onde são estudados os elementos definidores

do problema, os objetivos, os meios e as alternativas. Neste capítulo também é introduzida a ferramenta de estruturação conhecida como Mapas Cognitivos.

O último capítulo da revisão bibliográfica trata da utilização de Sistemas Dinâmicos como ferramenta de geração e avaliação de alternativas. É estudado como esta ferramenta pode auxiliar os tomadores de decisão a entender a repercussão das possíveis ações.

O capítulo 7 é o estudo de caso, onde o procedimento proposto para melhorar a percepção dos envolvidos sobre as alternativas de gestão é aplicado detalhadamente. O capítulo se subdivide em três partes principais: a primeira parte é a identificação das instituições envolvidas no processo e a compreensão das interfaces existentes entre elas; a segunda parte trata da identificação dos indicadores relevantes para descrever o problema segundo os valores subjetivos dos decisores e a construção do modelo multicritério de avaliação; e, a última parte trata da representação do problema num ambiente de simulação dinâmica, além da simulação de alguns cenários e da avaliação do modelo construído.

Por fim, o capítulo 8 traz algumas conclusões e recomendações. É avaliado se a metodologia proposta trouxe benefícios ao processo de estruturação dos problemas multicritérios na gestão de bacias hidrográficas.

1.4. SÍNTESE DO PROCEDIMENTO

Basicamente, o procedimento segue as seguintes etapas:

- Identificação dos diversos pontos de vista fundamentais (PVFs), ou critérios de avaliação, através da construção dos mapas cognitivos (capítulo 5);
- Escolha dos indicadores, tanto quantitativos quanto qualitativos, mais adequados para representar estes PVFs de acordo com o modelo Pressão-Situação-Resposta estabelecido para o contexto decisório (capítulo 3);
- A partir destes indicadores são construídos descritores para estabelecer os níveis de impacto e funções de valor para estabelecer as diferenças de atratividade ou de importância entre os níveis de impacto (capítulo 5);
- De posse dos indicadores e das relações existentes entre eles, parte-se para o estudo dos processos físicos existentes (capítulo 4) e para a construção do modelo de avaliação das alternativas;
- Conhecendo-se os processos físicos e o modelo multicritério de avaliação, cria-se um modelo comportamental do sistema e implementa-se o mesmo num ambiente de simulação dinâmica (capítulo 6);
- Faz-se a avaliação de vários cenários hipotéticos para entender a possível repercussão dessas ações.

CAPÍTULO 2: POLÍTICA AMBIENTAL NO BRASIL

Para entender como são resolvidos os problemas ambientais é importante conhecer o arcabouço legal e as instituições envolvidas, bem como as interfaces existentes com outros setores. Afinal, é essa arquitetura institucional e suas relações com os diversos setores que determina como são resolvidas as questões ambientais e de recursos hídricos. Neste capítulo é feita uma introdução ao tema e como ele vem sendo tratado no país.

2.1. COMPLEXIDADE DA GESTÃO AMBIENTAL

De começo vale fazer logo uma diferenciação entre os termos *Gestão e Gerenciamento*. Apesar de serem comumente empregados como sinônimos, Lanna (1997) faz uma distinção bastante oportuna ao considerar a gestão de forma mais ampla e o gerenciamento como apenas uma atividade de governo, de caráter operacional. Assim, a gestão é entendida como o conjunto de atividades e instituições envolvidas com a definição dos princípios, diretrizes políticas, leis, planos, etc. Outro termo bastante freqüente que deriva dos anteriores são os chamados Sistemas de Gerenciamento, que são entendidos como o conjunto de organismos, agências e instalações governamentais e privadas, estabelecidos com o objetivo de executar a política através do modelo de gerenciamento adotado e que tem o planejamento como instrumento.

O modelo de gerenciamento, por sua vez, se refere à configuração administrativa adotada na organização do Estado. Segundo Silva e Pruski (2005), são três os modelos de gerenciamento de bacias hidrográficas:

(1) Modelo burocrático: neste modelo, a função básica do administrador é cumprir e fazer cumprir os dispositivos legais. Há também concentração de autoridade e poder, existindo pouco espaço para negociação. É considerado um modelo omissivo (nos casos de planejamento estratégico, na negociação política direta e nos casos de geração de recursos financeiros), deficiente (quando é necessário criar instrumentos legais adicionais) e inoperante (na aplicação do poder de polícia necessário à resolução dos conflitos);

(2) Modelo econômico-financeiro: neste modelo, o poder público promove o desenvolvimento regional em obediência a preceitos legais por meio de instrumentos econômicos e financeiros. Geralmente o modelo apresenta fontes de financiamento específicas e, para seu funcionamento, são criadas entidades burocratizadas de grande porte, marcadas por forte presença do poder executivo, mas com dificuldades de atuação articulada com usuários e a comunidade. As soluções adotadas, normalmente, superdimensionam ou subdimensionam a questão ambiental;

(3) Modelo sistêmico de integração participativa: este modelo permite a democratização das ações através dos colegiados que possui. A tomada de decisões ocorre por meio de deliberações multilaterais e descentralizadas, e são realizadas em colegiados integrados por representantes do poder público, de entidades comunitárias e de usuários, com paridades de representação. Estes colegiados analisam e aprovam os planos e programas de investimentos na bacia, os quais podem utilizar fontes próprias de financiamento (cobrança pelo uso da água e rateio dos custos das obras de usos múltiplos entre os beneficiários).

Além da distinção semântica entre os termos gestão e gerenciamento, há também uma diferença entre gestão e sistema de gerenciamento dos recursos hídricos e gestão e sistema de gerenciamento do meio ambiente. No Brasil houve uma separação entre a Política Ambiental e a Política de Recursos Hídricos, provavelmente devido à atenção particular dispensada a este último decorrente do seu impacto imediato nos setores econômicos (geração de energia, agricultura, etc). A Política Nacional de Meio Ambiente foi estabelecida pela Lei nº 6.938/1981, e tem por objetivo (art. 2º) a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana. Enquanto isso, a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433/1997, objetiva (art. 2º): assegurar à atual e as futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos com vistas ao desenvolvimento sustentável; e, a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

Observa-se que as duas políticas foram fundamentadas num conceito comum: o que associa desenvolvimento econômico à preservação do meio ambiente e das águas. Este conceito pode ser resumido como *desenvolvimento sustentável*. Apesar de existirem algumas controvérsias em sua definição, uma delas que ainda é aceita, apesar de seu grau de generalidade, é aquela que considera este desenvolvimento como aquele que satisfaz às necessidades das gerações presentes sem colocar em risco a satisfação das necessidades das futuras gerações (WCED, 1987, apud Osorio et al., 2005). Esta preocupação também está manifestada no artigo 225 da Constituição Brasileira de 1988, o qual impõe ao poder público e à coletividade o dever de defender e preservar o meio ambiente para as presentes e futuras gerações. O que mais chama a atenção e que deve ser destacado é que, por esta abordagem, o desenvolvimento deixa de ser visto apenas como fruto das atividades econômicas.

Esta dita separação entre a Política Ambiental e a Política de Recursos Hídricos gerou dois sistemas de gerenciamentos distintos, o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos

Hídricos (SNGRH) e o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA). Alguns pontos de convergência são observados, tais como: a classificação dos corpos d'água em função do uso (Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA) e o enquadramento dos corpos d'água em termos de qualidade de acordo com a finalidade de uso; o zoneamento ecológico-econômico (ZEE) e a manutenção da qualidade ambiental, dos recursos hídricos e do solo (art. 9º, inciso II, da Lei nº 6.938/1981, regulamentado pelo Decreto nº 4.297/2002); as relações entre o sistema nacional de informações sobre o meio ambiente e o sistema de informações sobre os recursos hídricos; o licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras e a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; as penalidades disciplinares ou compensatórias por não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou por correção da degradação ambiental causada e a cobrança pelo uso de recursos hídricos.

Estes pontos de convergência entre as políticas, apesar de compartilharem intenções semelhantes, geraram na prática uma confusão de atribuições entre os diversos órgãos responsáveis por executar estas políticas. Isto é mais sentido nos estados, como se observa, por exemplo, no caso da falta de sintonia entre o licenciamento das atividades poluidoras e a concessão de outorgas. Outro exemplo típico acontece com os planos de bacia, que são um dos instrumentos da política de recursos hídricos. Estes planos muitas vezes são elaborados sem dar o devido cuidado às questões ambientais. Algo interessante a ser feito é a conciliação das metas estabelecidas nestes planos com programas e ações na área ambiental. Todos estes dilemas contribuem para dificultar o avanço na implementação efetiva das políticas.

Em termos institucionais, o SISNAMA e o SNGRH possuem basicamente os seguintes órgãos em nível nacional (tabela 2.1):

Tabela 2.1. Entidades integrantes do SISNAMA e do SNGRH.

Âmbito	Nacional	
	SISNAMA	SNGRH
Sistema		
Formulação da política	Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)	Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH)
Coordenação política	Secretaria executiva do Ministério do Meio Ambiente	Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente (SRH)
Órgão executor (vinculados ao Ministério do Meio Ambiente)	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)	Agência Nacional de Águas (ANA)

Estão sob responsabilidade destes órgãos as questões que envolvam mais de um estado ou que estejam em região de fronteira com outro país. Questões locais são resolvidas pelos órgãos estaduais responsáveis, os quais podem ainda delegar algumas atividades aos municípios.

Tendo em vista os diversos setores interessados no aproveitamento das águas, os conselhos responsáveis pela formulação política são constituídos por representantes de diversos setores da sociedade. Como consequência, temos que a gestão dos recursos hídricos deverá proporcionar sempre o uso múltiplo das águas (Lei Federal nº 9.433/1997, art. 1º, inciso IV). Neste cenário, conflitos entre usuários pelo direito de uso da água vêm se tornando uma situação corriqueira em muitos lugares, destacando-se o uso da água para as atividades agrícolas, para o abastecimento humano, para a geração de energia e para a indústria. Talvez o pior disso tudo é que estes conflitos tendem a ser resolvidos favorecendo sempre os setores mais influentes. Sendo assim, considerando a possibilidade das decisões serem tomadas por razões puramente políticas, corre-se o risco de não serem dadas a devida importância aos fatores técnicos.

Pelas dimensões continentais do Brasil, existem diferenças regionais marcantes, o que repercute também nas políticas. No Nordeste, por exemplo, ainda existe a chamada “indústria da seca”, que é um termo utilizado para designar a minoria do interior do Nordeste dotada de poder econômico e político que se aproveita do fenômeno das secas para tirar proveito pessoal, como o desvio de recursos do governo ou a obtenção de votos em troca de mercadorias. Nos outros estados, setores fortes como a indústria da cana-de-açúcar ou a rizicultura também vem recebendo subsídios do governo ou políticas próprias de desenvolvimento. A subvenção desses setores visando aproveitar vocações regionais sem dúvida é algo importante para a economia do país, mas o que se questiona é a sustentabilidade ambiental desses empreendimentos.

O agravamento dessas questões tem levado a situações até certo ponto inusitadas. Situações de escassez, características de regiões mais áridas devido à distribuição irregular espacial e temporal das águas, agora são cada vez mais comuns de norte a sul do país. Como exemplo se cita a crise de abastecimento urbano em alguns municípios do Rio Grande do Sul, um estado de relativa abundância hídrica se comparado com estados do nordeste brasileiro.

Além disso, principalmente nas proximidades dos grandes centros urbanos, importantes rios se encontram em estado grave de poluição, às vezes com os ecossistemas naturais totalmente comprometidos, como por exemplo, o Rio Capibaribe em Recife, com sua qualidade totalmente prejudicada pelos despejos de esgotos sem tratamento. Outro exemplo marcante é a poluição do Arroio Dilúvio em Porto Alegre devido principalmente à mistura das águas pluviais com o sistema de esgotamento sanitário. Esta degradação qualitativa das águas reduz sua disponibilidade, na medida em que as torna inadequada aos usos mais exigentes. Estes conflitos gerados pela urbanização das cidades vão exatamente de encontro ao desejo de preservação do ambiente natural.

Além dos conflitos existentes entre os usuários e os problemas de quantidade e qualidade, ainda existem questões de ordem político-institucional, tais como a incapacidade dos órgãos gestores de administrarem e solucionarem os problemas e a falta de coordenação ou até mesmo vontade política. Isto é decorrente, entre outros, da dificuldade de identificarem as prioridades de investimento, visto a grande quantidade de problemas a serem resolvidos e a necessidade de se ajustarem aos recursos orçamentários disponíveis.

Dessa forma é fácil se observar que, apesar das diferenças regionais, existem problemas crônicos comuns a vários municípios e regiões do país e que a gestão do meio ambiente, com enfoque nas águas, envolve fatores políticos e subjetivos dos decisores, ou mesmo fatores praticamente impossíveis de se mensurar precisamente, como o benefício paisagístico de um ambiente natural pouco degradado.

Com esta visão, os problemas não podem ser encarados meramente por uma análise custo-benefício ou considerando aspectos puramente financeiros. Assim, a abrangência das questões referentes ao aproveitamento das águas não se constitui um problema de simples análise, mas sim um problema complexo que envolve múltiplos interesses e questões de naturezas diversas, tais como econômicas, ambientais, físicas, climáticas, culturais, etc.

Conhecidos os elementos básicos que movem as decisões (os problemas e os sistemas de gerenciamento existentes, etc), resta discutir a materialização propriamente dita das ações. Costello (1974) apud Lanna (2000) ilustra o processo de materialização de ações através da passagem por diversas fases que são expandidas sucessivamente em termos de concretidade, na medida em que se passa de valores sociais aos programas de intervenção (figura 2.1).



Figura 2.1. Fluxo de materialização das ações.

(Fonte: Costello, 1974, apud Lanna, 2000)

Segundo Lanna (2000), os valores se referem aos desejos e motivações básicas que governam o comportamento humano, e em relação aos recursos naturais ele classificou em três classes principais: valor de uso (e opção de uso), decorrente do bem-estar proporcionado pelo meio ambiente à sociedade em função de um uso real ou potencial; valor de existência, que é aquele devido à simples existência de um bem ambiental; e, valor intrínseco que é aquele estabelecido pela sociedade baseado em seus valores éticos e morais. Os cenários são traçados de acordo com estes valores, e baseados nas metas e objetivos estabelecidos, tais como a proteção ambiental ou o desenvolvimento econômico. Os padrões são a quantificação dos objetivos para que se possa verificar sua concretização. As políticas são criadas baseadas nas etapas anteriores visando estabelecer cursos de ação que são detalhados nos planos que se manifestam como programas que culminam como ações de intervenção e monitoramento.

Por este esquema, vemos a importância dada pelo autor à questão da subjetividade expressada nos valores éticos e morais da sociedade. Indo mais além, como a participação nas decisões pode ser considerada ainda incipiente, então esta materialização das ações parte muito mais dos valores que os decisores tem sobre o assunto, reforçando ainda mais a necessidade de se conhecer ou tentar assimilar estes valores na concepção de um projeto.

Esta materialização pode ser escrita também na forma de um fluxograma, realçando os principais atores intervenientes no processo. Neste novo esquema, os indicadores permanecem sendo os elementos descritivos do contexto decisório, mas podemos interpor o papel importante da sociedade, que é representada por grupos organizados, ONG's ou mesmo a imprensa, como elementos-motor do processo de materialização das ações, fazendo seu papel de exigir medidas por parte de seus representantes, a classe política (figura 2.2).

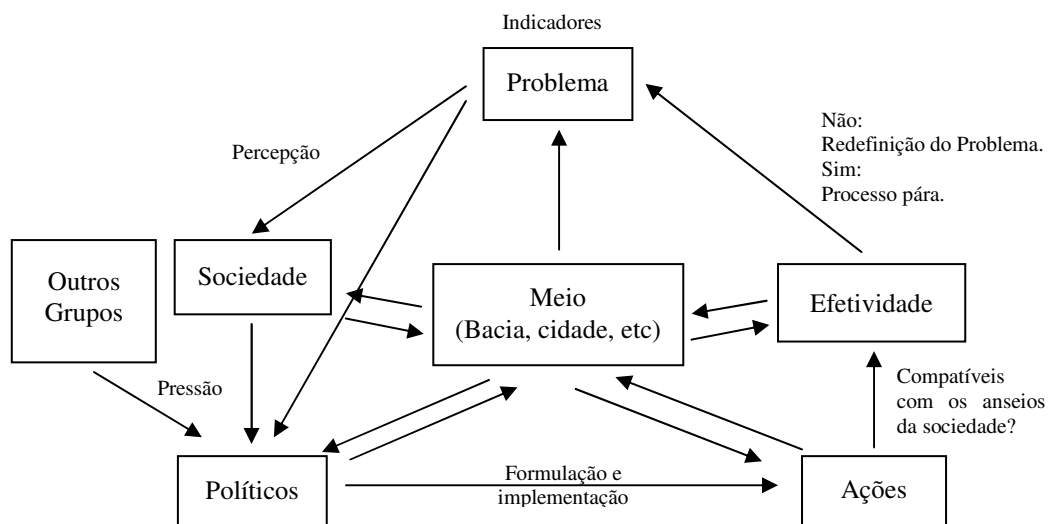


Figura 2.2. Fluxo de materialização das ações com ênfase nos principais atores.

Principalmente nesta última década, muitas iniciativas têm sido tomadas para aumentar a participação da sociedade nas decisões. Um exemplo são os Comitês de Bacias Hidrográficas (Lei Federal nº 9.433/1997, art. 33, inciso III) que são compostos por representantes do governo e da sociedade civil e tem como função debater as questões relacionadas aos recursos hídricos e arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos numa bacia hidrográfica. Infelizmente, estes comitês, na sua grande maioria, ainda não conseguiram se firmar, seja porque os representantes da sociedade não possuem conhecimento técnico suficiente para discutir as questões, ou porque não tem força política, ou ainda porque não existe um mecanismo financeiro que garanta a implementação das ações propostas nos Planos de Bacia Hidrográfica discutidos nestes fóruns. A sociedade pode atuar também como colaboradora nas ações, articulando-se em grupos menores encarregados de executar tarefas mais elementares numa área pequena, tais como a coleta seletiva ou a adoção de uma praça, ou ainda podem colaborar pela simples conscientização de que devem ter um comportamento adequado para a preservação ambiental, que é o primeiro passo para que as pessoas assumam sua parcela de responsabilidade e tomem uma postura a favor da proteção ambiental.

Neste contexto envolvendo vários grupos, convém mencionar outro termo bastante utilizado: a *gestão integrada*. Analisando-se algumas interpretações deste termo, tais como a do Plano Estadual de Recursos Hídricos da Bahia (Bahia, 2004), conclui-se que a gestão integrada dos recursos hídricos possui, pelo menos, quatro conotações distintas: (i) é integrada porque há indissociabilidade das águas de uma bacia hidrográfica no ciclo hidrológico, tais como as águas atmosféricas, superficiais e subterrâneas; (ii) é integrada pelo interrelacionamento dos sistemas hídricos com os demais recursos naturais; (iii) é integrada quanto aos usos múltiplos, tanto em função da quantidade quanto da qualidade requerida; (iv) e, é integrada porque concilia a gestão dos recursos hídricos com o desenvolvimento econômico, social e ambiental.

Assim, este conceito está ligado à idéia de que a gestão não deve ser algo unilateral, mas sim deve partir de uma negociação conjunta dos vários setores interessados, de modo a favorecer a adoção de soluções de consenso. Lanna (2000) enfatiza que esta negociação, que dependerá dos propósitos com que os participantes entram no processo de negociação, necessita ser fundamentada em uma adequada e legítima seleção dos participantes e distribuição do poder decisório entre os mesmos. No entanto, não se deve esquecer que embora seja importante uma adequada e legítima seleção dos participantes, provavelmente nem todos irão dispor do mesmo nível de conhecimento do problema, fato este conhecido na economia como assimetria de informações, o que acaba agravando esta disputa de interesses.

2.2. OS SISTEMAS DE INFORMAÇÕES

O sistema de informações talvez seja o instrumento mais básico dentro das políticas de gestão ambiental e de recursos hídricos. Não se pode imaginar uma atividade de planejamento consciente sem o prévio conhecimento do meio natural ou antrópico, o que implica necessariamente na existência de informações quantitativas ou qualitativas sobre estes meios. Segundo Silva e Pruski (2005), sem informação não se implementará uma Política de Recursos Hídricos respeitadora do interesse coletivo.

Em termos práticos, não há como outorgar o direito de uso dos recursos hídricos sem ter uma estimativa razoável da quantidade de água disponível no corpo d'água, nem é possível cobrar valores justos pela captação d'água ou lançamento de efluentes poluidores sem ter idéia dos volumes a que se referem. Estes poucos exemplos evidenciam o papel fundamental de um sistema de informações na gestão e planejamento dos recursos hídricos.

De acordo com o artigo 25 da Lei Federal nº 9.433/1997, o sistema de informações sobre recursos hídricos é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão. Sendo assim, subentende-se que um sistema de informações não pressupõe apenas a existência de um banco de dados, mas sim todo o processo compreendido entre a coleta, validação e divulgação da informação.

Com o intuito de se criar um sistema de informações, deve-se antes de tudo investir em campanhas de coleta de dados ou em meios de reunir as informações que já existem. Em ambos os casos, deve-se garantir que as informações possam ser coletadas dentro de um prazo adequado e de preferência a um custo compatível com a finalidade pretendida, de modo a garantir a constante atualização. Quando se tratar da aquisição de dados em outras instituições, em especial aquelas integrantes dos Sistemas de Gerenciamento do Meio Ambiente ou dos Recursos Hídricos, devem ser previstos mecanismos de integração desses órgãos, tais como convênios, para assegurar o fluxo de informações. Segundo Silva e Pruski (2005), sem uma troca permanente de informações e, especialmente, com momentos no procedimento em que a divulgação dos dados seja obrigatória, as boas intenções da Lei Federal nº 9.433/1997 dificilmente serão implementadas.

Outro cuidado que se deve ter na concepção de um sistema de informações é com a identificação dos indicadores mais adequados para compor o sistema. Tais indicadores devem obedecer a alguns critérios, tais como a de serem úteis aos tomadores de decisão e a de serem representativos da situação que representam. Pucci Junior (2005) alerta que os sistemas de informação devem representar a realidade na qual serão utilizados para que sejam instrumentos efetivos da tomada de decisão.

Uma vez estabelecido o sistema, deve-se verificar a consistência dos dados antes de utilizá-los ou disponibilizá-los ao público para reduzir ou eliminar possíveis incoerências.

2.3. O LICENCIAMENTO AMBIENTAL MUNICIPAL NO RIO GRANDE DO SUL

O licenciamento é um dos instrumentos de gestão ambiental estabelecidos pela Lei Federal nº 6.938/1981. Tucci et al. (2000) comentam que é a partir da implementação do licenciamento ambiental que, de fato, a sociedade civil e pequenos usuários passaram a dispor de um canal para participar do processo decisório, uma vez que descentraliza o poder decisório relativo a obras e políticas de recursos hídricos, o qual historicamente vinha envolvendo apenas grandes usuários, empreendedores e poder público.

No Rio Grande do Sul esta atividade vem aos poucos sendo descentralizada através da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (Sema) após a aprovação do Código Estadual de Meio Ambiente, Lei Estadual nº 11.520/2000, que estabeleceu em seu artigo 69 que caberá aos municípios o licenciamento ambiental dos empreendimentos e atividades consideradas como de impacto local, bem como aquelas que lhe forem delegadas pelo Estado por instrumento legal ou convênio.

Esta importante iniciativa já em funcionamento na capital Porto Alegre aparenta ser uma alternativa bem eficaz para a gestão ambiental de empreendimentos de impacto local. Isto diminui a burocracia e faz com que os recursos arrecadados do licenciamento possam ser mais facilmente empregados na bacia de origem. Este instrumento permite também ao município o desenvolvimento de planos para a gestão de suas bacias urbanas, como acontece com a Bacia do Arroio Dilúvio, onde foi feito o estudo de caso desta dissertação.

CAPÍTULO 3: INDICADORES E MODELO PRESSÃO-SITUAÇÃO-RESPOSTA

Foi dedicado um capítulo especial a este tema, pois é reconhecida sua importância na gestão ambiental. O capítulo destaca o cuidado na definição destes indicadores para que os mesmos sejam representativos do contexto no qual estão inseridos e ao mesmo tempo úteis ao processo de tomada de decisão. Os textos base de referência são os relatórios publicados sobre indicadores ambientais pela OECD (Organization for Economic Co-operation and Development).

3.1. FUNDAMENTOS

A discussão se o desenvolvimento da sociedade é sustentável do ponto de vista econômico, ambiental e social fez com que muitos países avançassem nas políticas de prevenção. Com isso, aumentou também o interesse em avaliar o nível de eficiência na implementação das políticas e se estas estão satisfazendo os objetivos estabelecidos. Esses interesses têm motivado o desenvolvimento de indicadores ambientais como uma ferramenta de tomada de decisão e avaliação do desempenho das políticas ambientais (OECD, 2001).

Magalhães Junior et al. (2003) comentam que a utilização dos indicadores ambientais ao longo dos anos é um tema relativamente novo, pois, enquanto os indicadores sociais já eram adotados sistematicamente nos anos 70, somente no final da década de 80 os indicadores ambientais ganharam maior reconhecimento. Nos anos 90, a evolução das discussões e ações relativas à busca do desenvolvimento sustentável motivou a multiplicação de iniciativas sobre indicadores voltados à gestão sustentável dos recursos naturais. Domingues e Ribeiro (1997) apud Magalhães Junior et al. (2003) dizem que apesar da Agenda 21 (Conferência da ONU para o Ambiente e Desenvolvimento, 1992) ter salientado a importância dos indicadores como instrumentos de busca da sustentabilidade ambiental, no encontro Rio + 5 (1997) concluiu-se que as iniciativas sobre indicadores ainda eram tímidas em nível global.

A OECD publica periodicamente relatórios com indicadores dos países membros que relacionam o desenvolvimento sócio-econômico ao ambiental. Os temas se subdividem basicamente de acordo com o modelo Pressão-Situação-Resposta (PSR). Este modelo faz parte de um trabalho que teve início a partir dos anos 90 pela OECD e se baseia nas relações existentes entre o meio ambiente, o homem e suas atividades. O modelo PSR realça as relações de causa e efeito e facilita a identificação de indicadores para dar suporte aos tomadores de decisão. Os indicadores associados à Pressão se referem normalmente às atividades humanas (energia, transporte, indústria, agricultura, etc), enquanto que os

indicadores de Situação refletem as condições ambientais (atmosfera, água, solo, biodiversidade, recursos naturais, saúde humana, bem-estar, etc) e os indicadores de Resposta se relacionam aos instrumentos usados para gerenciar o meio ambiente, tais como taxas sobre a utilização do recurso natural. A figura 3.1 ilustra uma das representações típicas do modelo PSR.

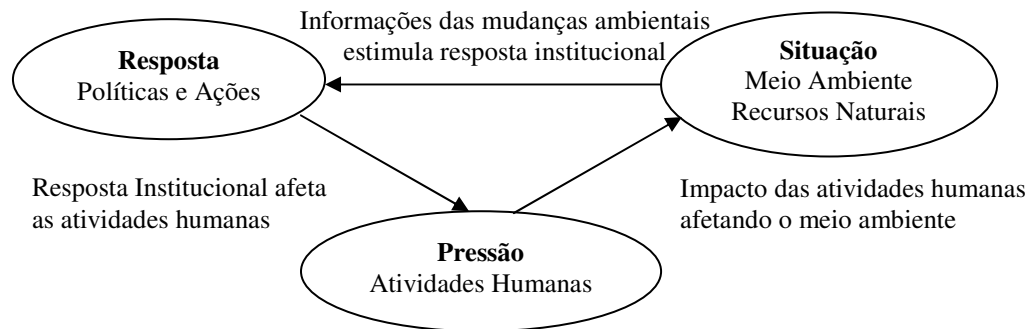


Figura 3.1. Representação típica do modelo PSR.

(Fonte: FAO, 2006)

Observa-se que os impactos das atividades antrópicas (comércio, consumo, etc.) afetam (pressionam) o meio ambiente (situação), gerando poluição, diminuição de recursos naturais, desflorestamento, afetando o bem-estar e a saúde das pessoas. Isto faz com que as instituições responsáveis (resposta) revejam ou implementem políticas para prevenir ou mitigar impactos ambientais negativos, ou promovam ações regulatórias para proteger ou recuperar o meio ambiente, as quais, por sua vez, afetarão novamente as atividades humanas. Esta resposta pode vir também na forma de mudança da opinião pública sobre determinadas ações que geram impactos negativos no meio, como, por exemplo, a mudança da preferência dos consumidores por produtos que não prejudiquem o meio ambiente em sua fabricação.

A estrutura PSR é atualmente muito utilizada, mas continua em evolução. Um dos principais problemas tem sido tentar distinguir entre indicadores de pressão e de situação, e a necessidade de expandir a estrutura para lidar de forma mais específica com as necessidades de descrever o desenvolvimento sustentável (FAO, 2006).

Entre os modelos mais recentes está o “Força Motriz - Situação - Resposta (FMSR)”. A substituição do termo pressão por força motriz foi devido a maior abrangência deste, pois diz respeito a tudo que move o ciclo, tanto num sentido para pior quanto para melhor. Para ilustrar, podemos imaginar a implantação de uma estação de tratamento de efluentes (ETE), a qual não pressionaria, mas sim aliviaria, ou melhor, seria a força motriz que movimentaria o ciclo no sentido a melhorar os parâmetros físico-químicos da água, gerando melhoria da qualidade de vida dos habitantes da bacia (resposta).

Outra estrutura mais recente ainda é a “Força Motriz - Pressão - Situação - Impacto - Resposta (FMPSIR)” a qual incorpora no ciclo do PSR, os elementos motores e impacto (figura 3.2). O primeiro se refere ao elemento causador da pressão (uma indústria, uma área destinada à agricultura, etc) e o segundo descreve os impactos decorrentes (desenvolvimento econômico, empobrecimento do solo, etc). Mantém-se a idéia sobre a pressão (atividades), situação (meio ambiente e recursos naturais) e resposta (políticas, ações). Apesar da inovação destes modelos, o modelo PSR pode ser usado perfeitamente para avaliar estas relações.

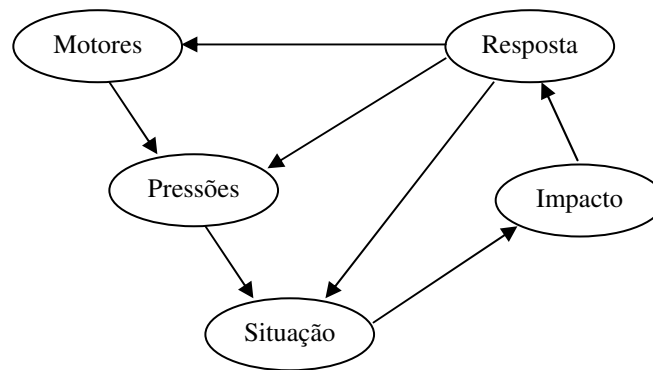


Figura 3.2. Modelo FMPSIR.

(Fonte: FAO, 2006)

Como a unidade de gestão das águas é a bacia hidrográfica (Lei Federal nº 9.433/1997, art. 1º, inciso V), nada mais natural que exemplificarmos a aplicação do modelo PSR para o caso comum hipotético de uma bacia com um núcleo urbano que sofre os efeitos da poluição gerada por atividades industriais e agricultura (figura 3.3).

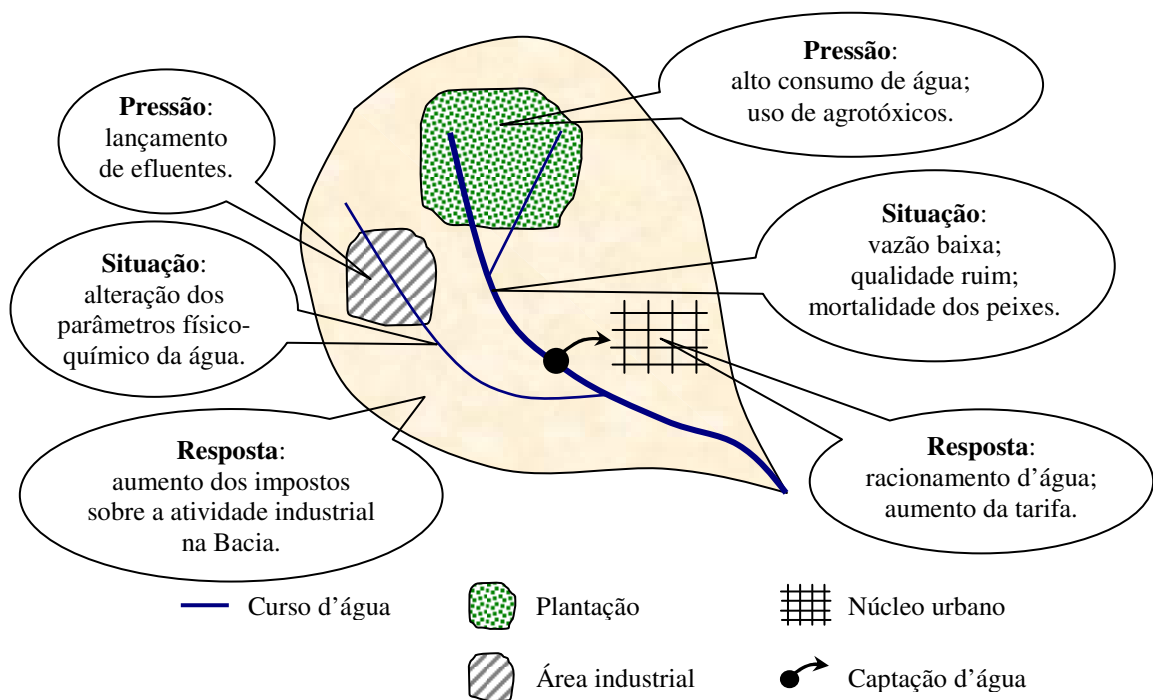


Figura 3.3. Exemplos de PSR numa bacia hidrográfica.

Pela exemplificação apresentada do modelo, percebe-se que podem existir diversos indicadores para representar cada um dos elementos do modelo PSR. Por exemplo, poderíamos identificar o impacto da industrialização pela alteração de um dos diversos parâmetros físico-químicos da água. Mas qual deles escolher?

Aí então que surge a necessidade de definir formalmente como se identificar um indicador. Sabemos que o mesmo deve ser capaz de fornecer uma imagem-síntese sobre uma situação atual, ou sobre uma tendência que se apresenta num meio, de modo que permita caracterizar determinado contexto. Então, uma primeira característica identificada é a capacidade de representar fenômenos ou situações complexas de uma maneira simplificada.

Outro fator importante na escolha de um indicador é a sua representatividade. Ele deve ser fiel ao contexto que representa. Por exemplo, um indicador identificado para contextualizar uma bacia numa região úmida tal como a vazão mínima de 7 dias para uma permanência de 10% certamente não poderá ser aplicada para uma região árida com rios intermitentes, pois perde o sentido prático.

Assim, a utilidade e a seleção de quais indicadores devem entrar na análise deve ser criteriosa, pois depende do contexto. A OECD (2003) definiu alguns critérios a serem considerados na escolha dos indicadores, entre os quais se destacam:

- *Relevância e utilidade para os usuários*: o indicador deve dar uma visão representativa das condições ambientais, pressões no ambiente ou respostas da sociedade; deve ser simples, fácil de interpretar e hábil para mostrar tendências ao longo do tempo; deve ser sensível a mudanças no ambiente e nas atividades dos homens; deve dar uma base para comparações com outros cenários; e, deve ter um valor limite ou de referência com o qual possa compará-lo, de modo que os usuários entendam o significado associado;

- *Profundidade analítica*: o indicador deve estar teoricamente bem fundamentado em termos técnicos e científicos; deve estar baseado em padrões gerais e num consenso geral; e, deve se prestar a elos com modelos econômicos, previsões e sistemas de informação;

- *Mensurabilidade*: os dados necessários para caracterizar o indicador devem ser adquiridos numa razoável relação custo/ benefício que viabilize sua atualização regular de acordo com procedimentos confiáveis. Além disso, estes dados devem estar bem documentados e devem possuir uma qualidade confiável.

Os indicadores podem assumir qualquer formato. Além disso, decisores e analistas trabalham com informações em diferentes escalas. Alguém de nível técnico necessita de informações bem precisas para poder elaborar projetos, enquanto um decisor normalmente deve trabalhar com informações reduzidas para poder definir claramente o rumo das ações.

Uma forma de agregar as diversas informações é através da construção de índices, obtidos por uma função de agregação tal como a aditiva. Castro et al. (2004) alertam para o cuidado que se deve ter com a utilização desses índices, uma vez que os indicadores normalmente possuem grandezas de natureza distintas. Nem sempre o procedimento de igualar as escalas dos indicadores é fácil. Além disso, para construir o índice é necessário que sejam definidos pesos que reflitam a importância relativa de cada indicador.

Estes índices simples podem ainda ser agrupados em índices compostos, de modo a facilitar o trabalho do decisor no entendimento do contexto decisional. Alguns exemplos de índices compostos bastante utilizados são o “Índice de Qualidade das Águas (IQA)”, “Índice de Desenvolvimento Humano (IDH)” e o “Produto Interno Bruto (PIB)”. Podemos perceber que existem várias informações associadas a cada índice e também que já possuímos uma idéia sobre seu significado. Este procedimento pode facilitar bastante a definição dos rumos das ações pelos decisores.

Assim, pode-se definir uma hierarquia de indicadores a índices de acordo com o nível de detalhamento da informação (figura 3.4):

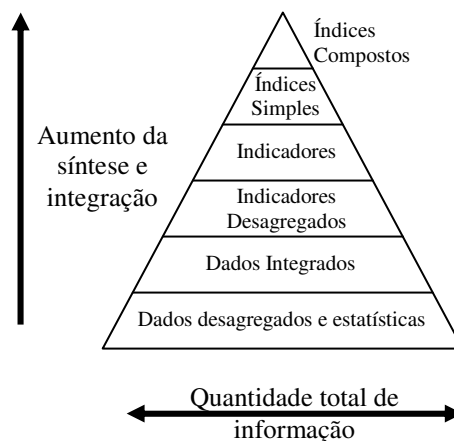


Figura 3.4. Relação entre dados, indicadores e índices.

(Fonte: Australia Department of the Environment, Sport and Territories, 1994, apud Pintér et al., 2000)

O nível dos dados desagregados corresponde aos dados brutos medidos. Estes são de difícil operacionalização em modelos de suporte à decisão e por isso necessitam ser filtrados para a obtenção dos indicadores. O nível de informação recomendado para avaliação nestes modelos é o dos índices compostos, pelo simples fato de conterem uma quantidade maior de informação através de um dado unitário.

3.2. CONSIDERAÇÕES

Neste estudo, a proposta de identificação dos indicadores parte do conhecimento do contexto decisório e dos valores subjetivos dos decisores. Espera-se, ao final da fase de estruturação do problema, fazer uma adequação dos conceitos utilizados no modelo multicritério com os conceitos de indicadores e modelo PSR que foram abordados neste capítulo. Este procedimento proporcionará uma sistematização do processo, visando a posterior aplicação num modelo de simulação de comportamento, onde estes indicadores irão compor as alternativas de gestão que serão avaliadas em vários cenários. Por sua vez, estes cenários refletirão alterações dos indicadores em relação a um cenário hipotético considerado satisfatório ou em relação aos tempos presente, passado ou futuro, de modo a identificar quais aspectos devem ser melhorados, ou para avaliar a eficácia de ações ou políticas.

Em relação aos resultados obtidos pela utilização dos indicadores, Munda (2005) recomenda que devam ser observados:

- Se a qualidade da informação disponível se ajusta ao propósito da análise;
- Se os indicadores escolhidos representam a realidade e os interesses envolvidos;
- Se o indicador representa um benefício ou custo, quando se desejam maiores ou menores valores respectivamente;
- Se os pesos, ou taxas de substituição, refletem a importância relativa de cada um dos indicadores em relação ao conjunto de indicadores;
- Se o método utilizado para estabelecer um *ranking* (ordenamento), agregação linear ou outros, foi corretamente aplicado.

CAPÍTULO 4: POLUIÇÃO HÍDRICA

Um dos objetivos básicos da gestão das águas diz respeito ao controle de sua qualidade, tendo em vista o uso que se deseja fazer dela. Para orientar as ações de controle é importante saber que indicadores ou parâmetros são importantes para descrever apropriadamente a qualidade e que valores-limite os mesmos podem assumir de modo a não comprometer o uso potencial da água. Nesta seção, são mostrados alguns indicadores e índices utilizados e, em seguida, são caracterizadas brevemente as principais formas de contaminação e os padrões de qualidade vigentes na legislação brasileira.

4.1. INDICADORES DE QUALIDADE

Um dos indicadores, normalmente usado em engenharia, é a demanda bioquímica de oxigênio medida no quinto dia, sob uma temperatura de 20°C ($DBO_{5,20}$). Este indicador mede indiretamente a quantidade de matéria orgânica biodegradável através do consumo de oxigênio dos organismos aeróbios num período de referência de 5 dias. Outros indicadores podem ser usados, tais como o oxigênio dissolvido, a concentração de nitrogênio, fósforo, metais pesados, coliformes, etc, a depender do interesse de quem os utiliza. Um conjunto grande de variáveis, bem como uma descrição do significado de cada uma, pode ser visto na página da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Governo do Estado de São Paulo) na internet, estando as mesmas classificadas em variáveis físicas, químicas, microbiológicas, hidrobiológicas e ecotoxicológicas (CETESB, 2006).

Do ponto de vista da transmissão da informação para o público em geral ou para os gestores, o ideal é construir um índice que sintetize em um único valor o nível de qualidade em que se encontra o corpo d'água. Ao longo dos anos, vários índices têm sido desenvolvidos com este propósito, tais como: Índice de Horton (1965); Índice NSF-WQI (1970); Índice de Prati (1971); Índice de Harkins (1974); e outros. No Brasil se destaca o Índice de Qualidade das Águas (IQA-NSF), o qual foi desenvolvido a partir de um estudo realizado em 1970 pela "National Sanitation Foundation" (NSF) dos Estados Unidos através de pesquisa de opinião com especialistas, tendo como objetivo principal a utilização das águas para abastecimento público. Foram selecionados nove parâmetros indicadores de qualidade da água para compor o índice e para cada um foi associada uma função de valor cuja pontuação varia entre zero e cem. Os indicadores são: coliformes fecais, pH, $DBO_{5,20}$, nitrogênio total, fósforo total, desvio da temperatura de equilíbrio, turbidez, sólidos totais e oxigênio dissolvido. O valor do índice IQA é obtido pelo somatório ou produtório das diversas pontuações, considerando os pesos.

É importante reforçar que a utilização de qualquer indicador ou índice deve estar sujeita ao objetivo da avaliação. Dessa forma, torna-se incoerente a utilização indiscriminada de um mesmo indicador, exceto quando se comparam situações semelhantes ou se deseja uma padronização do método. A seguir são tecidos breves comentários sobre alguns parâmetros de interesse desta pesquisa, os quais ainda podem ser combinados para formar um índice representativo do problema (descrições baseadas em Von Sperling, 1996, e CETESB, 2006):

- ***Demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20})***: parâmetro freqüentemente usado para quantificar de forma indireta a matéria orgânica. Está associado basicamente às matérias orgânicas animal e vegetal e aos despejos domésticos e industriais.
- ***Sólidos totais (ST)***: este parâmetro representa toda matéria, inclusive todos os poluentes não gasosos, presentes na água. Podem estar dissolvidos ou em suspensão (sólidos sedimentáveis ou não sedimentáveis) e podem ser classificados ainda em voláteis ou fixos, para uma estimativa da matéria orgânica ou inorgânica, respectivamente.
- ***Nitrogênio total (Ntot)***: provem de despejos domésticos, industriais, excrementos, fertilizantes, etc. Nos esgotos brutos, predomina nas formas de nitrogênio orgânico e amônia, sendo que esta soma recebe o nome de Nitrogênio total Kjeldahl (***NTK***). Nestes esgotos, a contribuição per capita e a concentração do NTK apresentam valores semelhantes ao Nitrogênio total, visto a pouca representatividade dos Nitritos e Nitratos. O Nitrogênio é fundamental para o crescimento das algas, daí a importância de sua contabilização para evitar eutrofização dos corpos d'água, a qual depende do balanço entre carbono, nitrogênio e fósforo.
- ***Fósforo total (Ptot)***: sua presença se deve principalmente aos despejos domésticos (detergentes), industriais, fertilizantes, pesticidas, etc. Sua presença se dá principalmente nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico, este último menos importante nos esgotos domésticos. Assim como o nitrogênio, o fósforo é um importante nutriente no processo de eutrofização.
- ***Coliformes fecais (CF)***: este grupo de bactérias é encontrado basicamente nas fezes do homem e de outros animais de sangue quente. Sua quantificação é importante para medir a potencialidade de transmissão de doenças.
- ***Óleos e graxas (OG)***: são raramente encontrados em águas naturais. Normalmente provêm de despejos e resíduos industriais, esgotos domésticos (óleos, gorduras, etc), efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas. São pouco solúveis e formam uma película na superfície dos corpos d'água, dificultando a transferência de oxigênio da atmosfera para a água.

4.2. POLUIÇÃO PONTUAL E DIFUSA

Podemos distinguir as cargas poluidoras, de acordo com as fontes de poluição, de duas formas: as fontes pontuais e as fontes difusas. Geralmente, as fontes pontuais estão diretamente associadas às atividades humanas e as fontes difusas estão associadas à drenagem superficial.

Poluição pontual

A poluição pontual se refere às cargas lançadas diretamente no meio ambiente ou curso d'água por uma fonte que pode ser facilmente identificada. Estas cargas podem ter diversas origens e sua quantificação pode ser feita a partir de dados de contribuição unitária ou a partir da concentração média do poluente e da vazão de efluentes (tabela 4.1).

Tabela 4.1. Contribuição per capita e concentração de alguns poluentes nos esgotos domésticos brutos.

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.dia)		Concentração (mg/l)	
	faixa	típico	faixa	típico
DBO _{5,20}	40 - 60	54	200 - 500	350
Sólidos totais	120 - 220	180	700 - 1350	1100
Nitrogênio total	6,0 - 12,0	8,0	35 - 70	50
Fósforo total	1,0 - 4,5	2,5	5 - 25	14
Coliformes fecais	10 ⁸ - 10 ¹¹ (org/hab.dia)		10 ⁵ - 10 ⁸ (org/100ml)	
Óleos e graxas	10 - 30	20	55 - 170	110

(Fonte: Von Sperling, 1996)

No caso da poluição gerada por uma população, o volume de efluentes pode ser estimado como uma fração do volume d'água consumido. Normalmente se adota um consumo per capita entre 150 e 300 l/hab.dia e um coeficiente de retorno (vazão de esgotos / vazão de água) de 80%.

Poluição difusa

A poluição difusa corresponde à poluição gerada pela “lavagem” dos poluentes acumulados na superfície do solo durante os eventos de precipitação. Alguns estudos realizados sobre o impacto gerado pela água da chuva nos corpos receptores indicam que esta parcela pode ser bastante significativa, a depender da superfície do solo.

Novotny (1991) apud Porto (1995) citam cinco condições que caracterizam as fontes de poluição difusa: o lançamento é intermitente e está associado à precipitação; os poluentes são transportados a partir de extensas áreas; não é possível identificar a origem; o controle deve ser feito sobre toda a área geradora; e, é difícil o estabelecimento de padrões, uma vez que a carga varia com a intensidade e a duração da chuva.

O excesso de sedimentos é, talvez, a forma mais visível de poluição gerada de forma difusa e tem como consequência, entre outros, o assoreamento do leito do rio (Porto, 1995). Collischonn et al. (2001) mostram a preocupação com a diminuição da capacidade de escoamento em alguns trechos do Arroio Dilúvio em Porto Alegre (RS) devido ao assoreamento, o que pode aumentar a intensidade e a frequência das inundações.

Além disso, esta poluição é responsável por alterações estéticas (aumenta a turbidez e altera a cor), depleção da concentração de oxigênio dissolvido pelos organismos que decompõe a matéria orgânica presente nas águas de drenagem, contaminação por organismos patogênicos presentes nas fezes de animais ou oriundos das fossas sépticas, contaminação por poluentes tóxicos, eutrofização decorrente das altas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo), etc (Porto, 1995). Entre as principais fontes geradoras de cargas difusas estão: a deposição atmosférica, o lixo acumulado nas ruas, os restos e dejetos de animais, os restos de vegetação, a erosão de solos expostos, o desgaste da pavimentação, os resíduos de veículos e postos de combustível, os fertilizantes e outros produtos químicos utilizados na agricultura.

De Luca et al. (1990) avaliaram a qualidade das águas das chuvas e da drenagem superficial na Região Metropolitana de Porto Alegre. Constataram que a qualidade da água da chuva variava com o tipo de emissões atmosféricas e com as condições meteorológicas (precipitação, ventos, etc). Entre as várias fontes, citaram como uma das principais a queima de combustíveis, a qual libera elevadas cargas de compostos de nitrogênio e enxofre. Em relação às águas oriundas da drenagem urbana, o mais importante contribuinte é a própria superfície do solo. De acordo com os autores, os diversos tipos de poluentes (lixo, fezes de animais, óleos e graxas provenientes dos veículos, etc) se acumulam na superfície e são carregados posteriormente pelas chuvas, principalmente durante os primeiros 30 minutos.

Uma das formas de quantificar as cargas poluidoras é através de concentrações médias dos poluentes nas águas pluviais (tabela 4.2).

Tabela 4.2. Concentrações médias dos poluentes nas águas de drenagem pluvial.

Parâmetro	Concentração (mg/l)	
	Córrego do Mandaqui *	Bacia dos Açorianos **
DBO _{5,20}	-	31,8
Sólidos totais	669	1522,7
Nitrogênio total	23,9	-
Fosfatos totais	0,341	0,347
Coliformes fecais	3,55.10 ⁶ (org/100ml)	1,5.10 ⁷ (org/100ml)
Óleos e graxas	-	23,1

* Córrego do Mandaqui em São Paulo. Bacia predominantemente residencial com 15,7 km² e 96% urbanizada (Martins et al., 1991, apud Porto, 1995).
 ** Bacia dos Açorianos em Porto Alegre. Bacia ocupada por praça e avenida com 1,80 ha e possui 52% das áreas impermeabilizadas (Ide, 1984).

Num trabalho mais recente, Bollmann (2003) estudou a relação da densidade populacional sobre as variáveis físico-químicas de qualidade das águas superficiais em microbacias hidrográficas urbanas sem cobertura sanitária em Porto Alegre. Este estudo ajuda a entender como o processo de urbanização afeta as variáveis da qualidade das águas, uma vez que tal influência certamente não obedece a relações lineares. A tabela 4.3 ilustra alguns dos resultados obtidos pelo autor:

Tabela 4.3. Variação de alguns parâmetros de qualidade da água com a densidade populacional.

Parâmetros	Concentração mediana (mg/l)														
	DBO _{5,20}	0,2			16,0			54,0			50,0			56,5	
Sólidos totais	79,0			177,0			250,0			282,0			324,0		
Nitrogênio total Kjeldahl	0,21			9,57			20,00			22,07			26,06		
Fósforo total	0,040			0,950			2,380			2,595			3,260		
Dados das Bacias	Ad	AI	Dh	Ad	AI	Dh	Ad	AI	Dh	Ad	AI	Dh	Ad	AI	Dh
	1,17	0	1,6	4,50	8	7,6	9,83	19	33,4	3,69	33	71,9	1,35	38	73
	Re	Lx		Re	Lx		Re	Lx		Re	Lx		Re	Lx	
	0,0	42,2		0,0	86,3		22,5	95,8		0,9	89,0		0,1	88,1	

Ad: área de drenagem (km²);

AI: percentual da área de drenagem impermeabilizada;

Dh: densidade demográfica bruta (hab/ha);

Re: percentual da população atendida por rede de esgotos;

Lx: percentual da população atendida por coleta de lixo;

(Fonte: Bollmann, 2003)

Algo que ainda não está muito bem definido é a diferenciação da produção de cargas poluidoras em função do tipo de ocupação do solo. Porto (1995) comenta que é difícil se estabelecer diferenças de produções das cargas de poluição entre zonas urbanas residenciais, industriais ou comerciais, em parte porque tais zonas podem ter densidades de ocupação bem diversificadas ou mesmo porque podem possuir tipos distintos de indústrias (leves e pesadas). Além disso, esta diferenciação é difícil de ser analisada, visto que a variabilidade dos eventos provavelmente supera muitas vezes a variabilidade das diferenças de cargas devido ao uso.

4.3. POLUENTES CONSERVATIVOS E NÃO-CONSERVATIVOS

A distinção dos poluentes quanto a sua interação no meio é relevante para entender a distribuição de sua concentração ao longo do tempo e ao longo do corpo d'água. Os poluentes são ditos não-conservativos quando sua concentração se altera ao longo do tempo devido, principalmente, a reações químicas, degradação bacteriana, decaimento radioativo, etc. Por sua vez, as substâncias conservativas geralmente sofrem alterações de concentração apenas devido à diluição ou devido à hidrodinâmica.

4.4. PADRÕES DE QUALIDADE

Na legislação brasileira, os padrões ambientais para o enquadramento dos corpos d'água foram estabelecidos pelo CONAMA, através da Resolução nº357/2005. O enquadramento dos corpos d'água se refere ao estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo (art. 2º, inciso XX, da Resolução nº357/2005 do CONAMA). É importante comentar que o enquadramento não se refere necessariamente ao estado atual das águas, mas pode se referir também a um estado “meta” desejado pela sociedade.

Pela Resolução, as águas doces, salobras e salinas foram divididas em 13 classes de acordo com seus usos preponderantes. A tabela 4.4 a seguir, cujas informações foram retiradas desta Resolução, relaciona as classes de água doce, que são aquelas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰, aos usos.

Tabela 4.4. Classes e usos das águas doces.

Classe de água doce	Uso
Especial	<ul style="list-style-type: none"> • Abastecimento para consumo humano, com desinfecção; • Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; • Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
1	<ul style="list-style-type: none"> • Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; • Proteção das comunidades aquáticas; • Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; • Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; • Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
2	<ul style="list-style-type: none"> • Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; • Proteção das comunidades aquáticas; • Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; • Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; • Aquicultura e pesca.
3	<ul style="list-style-type: none"> • Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; • Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; • Pesca amadora; • Recreação de contato secundário; • Dessedentação de animais.
4	<ul style="list-style-type: none"> • Navegação; • Harmonia paisagística.

(Fonte: Resolução nº357/2005 do CONAMA)

As classes das águas salobras e salinas estão associadas a usos ainda mais restritivos. Estas classes não são comentadas uma vez que não fazem parte do interesse deste estudo.

Ainda pela Resolução do CONAMA e tendo em vista aqueles parâmetros selecionados anteriormente, a tabela a seguir mostra os valores limites para cada classe de água doce na condição mais restritiva.

Tabela 4.5. Valores limites de alguns parâmetros de água doce na condição mais restritiva.

Água Doce* (Classe)	DBO _{5,20} (mg/l)	Sólidos dissolvidos totais (mg/l)	Nitrogênio amoniacoal total** (mg/l)	Fósforo total*** (mg/l)	Coliformes termotolerantes (org./100ml)	Óleos e graxas (mg/l)
1	≤3	≤500	≤0,5	≤0,02	≤200	V.A.
2	≤5	≤500	≤0,5	≤0,03	≤1000	V.A.
3	≤10	≤500	≤1,0	≤0,05	≤1000	V.A.
4	-	-	-	-	-	T.I.

V.A.: virtualmente ausente; T.I.: toleram-se iridescências;
 * As águas de classe Especial devem manter as condições naturais.
 ** Para pH>8,5;
 *** Para ambientes lênticos.

(Fonte: Resolução nº357/2005 do CONAMA)

Ao se comparar a tabela anterior com aquelas que ilustram as concentrações das águas da drenagem superficial, é fácil perceber que estas águas já possuem qualidade inferior às desejadas. Isto reforça a idéia de se conhecer melhor a qualidade das águas de drenagem, que constituem a chamada poluição difusa.

O artigo 10º, §2, da Resolução nº357/2005 do CONAMA mostra também a preocupação com a poluição difusa: “Os valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas químicas de nitrogênio e fósforo, nas condições de vazão de referência, poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água”. Apesar disso, este problema ainda persistirá enquanto houver poucos estudos nesta área e os órgãos encarregados não se mobilizarem.

Esta resolução também estabeleceu condições e padrões de lançamento de efluentes nas águas. Por exemplo, o lançamento de efluentes foi proibido para as águas de classe especial, que são aquelas destinadas à preservação dos ambientes aquáticos. Além disso, os lançamentos de efluentes não poderão conferir ao corpo de água características em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento (art. 28 da Resolução nº357/2005 do CONAMA).

4.5. CONSIDERAÇÕES

Para avaliar a sanidade de um corpo d'água, não basta apenas observar a concentração dos diversos poluentes, pois as mesmas podem variar bastante ao longo de um determinado período. Bastaria medir as concentrações nos dias chuvosos, ou nos períodos mais secos, para se obter respostas bem distintas. Para saber se a água pode ser utilizada ou não é necessário obter valores instantâneos das concentrações desses poluentes, o que só pode ser feito se houver investimentos em campanhas de medição para se conhecer o comportamento dos parâmetros de qualidade em circunstâncias diversas. O conhecimento dessas características pode tornar as ações de controle da qualidade mais eficientes.

É importante realçar que muito esforço e dinheiro são destinados a tratar os esgotos domésticos sem o verdadeiro reconhecimento do impacto gerado pela água de chuva nos corpos receptores (De Luca e Ide, 1983). O efeito de primeira lavagem (“first-flush”) merece certamente um tratamento particular. A experiência americana mostra que, se forem tratados e captados os primeiros 15mm de escoamento superficial em todos os eventos, estará sendo tratado entre 80 e 90% do volume total escoado no ano (ASCE, 1992, apud Porto, 1995).

A escolha entre reduzir a poluição pontual ou a difusa depende basicamente da magnitude relativa das fontes. Identificar cedo as principais fontes de poluição permitirá que sejam disponibilizados mais recursos para as fontes poluidoras mais significativas. Com este intuito, valores publicados na literatura podem ser usados como um esforço inicial de caracterização das cargas poluidoras visando o planejamento preliminar, mas se deve ter cuidado devido à grande variabilidade destes dados. Assim, dados de áreas similares devem ser usados sempre que possível (Thomann e Mueller, 1987).

A escolha de um modelo matemático para simular as condições de qualidade da água num sistema de rios e reservatórios depende fundamentalmente das características do sistema a ser simulado, do nível de precisão desejado em função dos objetivos do projeto, dos dados disponíveis sobre o sistema e da disponibilidade de metodologias para representar os processos identificados (Tucci, 2005). Dessa forma, a utilização de modelos simplificados de produção de poluentes em bacias urbanas se ajusta bem aos fins de indicar prováveis alternativas de gestão numa fase preliminar. Para a solução propriamente dita, recomenda-se fortemente que mais estudos sejam feitos para suprir a necessidade de informações para o projeto final.

CAPÍTULO 5: ESTRUTURAÇÃO DE PROBLEMAS MULTICRITÉRIOS

Neste capítulo é destacada a importância da etapa de estruturação num processo de tomada de decisão. Além disso, é caracterizada uma metodologia de estruturação chamada de “Mapa Cognitivo”, a qual tem a função de fazer com que os decisores manifestem de maneira sistemática como percebem o contexto decisório, permitindo a identificação dos objetivos a serem atingidos e dos meios para alcançá-los.

5.1. PROCESSOS DECISÓRIOS

Os processos decisórios são compostos por duas grandes fases: estruturação e avaliação. A fase de estruturação de problemas corresponde à primeira etapa do processo decisório e compreende desde a percepção do contexto decisório pelos decisores até a definição dos objetivos e alternativas. A fase posterior à estruturação é a avaliação propriamente dita, quando as alternativas são ordenadas de acordo com os critérios estabelecidos na estruturação.

Assim, a estruturação engloba a formulação e definição do problema, o estabelecimento dos objetivos estratégicos, ações potenciais e meios para se atingirem esses objetivos e a identificação de quais critérios são relevantes para descrever o problema, isto tudo de acordo com o entendimento de todos os decisores intervenientes no processo decisório. Estes critérios, ou pontos de vista, são os elementos básicos de um modelo multicritério de avaliação. O produto final desta etapa é a hierarquia dos critérios ou pontos de vista, a qual normalmente é escrita na forma de uma árvore de pontos de vista.

Essas metodologias multicritérios são um aprimoramento das técnicas da pesquisa operacional tradicional. Segundo Hipel (1992) a pesquisa operacional (PO) começou em julho de 1938 pelos ingleses quando faziam pesquisas sobre aspectos operacionais de sistemas de radares e, depois disso, teve várias aplicações nos problemas das forças armadas durante a Segunda Guerra Mundial. A partir de então, a PO se desenvolveu bastante nos diferentes campos, tais como, ciências gerenciais, engenharia de sistemas, recursos hídricos, etc. Surgiu então a preocupação de fazer uma análise levando em conta vários aspectos do problema, tanto quantitativos quanto qualitativos, o que levou ao desenvolvimento dos métodos multicritério de tomada de decisão. É diferente, por exemplo, dos métodos multiobjetivo, que também foram originados da PO tradicional, mas que se baseiam geralmente na obtenção de uma solução “ótima” através da minimização ou maximização de mais de uma função objetivo. As abordagens multicritério, por sua vez, referem-se aos critérios de avaliação,

direcionando o foco da investigação para os elementos de estruturação do problema. É uma diferença enorme, uma vez que objetivo é aquilo que se busca e critério é uma característica do contexto decisório, mas é comum observar confusão na utilização destes termos.

Na maioria dos projetos em engenharia se costuma considerar apenas o critério econômico no processo de decisão, assim, as alternativas são analisadas tecnicamente, ordenadas e a que apresenta menor custo é a escolhida. Nos problemas relacionados à gestão ambiental ou dos recursos hídricos, o processo de tomada de decisão não pode e nem deve ser encarado por este tipo de abordagem. Algumas características básicas que diferenciam esta área de estudo das demais são:

- A grande quantidade de usuários, envolvendo diversos interesses, os quais são normalmente conflitantes;
- Os diversos órgãos envolvidos: federais, estaduais, municipais, entidades não governamentais, etc;
- O caráter multidisciplinar: por exemplo, os problemas de uma bacia hidrográfica necessitam de técnicos com diversas formações (engenheiros, biólogos, hidrólogos, etc); e,
- As decisões são tomadas nem sempre por critérios técnicos, pois é muito comum que pessoas utilizem sua influência política para direcionar as ações.

A gestão ambiental se trata, então, de um problema multicritério complexo, onde “só a definição do problema já é um problema”.

Diversas técnicas para se resolver problemas multicritérios complexos são encontradas na literatura, mas o mais interessante nisso é que se desenvolvem essas técnicas e se procura precisão nas respostas obtidas, mas se esquece de verificar se o problema está bem estruturado. Às vezes, a falha na solução obtida não é da técnica, nem do modelo desenvolvido, mas sim que todo esforço que foi empreendido foi mal direcionado, ou seja, pode-se estar tentando resolver um problema que não existe da maneira como foi formulado. Esta falha ocorre pelo simples fato de que não se conhecia bem o problema.

5.2. PARADIGMAS RACIONALISTA E CONSTRUTIVISTA

No contexto deste estudo, paradigma se refere aos modelos e teorias que orientam técnicos e cientistas em suas atividades. Enquanto o paradigma racionalista parte do pressuposto que os decisores são totalmente racionais, ou seja, raciocinam e agem segundo uma lógica comum, o construtivista reconhece a subjetividade inerente de um processo de decisão (Ensslin et al., 1998). Isto implica que, num modelo de suporte à decisão, a subjetividade deve ser incorporada.

Outra diferença é em relação à forma de atuação: enquanto o racionalista geralmente se propõe a encontrar a solução ótima, o construtivista visa apenas dar suporte aos decisores a tomarem suas decisões, baseados no conhecimento adquirido durante o processo decisório. Em decorrência dessas duas características, temos que o racionalista tende a buscar uma interpretação universal dos problemas e a elaborar um modelo ideal de representação do contexto decisório e que o construtivista não aceita que modelos desenvolvidos para uma situação sejam aplicados a outras, pois a percepção do problema muda de acordo com o contexto decisório e os decisores. Daí que surge uma das principais críticas ao pensamento construtivista: se não existe um padrão único para resolver um tipo determinado de problema, então dificilmente um experimento se repetirá, e, em consequência disto, os resultados obtidos não poderão ser verificados (interpretado das leituras dos textos de Montibeller Neto, 1996, Ensslin et al., 1998, e Matzenauer, 2003). A tabela 5.1 apresenta um esquema resumido das principais diferenças entre os paradigmas.

Tabela 5.1. Os paradigmas Racionalista e Construtivista.

	Paradigma Racionalista	Paradigma Construtivista
Problema a ser resolvido	Problema real (independe das pessoas).	Problema construído (cada decisor constrói seu próprio problema a partir de sua percepção).
Preferências dos decisores	Independem do método de obtenção e da maneira que são apresentadas as informações.	A importância relativa entre os critérios (pesos) é definida a partir do sistema de valores dos decisores.
Os modelos	Representam a realidade objetiva a partir de fatos (isenta de valores pessoais).	São ferramentas aceitas pelos decisores como úteis para apoiar suas decisões.
O objetivo da modelagem	Encontrar a solução ótima.	Gerar conhecimento aos decisores sobre o problema.
Os resultados dos modelos	Soluções ótimas.	Recomendações que visam atender aos valores dos decisores.
A validade do modelo	Modelo é válido quando representa a realidade objetivamente.	Modelo é válido quando serve como ferramenta de Apoio à Decisão.
Forma de atuação	Tomada de decisão.	Apoio à Decisão.
Tomada de decisão	Momento em que ocorre a escolha da solução ótima.	Processo ao longo do tempo.
Crítica Principal	A noção de ótimo perde o sentido do ponto de vista do construtivismo.	Falta de cientificidade, pois, ao se repetir um mesmo experimento, os resultados podem não se repetir.

(Fonte: adaptado de Ensslin et al., 2001, apud Matzenauer, 2003)

A escolha de um paradigma depende dos valores dos pesquisadores. A maioria dos pesquisadores da escola americana adota o paradigma racionalista no processo de tomada de decisão, enquanto os pesquisadores da escola européia adotam o paradigma construtivista no processo de apoio à decisão (Matzenauer, 2003). O paradigma construtivista se aplica bem ao

propósito deste trabalho, visto que, aqui, é entendido que as decisões não são tomadas baseadas exclusivamente por critérios técnicos.

5.3. IMPORTÂNCIA DA ESTRUTURAÇÃO

A decisão de tomar uma atitude em relação a uma situação parte do momento em que se detecta uma deficiência de desempenho, ou quando o problema já apresenta repercussões negativas. Esta deficiência pode ser classificada como positiva, quando há uma oportunidade de melhoramento, mesmo quando a situação de desempenho atual é considerada satisfatória, ou negativa, quando existe uma situação de desempenho atual indesejável que necessita ser corrigida (Ensslin, 1995).

Muitas vezes ao perceber a deficiência, as pessoas tomam suas decisões e por muitas vezes a solução obtida não é a esperada ou a desejada. Uma das possíveis causas pode residir no fato de se estar resolvendo um problema que não é o proposto, ou em outras palavras, não se conhecia ou não se estava bem estruturado o real problema. Quando a falha ocorre na identificação do problema, o processo decisório dificilmente terá uma solução adequada e não produzirá as conseqüências desejadas se a ação for implementada.

Antes de partir para a resolução do problema, faz-se necessário uma investigação minuciosa de todos os aspectos relacionados ao contexto decisório. Segundo Ensslin (1995), os problemas podem ser classificados em:

- Problemas bem estruturados: quando o decisor consegue facilmente identificar uma estratégia de ação para resolvê-los;
- Problemas semi-estruturados: quando existe uma estratégia de ação e esta pode ser encontrada;
- Problemas mal estruturados: embora exista uma percepção difusa de que algo está errado, não se consegue, num primeiro momento, identificar e definir a natureza deste diferencial.

Normalmente, os problemas multicritérios de gestão ambiental são mal estruturados, uma vez que é difícil prever o comportamento integrado de todas as variáveis envolvidas. Isto só reforça o cuidado que se deve ter na fase de estruturação.

Conforme mencionado no capítulo sobre política ambiental, as decisões sobre a gestão dos problemas ambientais normalmente são influenciadas por fatores políticos, além dos técnicos. Além disso, os próprios decisores possuem um sistema de valores próprios, os quais refletem desde os princípios éticos até as preferências dos mesmos, e que norteiam o rumo de suas decisões. Em problemas que envolvam um grupo de decisores, dificilmente eles perceberão um mesmo contexto da mesma maneira e, em razão disto, até o problema

percebido pode ser diferente, como de fato acontece numa situação real. Assim, num modelo que se proponha a assessorar os tomadores de decisão, é importante que os valores subjetivos destes sejam incorporados ao problema a fim de que o modelo seja realmente útil a eles.

Uma forma de assimilar estas questões na estruturação do problema é através do conhecimento do contexto decisório, o qual envolve o diagnóstico do meio onde a decisão é feita e a coleta das opiniões dos decisores. Estes dois elementos juntos é que irão compor o modelo de suporte à decisão. Talvez o grande dilema neste modelo seja como serão identificados os valores subjetivos dos decisores. Esta identificação pode ser feita através de entrevistas, mas o problema é que nem sempre a sistematização dos questionários consegue explorar estes aspectos subjetivos. Para superar isto é proposta a utilização da metodologia dos “Mapas Cognitivos”.

5.4. MAPAS COGNITIVOS

Segundo Eden et al. (1979, 1983) apud Rieg e Araújo Filho (2003), o mapeamento cognitivo de Colen Eden fundamenta-se na Teoria de Constructos Pessoais de Kelly (1955), da área da psicologia, a qual tem por pressuposto três afirmações-chave: (1) o homem está sempre buscando explicar seu mundo, isto é, porque ele está como está, o que o tornou assim, etc; (2) o homem estabelece o sentido de seu mundo por meio de contrastes e similaridades, isto é, para o homem, o significado de algo deriva do relativismo; e (3), ao buscar compreender o significado de seu mundo, o homem organiza seu sistema de constructos (conceitos, idéias, informações).

Na tentativa de entender este mundo é que são feitos os Mapas Cognitivos, que nada mais são que representações gráficas, seguindo uma lógica orientada às relações de causa e efeito, do conhecimento que determinado indivíduo possui sobre um contexto. Além dos Mapas Cognitivos de relações causais, existem outras formas menos utilizadas de mapeamento cognitivo tais como os Mapas Cognitivos de Identidade e de Categorização (Fiol e Huff, 1992, apud Bastos, 2002). O foco de interesse desta pesquisa é nas relações causais, mas uma comparação destes métodos pode ser vista em Bastos (2002).

Alguns estudos mais recentes tratam dos Mapas Cognitivos baseados em regras difusas. Segundo Carvalho (2001), a lógica difusa foi introduzida por Zadeh no fim da década de 60 e pode ser considerada como uma generalização da lógica tradicional de verdadeiro/falso, permitindo uma transição suave, representando assim uma região de verdade parcial, entre o verdadeiro e o falso. Ainda segundo este autor, estes mapas foram inicialmente desenvolvidos por Kosko em meados da década de 80 e têm sido aperfeiçoados desde então para possibilitar a definição de relações e conceitos de forma qualitativa.

Diversos estudos acadêmicos, especialmente nos cursos de engenharia de produção, abordam a utilização destes mapas, mas existem também alguns estudos na área de gestão dos recursos hídricos. Jardim (2003) utilizou esta ferramenta para estruturar o consenso de um grupo de decisores sobre um possível cenário de cobrança pelo uso dos recursos hídricos numa bacia hidrográfica e concluiu, entre outras coisas, que uma hierarquia de objetivos, obtida por meio de mapas cognitivos de decisores qualificados, pode representar uma alternativa para a estruturação do problema da cobrança pela garantia de possuir e pelo direito de usar os recursos hídricos disponíveis. Porém, dadas as especificidades de uma determinada região e as peculiaridades de cada grupo de decisor, o modelo estruturado não pode ser generalizado para outras aplicações.

Já Laura (2004) utilizou os mapas cognitivos para a modelagem de um sistema de indicadores para avaliar a sustentabilidade dos recursos hídricos. Ele concluiu que o mapa cognitivo é uma ferramenta útil para identificar os indicadores-chave, mas que a aplicação demanda muito tempo, principalmente quando se trabalha com um grupo de decisores.

Em outra aplicação, Ramos (2005) utilizou os mapas para identificar aspectos considerados importantes para a definição dos critérios de outorga de direito de uso da água. O autor considerou que a aplicação da metodologia ajudou a percepção do problema pelos envolvidos e ajudou a negociação dos conflitos existentes. Ele também realçou que pode ser de grande utilidade a associação do modelo estruturado com Sistemas de Informações Geográficas para apoiar a atividade de outorga.

Neste texto, o termo “ator” é utilizado para se referir às pessoas, ou mesmo grupos ou instituições, que estejam envolvidas direta ou indiretamente no processo decisório. Cada ator tem seu próprio sistema de valores, os quais condicionam a formação dos objetivos, interesses e aspirações. Já os termos decisor e facilitador se referem respectivamente ao ator a quem cabe a decisão final e ao técnico responsável pela elaboração do mapa. Dentro de um grupo de decisores podem surgir diferentes interpretações de um mesmo contexto e nem sempre o problema percebido por um deles é compartilhado pelo restante do grupo. É sobre este grupo de decisores que deve ser construído o mapa e é para eles que o modelo final deve ser apresentado para ajudar o processo de tomada de decisão. Enquanto isso, é importante que o facilitador tente se manter neutro para influenciar o menos possível na construção do mapa.

5.4.1. Construção do mapa

Durante o processo de apoio à decisão, o facilitador elabora uma seqüência de perguntas ao decisor. Ao responder as perguntas, o decisor externaliza, num discurso, a representação mental que possui sobre o contexto e a partir da interpretação deste discurso é

que o facilitador elabora o mapa (figura 5.1). O mapa construído pode, então, ser apresentado ao decisor para que o mesmo reflita sobre os conceitos e possa propor alterações. A seguir são comentadas as etapas de elaboração e análise de um mapa cognitivo.

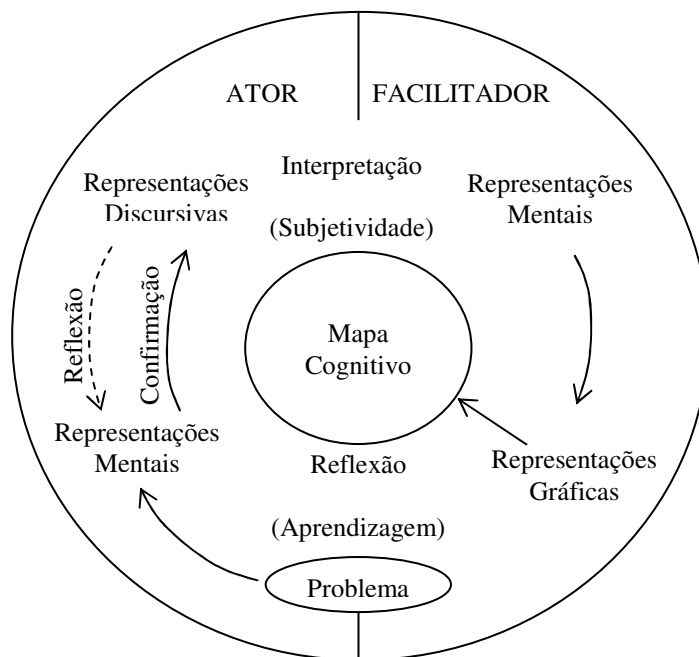


Figura 5.1. Processo cognitivo de articulação e pensamento.

(Fonte: Ensslin et al., 1998, apud Jardim, 2003)

Etapas de Construção do Mapa

Os procedimentos citados nesta seção orientam-se basicamente pelos trabalhos de Montibeller Neto (1996) e Ensslin et al. (1998).

Em primeiro lugar, é necessário definir um rótulo para o problema junto aos decisores, da maneira que eles acham mais conveniente e procurando não intervir. Em seguida, estimula-se o decisor a expor livremente seus valores, objetivos, ações, etc, que constituirão os Elementos Primários de Avaliação (EPAs). Este processo é chamado de “brainstorming” (tempestade cerebral) e segundo Camacho e Paulus (1995) apud Ensslin et al. (1998), deve-se encorajar que todos os EPAs sejam expressos, pois se deseja quantidade, devendo-se evitar fazer críticas às idéias. A tabela 5.2 propõe estratégias para identificar os EPAs.

A partir de cada EPA é construído um conceito, que se caracteriza por uma ação e seu pólo oposto psicológico. O oposto é necessário para não se perder importantes e diferentes interpretações e para se saber como o decisor realmente entende aquele conceito. Deve-se procurar colocar o conceito orientado à ação e de forma mais abreviada possível, buscando sempre manter as palavras usadas pelo decisor. Para orientar o conceito à ação, pode-se colocar o verbo no infinitivo.

Tabela 5.2. Estratégias para identificar os EPAs.

Aspectos desejáveis	Quais são os aspectos que o Sr. gostaria de levar em conta em seu problema?
Ações	Quais características distinguem uma ação (potencial ou fictícia) boa de uma ruim?
Dificuldades	Quais são as maiores dificuldades com relação ao estado atual?
Conseqüências	Quais das conseqüências das ações são boas/ ruins/ inaceitáveis?
Metas/ Restrições/ Linhas Gerais	Quais são as metas/ restrições/ e linhas gerais adotadas pelo Sr.?
Objetivos Estratégicos	Quais são os objetivos estratégicos neste contexto?
Perspectivas Diferentes	Quais são para o Sr., segundo a perspectiva de um outro decisor, os aspectos desejáveis/ ações/ dificuldades/ etc.?

(Fonte: Ensslin et al., 1998)

Por exemplo, se partíssemos do problema de investimento em infra-estrutura de uma cidade, um dos elementos primários de avaliação poderia ser “controle de gastos”, assim, poderíamos orientar este EPA à ação escrevendo “investimentos serem compatíveis com a receita disponível”. O pólo oposto poderia ser “investimentos serem incompatíveis com a receita disponível”.

A partir de um conceito, pode-se construir uma hierarquização de conceitos. Para fazê-lo, pode-se seguir duas orientações: a primeira, perguntando-se ao decisor quais os meios para atingi-lo; e a segunda, perguntado-se ao decisor a quais fins ele se destina. Na representação gráfica, os pólos de um conceito são normalmente separados por “...”, os quais podem ser lidos como “em vez de”, e as ligações de influência são simbolizadas através de flechas com sinais nas extremidades. Caso os primeiros pólos de cada conceito se relacionem num sentido direto de causa e efeito, então se coloca o sinal positivo (+), caso contrário, coloca-se sinal negativo (-). As figuras 5.2, 5.3 e 5.4 mostram exemplos dos dois sentidos de hierarquização dos conceitos e um exemplo de um caso onde um conceito dá origem a outros dois, mas com ligações de influência diferentes.

A partir do conjunto de EPA's que foram obtidos, são criados os primeiros conceitos. Seguindo-se uma das duas orientações de exploração cognitiva (orientada ao meio ou ao fim), fazem-se as perguntas e obtêm-se outros conceitos. À medida que os conceitos vão se relacionando, o mapa vai surgindo. Segundo Ensslin et al. (1998), o tempo para construção do mapa individual deve ser inferior a 1h e 30min, pois após este período, os decisores, em geral, mostram-se cansados. Caso o mapa não tenha sido concluído, deve-se sugerir que se termine no dia seguinte. O fim da construção do mapa ocorre quando o decisor começa a repetir os conceitos, expressando a mesma idéia com outras palavras.

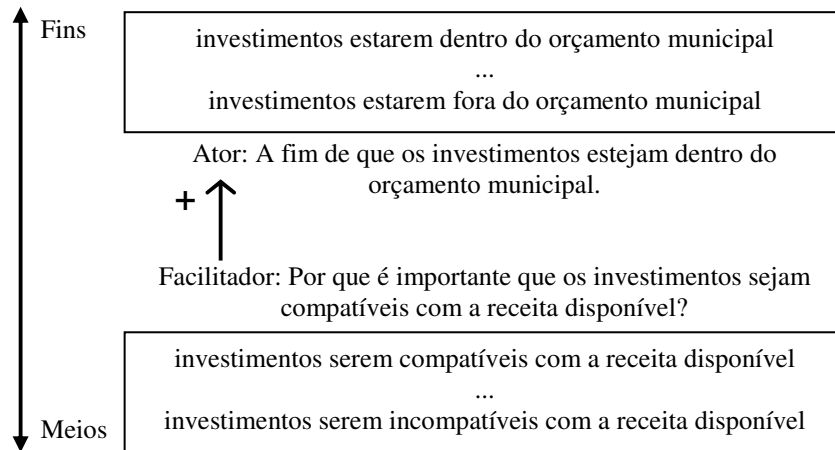


Figura 5.2. Construindo a hierarquia – em direção aos fins.

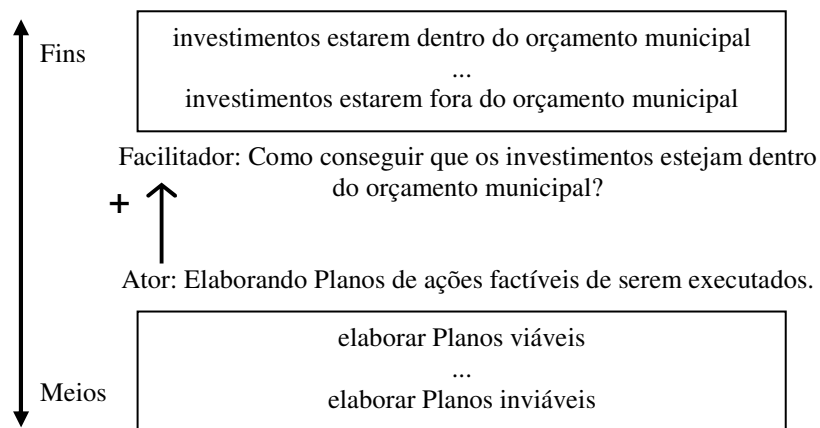


Figura 5.3. Construindo a hierarquia – em direção aos meios.

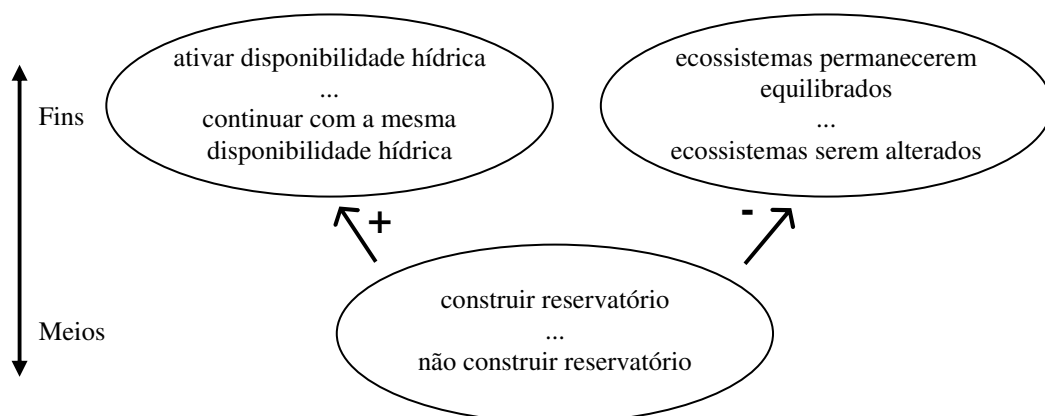


Figura 5.4. Ligações de influência positiva e negativa.

Quando o processo de decisão envolve vários decisores, então se torna ainda mais importante a elaboração destes tipos de mapas como instrumento de apoio à definição do problema. A construção de um mapa cognitivo de um grupo é complexa, pois os conceitos podem ser diferentes e/ou conflitantes, mas apesar disso o resultado final fornece uma compreensão mais abrangente do contexto decisório.

Apesar de muitos autores considerarem o trabalho em grupo como ideal, deve-se lembrar que a construção do mapa cognitivo de um grupo (congregado) leva ao pensamento de grupo (“groupthinking”). Por sua vez, este tipo de pensamento pode fazer com que os pontos de vista dos decisores mais influentes prevaleçam sobre os dos demais. Segundo Montibeller Neto (1996), são sintomas do pensamento de grupo: pressão direta; autocensura; ilusão de invulnerabilidade; ilusão de unanimidade; mente vigiada; racionalização coletiva; estereótipos compartilhados; e, ilusão de moralidade.

Um conceito contrário ao pensamento de grupo é o do pensamento de equipe. Segundo Montibeller Neto (1996), são sintomas de pensamento de equipe: encorajamento de visões divergentes; abertura na expressão de inquietações/ idéias; preocupações sobre limitações/ameaças; reconhecimento das singularidades dos membros; e, discussão de dúvidas coletivas.

Para evitar que ocorra pensamento de grupo, recomenda-se a elaboração de mapas individuais, os quais podem ser agregados posteriormente unindo-se os conceitos similares pelo que tem sentido mais geral. Depois de concluída a fase de agregação, o Mapa Agregado pode ser submetido ao julgamento dos decisores para que os mesmos possam sugerir alterações. Este último mapa recebe o nome de Mapa Cognitivo Congregado.

Análise do Mapa

Esta seção trata de como deve ser analisado um mapa cognitivo para possibilitar identificar os pontos de vista ou critérios de avaliação. Esta identificação dos pontos de vista marca a transição do mapa cognitivo para um modelo multicritério.

Existem duas formas básicas de análise de um mapa, a tradicional e a avançada. Para entender essas análises, é necessário definir algumas características dos mapas, tais como: conceitos “*head*” e “*tail*”; *laços de realimentação*; e, “*clusters*”.

- **Conceitos tail (rabo, cauda) e head (cabeça, ponta):** os conceitos do mapa que não saem flechas são chamados de conceitos head e indicam objetivos/fins/resultados/valores mais estratégicos dos decisores. Os que não entram flechas são chamados de conceitos tail e revelam os meios/ações/alternativas/opções para se atingirem os objetivos. Muitos conceitos head indicam muitos objetivos a serem atendidos e muitos conceitos tail indicam muitas formas de se atingi-los;

- **Laços de realimentação:** ocorrem quando existe uma circularidade nos conceitos. Um exemplo clássico é quando se aumenta o faturamento de uma empresa, gera mais lucro, que por sua vez eleva o nível de investimentos, o qual aumenta novamente o faturamento da empresa. Dentro de um laço, todos os conceitos possuem o mesmo nível hierárquico e poderiam ser substituídos por um único conceito. Tal operação não é recomendada porque gera perda de informação. Outra forma de eliminar a circularidade é se retirando uma ligação;

- **Clusters:** em mapas complexos, com muitos conceitos, a identificação de “clusters” auxilia no entendimento do mapa numa visão macroscópica. Os clusters são caracterizados por grupos de conceitos que se relacionam mais fortemente entre si do que com outros grupos de conceitos. Dessa forma, pode-se considerar um mapa cognitivo como um conjunto de clusters relacionados por ligações inter-componentes e os clusters são um conjunto de nós que são relacionados por ligações intra-componentes. Estes clusters podem ser entendidos como áreas de interesse do problema e podem ser avaliados individualmente.

O que diferencia a análise tradicional da avançada é que a primeira visa colocar o mapa em ordem e a segunda permite identificar os pontos de vista levando em conta tanto a forma quanto o conteúdo do mapa. Pela análise tradicional, identifica-se a estrutura hierárquica dos conceitos, os conceitos head e tail, eliminam-se os laços de realimentação e definem-se os clusters. Os clusters podem ser criados a partir da identificação dos grupos de conceitos que indicam uma mesma área de interesse do problema. Já na análise avançada, deve-se primeiro identificar as linhas de argumentação dentro do mapa ou de um cluster. Uma linha começa por um conceito tail e termina num conceito head. A partir dessas linhas de argumentação, identificam-se os ramos, os quais contêm uma ou mais linhas de argumentação que demonstrem uma mesma preocupação. São nestes ramos que são definidos quais os candidatos a pontos de vista que serão considerados no modelo.

5.4.2. Pontos de Vista

As ações potenciais no contexto decisório serão julgadas de acordo com os pontos de vista dos decisores. Os pontos de vista ligam os objetivos e características da alternativa, representando todo aspecto de decisão real percebido como importante para a construção de um modelo de avaliação de ações existentes ou a serem criadas. Os pontos de vista podem ser elementares (PVE) ou fundamentais (PVF). Cada PVF representa um objetivo-fim que será alcançado através dos objetivos-meios (PVE). A utilização do termo ponto de vista ao invés de critério é devido ao reconhecimento do caráter subjetivo dos mesmos.

A determinação dos candidatos a pontos de vista é feita pelo enquadramento do mapa cognitivo, o qual consiste em determinar em cada ramo onde se localizam os conceitos-chave

que expressam idéias relativas aos objetivos estratégicos ou às ações potenciais. Dessa forma, após o enquadramento do mapa cognitivo e a determinação dos candidatos a pontos de vista fundamentais, deve-se verificar se os mesmos atendem as propriedades dos PVFs, que são (adaptado de Ensslin et al.,1998):

- **Essencial:** devem ser aspectos considerados fundamentais para os decisores;
- **Controlável:** deve representar um aspecto que diz respeito especificamente ao contexto decisório. Caso o PVF dê margem a outras interpretações, ou seja, num sentido mais amplo, deve-se procurar substituí-lo por outro de modo a não restar dúvidas do que se trata;
- **Mensurável:** deve permitir que se crie uma escala de avaliação da performance sem ambigüidade;
- **Operacional:** deve possibilitar que sejam obtidas informações sobre os desempenhos das ações potenciais dentro do tempo disponível e com um esforço viável;
- **Isolável:** a avaliação de um PVF deve ser independente da avaliação de outros PVFs;
- **Não-redundante:** o aspecto não deve ser considerado mais de uma vez;
- **Compreensível:** deve ter significado claro aos decisores.

Depois de verificado que os PVFs satisfazem as propriedades, obtêm-se a família de PVFs. Este conjunto deve incluir todos aspectos considerados relevantes pelo decisor. Para verificar se isto está sendo cumprido, pode-se questionar o decisor se é possível entre duas ações com mesmo desempenho em todos os PVFs, uma delas ainda ser a preferida. Caso afirmativo, pergunta-se o porquê para que o decisor manifeste este aspecto fundamental. É recomendável também que este conjunto seja conciso, ou seja, o número de aspectos deve ser o mínimo necessário.

5.4.3. Descritores

Depois de definido o conjunto de pontos de vista fundamentais (PVFs), a próxima etapa é a de se criar um mecanismo para medir o desempenho de uma ação sob estes PVFs. Para esta função são definidos os descritores, os quais representam numa escala arbitrária os diferentes níveis de desempenho. Pelas metodologias multicritério de suporte à decisão, os níveis de desempenho recebem o nome de *níveis de impacto*.

Para cada descritor, estes níveis de impacto devem ser ordenados em termos de preferência, sendo o mais atrativo o melhor nível. Recomenda-se adotar como referência um nível bom e um neutro para cada descritor. Os valores abaixo do nível neutro correspondem às alternativas que se encontram abaixo da expectativa (insatisfatórias) e os valores acima do nível bom se referem àquelas que superam as expectativas.

Segundo Ensslin et al. (1998), não existe um descritor ótimo para avaliar um PVF. O descritor é considerado adequado na medida em que os decisores o considerem como ferramenta para avaliar as ações potenciais.

Estes descritores podem ser quantitativos (diretos ou indiretos) e qualitativos. Os descritores quantitativos diretos são os mais indicados e são aqueles que possuem uma escala numérica intrínseca, como por exemplo, a medida de distância ou do tempo. Já os descritores quantitativos indiretos são adotados quando não se dispõe de meios para medir diretamente o fenômeno ou a variável. Um exemplo de descritor quantitativo indireto é a utilização da mortalidade dos peixes (número de peixes mortos) ou saúde da população (número de pessoas doentes) para descrever a qualidade das águas.

Os descritores qualitativos são aqueles que não possuem uma escala numérica que permita avaliar. Sugere-se, então, a construção de uma escala subjetiva de preferência, tomando-se o cuidado para evitar ambigüidade. Segundo Keeney (1992) apud Ensslin et al. (1998), em casos muito complexos, pode se criar os níveis de impacto através até de imagens ou fotos.

Para que os descritores sejam o mais adequado possível, é desejável que sejam mensuráveis, operacionalizáveis e compreensíveis (Keeney, 1992, apud Ensslin et al., 1998). Outra observação relevante é que a utilização de intervalos ou faixa de valores para cada nível não é recomendada, bem como a utilização de uma escala qualitativa, pois, aumentam a ambigüidade do descritor. A ambigüidade faz com que alternativas de desempenhos distintos sob um critério estejam num mesmo nível de impacto e ocorre devido à dificuldade de avaliar as diferenças de atratividade (ou de importância).

5.4.4. Funções de Valor

Depois de estabelecidos os descritores, ainda são necessários avaliar os julgamentos dos decisores sobre os níveis de impacto para associar as diferenças de desempenho entre estes níveis a uma escala numérica de avaliação. Para isso, é necessária a definição de uma função de valor para medir os níveis de impacto de cada descritor. As medidas dessas funções de valor refletem a importância dada ao nível de desempenho e são chamadas de atratividade.

Algumas vantagens da função de valor, segundo Beinart (1995) apud Matzenauer (2003) são:

- Permitem tratar os julgamentos humanos de forma lógica, explícita e sistemática;
- Permitem analisar informações numéricas e qualitativas ao mesmo tempo;

A seguir são descritas brevemente algumas técnicas para estabelecer uma função de valor. É importante observar que a forma gráfica vai depender diretamente dos valores do decisor, bem como da propensão ou aversão ao risco que o mesmo possui.

Método da Pontuação Direta (Direct Rating)

É o método mais simples de se estabelecer a função de valor. Depois de definido o melhor e o pior nível de desempenho dos descritores, geralmente adotando o valor de “100” e “0” respectivamente, pede-se que o decisor pontue diretamente os demais níveis com números neste intervalo. O processo de definição da função se encerra quando o decisor se sente confortável com os valores estabelecidos.

Método da Bissecção

Primeiro são estabelecidos os valores extremos. A partir destes valores, pede-se que o decisor identifique o nível de desempenho correspondente à metade do intervalo. Repete-se o procedimento até que todos os níveis de desempenho recebam valores.

Método de Julgamento Semântico

Estes métodos consideram uma escala semântica de julgamento e foram desenvolvidos para evitar que os decisores fizessem julgamentos quantitativos sobre as diferenças de atratividade. Mesmo assim, depois de terminar os julgamentos semânticos, é necessário transformar a escala semântica numa escala numérica para que se possa fazer a avaliação. Neste grupo estão, por exemplo, os métodos AHP (Analytic Hierarchy Process, Saaty, 1977) e o MACBETH (Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique, Bana e Costa e Vansnick, 1995).

CAPÍTULO 6: DINÂMICA DE SISTEMAS

A Dinâmica de Sistemas teve início no final da década de 50 através dos estudos de Jay Forrester sobre processos industriais no MIT (Massachusetts Institute of Technology) e é uma área que se dedica a analisar as diferentes relações existentes entre os vários objetos num determinado meio. Diferente da maioria das ciências que se dedicam a caracterizar apenas parte dos sistemas, a dinâmica de sistemas se propõe a analisar as coisas como um todo.

6.1. IMPORTÂNCIA DA VISÃO SISTÊMICA

Alguns conceitos relacionados à importância da visão sistêmica já foram levantados ao longo do texto. Desde a questão dos diferentes fatores que levam ao desenvolvimento sustentável (econômicos, sociais e ambientais), passando pelos princípios da política de recursos hídricos a qual prevê o uso múltiplo das águas, bem como os diferentes condicionantes da geração de uma carga poluidora numa bacia até a própria materialização das ações de intervenção. Além disso, não se pode esquecer dos próprios fenômenos climatológicos e dos processos relacionados às atividades sócio-econômicas. Se pararmos para analisar com cuidado, veremos que tudo isto está relacionado, mesmo que de forma pouco clara. Todas estas relações e objetos podem ser generalizados em um único sistema, como, por exemplo, o da bacia hidrográfica (figura 6.1).

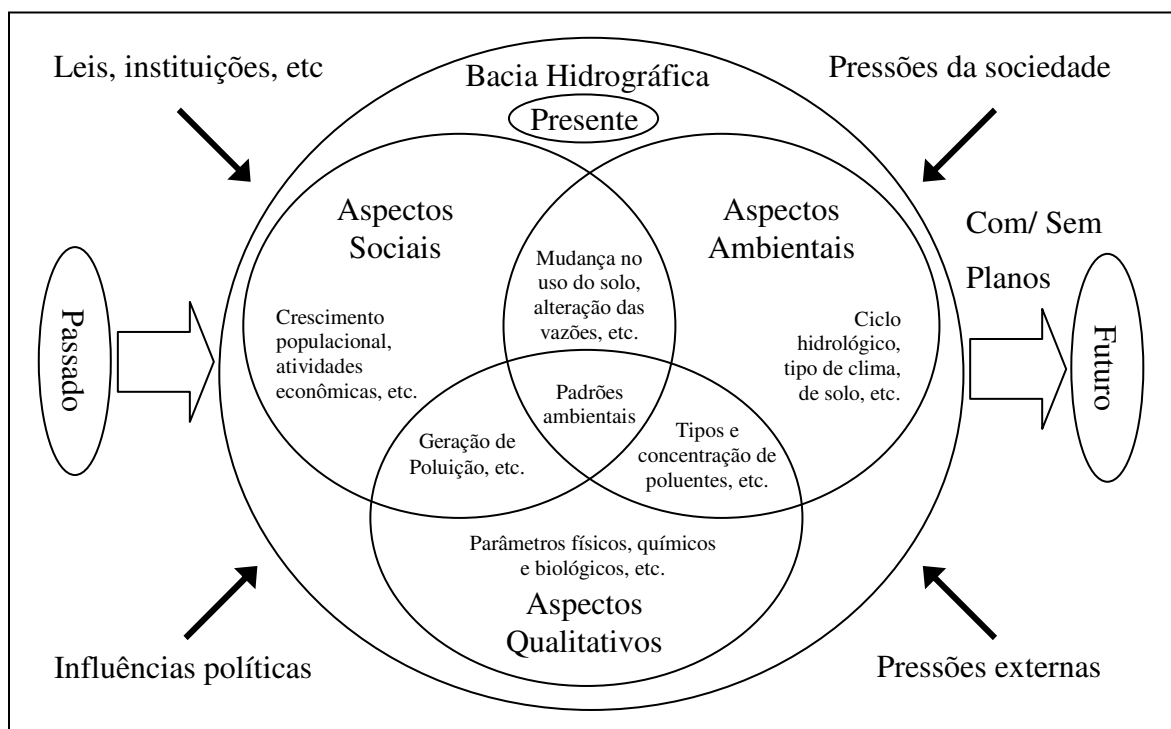


Figura 6.1. Visão sistêmica da Bacia Hidrográfica.

Ao se encarar uma área de estudo como um sistema é possível estabelecer diversas relações entre seus elementos. Através destas relações, uma simples variável pode afetar outras variáveis no tempo, as quais podem voltar a afetar a variável original, e assim por diante. O conjunto de relações entre estes elementos constituirá o modelo de comportamento do sistema. Uma vez estabelecido o modelo é possível entender o funcionamento do todo e estabelecer previsões sobre o estado futuro do sistema.

6.2. SIMULAÇÃO DINÂMICA

A simulação dinâmica é um processo de simulação do comportamento do sistema a partir das relações estabelecidas entre os diversos elementos constituintes. É bastante útil no processo de tomada de decisão para avaliar a repercussão de possíveis ações de intervenção no sistema.

6.2.1. Modelos computacionais

Os modelos de simulação dinâmica têm ganhado muita popularidade nos últimos anos e em consequência disso alguns pacotes computacionais têm sido criados para auxiliar na elaboração dos modelos. Rizzo et al. (2006) avaliaram o balanço de energia de uma superfície úmida através dos softwares de simulação dinâmica STELLA 5.0, MADONNA 7.0.2, GOLDSIM 7.51.100 e SIMULINK 4.1.2.4 (pacote do MATLAB) e verificaram que os modelos se ajustam bem ao cálculo pretendido, mas variavam de acordo com o poder computacional e com a facilidade de manuseio (figura 6.2).

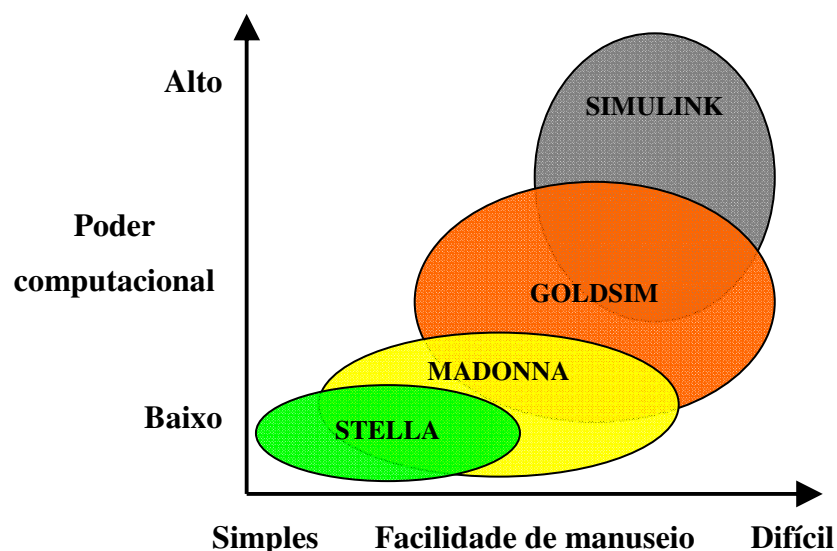


Figura 6.2. Comparação entre alguns softwares de simulação.

(Fonte: adaptado de Rizzo et al., 2006)

Como se observa, existem muitas opções de software para modelagem de um sistema dinâmico, mas o essencial é que o mesmo cumpra a sua função. Na verdade, não importa onde tenha sido feito o modelo, mas é importante que o usuário se sinta confortável em utilizá-lo como ferramenta de suporte à decisão. A concepção de um modelo por meio de programação computacional pode até ser mais recomendada, pois permite que o desenvolvedor utilize sua capacidade criativa para criar um modelo que se ajuste melhor aos seus propósitos.

Vários dos pacotes computacionais adotam uma representação semelhante das variáveis do modelo de simulação dinâmica. Basicamente estas variáveis se distinguem em três grupos: estoque (“level”), que representa um acúmulo; taxa (“rate”), que representa a taxa de fluxo que altera o estoque; e, auxiliares. Esta representação simplificada das variáveis é extremamente útil para facilitar nossa compreensão dos sistemas, uma vez que qualquer variável é encarada sobre uma dessas formas. A figura 6.3 ilustra um caso bem elementar do saldo de uma conta poupança, onde o saldo é a variável de estoque, as diferenças entre os saques e os depósitos representam a taxa de acúmulo e a variável auxiliar é a taxa de rendimento que incide sobre o saldo.

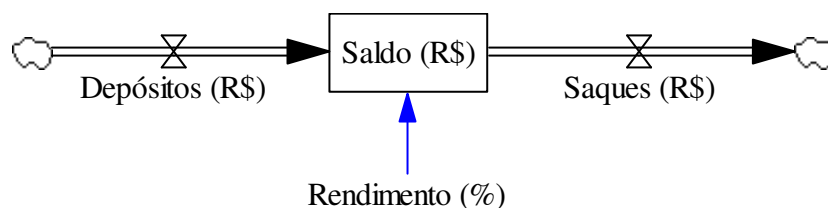


Figura 6.3. Exemplo de sistema dinâmico para rendimento da conta poupança.

6.2.2. Etapas de construção de um modelo

Escolhido o método de criação do modelo de simulação dinâmica, parte-se para a concepção propriamente dita. Stave (2003) cita os passos básicos para se gerar um sistema dinâmico:

- 1) Definição do problema: onde são observados os aspectos-chave que serão modelados;
- 2) Descrição do sistema: engloba a identificação da estrutura causal entre os elementos constituintes do sistema;
- 3) Desenvolvimento do modelo: é a representação gráfica da dinâmica da estrutura;
- 4) Validação do modelo: é a aplicação em cenários de referência para verificar a consistência e a influência das considerações simplificadoras;
- 5) Uso do modelo para análise de políticas e ações: uma vez pronto, o modelo pode ser usado para verificar as ações ou políticas de governo.

Os dois primeiros itens refletem uma preocupação comum àquela descrita no capítulo de estruturação. Os dois seguintes correspondem justamente ao desenvolvimento do modelo em ambiente de simulação dinâmica. Por fim, o 5º item é a aplicação propriamente dita do modelo, quando se verifica se o mesmo facilita a compreensão das alternativas de gestão.

Outra observação relevante é que a construção do modelo deve ser feita próximo aos decisores de modo que os mesmos possam ver que seus modelos mentais, que são aqueles usados na tomada de decisão, estão refletidos no modelo computacional (Lane, 2000).

6.2.3. Aplicações

Guo et al. (2001) desenvolveram um modelo de simulação dinâmica para o planejamento e gestão ambiental da bacia do Lago Erhai, na China. O modelo considerou a contribuição das fontes de poluição difusas na eutrofização do lago, os efeitos das atividades industriais e os processos de tratamento dos efluentes. Os autores consideraram o modelo útil para analisar e recomendar ações, a partir da simulação das implicações ambientais e econômicas de diferentes alternativas.

Saysel et al. (2002) desenvolveram um modelo de simulação dinâmica para estudar o uso da água e a sustentabilidade em longo prazo de um projeto de agricultura no sudeste da região da Anatólia, na Turquia, considerando as questões relacionadas aos recursos hídricos, uso do solo, degradação do solo, produção agrícola e população. Eles concluíram que existe um potencial alto de escassez hídrica na região e que uma política integrada entre estratégias de aumento de geração de energia hidroelétrica e rotação das culturas deve ser aplicada. Eles consideraram o modelo útil aos tomadores de decisão no estudo de caso e recomendaram a utilização da estrutura para outros problemas similares.

Stave (2003) utilizou um modelo de simulação dinâmica num fórum público para explicar os efeitos das estratégias propostas pelos decisores e pelos participantes do fórum no problema da conservação das águas visando abastecimento público de Las Vegas, nos Estados Unidos da América. A autora mostrou que o modelo pode rapidamente avaliar as sugestões propostas no fórum, melhorando o conhecimento da população sobre o tema, ajudando a construir um consenso entre as pessoas e reforçando a necessidade dos decisores implementarem as ações.

Estes trabalhos evidenciam a capacidade dos modelos de simulação dinâmica em estudar e avaliar as potenciais alternativas para vários dos problemas de gestão ambiental. Os modelos não só servem para a compreensão do contexto decisório, como também servem como ferramenta de negociação entre os diversos interessados, favorecendo que decisões de consenso sejam tomadas.

CAPÍTULO 7: ESTUDO DE CASO: PROGRAMA PRÓ-DILÚVIO

Antes da aplicação da metodologia descrita nos capítulos anteriores, é feita uma breve descrição da área de estudo e do Programa Pró-Dilúvio, bem como das interfaces institucionais existentes dentro do Programa. Depois de compreendido o contexto decisório no qual o Pró-Dilúvio está inserido, parte-se para a fase de estruturação do problema a fim de identificar os principais objetivos e os possíveis meios de atingi-los. Terminada a fase de estruturação, são identificados os indicadores ou índices apropriados para descrever o problema, de maneira a possibilitar a modelagem de um Sistema Dinâmico para compreensão e geração de alternativas, que é a última etapa do processo.

7.1. A BACIA DO ARROIO DILÚVIO

Percorrendo uma extensão de 17,6 km, dos quais cerca de 12 km são canalizados, o Dilúvio integra uma das bacias hidrográficas mais importantes na composição do Lago Guaíba. Com uma área total de aproximadamente 77,9 km² distribuídas entre Viamão e Porto Alegre, a Bacia do Arroio Dilúvio possui uma população de cerca de 523 mil habitantes. Próximo às cabeceiras, na divisa dos municípios de Porto Alegre e Viamão, se une a alguns arroios para formar a Represa da Lomba do Sabão, onde são captados cerca de 3,6% da água bruta destinada aos consumidores de Porto Alegre. Além disso, ao longo do Dilúvio existe uma das principais avenidas de Porto Alegre, a Ipiranga, a qual serve como eixo de integração subúrbio-centro das atividades socioeconômicas. A figura 7.1 situa a Bacia do Dilúvio nos municípios de Porto Alegre e Viamão.

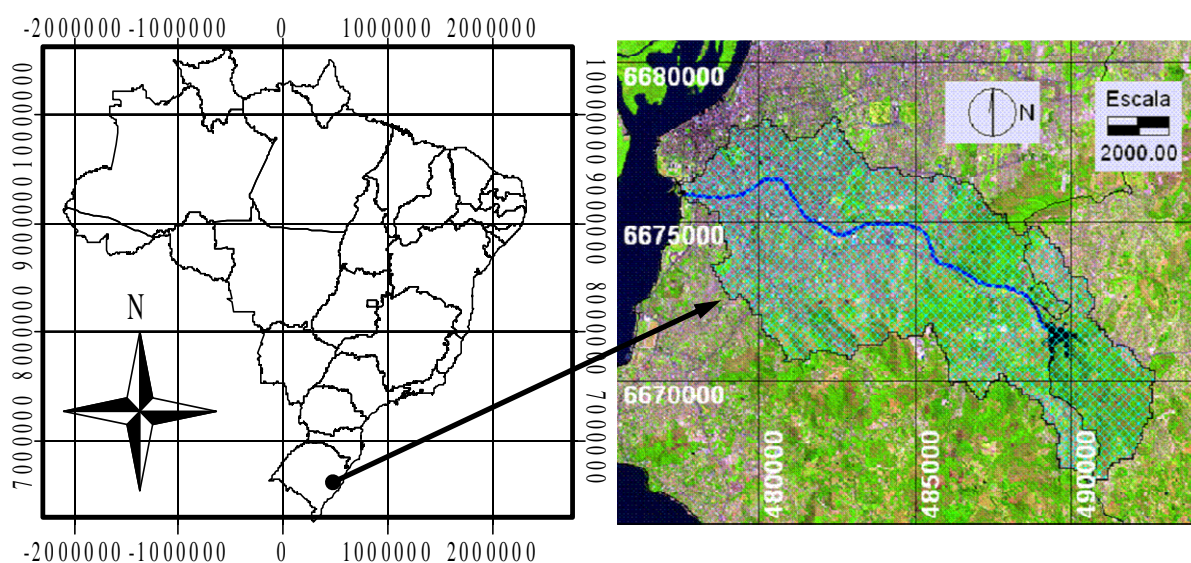


Figura 7.1. Localização da Bacia do Arroio Dilúvio.
(Sistema de Referência: UTM-22S)

Apesar da importância do Dilúvio, a população que convive ou circula na área sofre constantemente com a poluição, o mau aspecto das águas e os odores desagradáveis. Pesquisa conduzida pelo Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE), em junho de 2005, apontou que a recuperação do Arroio Dilúvio é importante ou muito importante para 77% dos entrevistados. As figuras 7.2 e 7.3 ilustram a poluição do Arroio Dilúvio em dias comuns.



(Foto: DMAE, 2005)

Figura 7.2. Espumas no Arroio Dilúvio.



(Foto: DEP, 2006)

Figura 7.3. Assoreamento no Arroio Dilúvio.

Poluição pontual

Uma das principais fontes pontuais de poluição está relacionada aos lançamentos de efluentes diretamente no Dilúvio devido às ligações irregulares de esgoto cloacal na rede pluvial. Estudos preliminares do DMAE indicam que este número pode chegar a 10% das ligações. Em alguns lugares se observa também a inexistência de redes de esgoto, contribuindo para as ligações impróprias na rede pluvial.

Poluição difusa

Em muitos locais ao longo do Dilúvio se observa assoreamento, que é uma das formas mais visíveis de poluição gerada de forma difusa e que poderia ser minimizado caso houvesse dragagens periódicas. O lançamento de lixo nas ruas também faz parte da poluição difusa que acaba chegando ao Dilúvio. O acúmulo do lixo nas ruas, além de desagradável, pode causar entupimentos das bocas-de-lobo, gerando alagamentos.

A situação ainda é mais grave em Viamão, próximo às principais nascentes da bacia, pois as vilas praticamente não dispõem de rede de esgotamento sanitário e os efluentes das fossas sanitárias acabam sendo levados pela drenagem natural da bacia.

Em relação à qualidade, De Luca et al. (1990) avaliaram as águas das chuvas e da drenagem superficial na Região Metropolitana de Porto Alegre e alertaram para o fato de que a poluição gerada pela lavagem da superfície do solo pode ser tão grave quanto à poluição de fontes pontuais.

7.2. DIVISÃO DA BACIA EM SUB-BACIAS

A divisão da bacia e das sub-bacias foi feita, neste trabalho, de acordo com o Modelo Numérico do Terreno (MNT) da SRTM (NASA Shuttle Radar Topographic Mission). Nas cidades, nem sempre a drenagem artificial segue a drenagem natural do terreno, pois, apesar da rede de drenagem pluvial ser normalmente dimensionada de maneira a aproveitar a declividade da bacia, a mesma pode sofrer alterações em virtude de outros fatores, tais como a preocupação com enchentes, o que gera erros para quem adota a divisão da bacia e das sub-bacias considerando apenas o MNT. Apesar disto, adotou-se esta divisão de modo a agilizar as tarefas e a garantir um mesmo procedimento de divisão para toda a bacia, tanto na área de Viamão quanto na de Porto Alegre.

O critério utilizado na definição das sub-bacias, que são os elementos básicos na avaliação, obedeceu a uma mesma regra que é se ter áreas relativamente grandes, de modo a não complicar a avaliação com um número enorme de elementos, e que tais áreas possuíssem taxas de ocupação, tanto quanto possível, uniformes. Esta definição foi feita iterativamente com a ajuda do software IDRISI 14.02 (Kilimanjaro) do Clark Labs (Clark University, Estados Unidos da América), quando eram definidos visualmente os exutórios de cada sub-bacia de modo a se obter áreas que englobassem regiões homogêneas na imagem do Landsat ETM+. As sub-bacias, os exutórios e a imagem utilizada são apresentados na figura 7.4:

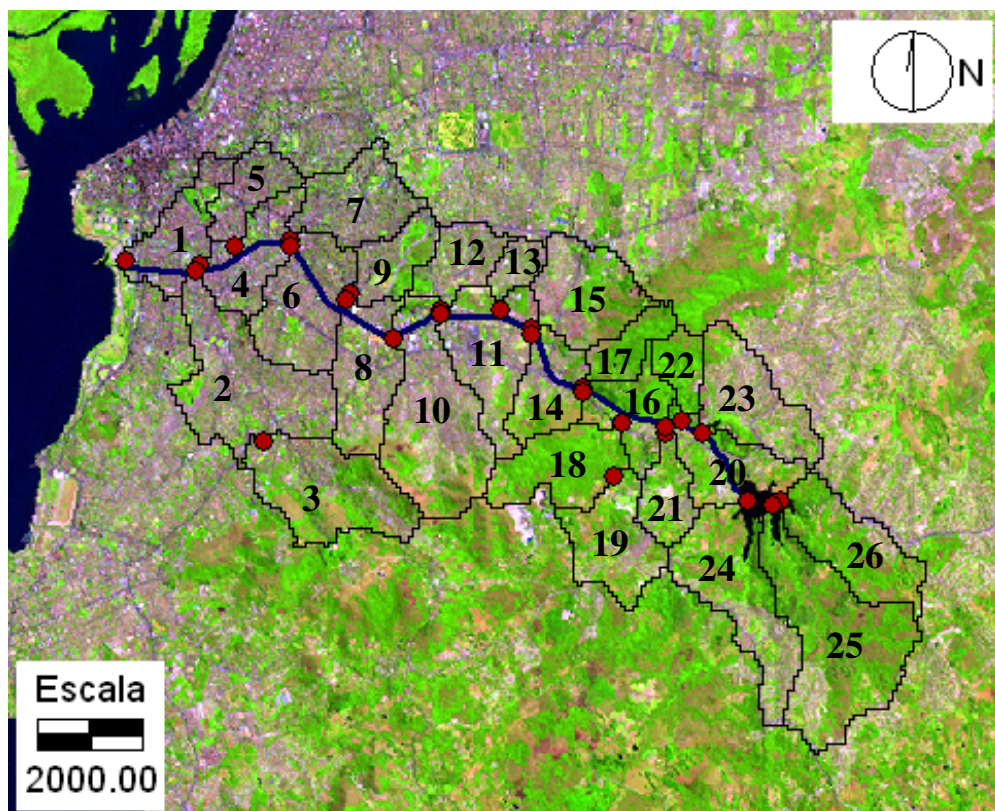


Figura 7.4. Delimitação das sub-bacias do Dilúvio.

7.3. DADOS CENSITÁRIOS

Foram analisados os dados do censo de 2000 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000) nos setores censitários entre Viamão e Porto Alegre que fazem parte da Bacia do Arroio Dilúvio. Os dados obtidos são referentes ao tamanho e a distribuição da população, ao percentual da população conectada à rede de abastecimento, ao percentual da população com rede geral de esgotamento sanitário e ao percentual da população com coleta de lixo. Convém observar que os dados sobre o esgotamento sanitário consideram o lançamento de efluentes tanto na rede de esgotos quanto na rede pluvial. Esta informação será relevante posteriormente para o entendimento do modelo de simulação dinâmica.

Ao todo, a bacia engloba 818 setores censitários, dos quais 94% (770 setores) estão no município de Porto Alegre, o que corresponde a aproximadamente 83% da área da Bacia e 95% da população. Os 6% restantes dos setores censitários (48 setores) estão no município de Viamão e correspondem à cerca de 17% da área e 5% da população. O fato de 17% da área da Bacia em Viamão corresponder a apenas 6% dos setores censitários é explicado porque os setores são delimitados para facilitar a medição da população e, na parte da bacia em Viamão, está localizado o parque Saint Hilaire (entre as sub-bacias 24, 25 e 26).

A figura 7.5 ilustra a distribuição da densidade demográfica (hab/ha) nos setores censitários.

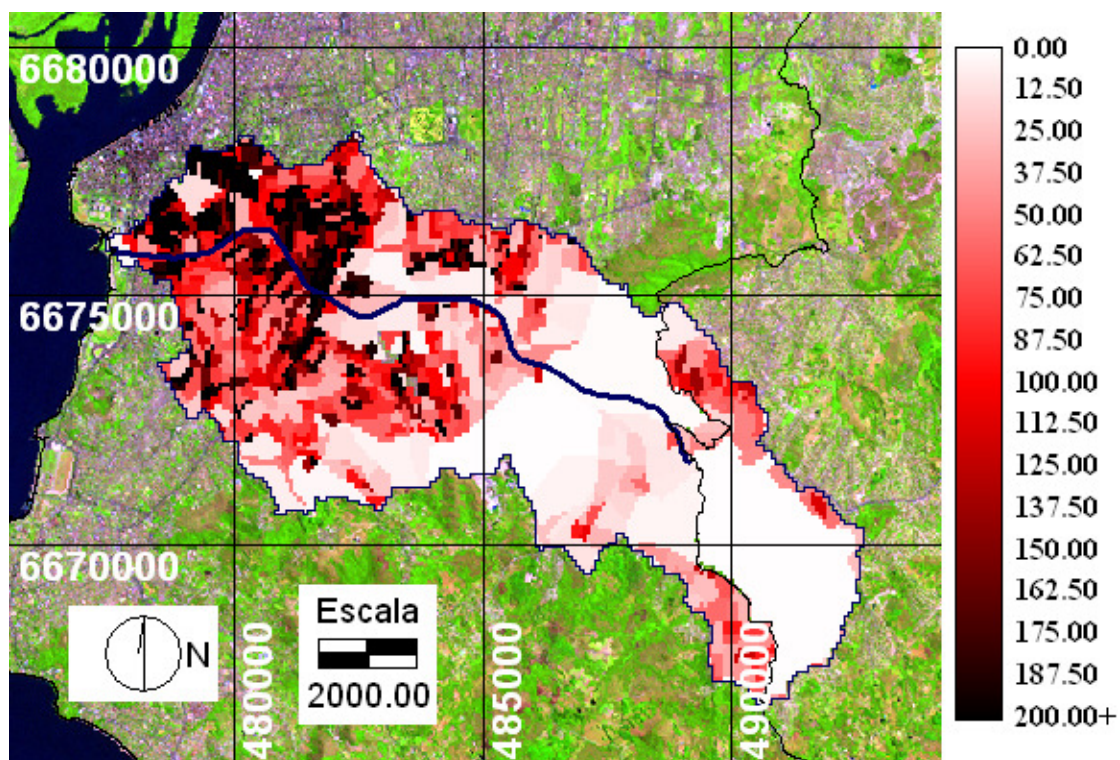


Figura 7.5. Distribuição da densidade demográfica na bacia em 2000.

Considerando-se a distribuição demográfica uniforme em cada setor censitário e as áreas de cada setor contidas na bacia, estima-se uma população total de 483 mil habitantes no ano de 2000, dos quais 23 mil são de Viamão e os outros 460 mil de Porto Alegre. Para uma taxa de crescimento médio anual de 1,31%a.a., obtido pelos dados do censo do IBGE de 1970, 1980, 1991, 1996 e 2000 para Porto Alegre, estima-se uma população de cerca de 523 mil habitantes para toda a bacia no ano de 2006.

A síntese dos dados de 2000 sobre os serviços de esgotamento sanitário, coleta de lixo e abastecimento d'água nos setores censitários que fazem parte da bacia do Dilúvio é apresentada na tabela 7.1. Totalizando os dados para toda a bacia, são 51% atendidos por esgotamento sanitário, 97% por coleta de lixo e 94% por abastecimento d'água.

Tabela 7.1. Serviços de esgoto, coleta e abastecimento em Viamão e Porto Alegre (2000).

Faixa de atendimento no setor (%)	Viamão			Porto Alegre		
	Esgotamento (% População da Bacia)	Coleta (% População da Bacia)	Água (% População da Bacia)	Esgotamento (% População da Bacia)	Coleta (% População da Bacia)	Água (% População da Bacia)
0≤...<10	48,44	0,00	4,48	26,65	0,06	1,33
10≤...<20	7,55	0,00	0,02	8,33	0,00	0,18
20≤...<30	13,82	0,00	0,00	4,36	0,00	0,67
30≤...<40	7,83	0,00	0,00	6,04	0,00	0,30
40≤...<50	1,44	0,97	0,97	5,85	0,16	0,83
50≤...<60	3,11	0,00	2,44	2,34	0,04	0,41
60≤...<70	0,00	0,00	5,22	3,66	0,19	1,43
70≤...<80	4,27	4,22	1,58	5,85	1,36	2,90
80≤...<90	3,36	6,73	6,77	6,37	4,27	4,77
90≤...≤100	10,19	88,08	78,51	30,55	93,91	87,18
Total	100	100	100	100	100	100

São visíveis as diferenças entre os municípios de Viamão e Porto Alegre, este com percentuais superiores de atendimento à população. Observa-se também que, tanto para o esgotamento sanitário quanto para o abastecimento d'água nos dois municípios, existem percentuais consideráveis na faixa inferior de até 10% da população atendida. Estas áreas provavelmente se localizam em zonas mais pobres das cidades, onde a ocupação pode ter sido mal planejada, ou em locais com baixas densidades demográficas, o que onera muito a instalação de redes de abastecimento e esgotamento sanitário.

Devido à dificuldade de se trabalhar com os dados brutos dos setores, foi feito um agrupamento por sub-bacias dos dados referentes à população e aos percentuais de atendimento dos serviços (tabela 7.2 e figuras 7.6 e 7.7). Para realizar este agrupamento foram calculadas as áreas de cada setor em cada sub-bacia e utilizados os dados de população e atendimento à população pelos serviços citados em nível de setor censitário.

Tabela 7.2. Resultados do agrupamento dos dados dos setores censitários.

Sub-bacia	Área (ha)	Pop. 2000	Dens. Dem (hab/ha)	Hab/ domicílio	Esgoto (%)	Coleta (%)	Água (%)
1	243,44	47.367	194,57	2,9912	68,15	97,74	96,56
2	545,77	54.130	99,18	3,1865	60,56	97,02	95,68
3	448,47	16.752	37,35	3,4122	67,68	98,82	96,30
4	240,88	29.761	123,55	3,0988	50,96	97,30	95,55
5	168,46	37.768	224,19	3,1040	39,04	97,00	93,87
6	361,29	59.111	163,61	3,3475	45,52	95,14	92,00
7	291,42	47.766	163,91	3,3245	42,31	97,71	96,49
8	313,46	28.433	90,71	3,2460	70,30	98,67	97,56
9	171,28	18.657	108,93	3,3435	52,21	96,50	94,31
10	566,77	32.351	57,08	3,0612	19,60	96,45	67,31
11	350,95	15.971	45,51	2,9620	26,73	98,65	98,32
12	176,00	15.050	85,51	2,6654	67,00	99,10	99,05
13	81,06	7.658	94,47	2,7379	47,27	97,91	98,60
14	219,02	7.102	32,43	3,0236	53,27	99,30	98,86
15	323,02	14.863	46,01	2,6742	57,38	96,62	96,58
16	207,57	516	2,49	2,4544	4,32	99,52	99,52
17	129,63	748	5,77	2,8253	43,34	99,06	99,06
18	294,75	440	1,49	3,2034	1,04	99,16	96,69
19	295,79	4.748	16,05	2,3254	36,59	98,24	98,17
20	270,47	3.833	14,17	2,9814	75,72	98,82	97,53
21	153,36	2.979	19,43	2,4230	51,15	98,23	98,23
22	110,66	178	1,60	2,3563	2,98	99,88	99,71
23	341,39	16.105	47,17	3,3514	11,84	94,94	84,39
24	464,76	10.701	23,02	2,7225	85,26	99,06	99,01
25	674,54	6.520	9,67	2,9532	85,98	99,54	99,50
26	338,82	4.329	12,78	3,4678	48,50	97,82	96,84

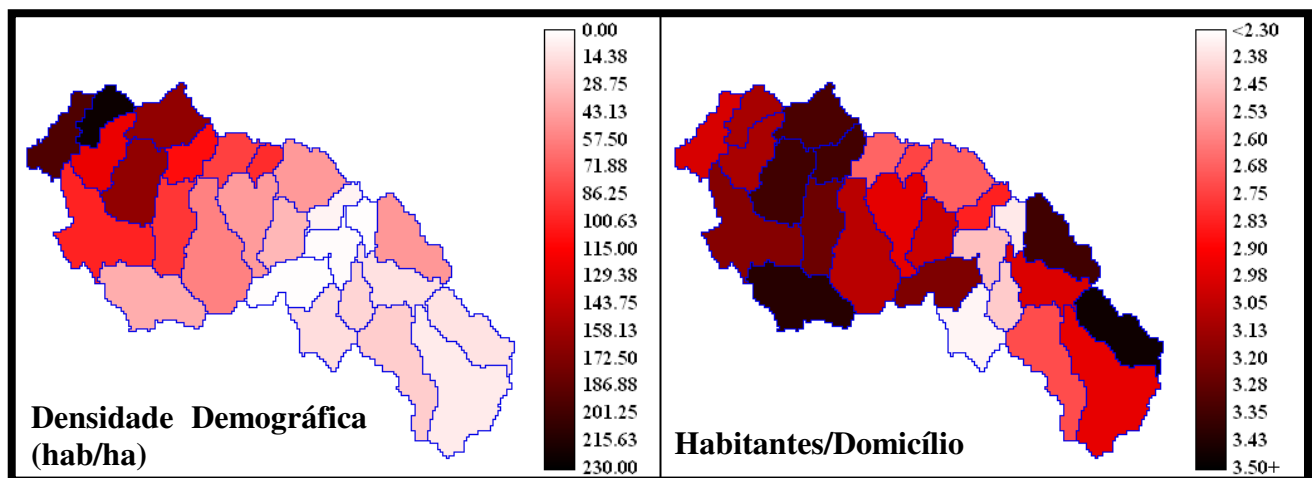


Figura 7.6. Densidade demográfica e ocupação dos domicílios nas sub-bacias em 2000.

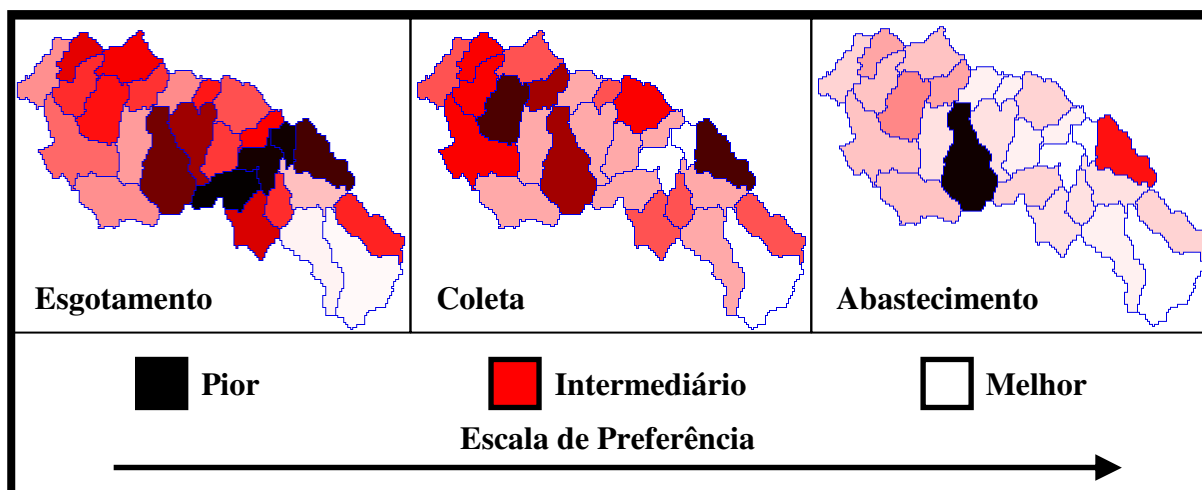


Figura 7.7. Comparação do atendimento dos serviços nas sub-bacias em 2000.

7.4. O PROGRAMA PRÓ-DILÚVIO

O programa Pró-Dilúvio foi criado em 2005, é coordenado pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Porto Alegre (SMAM) e se propõe, através da atuação conjunta dos órgãos municipais na área da Bacia do Arroio Dilúvio, a executar ações de monitoramento, levantamento de principais fontes de poluição, fiscalização, licenciamento ambiental, manutenção de redes de esgoto e pluvial, educação ambiental, geração de banco de dados e modelagem matemática (Porto Alegre, 2005). A seguir, são apresentados os objetivos do Programa (Porto Alegre, 2005):

Objetivos gerais

- Promover ações que conduzam à melhoria da qualidade do arroio em toda a sua extensão;
- Aumentar a consciência ambiental da população alvo com relação à preservação da bacia hidrográfica.

Objetivos específicos

- Identificar a interferência das sub-bacias que compõem o arroio Dilúvio na qualidade do arroio;
- Aumentar a proporção de esgoto interligado às redes coletoras devidas;
- Melhorar a qualidade da informação disponível de forma compartilhada, pelo desenvolvimento de bancos de dados;
- Verificar as principais carências em infra-estrutura na área objeto do estudo;
- Subsidiar a tomada de decisão no planejamento para a aplicação de recursos pelos órgãos municipais.

Interfaces institucionais no Programa Pró-Dilúvio

A participação da Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMAM) se dá através da coordenação do Programa, e do licenciamento de todas as atividades comerciais e industriais e prestadoras de serviço do município potencialmente poluidores. Além disso, a equipe de paisagismo da SMAM procura se articular com as empresas e instituições na margem do Dilúvio para que as mesmas se interessem em cuidar das margens, colaborando nas tarefas.

O Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE) faz estudos e projetos para verificar a capacidade da rede de esgotamento sanitário e a necessidade de expansão. A equipe do Esgoto Certo do DMAE é responsável por verificar as ligações das redes pluvial e cloacal e também verificam a eficiência das caixas separadoras de óleo dos postos de combustível. O DMAE também é responsável pelo monitoramento da qualidade das águas do Dilúvio. Ao todo são 11 pontos com coleta mensal de dados ao longo do Dilúvio, além de mais 1 ponto na nascente, próximo à Lomba do Sabão, com frequência trimestral.

O Departamento de Esgotos Pluviais (DEP) é responsável pela dragagem do Dilúvio. Além disso, o grupo de educação ambiental do DEP vem realizando palestras em escolas sobre educação ambiental.

O Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) trata da questão da destinação dos resíduos recicláveis e da limpeza urbana. Os serviços de limpeza e coleta estão sendo completamente terceirizados e estão sendo previstos pontos descentralizados de coleta para reduzir o lançamento indevido dos poluentes na rede pluvial ou mesmo na rede de esgotamento sanitário, no caso dos óleos usados.

A equipe de vigilância sanitária da Secretaria Municipal de Saúde (SMS) atua junto com o DMLU e a SMAM para tratar da questão dos poluentes gerados por restaurantes e outros estabelecimentos, fazendo vistorias nas caixas de gordura. Numa amostragem inicial, tem sido constatada a falta de manutenção em cerca de 30% das mesmas.

A Fundação de Assistência Social e Cidadania (FASC) trata da questão dos moradores de rua. Interage com o a Secretaria Municipal de Obras e Viação (SMOV) para fechar as pontes ao longo do Arroio Dilúvio e ainda está sendo discutida a destinação dos moradores. A FASC não tem autoridade, nem poder de polícia, para retirar as pessoas contra sua vontade, mas em situações mais extremas, como mulheres grávidas, a FASC faz uma abordagem mais intensa.

Ainda existe a intenção de que outras instituições participem das atividades do Pró-Dilúvio, tais como o Departamento Municipal de Habitação (DEM HAB) para apoiar na questão dos moradores de rua, a Secretaria do Planejamento Municipal (SPM), a qual deve estabelecer diretrizes de desenvolvimento urbano e ordenar a ocupação e uso do solo e a

Secretaria Municipal da Produção, Indústria e Comércio (SMIC), que é responsável pelo ordenamento da atividade econômica na cidade.

Além dessas instituições citadas, realça-se também a criação do Núcleo de Estudos sobre o Arroio Dilúvio (NEAD), por iniciativa do Instituto de Meio Ambiente (IMA) da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS), tendo como finalidade agregar iniciativas da PUCRS e da comunidade (governo, empresas, ONGs) com vistas à promoção de reflexões e ações que possibilitem a revitalização do Arroio Dilúvio.

7.5. ESTRUTURAÇÃO DO PROBLEMA

Nesta fase é investigado o problema da Bacia do Dilúvio na forma como é percebido pelos membros do Pró-Dilúvio. Para tanto, foram realizadas duas entrevistas com membros do Programa Pró-Dilúvio com duração aproximada de uma hora cada, utilizando a metodologia dos “Mapas Cognitivos”. Na primeira fase das entrevistas, os decisores foram estimulados a manifestar uma grande quantidade de elementos primários de avaliação, dos quais apenas os mais relevantes foram representados no mapa, de modo a evitar mapas extensos e facilitar a interpretação. Uma vez realizada as duas entrevistas e construídos os dois Mapas Cognitivos Individuais (figuras A1 e A2 dos anexos), construiu-se o Mapa Cognitivo Agregado (figura 7.8, página 57). Caso se desejasse aperfeiçoar mais o Mapa, poder-se-ia construir o Mapa Cognitivo Congregado a partir de novas alterações feitas numa reunião com todos os decisores.

De posse do Mapa Cognitivo Agregado, faz-se o estudo dos elementos que o constituem, em especial os “Pontos de Vista”. A partir dos elementos característicos do Mapa, parte-se para a construção da “árvore de valores”, que é a forma hierarquizada de representar os critérios pelos modelos multicritérios. Ao final da estruturação, dispõe-se de elementos suficientes para construir o modelo de simulação que permite gerar alternativas e avaliar o seu desempenho global e segundo os pontos de vista.

7.5.1. Análise do Mapa Cognitivo Agregado

O primeiro item a se observar num Mapa Cognitivo são os conceitos relacionados aos objetivos e aos meios, os chamados conceitos “head” e “tail”, respectivamente. Em geral, dispõe-se de poucos conceitos do tipo “head”, os quais indicam o objetivo estratégico do problema. Já os conceitos do tipo “tail” indicam meios de se alcançar os objetivos, ou conceitos de nível hierárquico superior, os quais nem sempre são os objetivos estratégicos. A seguir são listados os conceitos “head” e “tail” retirados do Mapa Cognitivo Agregado:

- Conceitos “head”: Reduzir os impactos ambientais no Dilúvio (1).

- Conceitos “tail”: Ter projetos que justifiquem o investimento (8); Ver exemplos anteriores e se programar (9); Realizar vistorias freqüentes (10); Utilizar recursos do Fundo Municipal de Meio Ambiente (14); Estabelecer parcerias com iniciativa privada (15); Escolher funcionários que entendam dos problemas para cargos importantes (18); Criar setores específicos para cada função (23); Avaliar os parâmetros físicos e químicos (26); Realizar inspeções visuais (27); Incentivar os funcionários (28); Abordagem do tema pela mídia (29); e, Investir em educação ambiental (30).

Depois de identificado os conceitos do tipo “head” e “tail”, parte-se para o estudo dos elementos interiores do Mapa. Para facilitar o estudo e a identificação dos “Pontos de Vista Fundamentais” (PVF), recomenda-se agrupar os conceitos que apresentam ligações fortes intra-componentes por áreas de interesse, os ditos “clusters”. Foram identificadas quatro áreas de interesse no Mapa Cognitivo Agregado, e as mesmas foram nomeadas de acordo com a idéia principal contida nos conceitos, da seguinte forma: técnico-ambiental; financeiro; político-institucional; e, político-social.

Foi preferido deixar de fora dos clusters os conceitos 3, 9 e 10, que refletem a manutenção do sistema através da execução periódica de alguns serviços. Isto pode ser entendido como uma alternativa, mas em termos práticos não deixa de ser um serviço básico, o qual não deveria ser abandonado. Alternativamente, poder-se-ia alterar a configuração do mapa de modo que estes conceitos pertencessem a um outro cluster. Os conceitos 8, 22 e 28 também foram deixados de fora dos clusters porque eles, em si só, não chegam a constituir outras áreas de interesse. Já o conceito 2 foi deixado de fora por ter um caráter muito abrangente. A tabela 7.3 apresenta os Clusters, as Linhas de Argumentação e os Ramos.

Tabela 7.3. Clusters, linhas de argumentação e ramos do Mapa Cognitivo.

Clusters	Linhas de Argumentação	Ramos
Técnico-ambiental (5, 12, 13, 21, 26, 27)	26-21-12-5-2-1 26-21-13-5-2-1 27-21-12-5-2-1 27-21-13-5-2-1	R1 - Problemas com a poluição
Financeiro (6, 14, 15, 16)	14-6-2-1 15-6-2-1 28-22-16-6-2-1 23-22-16-6-2-1	R2 - Problemas financeiros
Político-institucional (7, 17, 18, 19, 23)	23-17-7-2-1 18-7-2-1 29-25-24-19-7-2-1 30-25-24-19-7-2-1	R3 - Problemas institucionais
Político-social (4, 11, 19, 20, 24, 25, 29, 30)	29-25-24-19-20-11-4-1 29-25-20-11-4-1 30-25-24-19-20-11-4-1 30-25-20-11-4-1	R4 - Descaso em relação ao Dilúvio

Os Pontos de Vista ligam os objetivos e características da alternativa, representando todo aspecto de decisão real percebido como importante para a construção de um modelo de avaliação. A pesquisa dos candidatos a Pontos de Vista é feita nos Ramos do Mapa Cognitivo no sentido do objetivo estratégico aos meios, até se obter um conceito que possa ser explicado pelos demais conceitos inferiores do mapa. Ao todo, foram detectados quatro candidatos. A seguir estão numerados os conceitos e os candidatos a “Ponto de Vista Fundamental” associados:

- 4: Uso e ocupação do solo;
- 6: Recursos financeiros disponíveis;
- 7: Fragilidade institucional; e,
- 21: Fontes poluidoras.

Se formos rigorosos nos testes para verificarmos as propriedades dos candidatos a Ponto de Vista Fundamental (ser: essencial, controlável, mensurável, operacional, isolável, não-redundante, compreensível), veremos que a questão dos recursos financeiros disponíveis e a fragilidade institucional, apesar de serem elementos essenciais para a análise, não são elementos controláveis, pois, vão bem além das questões ambientais. Além disso, podemos imaginar que instituições consolidadas (menos frágeis) podem viabilizar mais recursos, portanto, também não são conceitos isoláveis. Para resolver este impasse, recomenda-se unir e restringir a abrangência dos conceitos 6 e 7, substituindo-os por um conceito equivalente. Fazendo isso, o conceito resultante pode ser considerado apenas como um elemento político-institucional.

Existe também uma relação intrínseca entre o uso do solo e a questão das fontes poluidoras, ou em outras palavras, os tipos e as cargas dos poluentes estão associados intimamente ao uso que se faz do solo e aos processos de urbanização. Por praticidade, optou-se por considerá-los isolados, até mesmo porque podemos ainda assim avaliar as ações só em função dos efeitos da urbanização ou da geração de poluentes.

Chega-se ao fim da etapa de obtenção dos Pontos de Vista Fundamentais. Dessa forma, estão definidos os três critérios básicos de avaliação das alternativas de medidas para reduzir os impactos ambientais na Bacia. Para facilitar a nomenclatura serão chamados apenas de: *Poluentes (PVF-1)*, *Situação Institucional (PVF-2)* e *Influência na Bacia (PVF-3)*.

Depois de definir os Pontos de Vista Fundamentais, a dificuldade restante fica na forma de mensuração destes. Para isto, é sugerido o uso de um descritor para cada PVF, a fim de estabelecer níveis de impacto como medida do desempenho das ações, e de funções de valor para obter a escala de variação dentro dos níveis de impacto, uma vez que as diferenças de atratividade entre estes níveis normalmente não seguem relações lineares.

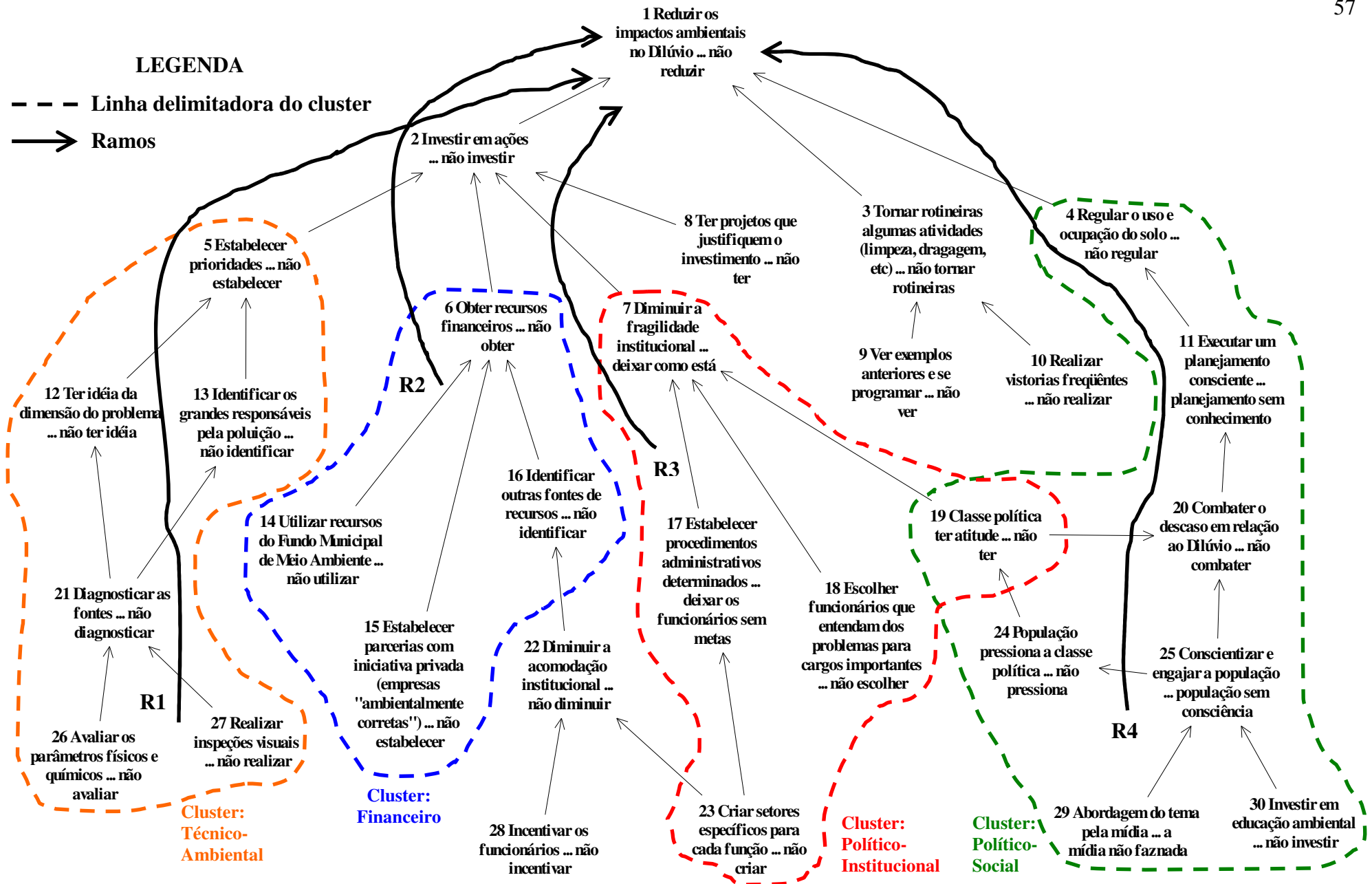


Figura 7.8. Mapa Cognitivo Agregado.

7.5.2. Indicadores, Pontos de Vista e modelo PSR

Neste ponto é relevante comentar a diferença básica entre Pontos de Vista (PVs) e Indicadores. Enquanto os primeiros funcionam como critérios de avaliação do problema, os segundos refletem a preocupação em aferir o estado que um determinado sistema se encontra. Tendo em mente a distinção dos conceitos, o casamento de Pontos de Vista e Indicadores torna-se muito natural, na medida que se agrega ao PV a função de ser um elemento descritivo do contexto onde está inserido.

Além disso, tais PVs devem estar em consonância sempre com o conceito de PSR (Pressão-Situação-Resposta). A tabela 7.4 ilustra algumas das possíveis relações que se estabelecem entre os PV's e o modelo PSR da Bacia.

Tabela 7.4. Aplicação do modelo PSR ao estudo de caso.

Tema		Pressão	Situação	Resposta
Aspecto técnico-ambiental. Está associado ao PVF-1 (Poluentes).	Poluição difusa	Deposição de lixos e outros poluentes no solo	Chuvas arrastam os poluentes e contaminam o corpo receptor (aumento das concentrações e cargas de poluentes).	Controle das fontes com medidas não estruturais (áreas verdes, coleta e disposição correta do lixo, educação, etc) e estruturais (bacias de retenção, pavimento poroso, etc).
	Poluição pontual	Lançamento de poluentes diretamente	Contaminação direta do corpo receptor (aumento das concentrações e cargas de poluentes).	Identificação, fiscalização e correção das fontes de poluição.
Aspecto político-institucional. Está associado ao PVF-2 (Situação Institucional).	Recursos financeiros	Falta de investimento	Processos de degradação continuam a aumentar (problemas com ligações irregulares, rede de esgotamento, etc).	Obter mais recursos (Fundo Municipal, participação de empresas, captação externa e outras fontes).
	Fragilidade institucional	Falta de coordenação política	Ações de intervenção ineficientes (retarda as decisões, onera os custos das ações, etc).	Pressão na classe política, mudança da estrutura institucional, etc.
Aspecto político-social. Está associado ao PVF-3 (Influência na Bacia).	Ocupação do solo	Crescimento populacional desordenado	Aumento do escoamento superficial, com aumento das cargas de poluentes.	Definição de limites máximos de ocupação
	Uso do solo	Mudança da cobertura natural do solo	Aumento do escoamento superficial e mudança dos tipos de poluentes.	Controle e zoneamento urbano

7.5.3. Descritores e Funções de Valor

Um Descritor de um Ponto de Vista (PV) é uma seqüência de níveis de impacto para medir a performance de uma determinada ação ou alternativa sobre este PV. Por sua vez, estes níveis de desempenho obedecem a uma escala de valores subjetivos que deve ser obtida através da definição de uma função de valor. Os tópicos a seguir relatam a sugestão de descritores e funções de valor para os PVs do estudo de caso.

PVF-1: Poluentes

Para descrever os níveis de qualidade é sugerida a construção de um índice baseado nos principais indicadores de qualidade identificados no capítulo de Poluição Hídrica, a citar: Demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), Sólidos totais (ST), Nitrogênio total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (Ptot), Coliformes fecais (CF) e Óleos e graxas (OG). Estes indicadores refletem diretamente a preocupação com o tipo de poluente gerado na bacia e com as conseqüências que podem provocar no seu exutório, o Guaíba.

Para o cálculo deste índice é sugerida a utilização de uma expressão análoga àquela utilizada no cálculo do IQA-NSF. Para fazer isto, deve-se primeiro pontuar os parâmetros numa mesma escala no intervalo de zero a cem, onde zero é o pior nível de concentração da variável e cem é o melhor (tabela 7.5).

Tabela 7.5. Níveis de impacto das performances dos indicadores de qualidade.

Qualidade	INDICADOR
Qualidade excelente	91 a 100
Qualidade boa	71 a 90
Qualidade aceitável	51 a 70
Qualidade ruim	26 a 50
Qualidade péssima	0 a 25

(Fonte: IQA-NSF)

Pontuar os poluentes de acordo com uma escala preferencial de concentrações é a mesma coisa que definir uma função de valor para cada poluente. Para os parâmetros $DBO_{5,20}$, ST, Nitrogênio total, Ptot e CF já existem tais funções de valores estabelecidas, que são as chamadas "curvas médias de variação de qualidade" do IQA-NSF. Podemos aproximar o Nitrogênio total pelo NTK, uma vez que os Nitritos e Nitratos são normalmente pouco representativos nos esgotos domésticos. Resta então a definição de uma função de valor para o indicador dos Óleos e graxas. Conforme visto no capítulo sobre poluição hídrica, o nível recomendado para a concentração de óleos e graxas em águas doces (CONAMA, 2005) é zero e o pior nível que este parâmetro assume pode ser, numa aproximação razoável, o limite

superior da faixa de variação encontrado nos esgotos brutos, ou seja, 170mg/l. Pode-se considerar também que o limite entre qualidade aceitável e ruim é o valor da concentração observada na drenagem pluvial em Porto Alegre (Ide, 1984), de 23mg/l, e que os outros intervalos podem ser subdivididos linearmente.

A figura 7.9 apresenta as funções de valor que servirão para pontuar os diversos parâmetros mencionados. Os valores indicados dos pesos (w_i) correspondem a um ajuste baseado nos valores originais do IQA-NSF, considerando arbitrariamente a importância dos Óleos e graxas equivalente à dos Sólidos totais. Na simulação dinâmica, estes pesos podem ser alterados para investigar a sensibilidade da solução, mas obedecendo à seguinte relação:

$$\sum_{i=1}^6 w_i = 1$$

Equação 7.1

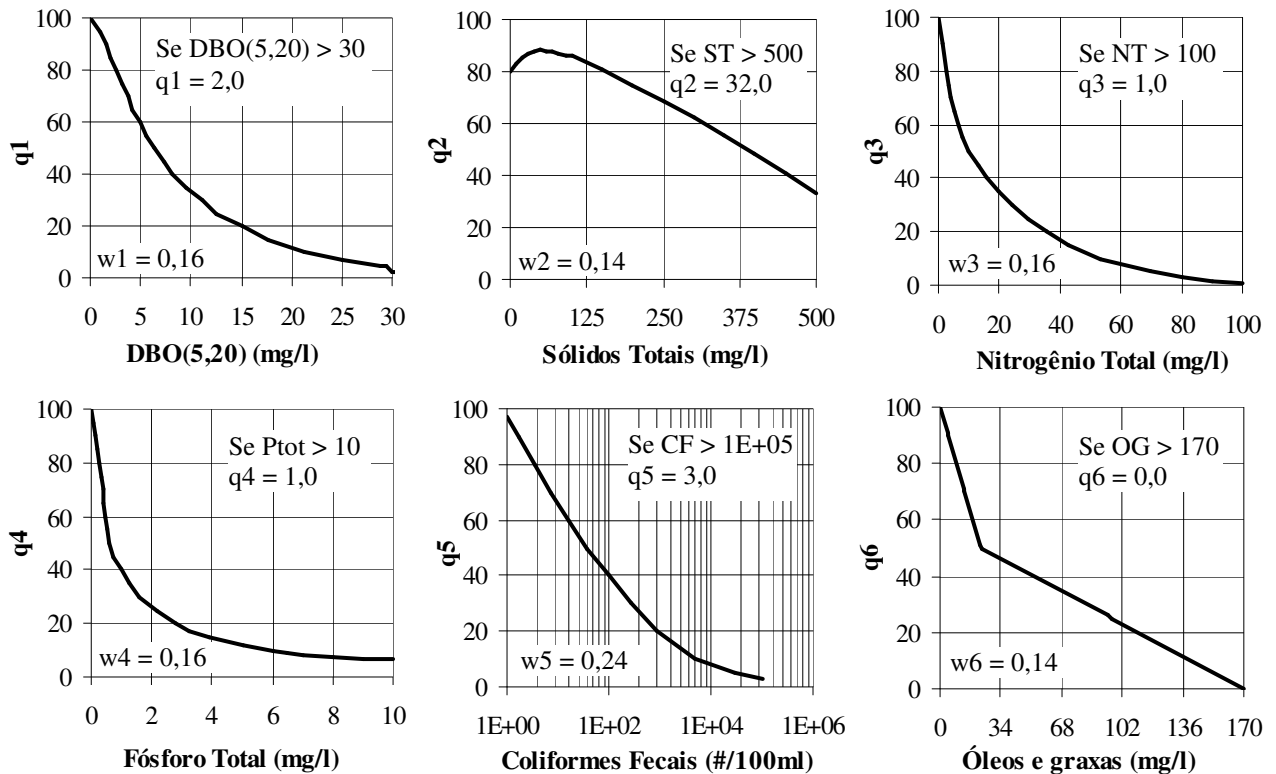


Figura 7.9. Funções de valor dos indicadores de qualidade selecionados.

O índice representativo da qualidade é então obtido pelo produtório das pontuações de cada poluente (q_i), considerando-se sua importância relativa, pela expressão:

$$IndicePVF1 = \prod_{i=1}^6 q_i^{w_i}$$

Equação 7.2

Apesar da escala de valores do índice entre zero e cem fornecer uma medida de qualidade, a mesma não permite avaliar se uma alternativa está abaixo ou acima da expectativa quando existem vários critérios em jogo e se desejar obter um valor global de desempenho, a menos que todos os outros critérios de avaliação também estivessem nesta mesma escala. Para que o resultado obedeça a uma escala global de níveis de impacto de descritores, ou seja, considerando os *níveis de referência* neutro e bom, sugere-se que os valores abaixo do *nível neutro*, que corresponde a uma *qualidade média de “60,5” pontos*, sejam negativos e que os valores acima do *nível bom*, que corresponde a uma *qualidade média de “80,5” pontos*, sejam superiores a “100”. Sendo assim, pode-se reajustar o valor do índice através de uma relação linear, onde o valor “60,5” passa a ser “0” e o valor “80,5” passa a ser “100”. Resolvendo-se este sistema ($60,5a+b=0$; $80,5a+b=100$), obtêm-se: $a=5$ e $b=-302,5$. Por fim, a medida do descritor de qualidade (PVF-1) é dada por:

$$V(PVF1) = 5 \cdot \text{IndicePVF1} - 302,5$$

Equação 7.3

PVF-2: Situação Institucional

A questão político-institucional repercute diretamente na situação estrutural da bacia, ou, em termos práticos, na falta de redes de abastecimento, ou de esgotamento sanitário ou pluvial (entre outras coisas). Como o foco das questões discutidas até esta seção tem sido o ambiental, então nada mais natural que o descritor para representar a situação institucional seja o percentual da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial (tabela 7.6). Claro que este descritor pode ser bem mais complexo, mas o esforço necessário provavelmente não se justificaria, tendo em vista todas as incertezas existentes.

Tabela 7.6. Descritor para a Situação Institucional (PVF-2).

Níveis	Descrição	Nível de referência
N10	Até 10% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	
N9	Entre 10% e 20% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	Bom
N8	Entre 20% e 30% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	
N7	Entre 30% e 40% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	Neutro
N6	Entre 40% e 50% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	
N5	Entre 50% e 60% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	
N4	Entre 60% e 70% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	
N3	Entre 70% e 80% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	
N2	Entre 80% e 90% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	
N1	Mais de 90% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	

Os níveis de referência indicados podem ser alterados e a função de valor é obtida através do Método da Pontuação Direta, o qual é implementado diretamente no modelo de simulação dinâmica, onde o nível neutro recebe a pontuação “0” e o nível bom recebe “100”. A opção por este método foi feita pela simplicidade de implementação e de que a sofisticação dos outros métodos pode não gerar melhora significativa dos resultados da função de valor. A medida do descritor da Situação Institucional, V(PVF2), vai ser justamente o valor da função de valor no nível de impacto que se encaixa a alternativa.

PVF-3: Influência na Bacia

O crescimento populacional associado com a urbanização desordenada leva a alterações do meio, tanto estéticas quanto ambientais. Para ordenar o desenvolvimento urbano em harmonia com o ambiente é necessário o estabelecimento de taxas limites de ocupação.

Em Porto Alegre, a Prefeitura sancionou a Lei Complementar nº 434/1999, que instituiu o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental (PDDUA), o qual incorpora o enfoque ambiental de planejamento na definição do modelo de desenvolvimento do Município, das diretrizes e das estratégias para a execução de planos, programas e projetos, enfatizando a participação popular, a sustentabilidade econômica, social e ambiental (art. 2º).

De acordo com o artigo 27 desta lei, o território do Município de Porto Alegre divide-se em Área de Ocupação Intensiva (AOI) e Área de Ocupação Rarefeita (AOR). A AOI é a área que, conciliada com a proteção do Patrimônio Ambiental, se caracteriza como prioritária para fins de urbanização (art. 27, §1). A AOR é a área com características de baixa densificação, onde será dada predominância à proteção da flora, da fauna e demais elementos naturais, admitindo-se, para a sua perpetuação e sustentabilidade, usos científicos, habitacionais, turísticos, de lazer e atividades compatíveis com o desenvolvimento da produção primária (art. 27, §2). As AOI e AOR subdividem-se em Unidades de Estruturação Urbana (UEU), Macrozonas (figura 7.10), que são um conjunto de UEU, e Regiões de Gestão do Planejamento, que é uma divisão para fins de gestão descentralizada.

A densificação ou intensidade do uso e ocupação do solo urbano deve obedecer a patamares máximos definidos por Macrozona e Unidades de Estruturação Urbana com o objetivo de atender à demanda e racionalizar os custos de produção e manutenção dos equipamentos urbanos e comunitários de forma a garantir o desenvolvimento urbano sustentável (art. 66). Os patamares máximos de densificação são de 160 economias/ha (560 hab/ha) por UEU na Cidade Radiocêntrica e de 120 economias/ha (420 hab/ha) por UEU nas demais Macrozonas da AOI (art. 67). Nos Núcleos de Ocupação Rarefeita, a densidade bruta poderá chegar ao patamar máximo de 30 hab/ha, desde que obedeça a algumas condições (art.

65). Para este trabalho serão considerados os seguintes limites: 560 hab/ha nas áreas da bacia localizadas na Cidade Radiocêntrica (inclui o Corredor de Urbanidade); 420 hab/ha nas áreas da bacia localizadas na Cidade Xadrez (inclui os Corredores de Centralidade), na Cidade de Transição e no Eixo Lomba-Restinga; e, o valor de 30 hab/ha para as áreas localizadas na Cidade Rururbana. A figura 7.11 apresenta os patamares máximos de densidade bruta e a área da bacia associada.

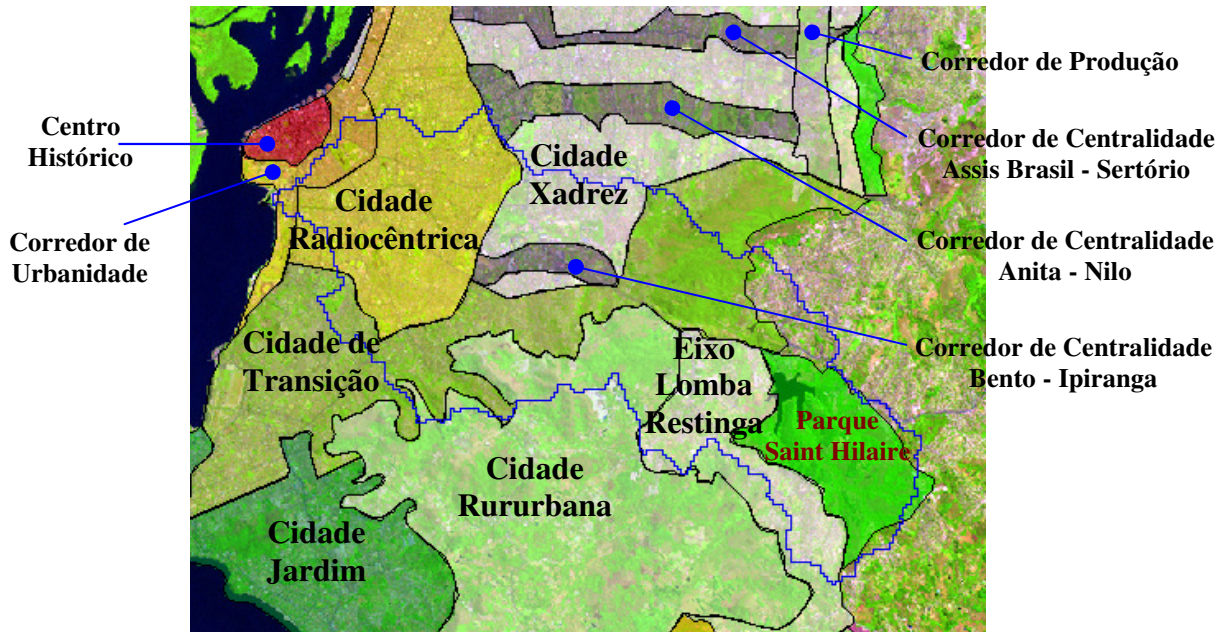


Figura 7.10. Macrozonas de Porto Alegre (Porto Alegre, 1999).

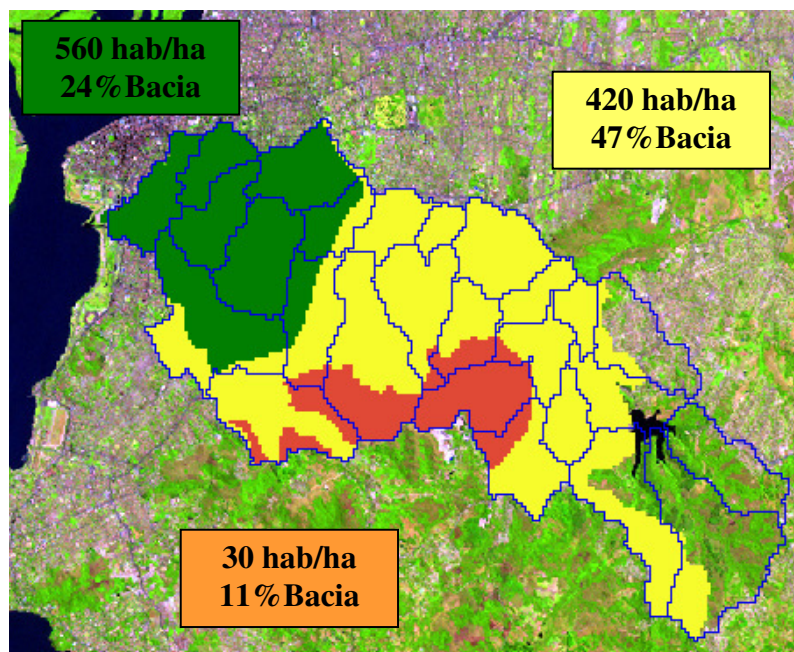


Figura 7.11. Patamares máximos de densidade bruta e a área da bacia associada.

Assim, a influência na Bacia pode ser representada por um descritor quantitativo que mede a relação entre a densidade habitacional real e a densidade do PDDUA (tabela 7.7).

Tabela 7.7. Descritor para a Influência na Bacia (PVF-3).

Níveis	Descrição	Nível de referência
N6	Densidade bruta igual a até 25% da máxima permitida.	
N5	Densidade bruta entre 25% e 50% da máxima permitida.	Bom
N4	Densidade bruta entre 50% e 75% da máxima permitida.	
N3	Densidade bruta entre 75% e 100% da máxima permitida.	Neutro
N2	Densidade bruta entre 100% e 125% da máxima permitida.	
N1	Densidade bruta maior que 125% da máxima permitida.	

Analogamente ao que foi feito para o PVF-2, os níveis de referência indicados podem ser alterados e a função de valor é obtida através do Método da Pontuação Direta, o qual é implementado diretamente no modelo de simulação dinâmica, onde o nível neutro recebe a pontuação “0” e o nível bom recebe “100”. A pontuação de uma alternativa neste critério é dada pelo valor da função de valor no nível de impacto que se enquadra. Como existem três zonas com densidades máximas distintas, será dado um valor para cada uma e em seguida, através de uma média ponderada em relação à área, é calculada a pontuação final V(PVF3).

Como este trabalho visa dar suporte ao programa Pró-Dilúvio, o qual está sujeito aos interesses e a jurisdição administrativa da Prefeitura de Porto Alegre, então, para efeito de cálculo deste ponto de vista, não será contabilizado o efeito da urbanização no município de Viamão. Mas vale frisar que isto não implica dizer que os efeitos da urbanização desordenada em Viamão não repercutam em Porto Alegre, pois isto está representado nos demais pontos de vista. Isto implica dizer apenas que Porto Alegre não pode tomar decisões sobre a organização urbana de Viamão (predominantemente nas sub-bacias 20, 23, 25 e 26).

7.5.4. Modelo de análise multicritério: a arborescência dos Pontos de Vista

A última etapa dentro da fase de estruturação é transcrever os pontos de vista na forma de uma árvore de valores, a chamada “Árvore de Pontos de Vista” (figura 7.12). A vantagem em se escrever o problema na forma de árvore de valores reside no fato de que se torna mais fácil observar a hierarquia dos Pontos de Vista, bem como identificar os sub-critérios. Além do mais, esta árvore de valores é a maneira tradicional usada nos modelos multicritério.

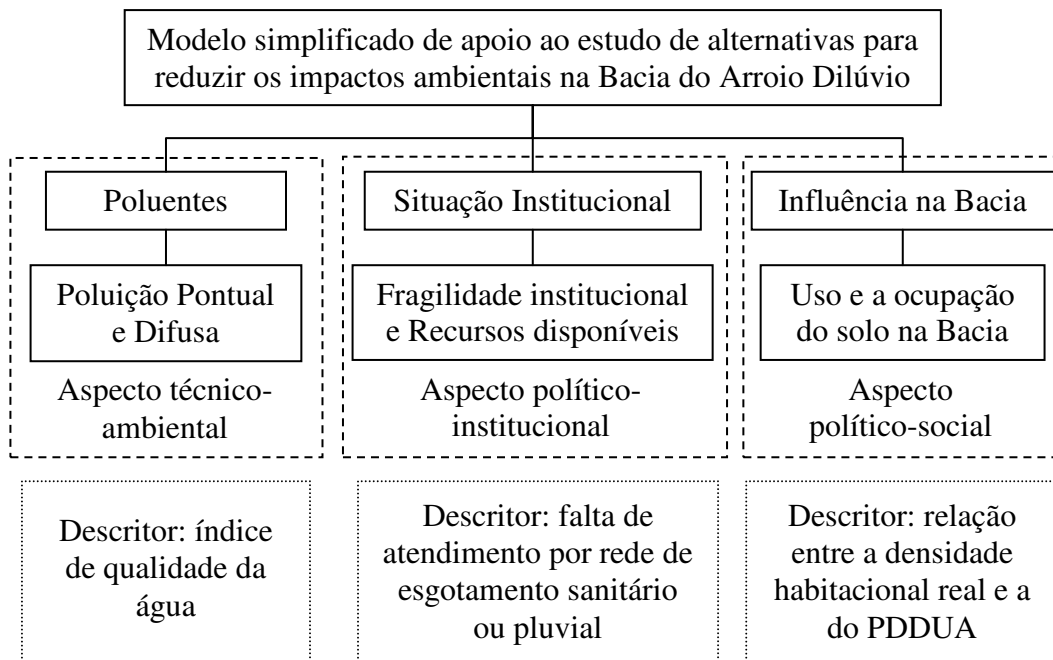


Figura 7.12. Árvore de Pontos de Vista.

7.6. MODELO DE SIMULAÇÃO DINÂMICA

Antes de tudo é importante lembrar que o modelo não é o objetivo deste trabalho, mas apenas um meio, e por esta razão a representação dos elementos deve estar ajustada com a finalidade pretendida. Neste trabalho, o objetivo principal é a conscientização dos envolvidos no processo decisório das alternativas de gestão, sendo assim, não se necessita buscar a precisão matemática dos modelos utilizados nem descrever minuciosamente a complexidade do sistema. Isto não significa dizer que serão negligenciados aspectos relevantes, mas que apenas o importante é ter idéia do funcionamento integrado do sistema e da ordem de grandeza relativa das variáveis para que se possa indicar em que sentido devem ser as medidas a serem tomadas para mitigar o problema.

Devido ao caráter único do modelo, pois o mesmo foi construído para uma finalidade específica, optou-se pelo seu desenvolvimento através da linguagem de programação computacional, o que permite uma maior flexibilidade na caracterização dos processos e na forma de apresentação do modelo. O programa utilizado na concepção foi o Delphi 5.0 da Borland (1999), o qual foi escolhido devido à familiaridade do autor.

O modelo de simulação deve contemplar os elementos discutidos nas seções anteriores, deve ter uma interface amigável que permita realizar alterações dos parâmetros durante a simulação e deve possibilitar que o sistema possa ser estudado ao longo do tempo, considerando o possível efeito da urbanização em longo prazo. É importante também que o modelo caracterize a distribuição espacial relativa da poluição nas sub-bacias para detectar os

maiores responsáveis pela poluição e orientar possíveis ações de combate. Além disso, é interessante que os diversos cenários de alternativas simulados recebam uma pontuação de acordo com os critérios estabelecidos, para facilitar as comparações de cenários. Para atender tudo isto, o modelo de simulação dinâmica é composto por dois módulos básicos:

- 1º) **Representação física do processo:** é a descrição das principais variáveis envolvidas no processo de poluição da Bacia do Dilúvio e da relação de causa e efeito existente entre elas. É útil para ajudar o decisor a entender como funciona o mecanismo de poluição na Bacia e a repercussão de suas decisões;
- 2º) **Avaliação das alternativas:** é quando o cenário estabelecido para toda a bacia é avaliado de acordo com os critérios estabelecidos (pontos de vista) e recebe uma pontuação para cada um deles, além de uma nota global. Esta avaliação serve de referência para comparação com outros possíveis cenários.

Sendo assim, o modelo de simulação dinâmica incorpora as características de um Sistema de Informações Geográfico (SIG) e de um avaliador de problemas multicritério. O componente SIG é devido às informações (população, serviços de coleta, esgoto, etc) distribuídas espacialmente de acordo com as sub-bacias, as quais alimentam o módulo de representação física do processo, que serve de entrada para o módulo de avaliação das alternativas.

A escala de tempo proposta para o modelo de simulação dinâmica deste trabalho é a mensal. Esta escolha foi feita levando-se em conta que o interesse de caracterização é para fins de gestão de bacia num nível preliminar e que a adoção de intervalos inferiores exigiria um nível maior de detalhamento dos processos físicos envolvidos, o que por sua vez requereria uma quantidade maior de parâmetros de modelagem. Vale comentar também que um dos elementos mais importantes de caracterização do sistema é a precipitação, que influencia no processo de geração e transporte de poluentes pelo escoamento superficial. Foi cogitado de se trabalhar com pulsos de precipitação para representar as entradas do sistema, uma vez que seria desnecessário fazer a simulação contínua de períodos mais longos porque só importaria a avaliação dos eventos mais relevantes, mas esta idéia foi descartada porque existe uma incerteza enorme sobre o efeito da primeira lavagem, importante dado para a poluição difusa, e que os valores existentes de concentração de poluentes se referem a valores médios de vários eventos. Além disso, a precipitação, por si só, já apresenta uma grande variabilidade espacial e temporal, o que só iria impor mais dificuldades sem garantia de melhoria dos resultados. Sendo assim, assume-se que os resultados obtidos pelo modelo representam uma estimativa dos valores médios mensais.

7.6.1. Representação física do processo

No modelo proposto, a poluição das águas do Arroio é representada pelos poluentes utilizados para o descritor do PVF-1 e é avaliada de acordo com sua fonte de origem, pontual ou difusa.

Segundo Drew (1983) apud Bollmann (2003), virtualmente todos os aspectos do ambiente são alterados pela urbanização. Bollmann (2003) comenta ainda que, regra geral, a intensidade da mudança está ligada à densidade da área edificada e à extensão da ocupação. Na literatura podem ser encontrados valores médios de produção per capita de efluentes e a concentração dos diversos poluentes nestas águas. Existem também relações empíricas entre a concentração dos parâmetros de qualidade com a densidade demográfica. Estes valores e relações são usados, então, para quantificar as cargas geradas no modelo. Os efeitos da alteração das concentrações dos poluentes não-conservativos na contabilização das cargas não são considerados, pois se deseja apenas obter uma estimativa relativa da produção de poluentes, e, além do mais, a escala de tempo adotada (mensal) não é boa para representar tais processos.

Estimativa das cargas de poluentes

Por conveniência, as cargas poluidoras serão diferenciadas em duas parcelas de acordo com a existência da rede de esgotamento sanitário.

1) *Usuários sem rede de esgotamento sanitário ou sem coleta regular de lixo*

A inexistência de rede de esgotamento sanitário faz com que os efluentes sejam depositados geralmente em fossas sanitárias e a falta de coleta regular de lixo aumenta a quantidade de resíduos sólidos na superfície do solo. Sendo assim, o tipo de poluição gerada por este grupo de usuários é de forma *difusa*, pois é devido à contaminação do solo.

Para estimar a carga poluidora gerada por este grupo de usuários, são utilizados os dados censitários agrupados por sub-bacias correspondentes à percentagem da população sem rede de esgotamento sanitário ou sem coleta de lixo e a densidade demográfica. De posse da densidade demográfica, obtém-se o valor de concentração do poluente através das relações observadas em trabalhos anteriores, descritas no capítulo sobre poluição hídrica. Sabendo-se a concentração, utilizam-se as curvas de permanência de precipitação mensal de Porto Alegre para se calcular o volume escoado superficialmente, e com este estimar a carga total mensal. Então são basicamente três elementos que contribuem para a maior ou menor produção de poluição de maneira difusa: a percentagem da população sem rede de esgotamento ou coleta de lixo; o aumento populacional; e, o regime de chuvas.

O efeito do percentual da população não atendida pela rede de esgotamento sanitário (%PopEsgoto) ou pelo serviço de coleta (%PopColeta) é representado por um coeficiente ($C_{PopSemEsgOuCol}$). A idéia é de que se existe uma certa quantidade de pessoas atendidas por estes serviços, então estes não contribuem para gerar poluição difusa, devendo a carga relativa a eles ser retirada. Como se considera que a densidade demográfica é homogênea na sub-bacia, então a concentração deve ser obtida em função desta densidade e por isso o coeficiente deve ser multiplicado pela concentração obtida e não pela densidade, o que teria o mesmo efeito do que se fosse multiplicado pela carga obtida. O percentual da população atendida por estes dois serviços simultaneamente é igual ao produto dos dois percentuais, portanto, o coeficiente será dado pelo complemento (equação 7.4), que é a fração das pessoas não atendidas por um ou por outro serviço.

$$C_{PopSemEsgOuCol} = 1 - \frac{\%PopEsgoto}{100} \cdot \frac{\%PopColeta}{100} \quad \text{Equação 7.4}$$

Pelo trabalho de Bollmann (2003), podem ser estabelecidas funções para as relações entre a concentração dos poluentes DBO_{5,20}, ST, NTK e Ptot e a densidade demográfica em locais sem rede de esgotos ou coleta de lixo (figura 7.13).

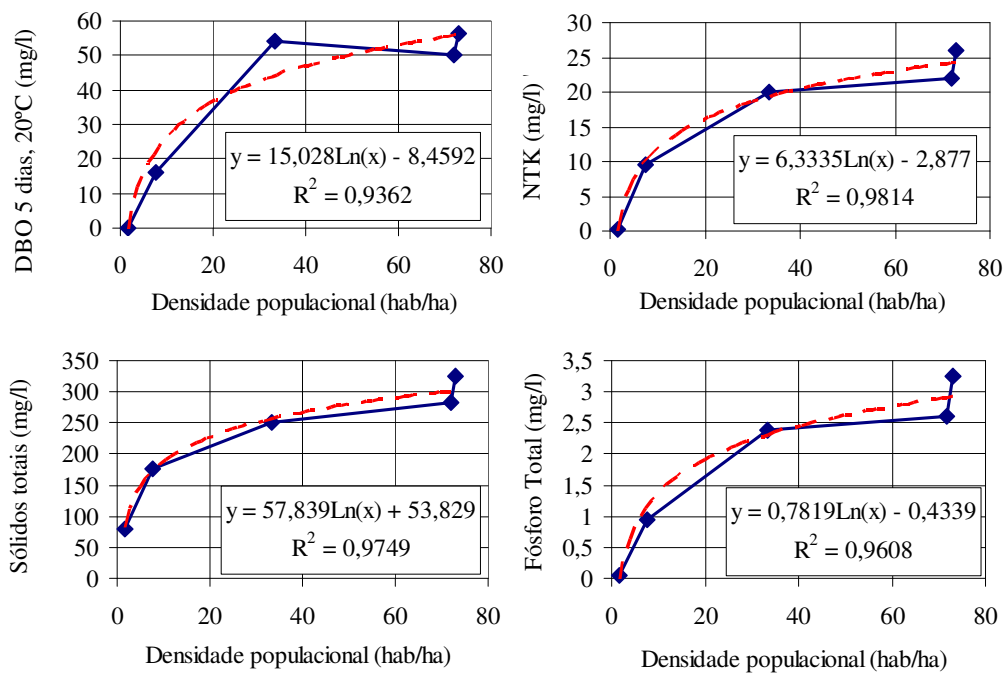


Figura 7.13. Curvas de variação de concentração com a densidade.

Para evitar valores incoerentes de concentrações para densidades pequenas (valores negativos ou nulos), foram feitos ajustes, assim para todos os poluentes citados, quando a densidade demográfica for menor que 2hab/ha serão considerados os valores apresentados em Bollmann (2003) para a densidade de 1,6hab/ha, ou seja, $DBO_{5,20}=0,2\text{mg/l}$, $ST=79\text{mg/l}$, $NTK=0,21\text{mg/l}$ e $P_{tot}=0,04\text{mg/l}$. Da mesma forma, a correção pelo coeficiente “ $C_{PopSemEsgOuCol}$ ” só reduzirão as concentrações até atingirem estes limites, os quais refletem uma situação próxima do ambiente natural. Os limites superiores foram considerados iguais aos valores típicos de concentração do esgoto doméstico bruto: (Von Sperling, 1996): $DBO_{5,20}=350\text{mg/l}$, $ST=1100\text{mg/l}$, $NTK=50\text{mg/l}$, $P_{tot}=14\text{mg/l}$. Nem precisava desta condição, porque os valores de densidade necessários podem ser considerados inatingíveis.

Para os coliformes fecais e óleos e graxas, por não dispor de relações destes com a densidade, foram estabelecidas equações lineares relacionando estes parâmetros com o $C_{PopSemEsgOuCol}$ (equações 7.5 e 7.6). Os dados de Ide (1984), que são $CF=1,5 \cdot 10^7 \text{org}/100\text{ml}$ e $OG=23,1\text{mg/l}$, referem-se a uma bacia pequena e ocupada predominantemente por um sistema viário. Assim, estes valores serão considerados como o patamar inferior da curva. Já os limites superiores foram considerados iguais aos valores típicos do esgoto doméstico bruto (Von Sperling, 1996), que são $CF=5 \cdot 10^7 \text{org}/100\text{ml}$ (média da faixa de variação) e $OG=110\text{mg/l}$. Provavelmente esta última consideração irá superestimar os valores de concentração em locais sem rede de esgotos e sistema de coleta, mas esta hipótese é incerta, tendo em vista que a amplitude não é relativamente tão grande.

$$CF = 3,5 \cdot 10^7 \cdot C_{PopSemEsgOuCol} + 1,5 \cdot 10^7 \quad \text{Equação 7.5}$$

$$OG = 86,9 \cdot C_{PopSemEsgOuCol} + 23,1 \quad \text{Equação 7.6}$$

Sabendo-se a concentração dos poluentes, resta saber qual o volume de água escoado superficialmente que os transporta, para estimar as cargas totais produzidas. Sabe-se que o regime de chuvas varia bastante, tanto em intensidade, quanto em duração ou em frequência de ocorrência. Ao se trabalhar numa escala de tempo mensal, a duração e a intensidade das chuvas tornam-se menos relevantes, pois se estará buscando um volume médio mensal. Associado a estes volumes está uma frequência de ocorrência que pode ser estimada através das curvas de permanência empíricas mensais. Estas curvas empíricas são obtidas ordenando-se os valores de precipitação do maior ao menor, associando-se um índice “i” para cada valor e, em seguida, calculando-se a frequência em que a precipitação é igualada ou superada pela relação “ $i/(n+1)$ ”, onde “n” é o número total de dados.

Considerando-se os dados de precipitação mensal entre o período de 1961 e 2005 do 8º Distrito de Meteorologia (DISME) do INMET de Porto Alegre, foram obtidas as curvas de permanência mensais de Porto Alegre (figura 7.14). O conhecimento dessas curvas, associado com as concentrações médias de poluentes das águas pluviais, permite avaliarmos e compararmos a produção de poluentes em períodos distintos, secos ou chuvosos.

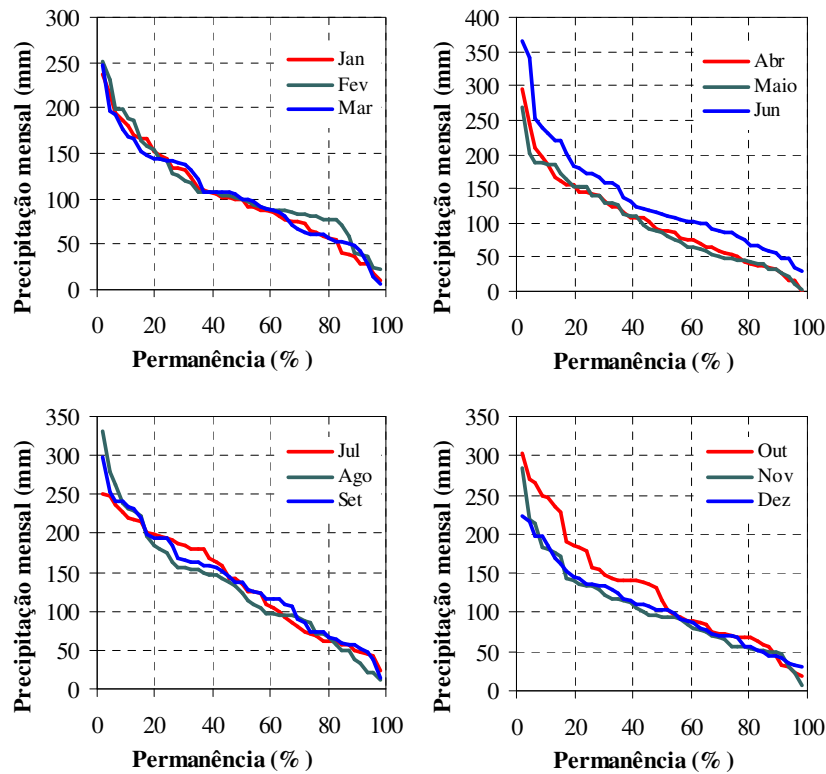


Figura 7.14. Curvas de permanência mensais de Porto Alegre.

Assim, dado um tempo de recorrência, calcula-se a frequência pelo inverso deste, e obtém-se a precipitação mensal interpolando-se o valor na curva. Caso os limites superiores ou inferiores sejam alcançados, é considerado, por simplificação, que o valor de precipitação corresponde ao limite da faixa de dados. Dessa forma, como as curvas de permanência foram construídas a partir de 45 dados mensais, para tempos de recorrência superiores a 45 anos, o valor de precipitação é constante e igual ao máximo da série. Esta simplificação atende aos objetivos deste estudo, visto que o ideal é considerar tempos de retorno da ordem de dois anos, o que implica em valores mensais de precipitação ocorrendo em pelo menos 50% do tempo. Para tempos de retorno inferiores a dois anos, são obtidos valores de precipitação característicos de meses secos. Analogamente, valores mais altos de tempo de retorno caracterizam meses chuvosos.

Devido às perdas, o volume escoado superficialmente é apenas uma fração do volume precipitado. Para obter o volume escoado, pode-se utilizar o coeficiente de escoamento (C), que é justamente a relação entre o escoamento superficial e o total precipitado. Para calculá-lo, pode-se fazer uso de expressões empíricas tal como a equação 7.7, que foi desenvolvida por Tucci (2001) a partir de dados de 11 bacias brasileiras (7 em Porto Alegre, 2 em Joinville, 1 em Curitiba e 1 em São Paulo) e relaciona o coeficiente de escoamento com o percentual da área total impermeabilizada ($0 \leq AI \leq 100$).

$$C = 0,047 + 0,9 \cdot \frac{AI}{100} \quad \text{Equação 7.7}$$

É relevante salientar que o coeficiente de escoamento obtido para períodos mais longos tende a ser maior, provavelmente devido ao efeito de armazenamento na bacia o qual retarda o escoamento. Assim, a expressão anterior, que foi ajustada para alguns eventos de chuva, pode estar subestimando o volume escoado real, uma vez que o intervalo de tempo adotado (mensal) e o tamanho relativamente pequeno da bacia nos faz supor que toda água já tenha alcançado o exutório.

Por sua vez, o percentual da área total impermeabilizada numa bacia pode ser relacionado com a densidade demográfica através da equação 7.8, desenvolvida por Tucci (2001) com os dados de Curitiba, São Paulo e Porto Alegre que foram publicados em Campana e Tucci (1994):

$$AI = 0,489 \cdot Dh, \text{ para } Dh < 120 \text{ hab/ha} \quad \text{Equação 7.8}$$

Segundo o autor, esta expressão é válida para $Dh < 120 \text{ hab/ha}$ e para bacias de área superior a 2 km^2 , com ocupação predominantemente residencial. Neste trabalho, existem sub-bacias com até $0,8 \text{ km}^2$ (sub-bacia 13), o que contraria a restrição. Porém, esta restrição será conscientemente infringida tendo em vista que se deseja obter valores para uma avaliação preliminar, a qual necessita que as equações, para que sejam generalizadas, guardem um certo nível de coerência, que é justamente a hipótese de aumento das áreas impermeáveis com o aumento da densidade demográfica.

Para superar o limite de utilização da equação em relação à densidade demográfica, foi ajustada uma nova equação (equação 7.9) baseada nos dados de Campana e Tucci (1994), que deve ser utilizada apenas para densidades maiores que 120 hab/ha . O critério de definição do limite superior obedeceu ao fato de que para valores cada vez mais altos de densidade, a percentagem de áreas impermeáveis cresce cada vez menos, tanto que a densidade de

500hab/ha corresponde a uma percentagem de 87% de áreas impermeáveis, o que é bastante razoável. A equação segue válida até 740hab/ha, quando se começa a considerar arbitrariamente o valor constante de 95% para o percentual de áreas impermeáveis.

$$AI = 19,92883 \cdot \text{LN}(\text{Dh}) - 36,72911, \text{ para } 120\text{hab/ha} \leq \text{Dh} \leq 740\text{hab/ha} \quad \text{Equação 7.9}$$

2) *Usuários com rede de esgotamento sanitário*

A poluição neste caso é devido ao erro de ligação, pois se lança os efluentes na rede pluvial ao invés da rede de esgotamento sanitário. Alguns autores consideram esta poluição como difusa, visto à dificuldade de identificar a conexão indevida, mas neste trabalho é considerada como **pontual**, pois é analisado sob a ótica que esta parcela do esgoto cloacal segue pela rede pluvial até ser lançada diretamente no Dilúvio e em períodos contínuos de tempo. Vale observar que os dados do IBGE se referem ao lançamento de efluentes tanto na rede cloacal quanto na pluvial, ou seja, englobando este erro de ligação.

Para contabilizar as cargas poluidoras, são considerados os efluentes gerados por este percentual de ligações indevidas (%LigIndevida), considerados inicialmente como 10%, sobre o percentual da população atendida por rede de esgotamento sanitário ou pluvial dos dados agrupados por sub-bacias dos setores censitários. Este percentual deve ser flexível para que os tomadores de decisão entendam sua influência e o utilizem para avaliar as alternativas. Para o cálculo do volume de efluentes (equação 7.10) produzidos por uma sub-bacia, é utilizado o valor médio de consumo d'água per capita da população (Qhab), adotado inicialmente como 150l/hab.dia, para um período de um mês (ndias). Como apenas parte desta água retorna como efluente, então utiliza-se um coeficiente de retorno (Cret) do consumo, o qual assume inicialmente o valor de 80%. Sabe-se que o consumo é influenciado não somente por questões higiênicas, como também por razões sociais, tais como a renda ou até mesmo hábitos particulares. Por isto é interessante deixar este valor flexível, caso se deseje avaliar patamares diferenciados de consumo nas sub-bacias.

$$\text{VolEfluentes} = \left(\text{Pop} \cdot \frac{\% \text{PopEsgoto}}{100} \cdot \frac{\% \text{LigIndevida}}{100} \right) \cdot (C_{ret} \cdot Q_{hab}) \cdot \text{ndias} \quad \text{Equação 7.10}$$

Sabendo-se o volume de efluentes lançados pontualmente, calcula-se a carga lançada pelo produto do volume pela concentração típica dos esgotos domésticos brutos (DBO_{5,20}=350mg/l, ST=1100mg/l, NTK=50mg/l, Ptot=14mg/l, CF=5.10⁷org/100ml e OG=110mg/l), obtidos em Von Sperling (1996). Novamente, o valor do NTK foi aproximado

pelo do Nitrogênio total, uma vez que os Nitritos e Nitratos são normalmente pouco representativos nos esgotos domésticos.

Crescimento populacional

Quando se faz a avaliação do modelo de simulação dinâmica, um dos pontos mais relevantes é a previsão do aumento da área urbanizada com o tempo, que pode ser estimada a partir do crescimento populacional, que, por sua vez, é representado por uma taxa média de crescimento.

O modelo de simulação dinâmica utiliza inicialmente a taxa de crescimento médio anual de 1,31%a.a., obtido pela média das taxas de crescimento populacional de Porto Alegre entre os anos de 1970, 1980, 1991, 1996 e 2000 dos dados do censo do IBGE. Esta taxa é aplicada ao final de cada ano sobre os dados de população de cada sub-bacia. A mesma não incide ao longo dos meses dentro de um ano, uma vez que a utilização desta taxa se presta para avaliação de longo prazo e dentro de um ano a incerteza quanto ao tamanho da população não justifica o emprego destas taxas. Além disso, o interesse principal da avaliação mensal é verificar o efeito da sazonalidade temporal na geração de poluentes.

Esta taxa também pode assumir valores diferenciados ao longo dos anos e para cada sub-bacia, para refletir alguma tendência que se apresenta ou até mesmo em decorrência de alguma política pública específica para controle do uso e ocupação do solo que se pretenda implantar no futuro.

Medidas de combate à poluição difusa

São medidas estruturais ou não estruturais, que variam em função do grau de remoção dos poluentes. Porto (1995) lista uma série de medidas que podem ser feitas, a citar:

Estruturais: minimização da área diretamente conectada (muda o fluxo do escoamento das áreas impermeáveis), instalação de faixas ou valetas gramadas (aumenta a oportunidade de infiltração), construção de bacias de retenção secas ou alagadas (funcionam como reservatório que retém os poluentes e sedimentos), reserva e destinação de áreas para alagadiços (similar às bacias de retenção) e utilização de pavimentos porosos (infiltra a água e retém os sedimentos).

Não-estruturais: controle do uso do solo urbano, regulamentação para áreas em construção (obrigar a realização de medidas de controle para conceder a licença para obras), manutenção e criação de áreas verdes, controle de ligações clandestinas de esgotos na rede pluvial (a autora considera esta poluição como difusa, do ponto de vista de não saber onde

está a ligação indevida), varrição das ruas, controle da coleta e disposição final do lixo e educação da população.

Apesar de não termos os percentuais de remoção dos poluentes de cada medida, de não sabermos os custos associados ou até mesmo a possibilidade física de se aplicar estas técnicas, estas medidas de redução da poluição difusa são consideradas no modelo como “medidas alternativas de combate à poluição difusa”, constituindo-se apenas de um percentual de remoção da poluição difusa oscilando entre 0 e 100% e incidindo diretamente no valor final da carga difusa produzida numa determinada sub-bacia. Isto nos dá a idéia de quanto ainda é necessário se fazer para que a poluição total seja reduzida a níveis aceitáveis, e ainda se é viável ou não combater a poluição difusa.

Medidas de combate à poluição pontual

No caso da poluição pontual, a medida estrutural a se fazer é a própria ampliação ou substituição das redes de esgotamento existente, além, é claro, do reparo das ligações indevidas. No modelo, essas medidas estruturais são simuladas pela própria alteração dos percentuais das redes de esgotamento e das ligações indevidas.

Como medidas não estruturais, citam-se a mudança de comportamento da população em relação ao lançamento indevido de resíduos sólidos (fraldas descartáveis, plásticos, etc) ou mesmo óleos resultantes da atividade doméstica na rede coletora.

Estas outras possíveis medidas, tanto estruturais quanto não-estruturais, são consideradas no modelo como “medidas alternativas de combate à poluição pontual”, que também são representadas por um percentual entre 0 e 100% incidindo diretamente sobre o valor final da carga pontual produzida numa determinada sub-bacia.

Diagrama unifilar

Todas as sub-bacias apresentam cargas difusas e pontuais, mas a representação do diagrama unifilar visa o estudo do eixo principal da bacia, no caso, o Arroio Dilúvio. Por este ponto de vista, as cargas poluidoras que são lançadas num ponto conhecido do Arroio podem ser chamadas de cargas concentradas, enquanto aquelas que ocorrem ao longo de um trecho podem ser chamadas de cargas distribuídas. É importante não criar confusão nos termos usados, pela convenção feita neste trabalho não cabe confundir carga pontual com concentrada e nem carga difusa com carga distribuída. Pontual e difusa se referem ao mecanismo de geração e lançamento dentro da bacia, enquanto concentrada e distribuída se refere ao lançamento das cargas no próprio arroio.

Este estudo, a que se refere o diagrama unifilar, é justamente a propagação do efeito da poluição. A contabilização das cargas lançadas por cada uma das sub-bacias “i” é dada pela soma das parcelas pontual e difusa da carga poluidora que é dada por “ q_i ” (figura 7.15). A soma acumulada destas parcelas é feita de montante à jusante (direita à esquerda na figura), sendo que as parcelas correspondentes às cargas concentradas são somadas diretamente na posição do lançamento e as parcelas das cargas distribuídas são somadas proporcionalmente ao tamanho do trecho de contribuição.

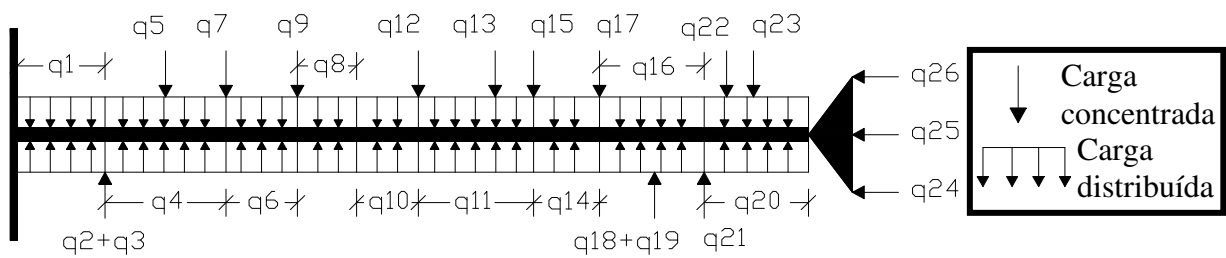


Figura 7.15. Representação das cargas poluidoras concentradas e distribuídas.

Considerando-se os sufixos “conc” e “dist” para identificar se as cargas das sub-bacias são concentradas ou distribuídas, e considerando-se “ L_i ” como o tamanho do trecho da carga distribuída “ q_{i_dist} ” e “ l_i ” o tamanho do trecho da mesma carga distribuída contida no intervalo $X=[0,x]$, onde “ x ” é a distância contada de montante à jusante onde se deseja avaliar, então a carga poluidora acumulada “ Q_x ” no ponto “ x ” é dada por:

$$Q_x = \sum_{i \in X} \left(q_{i_conc} + \frac{q_{i_dist} \cdot l_i}{L_i} \right) \quad \text{Equação 7.11}$$

Analogamente, é feito o acúmulo do volume das águas lançadas para que se possa obter a concentração média mensal dos poluentes ao longo do Dilúvio através de uma simples operação de divisão da carga pelo volume, efetuada em cada ponto que se deseja avaliar.

7.6.2. Avaliação das alternativas

Os dados do processo físico alimentam o módulo de avaliação das alternativas, que é composto pelos pontos de vista: *Poluentes (PVF-1)*, *Situação Institucional (PVF-2)* e *Influência na Bacia (PVF-3)*, seus descritores e funções de valor.

Os dados utilizados para o PVF-1 são os valores de concentrações obtidos no exutório da bacia, calculados através da divisão da carga poluidora pelo volume de água, conforme descrito na seção sobre o Diagrama Unifilar, e os pesos correspondentes à importância relativa dos poluentes. Estes pesos assumem inicialmente os valores sugeridos anteriormente, mas estão susceptíveis a alterações durante a simulação. Para cada mês de cada ano é então avaliado o índice de qualidade, o qual é re-escalonado para a escala comum de avaliação, e a média destas avaliações será a pontuação final que a alternativa receberá neste critério.

Para avaliar a alternativa sobre o critério PVF-2, basta contabilizar o percentual total da população da bacia que não possui rede de esgotamento sanitário ou pluvial e estabelecer, através do método da pontuação direta, a função de valor que define os valores dos níveis de desempenho do descritor. Inicialmente, estes valores receberão notas baseadas no nível neutro em N7 e bom em N9, os quais recebem “0” e “100”, respectivamente. A cada nível acima do bom, a função de valor receberá mais “20” pontos e a cada nível abaixo do neutro receberá menos “10” pontos. O nível intermediário N8 receberá inicialmente “50” pontos. Faz-se uma avaliação anual das alternativas, e a pontuação final do PVF-2 será a média aritmética de todas as avaliações.

Para o PVF-3, a pontuação dos níveis de impacto do descritor também foi feita pelo método da pontuação direta. Em princípio, definiu-se o nível neutro em N3 e o nível bom em N5, recebendo “0” e “100” pontos respectivamente. O nível intermediário N4 recebe “50” pontos, e para os outros níveis, a cada nível acima do bom a função de valor recebe mais “20” pontos e a cada nível abaixo do neutro recebe menos “20” pontos. Em seguida, obtém-se a pontuação deste descritor para cada uma das três zonas de densidades máximas do PDDUA e, através de uma média ponderada em relação à área, é calculada a pontuação deste critério no ano. A nota final deste critério é a média aritmética das notas anuais.

A avaliação Global da alternativa, que é justamente a nota final relativa aos três pontos de vista, é feita por uma função de agregação aditiva (equação 7.12), considerando inicialmente os três pontos de vista com os mesmos pesos (1/3), os quais podem ser alterados por conveniência do avaliador durante a simulação.

$$V_{global} = \sum_{i=1}^3 V(PVFi) \cdot Peso_{PVFi}$$

Equação 7.12

7.6.3. Representação esquemática do modelo de simulação dinâmica

A figura 7.16 apresenta as relações causais entre os diversos fatores mencionados anteriormente que influenciam no processo de geração de poluentes na Bacia. O esquema foi feito para uma das sub-bacias, mas a representação nas demais é análoga a esta.

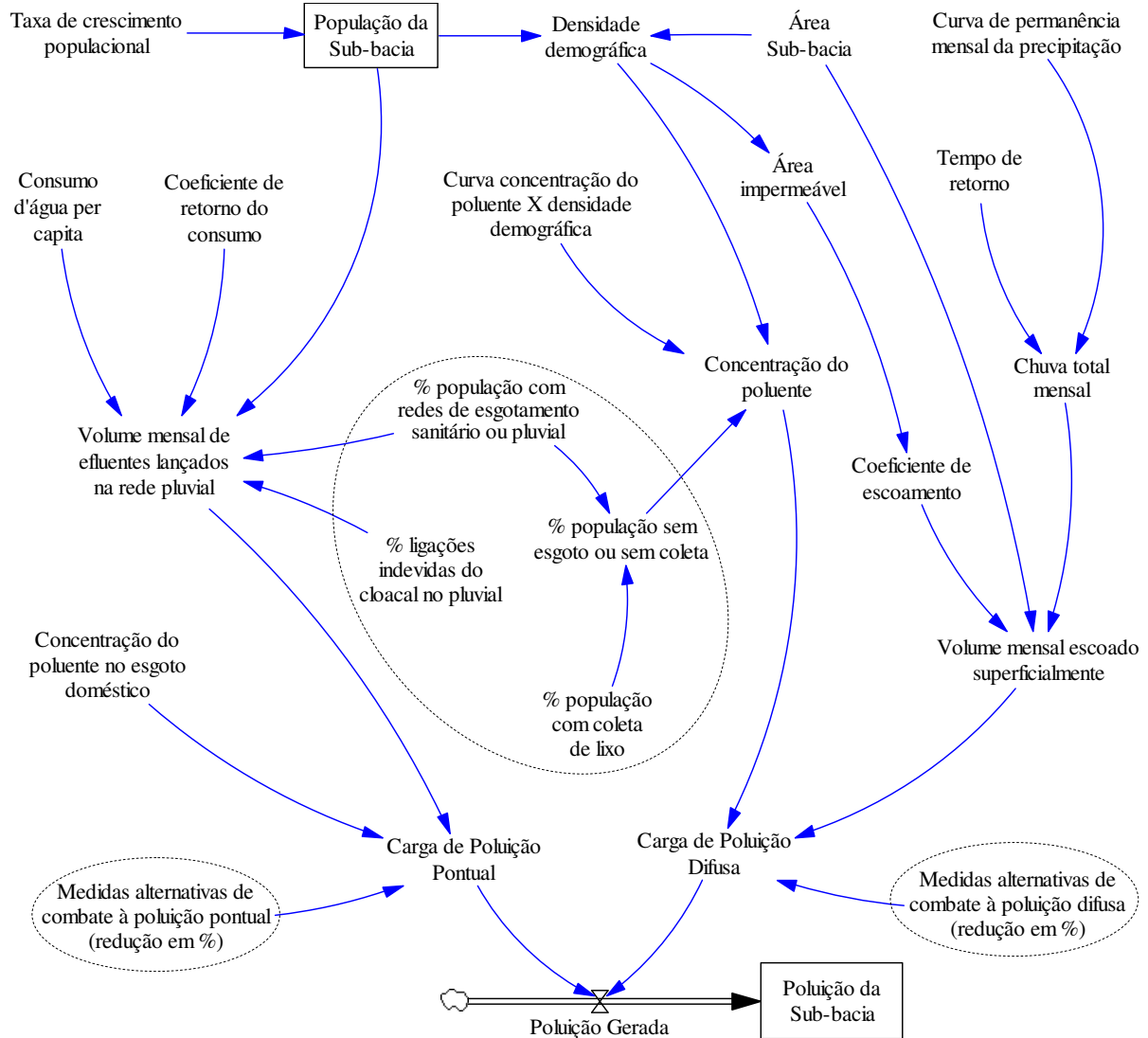


Figura 7.16. Representação esquemática do processo físico.

Os elementos dentro do contorno tracejado central correspondem justamente à infraestrutura existente. Em destaque, também, estão as medidas alternativas para combater a poluição pontual ou difusa. As alternativas, propriamente ditas, são criadas ao se alterarem estes parâmetros para cada sub-bacia. Pode-se mexer também nos outros parâmetros (taxa de crescimento populacional, consumo d'água per capita, coeficiente de retorno do consumo, tempo de retorno da precipitação) para que reflitam as diferenças locais entre as sub-bacias ou mesmo para retratar situações extremas (anos secos ou chuvosos). Para ilustrar a aplicação do modelo, é apresentado, no anexo C, um exemplo de cálculo da carga de DBO gerada.

A representação esquemática da relação entre as variáveis envolvidas no cálculo do módulo de avaliação das alternativas é mostrada na figura 7.17.

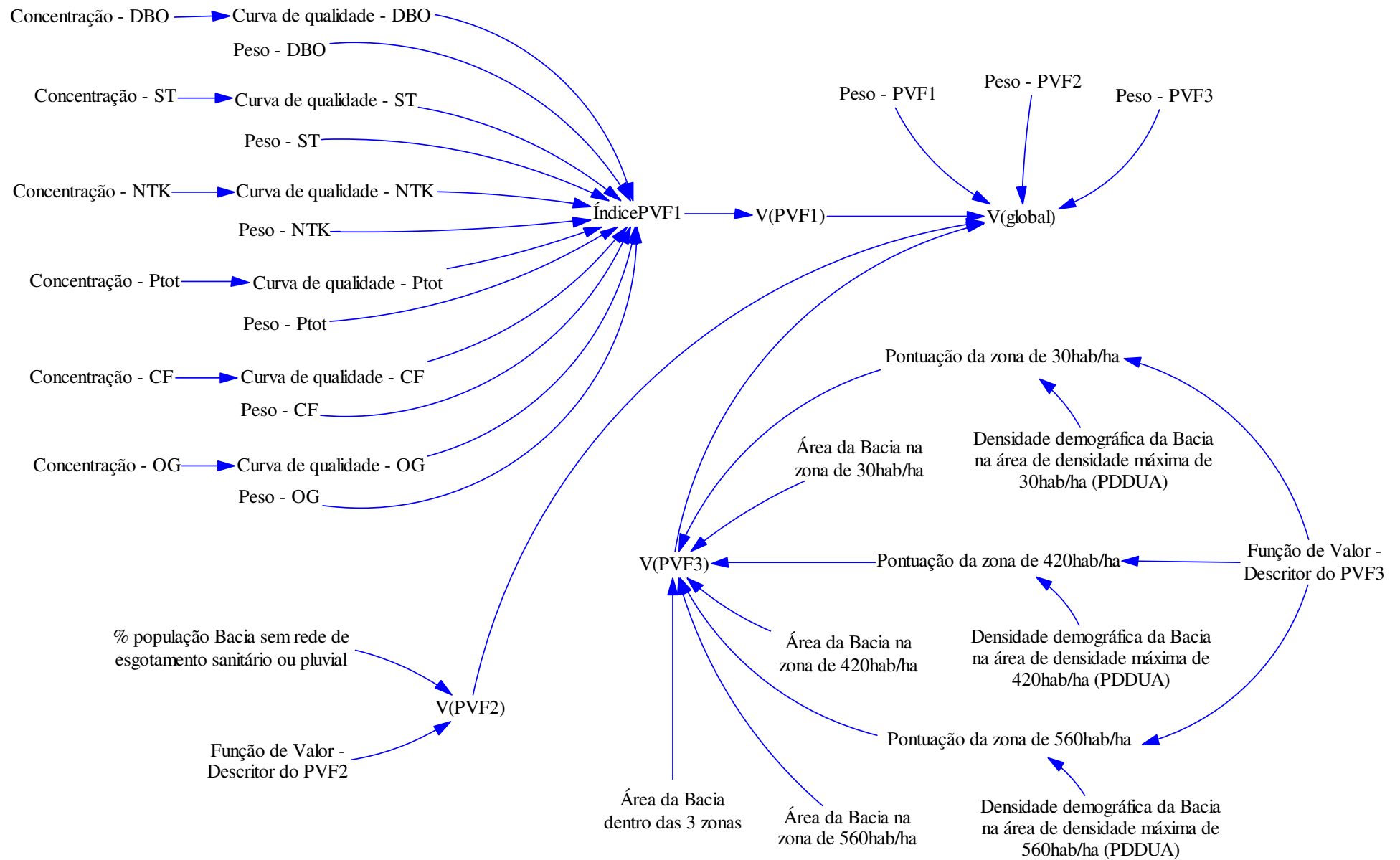


Figura 7.17. Representação esquemática da avaliação da alternativa.

7.6.4. Alguns cenários simulados

Para ilustrar a utilização do modelo e sua capacidade de gerar aprendizado, são apresentados alguns dos cenários simulados. A primeira consideração feita foi que a situação da bacia em 2006 é a mesma desde o ano 2000. Além disso, foi considerado um horizonte de simulação de 26 anos (a partir do ano 2000), e foram utilizados os seguintes dados em todos os cenários: tempo de retorno da precipitação igual a 2 anos, ou seja, a precipitação utilizada nos cálculos corresponde a um valor que ocorre em, no mínimo, 50% do tempo em cada mês; consumo médio igual a 150 l/hab.dia com coeficiente de retorno do consumo de 80%; e, taxa de crescimento populacional igual à 1,31%a.a.

- **Cenário 01:** Ausência de política de saneamento. Neste cenário não haverá alteração do quadro estrutural da bacia. Corresponde, portanto, à pior situação;
- **Cenário 02:** Política intensa de aumento no atendimento da população por coleta de lixo em 5 anos. Implica no aumento do atendimento do serviço de coleta de lixo linearmente até o ano 2011, até alcançar 99,9% em as todas sub-bacias;
- **Cenário 03:** Política de ampliação da rede de esgotos existente em 10 anos. Implica no aumento do atendimento por rede de esgotos linearmente até o ano 2016, até alcançar 99,9% em todas sub-bacias;
- **Cenário 04:** Política intensa de fiscalização e reparo das ligações indevidas. Implica na redução linear das ligações indevidas em 4 anos (até o ano 2010), até alcançar 1%, patamar que será mantido até o ano 2026;
- **Cenário 05:** Política integrada de saneamento em longo prazo (20 anos). Corresponde a um aumento linear no atendimento por rede de esgotos e coleta de lixo entre os anos 2007 e 2026 até alcançar 99,9% em todas sub-bacias, com implementação de medidas estruturais e não estruturais alternativas, para redução de 5% da poluição difusa e pontual, e redução linear das ligações indevidas até alcançar 1% no mesmo período;
- **Cenário 06:** Política de intervenção localizada. Atua nas sub-bacias responsáveis pela maior carga poluidora. O detalhamento desta alternativa é feito após a apresentação dos cenários anteriores. Este cenário servirá para ilustrar a criação de alternativas através do processo de tentativa e erro.

Para ilustração da simulação serão apresentados apenas os resultados dos gráficos relativos à variação da concentração dos poluentes ao longo do Dilúvio e os resultados relativos à pontuação das alternativas. No estado atual (2006) são mostrados os gráficos dos meses de maio e setembro, respectivamente o de menor e o de maior valor de precipitação mensal média, a fim de escolher o mês crítico que servirá para representar os demais cenários.

Estado atual

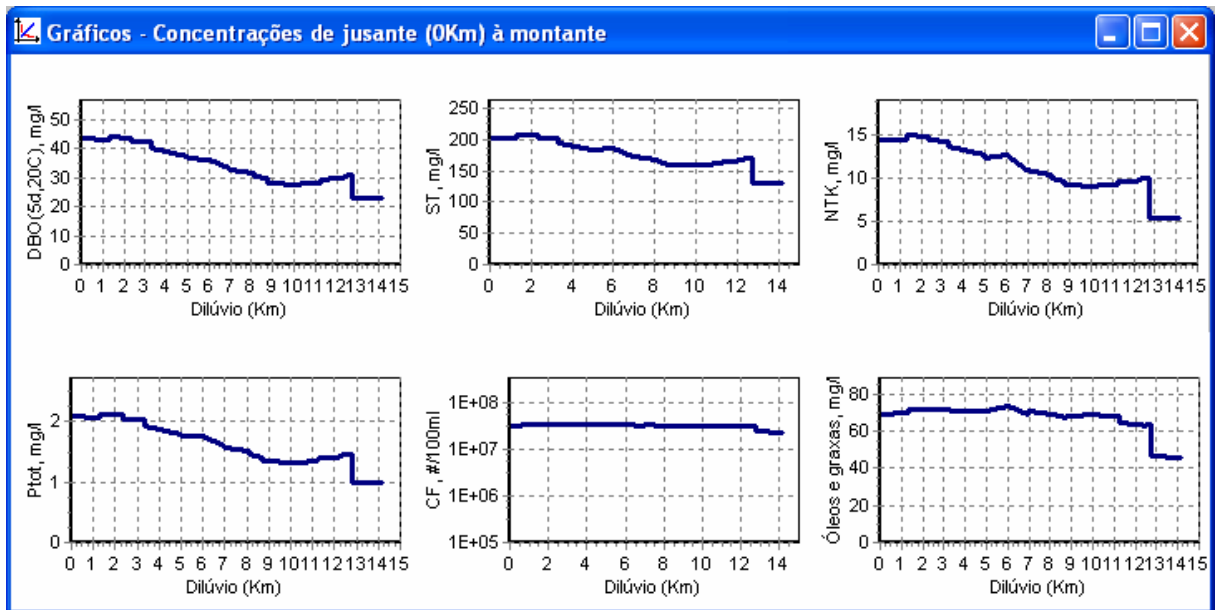


Figura 7.18. Estado atual, em maio de 2006.

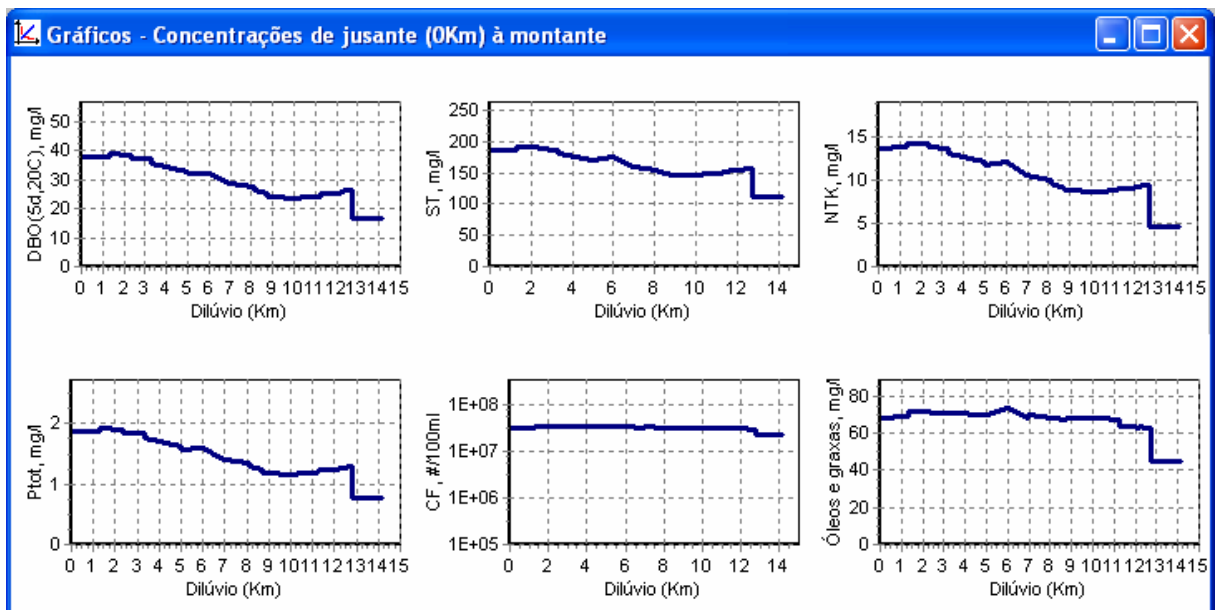


Figura 7.19. Estado atual, em setembro de 2006.

Apesar das diferenças serem sutis, aparentemente o mês de maio (menor precipitação) é o que apresenta maiores valores de concentração dos poluentes. Se por um lado uma menor precipitação indica menor geração de poluição difusa, por outro, o fato de maio ter 31 dias e setembro ter 30 dias provavelmente deve ter gerado valores de concentrações maiores devido à poluição pontual, pois houve um aumento do volume de efluentes e da carga pontual lançada. Ao analisarmos os resultados em forma de tabelas, percebemos que de fato a relação entre a DBO da poluição pontual e difusa para toda a bacia atinge os valores máximos e mínimos em maio (0,59) e setembro (0,35) respectivamente. Isto sugere também que pode ter havido um efeito de diluição das cargas devido ao escoamento superficial.

Cenário 01: Ausência de política de saneamento

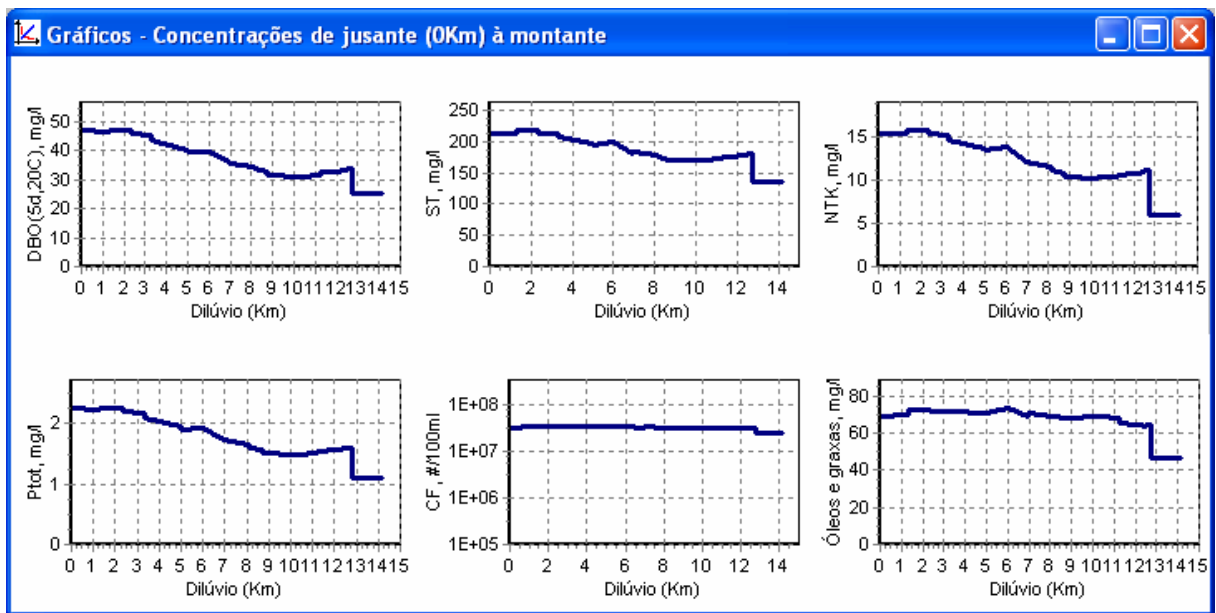


Figura 7.20. Concentrações no cenário 01, em maio de 2026.

Como era de se esperar, houve um aumento na concentração de todos os poluentes devido ao aumento populacional. Este aumento se refletiu num aumento do escoamento superficial e na geração de efluentes.

Cenário 02: Política intensa de coleta de lixo em 5 anos

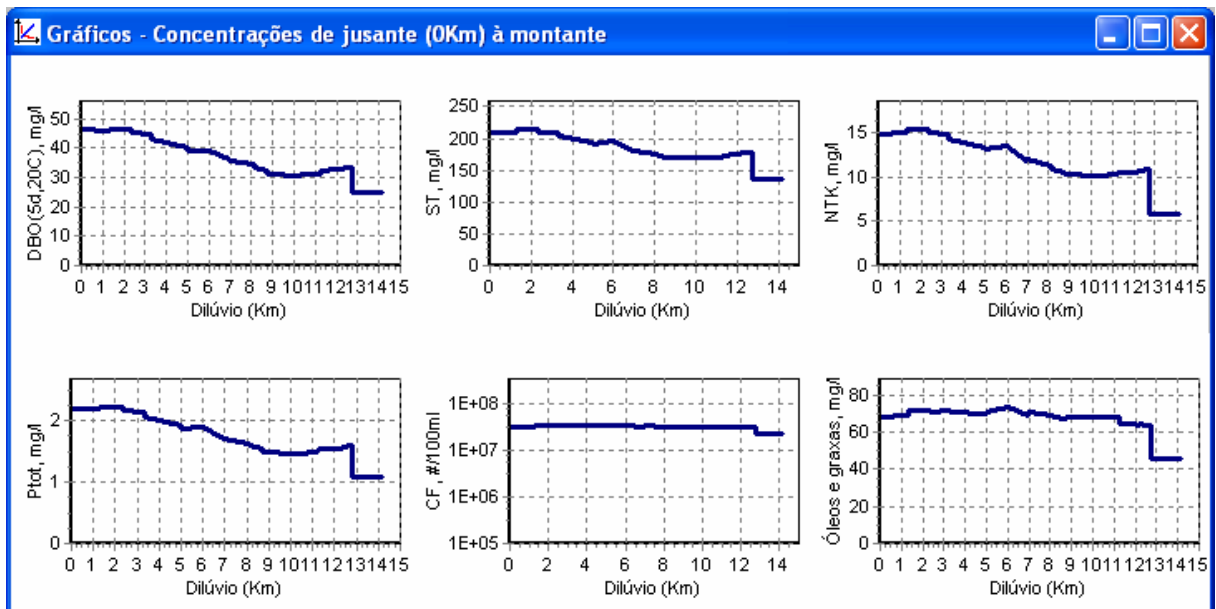


Figura 7.21. Concentrações no cenário 02, em maio de 2026.

Houve um melhora quase imperceptível nos valores de concentração ao longo do Dilúvio, uma vez que os serviços de coleta já atingiam cerca de 97% da população da bacia.

Cenário 03: Política de ampliação da rede de esgotos existentes em 10 anos

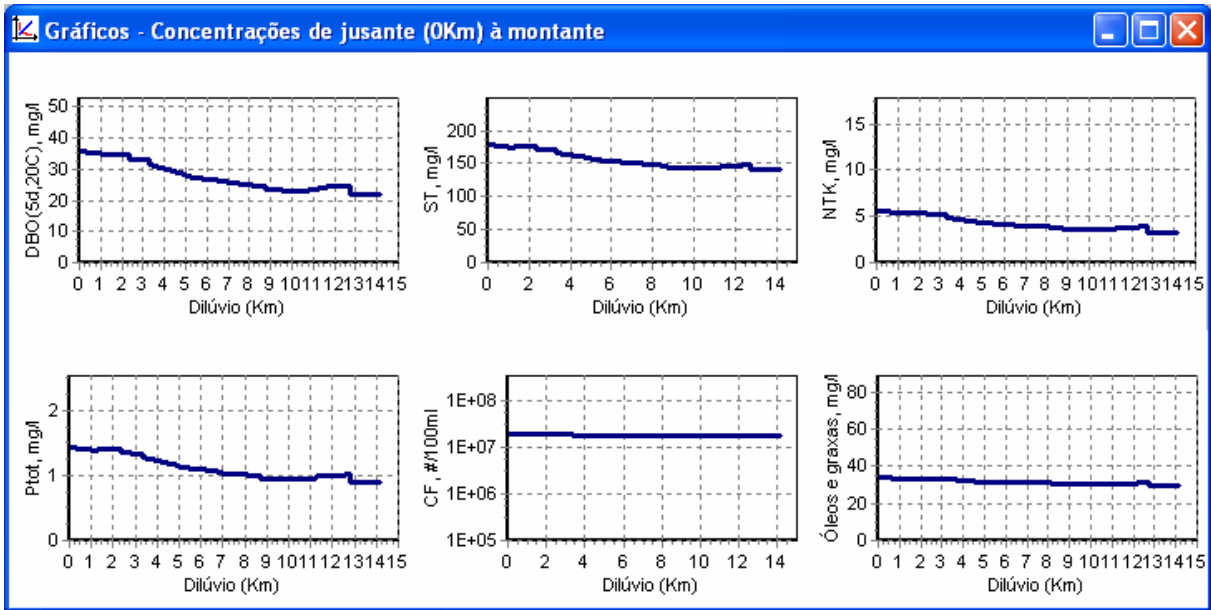


Figura 7.22. Concentrações no cenário 03, em maio de 2026.

Como era de se esperar, houve uma melhora generalizada na qualidade. A ampliação da rede de esgotamento, apesar de reduzir a poluição difusa, gerou um aumento na carga pontual, uma vez que a ampliação das redes não foi acompanhada de uma política de fiscalização das ligações irregulares, mantendo-se então os 10% de ligações indevidas.

Cenário 04: Política intensa de fiscalização e reparo das ligações indevidas em 4 anos

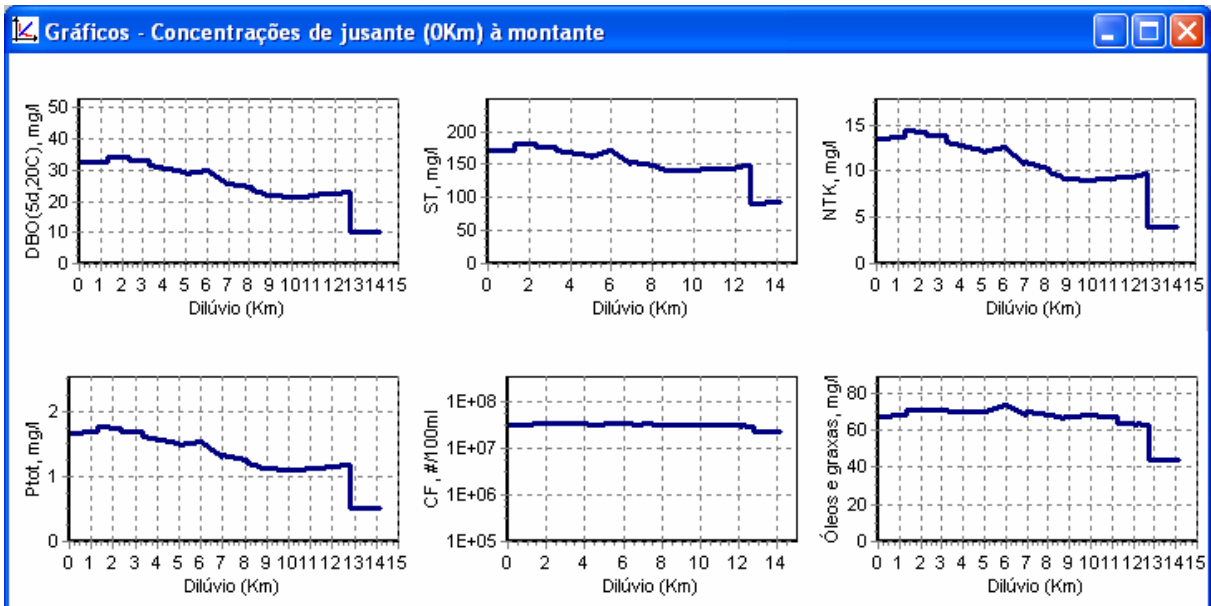


Figura 7.23. Concentrações no cenário 04, em maio de 2026.

Neste cenário, observou-se uma redução na carga pontual, o que refletiu num abatimento dos gráficos de concentração. Apesar disso, a poluição difusa se manteve no mesmo estado.

Cenário 05: Política integrada de saneamento em longo prazo (20 anos)

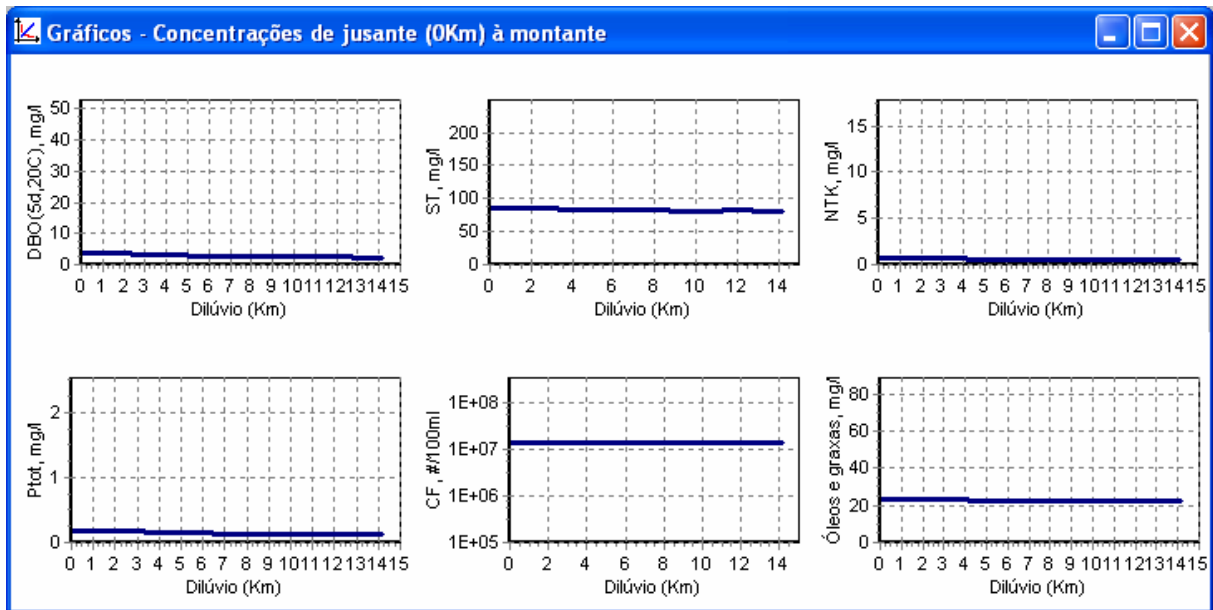


Figura 7.24. Concentrações no cenário 05, em maio de 2026.

Evidentemente, a ação integrada ao longo dos anos representa uma solução final melhor. Mesmo assim, deve-se ter em mente que uma solução tão abrangente certamente teria um custo associado bastante elevado em relação às demais, por isso é interessante estudar alternativas que ajam diretamente nos focos mais significativos de geração de poluição.

Cenário 06: Política de intervenção localizada

Em primeiro lugar, percebemos que existe um aumento brusco por volta do quilômetro 13 (figura 7.18). Analisando-se os mapas de distribuição da poluição pontual e da difusa, percebe-se uma carga difusa significativa na sub-bacia 23 (figura 7.25).

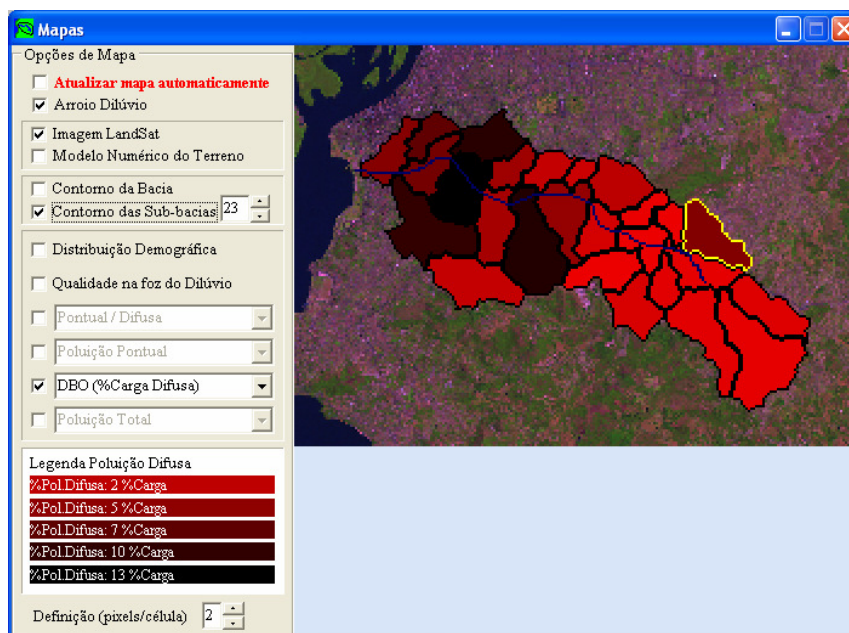


Figura 7.25. Destaque para a poluição difusa na sub-bacia 23, em maio de 2006.

Analisando-se os dados de população, percebe-se que esta sub-bacia localiza-se numa área de considerável densidade demográfica. Não é por acaso que justo neste local haja um aumento brusco da concentração dos poluentes, afinal de contas esta sub-bacia engloba a região de Viamão onde existe um baixo percentual de atendimento pelo serviço de esgoto (11,84%). Enquanto isso, o serviço de coleta apresenta o mais baixo percentual entre todas as sub-bacias (94,94%). Assim, melhorando-se linearmente, entre os anos de 2007 e 2026, o percentual de atendimento pela rede de esgotos, até atingir 99%, obtém-se as concentrações da figura 7.26. Caso este aumento seja acompanhado de redução linear das ligações indevidas até atingir 1% no mesmo período, obtém-se a figura 7.27.

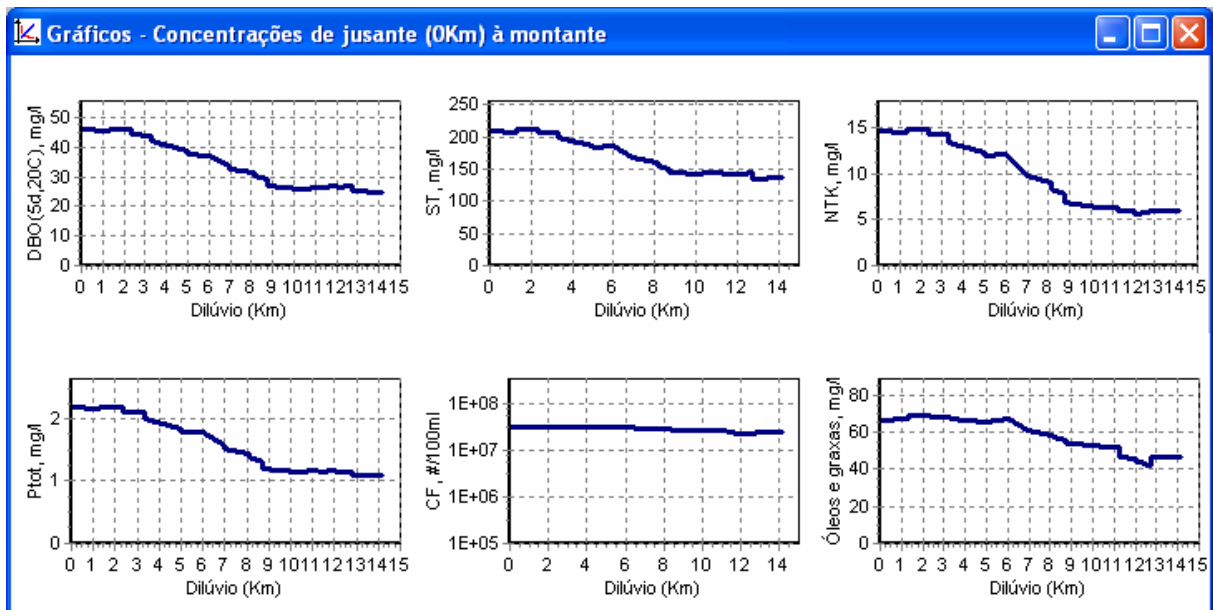


Figura 7.26. Concentrações em maio de 2026, com ampliação da rede de esgotos na sub-bacia 23.

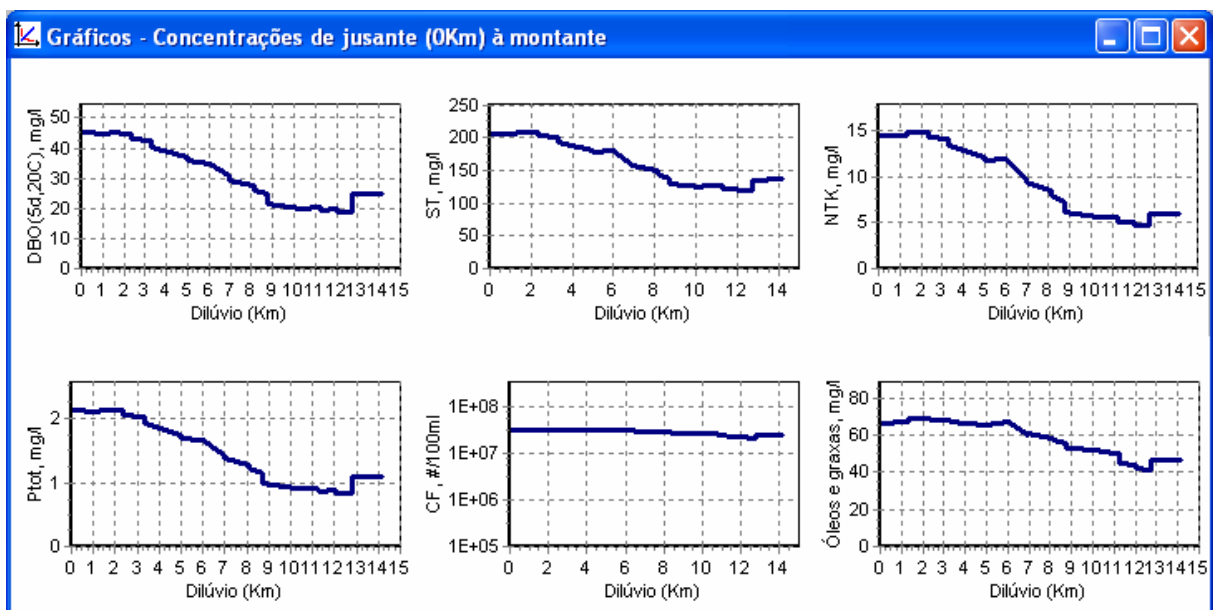


Figura 7.27. Concentrações em maio de 2026, com ampliação da rede de esgotos e redução das ligações indevidas na sub-bacia 23.

Ao se associar a implantação de redes de esgotos a uma redução nas ligações indevidas, observa-se uma inversão no quadro de aumento contínuo das concentrações. Este fato reforça a importância de se ter a fiscalização e o monitoramento da rede. Uma questão que surge é se o custo destas atividades compensa esta redução na concentração da poluição.

Continuando a avaliação deste novo cenário, percebe-se um aumento significativo na concentração dos poluentes a partir do quilômetro 9, representado pelo aumento repentino na declividade das curvas. Para agilizar a identificação das possíveis ações, utilizam-se as tabelas referentes aos percentuais de poluição.

Com o auxílio das tabelas do modelo e fixando-se o foco na redução da carga de DBO, observa-se que, para o mês de maio do cenário da figura 7.27, a produção de carga é maior na forma pontual do que na forma difusa nas sub-bacias 1, 3, 8, 12, 20, 24 e 25. E mais, de toda carga pontual gerada, são produzidas nestas sub-bacias respectivamente 13,2%, 4,6%, 8,2%, 4,1%, 1,2%, 3,7% e 2,3%. Assim, a próxima sugestão para compor esta alternativa é o combate às ligações irregulares nas sub-bacias 1, 3, 8 e 12, que, juntas, correspondem a 30,1% da carga total de DBO gerada de forma pontual. Isto é feito reduzindo-se linearmente as ligações indevidas nestas 4 sub-bacias entre os anos de 2007 e 2026 até atingir 1% (figura 7.28).

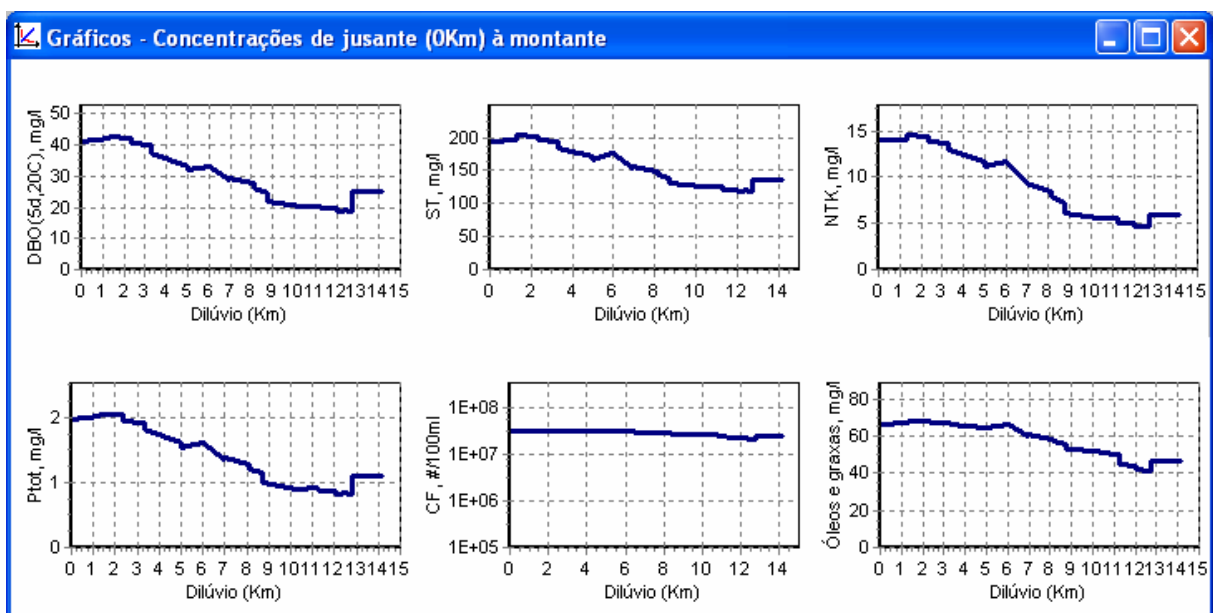


Figura 7.28. Concentrações em maio de 2026, com redução das ligações indevidas nas sub-bacias 1, 3, 8, 12 e 23, além da ampliação da rede de esgotos na sub-bacia 23.

Observa-se que, mesmo reduzindo as ligações indevidas, não houve melhora significativa da concentração dos poluentes. Isto sugere que a linha de ação deve ser alterada. Conforme visto no cenário 3, houve uma redução generalizada das declividades ao se ampliar a rede. Apesar de ser a alternativa mais onerosa, neste caso, deve-se investigar esta alternativa, uma vez que a mesma reduz a poluição difusa.

Ainda no cenário da figura 7.27, a carga de DBO gerada de forma difusa no mês de maio do ano de 2026 é mais significativa nas sub-bacias 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 22, 23 e 26. Os percentuais totais de DBO gerada de forma difusa nestas sub-bacias são 11,1%, 6,7%, 7,6%, 12,9%, 10,8%, 4,4%, 13,1%, 5,7%, 2,1%, 1,6%, 3,2%, 0,2%, 0,2%, 0,1%, 1,3%, 0,7%, 0,0%, 0,5% e 1%, respectivamente. Sendo assim, a redução da poluição difusa através da instalação de redes de esgotamento nas sub-bacias 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10 e 11 se constituem uma alternativa interessante, uma vez que juntas representam 72,3% de toda carga difusa. Partindo-se do cenário da figura 7.27 e ampliando-se o percentual de atendimento por rede de esgotos entre os anos de 2007 e 2026 até atingir 99% nestas sub-bacias, obtém-se o cenário da figura 7.29.

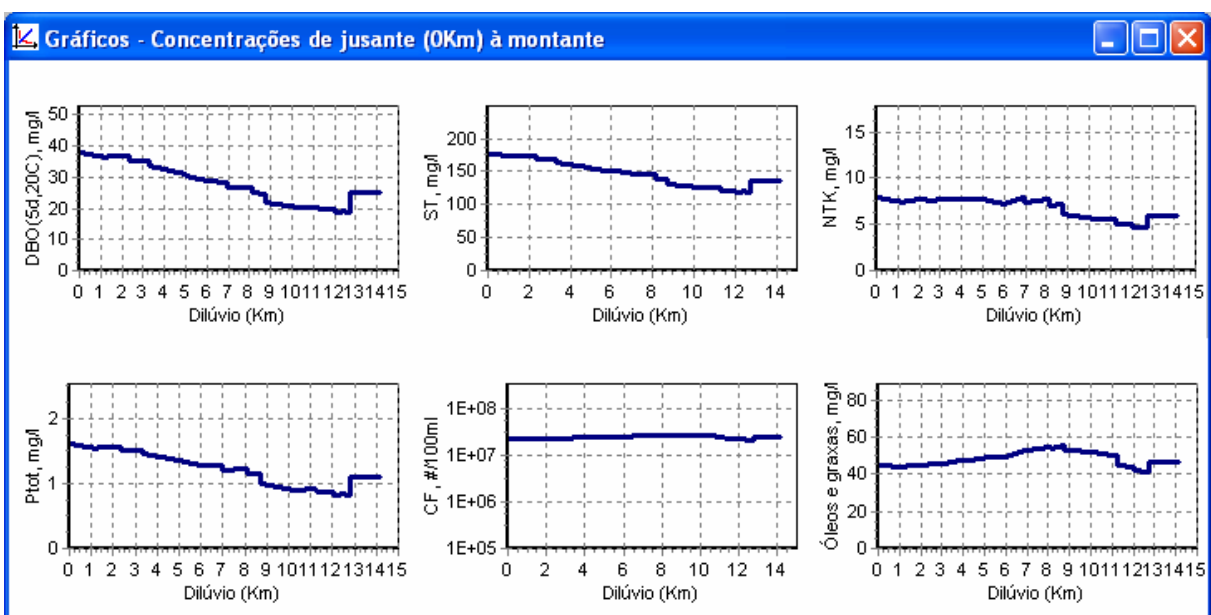


Figura 7.29. Concentrações em maio de 2026, com ampliação da rede de esgotos nas sub-bacias 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11 e 23, além da redução das ligações indevidas na sub-bacia 23.

Como era de se esperar, houve uma melhora significativa dos níveis de concentração, embora estes ainda tenham permanecido altos, possivelmente devido ao fato de não ter sido dada também prioridade à fiscalização das ligações na rede. Então, a nova alteração sugerida é justamente a redução das ligações indevidas nestas mesmas sub-bacias até atingir 1% em 2026. Fazendo-se a simulação deste último cenário é possível obter uma redução de quase 50% na concentração de DBO no exutório (figura 7.30). Neste caso, a alternativa final sugerida para a política de intervenção localizada consta de ampliação das redes de esgoto e correção das ligações indevidas nas sub-bacias 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11 e 23.

Como a intenção é apenas mostrar uma forma de realizar a evolução das simulações para se gerar alternativas, o processo é interrompido. Caso se desejasse continuar, a simulação prosseguiria até que os decisores estivessem satisfeitos com os resultados obtidos.

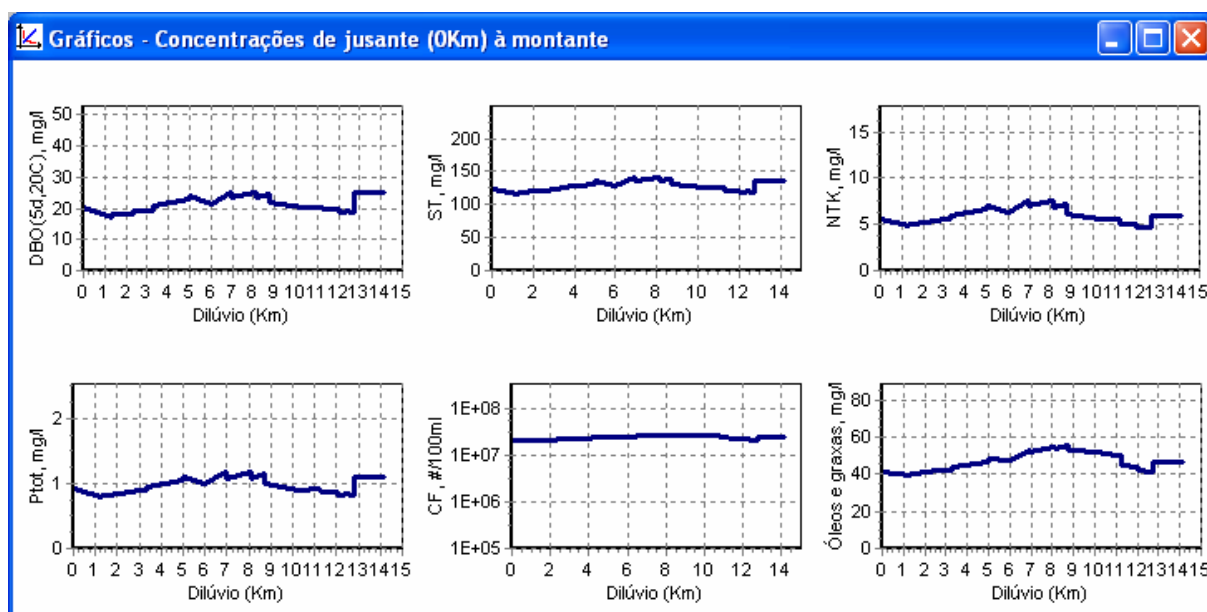


Figura 7.30. Concentrações em maio de 2026, com ampliação da rede de esgotos e redução das ligações indevidas nas sub-bacias 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11 e 23.

Avaliação da pontuação das alternativas

Concluído o módulo de representação física do processo, pode-se ter uma idéia da repercussão das diferentes alternativas de gestão. Contudo, a escolha de qual rumo deve ser adotado é um processo mais complexo e depende das preferências dos decisores. Para apoiar esta escolha, são utilizados os dados do módulo de avaliação da alternativa. Convém lembrar que as notas deste módulo se referem a uma média sobre todos os anos, sendo assim, os cenários recebem notas piores nos primeiros anos, o que empurra o desempenho total para baixo. Poder-se-ia dar as notas em função apenas do último ano do horizonte de simulação, para avaliar o desempenho final da alternativa adotada, porém, como se deseja uma avaliação completa em relação ao horizonte de planejamento, esta idéia foi descartada. Assim, para que uma alternativa receba uma nota melhor, é necessário que a mesma contemple ações de curto, médio e longo prazo. A tabela 7.8 apresenta os resultados das alternativas, segundo os critérios de avaliação definidos na fase de estruturação.

Tabela 7.8. Avaliação Global e segundo os critérios PVF-1, PVF-2 e PVF-3 dos cenários.

Cenários	Nota Global	PVF-1 (Poluentes)	PVF-2 (Situação Institucional)	PVF-3 (Influência na Bacia)
01	-51,80	-235,14	-10,00	95,31
02	-51,71	-234,87	-10,00	95,31
03	-22,31	-222,09	65,93	95,31
04	-51,17	-233,29	-10,00	95,31
05	-25,70	-207,63	40,74	95,31
06	-37,46	-223,51	21,48	95,31

O cenário 05 é o que consegue um melhor desempenho em termos de qualidade das águas (PVF-1). Podemos utilizar a relação inversa da equação 7.3 (página 61) para obtermos a qualidade média de todos os anos numa escala entre “0” e “100”. Além disso, pode-se obter diretamente do modelo o valor da nota de qualidade para um mês qualquer. Os valores da nota de qualidade média e os correspondentes ao mês de maio de 2026 são apresentados na tabela 7.9. Comparando-se os resultados com os valores da tabela 7.5 (página 59), percebe-se que todos os valores médios estão abaixo dos 26 pontos, o que significa dizer que a qualidade “média” das águas no período de simulação pode ser considerada como péssima em todas as alternativas. Em relação à qualidade das águas correspondente ao último ano do período de simulação, observou-se que apenas o cenário 05 obteve uma melhora significativa, passando a qualidade da água a ser considerada como ruim.

Tabela 7.9. Qualidade das águas nas alternativas simuladas.

Cenários	01	02	03	04	05	06
ÍndicePVF1 (médio de todo o período)	13,47	13,53	16,08	13,84	18,97	15,80
ÍndicePVF1 (maio, 2026)	13,16	13,24	15,54	13,88	35,21	21,46

Sob o critério PVF-2, os cenários 3, 5 e 6 foram os que obtiveram um melhor desempenho, devido a um investimento maior em ampliação das redes de esgoto, o que retrata uma situação político-institucional mais favorável. O cenário 3 obteve um desempenho ainda melhor porque os investimentos foram feitos num período de tempo menor.

Como nenhuma das alternativas contemplou o controle do crescimento demográfico nas sub-bacias, então os valores do PVF-3 foram iguais.

Alterando-se os pesos globais dos critérios ou os pesos dos poluentes do PVF-1 ou as funções de valor do PVF-2 e do PVF-3, podem ser obtidos outros resultados. Ao igualar algum desses pesos à zero, sua importância relativa é distribuída proporcionalmente nos pesos dos outros critérios e o parâmetro que o mesmo representa estará sendo retirado da avaliação.

É importante lembrar que, apesar de terem sido dadas notas para as alternativas, isto não quer dizer que a que apresenta melhor desempenho é a melhor de todas e deve ser escolhida. A linha de pensamento utilizada neste trabalho reforça a idéia de que o papel do facilitador e dos modelos é apenas dar suporte à decisão, pois a mesma só cabe aos decisores. Portanto, são estes decisores que estabelecem sua própria escala de preferência entre as alternativas, a qual pode estar ou não de acordo com a que foi simulada, e avaliam a possibilidade ou não de implementarem as ações.

7.6.5. Apresentação do modelo ao grupo

Para saber se o modelo de simulação proposto foi considerado útil aos membros do grupo do Programa Pró-Dilúvio e se o mesmo ajuda a responder às questões formuladas pela hipótese inicial desta dissertação, foi elaborado um questionário (anexo D). O modelo foi apresentado numa reunião realizada no dia 28 de Novembro de 2006. Logo após a apresentação foram simulados alguns cenários e ao final do processo foi passado o questionário. A reunião foi aberta não somente aos funcionários que atuam diretamente no Programa, o que foi muito bom para aumentar a diversidade das respostas devido às diversas experiências pessoais. Para fazer com que todas as opiniões fossem manifestadas, ao entregar o formulário foi estimulado que os avaliadores fossem críticos em suas respostas, tendo em vista se tratar de um trabalho acadêmico e que os nomes das pessoas não seriam citados.

A seguir, são apresentadas todas as respostas dos nove questionários respondidos:

- 1) No seu ponto de vista, qual a importância da utilização de modelos de simulação como ferramenta de suporte à decisão?

Tabela 7.10. Respostas da questão 1 do questionário de avaliação do modelo.

Questão 1		Avaliadores								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Respostas	<i>Nenhuma</i>									
	<i>Pequena</i>									
	<i>Intermediária</i>		x							
	<i>Importante</i>				x	x			x	
	<i>Grande</i>	x		x			x	x		x

- 2) No seu ponto de vista, qual a importância que o modelo apresentado possui?

Tabela 7.11. Respostas da questão 2 do questionário de avaliação do modelo.

Questão 2		Avaliadores								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Respostas	<i>Nenhuma</i>									
	<i>Pequena</i>			x						
	<i>Intermediária</i>		x		x	x				
	<i>Importante</i>	x					x		x	
	<i>Grande</i>							x		x

3) No seu ponto de vista, qual a importância que tem a associação de modelos de simulação com Sistema de Informações Geográfico?

Tabela 7.12. Respostas da questão 3 do questionário de avaliação do modelo.

Questão 3		Avaliadores								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Respostas	Nenhuma									
	Pequena									
	Intermediária									
	Importante					X	X		X	
	Grande	X	X	X	X			X		X

4) No seu ponto de vista, qual a importância que tem a associação de modelos de simulação com modelos multicritério de suporte à decisão?

Tabela 7.13. Respostas da questão 4 do questionário de avaliação do modelo.

Questão 4		Avaliadores								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Respostas	Nenhuma									
	Pequena		X							
	Intermediária								X	
	Importante				X	X				
	Grande	X		X			X	X		X

5) A simulação dinâmica ajudou a compreender as possíveis alternativas e suas repercussões?

Tabela 7.14. Respostas da questão 5 do questionário de avaliação do modelo.

Questão 5		Avaliadores								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Sim		X	X		X	X	X	X	X	X
Não				X						

6) Por favor, dê uma nota de “0” a “10” para os seguintes aspectos do modelo:

Tabela 7.15. Respostas da questão 6 do questionário de avaliação do modelo.

Questão 6		Avaliadores									média
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Respostas	Representatividade do problema	9	7	3	5	5	9	5	9	10	6,9
	Coerência e confiabilidade	8	4	0	7	7	8	6	7	10	6,3
	Facilidade de manuseio	7	6	-	8	9	9	8	10	10	8,4

7) Por favor, faça os comentários que julgar relevante sobre qualquer outro aspecto do modelo (críticas, sugestões, etc).

Tabela 7.16. Respostas da questão 7 do questionário de avaliação do modelo.

Questão 7 – Comentários	
Avaliadores	1 -
	2 Ampliar a massa de dados reais para fins de aumentar a confiabilidade. Qualificar os dados informando a média e o desvio (%).
	3 É impossível avaliar um modelo empírico sem saber como foram captadas as informações que compuseram e formaram o equacionamento. Sem levar em conta a hidrodinâmica, qualquer modelo perde a utilidade prática para o DMAE.
	4 A melhoria da confiabilidade dos dados de input e correlação com a hidrodinâmica melhorariam significativamente a precisão das correlações.
	5 Devido à complexidade do modelo real, o modelo apresentado serve como indicador de ações para o planejamento. O ideal seria aplicar o modelo em um projeto para quantificar as respostas obtidas pelo modelo empírico nas ações práticas, para assim realmente poder validar o modelo apresentado, ou seja, validar o modelo acadêmico na vida profissional. Sem isso de nada adianta o modelo empírico.
	6 Ferramenta muito útil para o planejamento das ações a serem efetivadas nas sub-bacias, possibilitando o conhecimento de indicativos que facilitam a tomada de decisão para priorização dos locais a serem atendidos. Também é importante para enfatizar a necessidade da ligação correta na rede coletora.
	7 Poderia entrar com os dados de consumo de água por ramais.
	8 Um modelo de fácil interpretação como o apresentado é importante porque muitas decisões, ou quase todas, são políticas. A apresentação dos resultados, por ser de fácil visualização, torna o modelo bastante aceitável para tomada de decisões.
	9 O modelo ajuda principalmente a integrar ações de vários órgãos governamentais, integrando planejamentos. Infelizmente, acredito que o uso será imediato, mas o convencimento dos tomadores de decisão será em médio prazo.

Comentários

É importante realçar que uma coisa é avaliar a validade do modelo construído, e outra é se estas ferramentas são úteis. Nesta dissertação o que se deseja avaliar, realmente, é a utilidade deste tipo de ferramenta no processo de suporte à decisão, mas é reconhecido que as simplificações realizadas nos processos físicos podem conduzir a uma interpretação que não condiz com a realidade, o que pode ser muito grave, pois pode levar a uma tomada equivocada de decisão. Assim, e tendo em vista também se tratar de uma dissertação de mestrado sujeita às limitações de tempo e dados, o modelo proposto deve ser usado *apenas* para uma visualização preliminar do sistema como um todo. Além disso, críticas ao modelo são muito interessantes para sugerir aperfeiçoamentos futuros, contudo, tais modelos de simulação só devem ser construídos se houver interesse, pois afinal de contas, o modelo só é útil quando os decisores o aceitam como ferramenta de suporte à decisão.

Observa-se que, de uma forma geral, há um consenso entre os avaliadores de que a utilização de modelos de simulação é importante para apoiar o processo de gestão e de que a simulação dinâmica facilita na identificação das alternativas e das suas possíveis repercussões. Além disso, houve uma unanimidade sobre a importância da associação entre modelos de simulação e SIG. Durante a apresentação do modelo, comentou-se que, há muito tempo, existe uma reivindicação dos funcionários para que o sistema de informações da prefeitura fosse unificado, mas que infelizmente os avanços ainda não são satisfatórios. Da mesma forma, os avaliadores consideraram importante a associação de modelos de simulação com modelos multicritério de suporte à decisão.

Em relação ao modelo apresentado, os avaliadores consideraram a sua importância de intermediária a muito importante e a questão 6 traz alguns aspectos críticos sobre o mesmo. Os critérios mais relevantes, que são a representatividade do problema e a coerência e confiabilidade apresentaram notas razoáveis. O primeiro destes representa uma preocupação fundamental deste estudo, que é justamente criar um modelo que seja fiel aos objetivos do grupo. Em parte esta nota razoável pode ser explicada pelas respostas da questão 7, as quais mostraram que existe uma preocupação dos avaliadores em relação à modelagem dos processos físicos e, como consequência disto, também temos uma queda da confiabilidade dos usuários em relação ao modelo. Em relação à facilidade de manuseio, foi interessante observar que o fato do modelo poder ser utilizado facilmente sem a preocupação com os cuidados com as especificidades dos processos possibilitou que fosse dedicado mais tempo e atenção à elaboração das alternativas, que também é um dos objetivos deste estudo.

CAPÍTULO 8: CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O objetivo principal deste trabalho é averiguar se a metodologia proposta, agregando ferramentas cognitivas a sistemas dinâmicos, contribui para a melhoria da percepção dos envolvidos das alternativas de gestão. Poder-se-ia dizer que esta hipótese foi parcialmente confirmada, uma vez que a metodologia pode ser considerada útil na medida em que é aceita pelos decisores como uma ferramenta de suporte à decisão. Contudo, é mais relevante citar os aspectos positivos e negativos de cada etapa do método proposto. Nas seções que se seguem são comentadas as principais conclusões e recomendações sobre os aspectos relativos à contextualização do processo decisório, à utilização dos Mapas Cognitivos como ferramenta de estruturação e à utilização do modelo de simulação dinâmica como gerador e avaliador de alternativas de gestão.

8.1. SOBRE O PROGRAMA PRÓ-DILÚVIO

Um dos objetivos secundários é a avaliação da influência das relações político-institucionais existentes no processo de decisão nas etapas de percepção e estruturação das políticas e ações. Sobre isto, concluiu-se que:

- O exemplo dado pelo programa na integração dos diversos órgãos, cada um com sua respectiva competência, mas atuando conjuntamente, pode ser um fator decisivo para tornar mais efetivas as ações de gestão. Manter o compromisso de todos os envolvidos faz com que as questões sejam resolvidas de maneira a atender o maior número de interesses, além de favorecer a troca mais eficiente de informações entre estes órgãos. Um problema enfrentado é que isto só se torna possível quando existem funcionários comprometidos e interessados com o êxito do Programa. Caso exista a dificuldade de intercâmbio de informações entre os órgãos, ou mesmo dentro de diferentes setores de um mesmo órgão, mesmo as melhores idéias poderão estar fadadas ao fracasso;
 - O ambiente criado pelo Programa Pró-Dilúvio é propício para uma negociação das possíveis alternativas de gestão. Este ambiente favorável é adequado para a aplicação de metodologias multicritério para apoiar o processo de decisão;
 - A utilização de um sistema de informações unificado pode favorecer a troca de informações entre os diversos órgãos, agilizando as atividades dos mesmos. Este sistema de informações pode ser usado também para alimentar modelos de simulação.
- Entre os pontos fracos, citam-se:

- Entre os desafios que o Pró-Dilúvio ainda enfrentará, o principal deles será como tornar permanentes algumas ações, o que deixa de depender apenas desses órgãos e se torna muito mais função da vontade política e da pressão da sociedade;
- Nada tem sido feito ou proposto em relação ao problema no município à montante, Viamão, sendo assim, talvez as metas de qualidade desejadas nunca sejam alcançadas;
- Grande parte da poluição do Lago Guaíba é originada na Bacia do Arroio Dilúvio. Por esta razão, poderia ser ampliada a participação e apoio do Comitê do Lago Guaíba nas decisões do Pró-Dilúvio. Além disso, poderia haver um esforço maior para integrar as ações do Programa Pró-Dilúvio e as do Programa Guaíba Vive (programa da Prefeitura de Porto Alegre que promove projetos para recuperar a orla do Guaíba);
- A recuperação do Dilúvio depende de recursos e o Pró-Dilúvio certamente precisará de aporte financeiro externo. Um exemplo é o projeto “Recuperação das Nascentes e Matas Ciliares do Arroio Dilúvio e seus Afluentes”, selecionado para receber quinhentos mil reais do Fundo Nacional do Meio Ambiente a partir de 2007, a serem aplicados na recuperação de mata ciliar, Educação Ambiental e no monitoramento da qualidade das águas das nascentes, junto ao parque Saint Hilaire;
- Algo um tanto curioso, se não fosse trágico, é que, apesar de todos os integrantes do programa que participam mais ativamente das reuniões integradas dos diversos órgãos concordarem que é muito bom saberem o que os outros órgãos fazem, alguns integrantes chegaram a conclusão que se perdia muito tempo discutindo algo que não afeta diretamente seus respectivos órgãos e que as reuniões deviam ser dirigidas apenas entre o órgão coordenador (SMAM) e o órgão cujo tema fosse o foco da discussão. Isto vai de encontro à idéia de gestão integrada, podendo gerar uma piora significativa do diálogo entre os órgãos envolvidos e uma futura ruptura do grupo.

8.2. SOBRE OS MAPAS COGNITIVOS

Outro objetivo secundário é verificar se a utilização da metodologia dos Mapas Cognitivos ajuda a identificar indicadores técnicos e subjetivos de interesse para descrever os aspectos relevantes do problema, de acordo com o modelo Pressão-Situação-Resposta. A este respeito, concluiu-se:

- A metodologia dos Mapas Cognitivos facilitou a sistematização das entrevistas, o que é importante, uma vez que não se espera que técnicos sejam excelentes entrevistadores;
- A utilização dos Mapas Cognitivos pode ser uma boa opção para substituir os tradicionais questionários, pois os mesmos podem ser criados imediatamente após uma

entrevista, agilizando o processo de identificação dos indicadores, uma vez que deixa de depender da disposição do entrevistado em responder prontamente ao questionário;

- Os Mapas Cognitivos facilitaram a identificação dos aspectos relevantes a serem considerados no modelo de avaliação;
- A utilização dos conceitos de indicadores e modelo PSR permitiu filtrar as informações coletadas de maneira mais eficiente;
- Estas informações filtradas podem ser usadas para compor um banco de dados, o qual, quando associado a um SIG, é uma importante ferramenta para auxiliar os tomadores de decisão;
- A metodologia permitiu coletar informações e estruturar o problema no modelo de simulação dinâmica de uma forma mais fiel ao contexto decisório.

Algumas críticas também podem ser feitas:

- Os primeiros mapas construídos por um facilitador tendem a conter menos informações, devido à inexperiência na utilização da metodologia, o que pode criar insegurança e desconfiança na construção do mapa;
- Cada pessoa que lê o mapa pode obter outras interpretações, o que nos indica a possibilidade do facilitador não ter sido imparcial na leitura do mapa. O ideal é que os técnicos tentem se manter o máximo possível na neutralidade para que seja mantida a coerência com a percepção dos entrevistados, o que nem sempre é possível;
- Com base nas pesquisas de Thorngate (1996) apud Pucci Junior (2005), não se pode confiar nas declarações dos tomadores de decisão para identificar como a informação afeta suas decisões, pois, muitas vezes a informação é usada para racionalizar as escolhas feitas ao invés de apoiar escolhas racionais. Ao se valorizar os valores subjetivos dos decisores, corre-se o sério risco de se estar criando um modelo para ajudar os decisores a racionalizarem suas decisões, ao invés de um modelo para avaliar os aspectos considerados como relevantes pelos mesmos;
- Em relação aos aspectos relevantes identificados para descrever o problema, alguns deles são até bem óbvios, como no caso dos indicadores de poluição, o que poderia nos levar a questionar a real utilidade do Mapa. Entretanto, pode-se pensar que o Mapa também serve para ratificar as evidências e dar maior clareza sobre o problema;
- Em relação ao Mapa Cognitivo construído no estudo de caso, foi observado que não houve uma manifestação da preocupação em como poderiam ser tratadas as questões político-institucionais que envolvem o município de Viamão ou em como poderia ser arquitetada uma estrutura institucional para resolver este problema, que é comum a ambos os municípios.

8.3. SOBRE O MODELO DE SIMULAÇÃO DINÂMICA

Outro objetivo secundário é verificar a eficácia da utilização dos modelos de simulação dinâmica para gerar e avaliar alternativas. Sobre o modelo de simulação dinâmica, concluiu-se que:

- A implementação de um sistema dinâmico computacional permite a avaliação de várias alternativas de maneira fácil, rápida e clara. Este processo gera aprendizado pelos envolvidos, permitindo a interação dos mesmos sem que necessitem entender profundamente os aspectos técnicos do problema, uma vez que as equações e a formulação teórica já estão embutidas no modelo. Assim, os usuários podem se dedicar mais profundamente ao estudo e geração dos vários cenários de simulação para obter mais conhecimento sobre o problema e entender as repercussões das diversas ações de intervenção;
- A geração de alternativas iterativamente, utilizando o recurso computacional, permite que a solução evolua mais a cada tentativa, convergindo para uma solução satisfatória;
- O modelo de simulação dinâmica pode ser apresentado num grupo de decisores e utilizado como uma ferramenta de negociação para se atingirem soluções de consenso;
- O modelo proposto potencializou a utilização do Sistema de Informação Geográfica como ferramenta de suporte à decisão, uma vez que uniu as informações distribuídas nas sub-bacias com um avaliador de ações;
- A distinção entre as fontes de poluição no modelo torna-se essencial para identificar os principais responsáveis pela poluição, além de permitir entender a repercussão das ações de mitigação de cada tipo de poluição no cômputo geral da poluição gerada na Bacia. Se este cuidado não for tomado, estar-se-á sujeitando qualquer ação de despoluição na Bacia à ineficácia. O modelo indicou que a poluição difusa pode ser até mais grave que a poluição pontual, o que reforça a necessidade de se investir mais em estudos para quantificar a contribuição da carga difusa;
- Durante o processo de elaboração das alternativas, o modelo permitiu avaliar a influência da não consideração de soluções integradas, que atuem também no município de Viamão, na redução da degradação ambiental na Bacia do Arroio Dilúvio;
- A construção de um modelo através de programação computacional permite explorar a criatividade do desenvolvedor, permitindo a incorporação de mais elementos do contexto decisório;

- Algo tão imprescindível quanto a caracterização do modelo é o detalhe de como estarão dispostas as informações fornecidas e processadas. Como se trata basicamente de um programa computacional, é importante que a interface gráfica (anexo B) seja clara o suficiente para transmitir as informações de modo que o modelo cumpra o objetivo de melhorar o entendimento das alternativas de gestão. Para isso, sugere-se que as informações do modelo estejam dispostas em tabelas, gráficos e mapas temáticos. Este último talvez seja o ponto mais marcante do modelo proposto, pois isto normalmente não é feito pelos pacotes computacionais tradicionais de simulação dinâmica, os quais geralmente fornecem modelos genéricos dirigidos a um público-alvo grande sem se preocuparem com as informações espaciais, as quais são geralmente menos difundidas. Um mapa permite comparar a distribuição espacial dos diversos parâmetros rapidamente e com menos esforço, o que deixa mais tempo para a elaboração das alternativas. Além dos mapas, que nos ajudam a identificar as principais sub-bacias geradoras de poluição, os gráficos da propagação das concentrações dos poluentes ao longo do Dilúvio são muito importantes para avaliar como as medidas de controle nas sub-bacias repercutem ao longo do arroio.

Além disso, podem ser citados alguns pontos negativos:

- A simples utilização de relações empíricas entre densidade habitacional e a concentração de poluentes certamente não condiz fielmente com a realidade, mas, na ausência de modelos e dados mais confiáveis e precisos, estas relações são bastante úteis para se ter um prognóstico preliminar da possível quantidade de poluentes gerada. Essas aproximações, apesar de imprecisas, fazem jus à idéia de que quanto menos saneado o ambiente, maior a contaminação do solo por estes poluentes. O ideal mesmo seria se fosse possível descrever cada um dos parâmetros no mínimo detalhe, contudo sabe-se que tal representação na maioria das vezes é inviável ou impraticável. Ademais, a construção de modelos de simulação dinâmica pode ser sempre aperfeiçoada, desde que sejamos capazes de descrever com mais detalhes os processos intervenientes;
- Calibração e validação: apesar da idéia inicial ser a aplicação para fins de um planejamento preliminar, a falta de calibração dos processos físicos pode gerar incredulidade das pessoas que utilizam o modelo. Um passo muito importante, mas que não foi feito, é a utilização de dados reais do passado para calibrar o módulo físico do modelo. A sugestão para trabalhos futuros é que seja utilizado um conjunto de dados na calibração e outro para validação;

- Algo que provavelmente gera desconfiança dos usuários em relação ao modelo de simulação construído no estudo de caso é a questão da simplificação dos processos físicos, no caso o efeito da não consideração da hidrodinâmica e da interação dos poluentes no meio. Uma recomendação importante é que se deve tomar cuidado para que as simplificações do modelo não conduzam a uma distorção da realidade, o que pode levar a uma tomada equivocada de decisão. Esta desconfiança influenciou na credibilidade de todo modelo, principalmente em relação aos técnicos que conhecem mais profundamente estes elementos. Isto pode ser corrigido com a sofisticação do modelo, o que não é a intenção principal desta dissertação, que é apenas de se criar um modelo para ser usado como ferramenta para ajudar na compreensão do processo como um todo.

REFERÊNCIAS CITADAS

- BAHIA (Estado). Secretaria de Infra-estrutura/ Superintendência de Recursos Hídricos. *Plano Estadual de Recursos Hídricos*. Salvador/BA, v.2, p.691-702, 2004.
- BASTOS, A. V. B. Mapas cognitivos e a pesquisa organizacional: explorando aspectos metodológicos. *Estudos de Psicologia/ Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Norte*, Natal/RN, v. 7, p. 65-77, 2002.
- BOLLMANN, H. A. *Relação da densidade populacional sobre variáveis de qualidade físico-química das águas superficiais em microbacias hidrográficas urbanas sem cobertura sanitária em Porto Alegre - RS*. 2003. 145f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS. 2003.
- BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil (1988): Texto consolidado até a Emenda Constitucional nº 52 de 08 de março de 2006*.
- BRASIL. *Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981*. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.
- BRASIL. *Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.
- CAMPANA, N.A. E TUCCI, C.E.M. Estimativa de área impermeável de macro-bacias urbanas. *Revista Brasileira de Engenharia, Caderno de Recursos Hídricos*. Rio de Janeiro/Rj, v. 12, n. 2, p. 79-94, dez. 1994.
- CARVALHO, J. P. B. *Mapas Cognitivos Baseados em Regras Difusas: Modelação e Simulação da Dinâmica de Sistemas Qualitativos*. 2001. 333f. Tese (Doutorado em Engenharia), Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 2001.
- CASTRO, L. M. A.; BAPTISTA, M. B. CORDEIRO NETTO, O. M. Análise Multicritério para a Avaliação de Sistemas de Drenagem Urbana: Proposição de Indicadores e de

Sistemática de Estudo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos/ Associação Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre/RS, v. 9, n. 4, p. 5-19, out./dez. 2004.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Governo do Estado de São Paulo). Variáveis de qualidade das águas. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 31 ago. 2006.

COLLISCHONN, W.; SEMMELMANN, F. R.; ROCKENBACH, C. A. Drenagem urbana e sedimentos: o caso do Arroio Dilúvio. In: TUCCI, C. E. M.; MARQUES, D. M. L. M. (Org.). *Avaliação e controle da drenagem urbana*. Porto Alegre/RS: ABRH, 2001. v. 2, p. 521-548.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). *Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

DE LUCA, S. J.; CASTRO, C. B.; IDE, C. N. Contaminação da chuva e da drenagem pluvial. *Ambiente*, São Paulo/SP, v. 4, n. 1, p. 49-54, 1990.

DE LUCA, S. J.; IDE, C. N. Drenagem pluvial urbana: impacto no ambiente e medidas corretivas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 1983, Balneário Camboriú/SC. [S.l., s.n.], 1983.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER NETO, G.; ZANELLA, I. J.; NORONHA, S.M. *Metodologias Multicritério em Apoio à Decisão*. Apostila - Laboratório de Metodologias Multicritério em Apoio à Decisão, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC. 1998.

ENSSLIN, S. R. *A estruturação de processo decisório de problemas multicritérios complexos*. 1995. 146f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC. 1995.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). Lead Virtual Research and Development Centre. *Livestock and Environment Toolbox*. Disponível em: <http://lead.virtualcenter.org/pt/dec/toolbox/index.htm>. Acesso em 21 de mar. 2006.

- GUO, H. C.; LIU, L.; HUANG, G. H.; FULLER, G. A.; ZOU, R.; YIN, Y. Y. A system dynamics approach for regional environmental planning and management: a study for the Lake Erhai Basin. *Journal of Environmental Management*. v. 61, p. 93-111, 2001.
- HIPEL, K. W. Multiple Objective Decision Making in Water Resources. *Water Resources Bulletin/American Water Resources Association*. v.28, n.1, p. 3-12, fev. 1992.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Censo Demográfico. 2000.
- IDE, C. N. *Qualidade da drenagem pluvial urbana da Bacia dos Açorianos, Porto Alegre - RS*. 1984. 137f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS. 1984.
- JARDIM, S. B. *A cobrança eficiente pela garantia de disponibilidade e pelo uso da água: proposta de um modelo multicritério de gestão*. 2003. 347f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS. 2003.
- LANNA, A. E. *Economia dos Recursos Hídricos*. Apostila - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS. 2000.
- LANNA, A. E. Modelos de gerenciamento de águas. *A água em revista/ Revista Técnica Informativa da CPRM*, ano V, n. 8, p. 24-33, mar. 1997.
- LANE, D. C. Should system dynamics be described as a 'hard' or 'deterministic' systems approach? *Systems Research and Behavioral Science*, v. 17, n.1, p. 3-22, jan./fev. 2000.
- LAURA, A. A. *Um método de modelagem de um sistema de indicadores de sustentabilidade para gestão dos Recursos Hídricos – MISGERH: o caso da Bacia dos Sinos*. 2004. 506f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS. 2004.
- MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; CORDEIRO NETTO, O. M.; NASCIMENTO, N. O. Os Indicadores como Instrumentos Potenciais de Gestão das Águas no atual contexto legal-

institucional do Brasil: Resultados de um painel de especialistas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos/ Associação Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre/RS, v. 8, n. 4, p. 49-67, out./dez. 2003.

MATZENAUER, H. E. *Um método multicritério construtivista de avaliação de alternativas para o planejamento de recursos hídricos de Bacias Hidrográficas*. 2003. 636f. 2v. Tese (Doutorado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS. 2003.

MONTIBELLER NETO, G. *Mapas Cognitivos: uma ferramenta de apoio à estruturação de problemas*. 1996. 205f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC. 1996.

MUNDA, G. "Measuring Sustainability": A multi-criterion framework. *Environment, Development and Sustainability*. v.7, n. 1, p. 117-134, 2005.

OECD (Organization for Economic Co-operation and Development). *OECD Environmental Indicators: Development, Measurement and Use*. Reference Paper. 2003. 37p.

OECD (Organization for Economic Co-operation and Development). *OECD Environmental Indicators: Towards Sustainable Development*. 2001. 152p.

OSORIO, L. A. R.; LOBATO, M. O.; DEL CASTILLO, X. A. Debates on sustainable development: towards a holistic view of reality. *Environment, Development and Sustainability*. v.7, n. 4, p. 501-518, 2005.

PINTÉR, L.; ZAHEDI, K.; CRESSMAN, D. R. *Capacity Building for Integrated Environmental Assessment and Reporting. Training Manual*. 2 ed. International Institute for Sustainable Development (IISD)/ United Nations Environment Programme (UNEP)/ Ecologistics International, Ltd. 2000.

PORTO, M. F. A. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. (Org.). *Drenagem urbana*. Porto Alegre/RS: ABRH/ Editora da Universidade/ UFRGS, 1995. p. 387-428. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v.5).

PORTO ALEGRE. *Programa de despoluição da Bacia do Arroio Dilúvio: Pró-Dilúvio*. Descrição do Programa, 2005. 12p.

PORTO ALEGRE. *Lei Complementar nº 434, de 1 de dezembro de 1999*. Dispõe sobre o desenvolvimento urbano no Município de Porto Alegre, institui o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental de Porto Alegre e dá outras providências.

PUCCI JUNIOR, A. A Distância entre a Norma Prescrita e a Conduta Concreta no Gerenciamento de Recursos Hídricos e seus Efeitos sobre o uso dos Sistemas de Informações. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos/ Associação Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre/RS, v. 10, n. 3, p. 37-42, jul./set. 2005.

RAMOS, P. R. *Modelo para outorga de uso da água utilizando a metodologia multicritério de apoio à decisão: estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão do Sul*. 2005. 280f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC. 2005.

RIEG, D. L.; ARAÚJO FILHO, T. Mapas Cognitivos como ferramenta de estruturação e resolução de problemas: o caso da Pró-reitoria de extensão da UFSCar. *Gestão e Produção*, v. 10, n. 2, p. 145-162, ago. 2003.

RIO GRANDE DO SUL. *Lei nº 11.520, de 26 de agosto de 2003*. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências.

RIZZO, M. D.; MOUSER, P. J.; WHITNEY, D. H.; MARK, C. D.; MAGAREY, R. D.; VOINOV, A. A. The comparison of four dynamic systems-based software packages: Translation and sensitivity analysis. *Environmental Modelling & Software*. v. 21, p. 1491-1502, 2006.

SAYSEL, A. K.; BARLAS, Y.; YENIGÜN, O. Environmental sustainability in an agricultural development project: a system dynamics approach. *Journal of Environmental Management*. v. 64, p. 247-260, 2002.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. (Ed.). *Gestão de Recursos Hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais*. Viçosa/MG: UFV; Porto Alegre/RS: ABRH, 2005. 659p.

SOUZA, F. C. B. *Sistema de apoio à decisão em ambiente espacial aplicado em um estudo de caso de avaliação de áreas destinadas para disposição de resíduos sólidos na região*

metropolitana de Porto Alegre. 1999. 166f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC. 1999.

STAVE, K. A. A system dynamics model to facilitate public understanding of water management options in Las Vegas, Nevada. *Journal of Environmental Management*. v. 67, n. 4, p. 303-313, abr. 2003.

THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper and Row N.Y., 1987. p. 1-89.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO, O. Relatório nacional sobre o gerenciamento da água no Brasil. *South America Technical Advice Comitee/ Global Water Partnership*. 2000. 135p.

TUCCI, C. E. M. Coeficiente de escoamento e vazão máxima de Bacias Urbanas. In: TUCCI, C. E. M.; MARQUES, D. M. L. M. (Org.). *Avaliação e controle da drenagem urbana*. Porto Alegre/RS: ABRH, 2001. v. 2, p. 3-18.

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*. 2. ed. rev. e ampl. Porto Alegre/RS: ABRH/ Editora da UFRGS, 2005. 678 p.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 240 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1).

ANEXOS

No anexo A, são apresentados os Mapas Cognitivos individuais dos dois decisores. Estes mapas deram origem ao Mapa Cognitivo Agregado do estudo de caso, o qual foi apresentado na etapa de estruturação do problema.

O anexo B apresenta as interfaces gráficas e uma breve descrição do modelo de simulação dinâmica construído para o estudo de caso.

No anexo C, é apresentado um exemplo simplificado para ilustrar o modelo proposto.

O anexo D traz o questionário que foi aplicado aos membros do Programa Pró-Dilúvio (estudo de caso) para verificar a utilidade do modelo de simulação dinâmica e se o mesmo foi representativo do problema.

ANEXO A: MAPAS COGNITIVOS INDIVIDUAIS

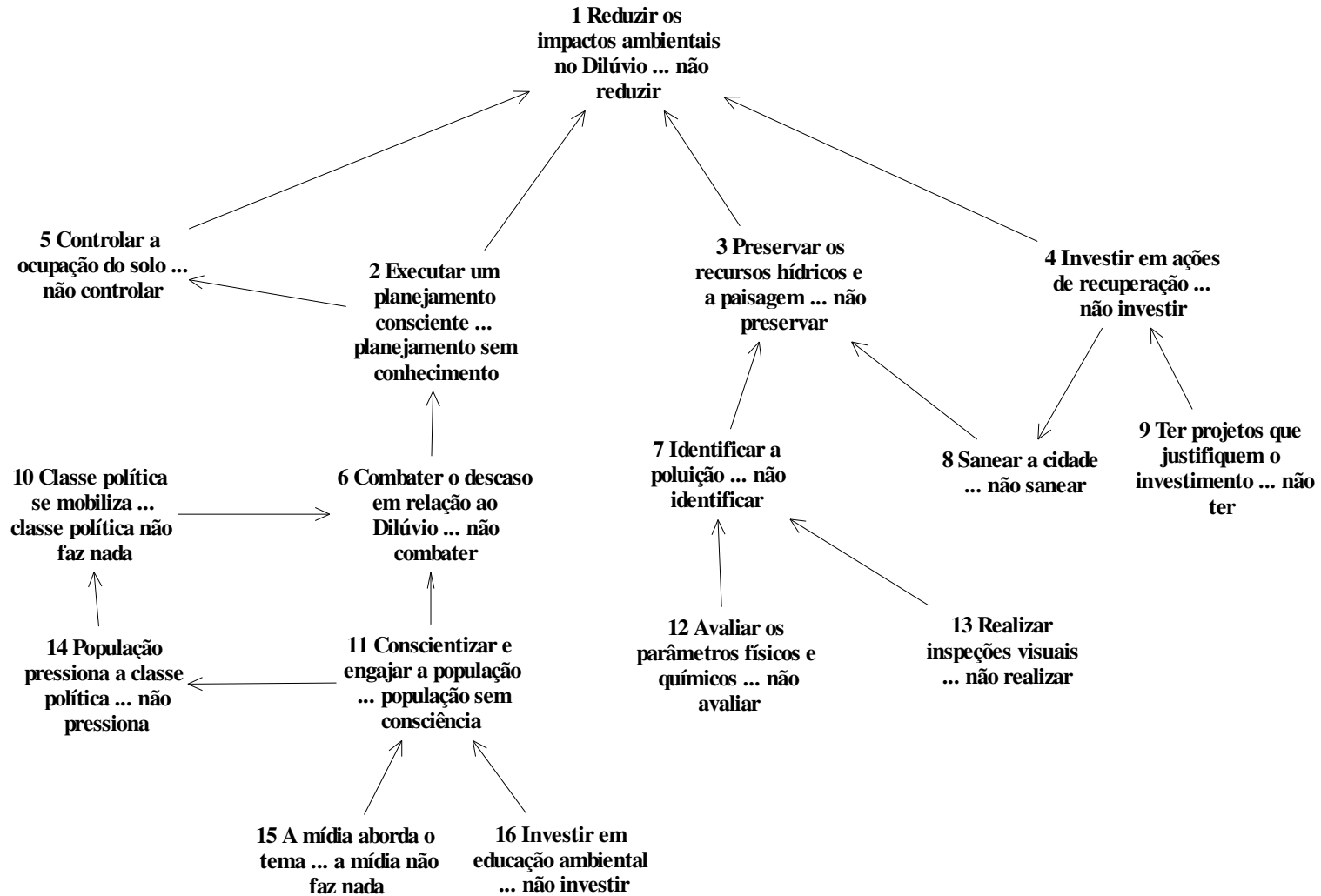


Figura A1. Mapa Cognitivo do decisor 1.

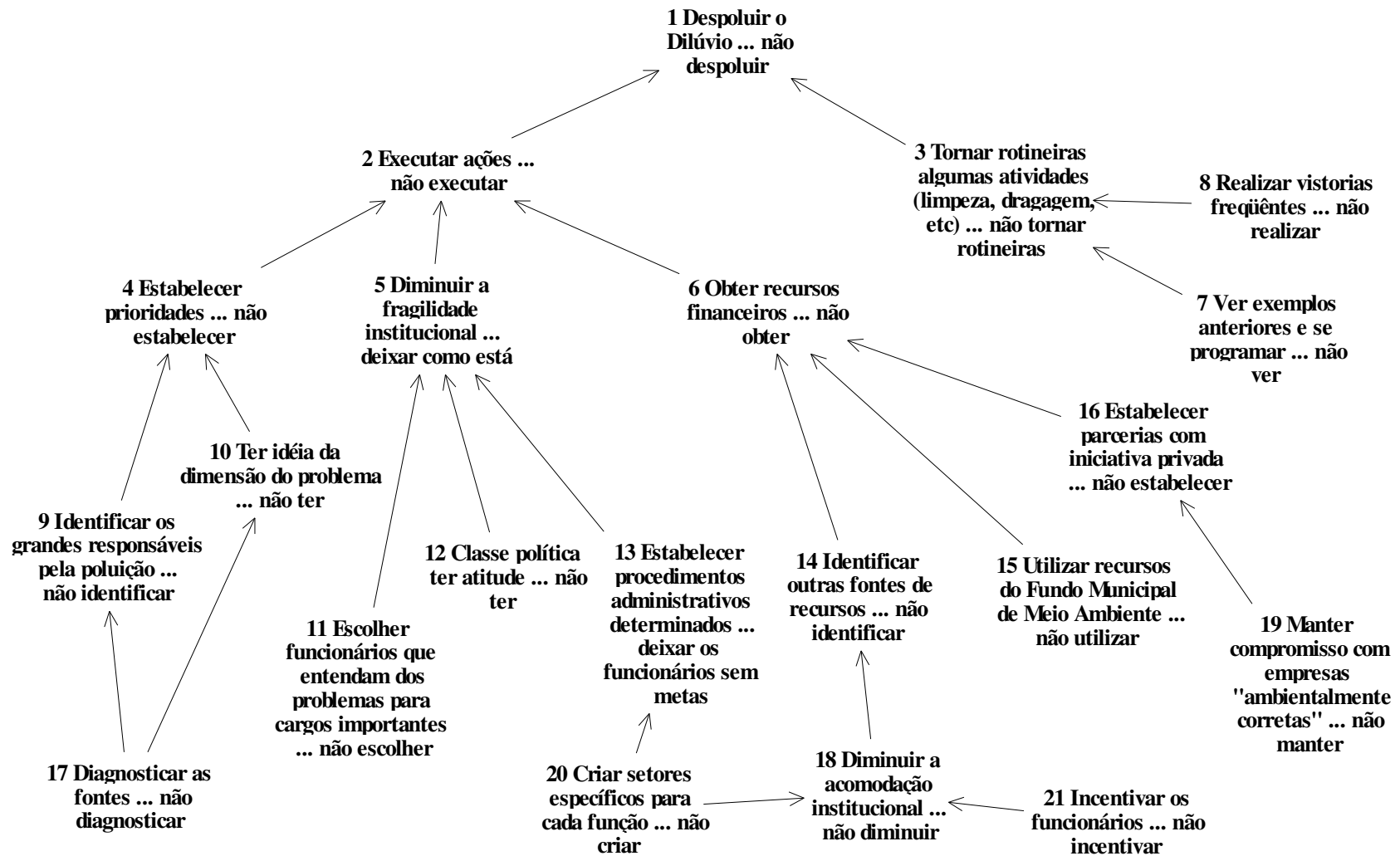


Figura A2. Mapa Cognitivo do decisor 2.

ANEXO B: INTERFACES GRÁFICAS

Os dados de entrada são: percentual de atendimento por rede de esgotos; percentual de atendimento por coleta de lixo; percentual de ligações indevidas do esgoto cloacal na rede pluvial; percentual de redução da poluição difusa por medidas alternativas; percentual de redução da poluição pontual por medidas alternativas; taxa de crescimento ao ano; consumo d'água por habitante (litros/hab.dia); coeficiente de retorno do consumo; e, tempo de retorno da chuva em anos. Estes dados podem ser colocados um a um em metas, ou utilizando uma das opções de progressão linear (figura B1). A vantagem do segundo é que permite a alteração imediata dos parâmetros de simulação, enquanto a do primeiro é a possibilidade de estudar uma variação maior de alternativas.

Parâmetros da simulação

Dados fixos | Dados em metas | PVF-1 | PVF-2 | PVF-3

Fazer alterações para a sub-bacia: Todas

Horizonte de Simulação: 26 anos Adequar ao horizonte de simulação (utiliza os dados do cenário básico)

Aumentar linearmente o atendimento por rede de esgoto entre os anos 2007 e 2026 até atingir 99 (%)

Aumentar linearmente o atendimento por coleta de lixo entre os anos 2007 e 2026 até atingir 99 (%)

Diminuir linearmente as ligações indevidas do esgoto na rede pluvial entre os anos 2007 e 2026 até atingir 1 (%)

% de redução da poluição difusa por medidas alternativas. Redução entre os anos 2007 e 2026 até atingir 5 (%)

% de redução da poluição pontual por medidas alternativas. Redução entre os anos 2007 e 2026 até atingir 5 (%)

Taxa de crescimento populacional (%a.a.) 1,3

Consumo d'água per capita (l/hab.dia) 150

Coeficiente de retorno da água consumida (%) 80

Tempo de retorno da precipitação em anos 2 (O mesmo para todas as sub-bacias)

Figura B1. Interface gráfica dos dados de entrada pela opção “Dados fixos”.

Os dados do modelo de avaliação das alternativas (figuras B2, B3 e B4) se referem aos pesos globais dos PVFs, aos pesos dos parâmetros de qualidade do PVF-1 e aos valores das funções de valor do PVF-2 e PVF-3.

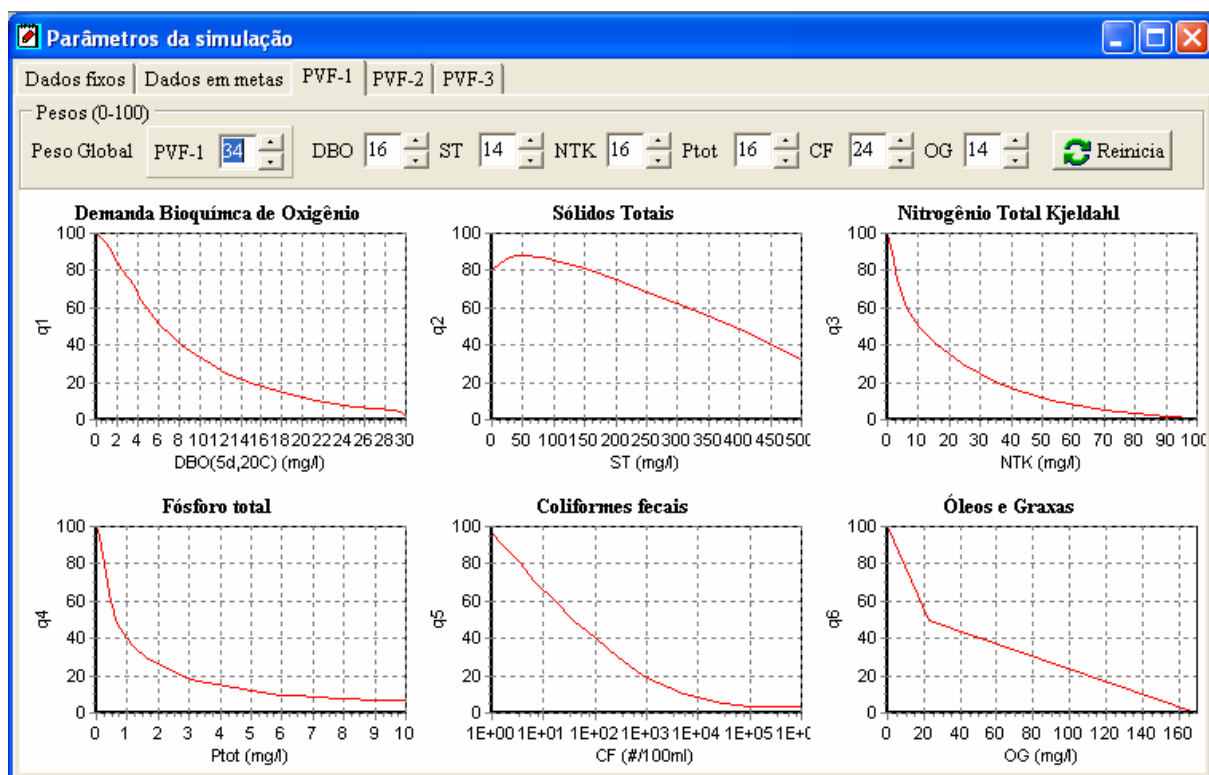


Figura B2. Interface gráfica dos dados de entrada do PVF-1.

Descrição	Arbitrar uma nota baseado no nível neutro (0) e bom (100)	Nível neutro	Nível bom
Até 10% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	120	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Entre 10% e 20% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	100	<input type="radio"/>	<input checked="" type="radio"/>
Entre 20% e 30% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	50	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Entre 30% e 40% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	0	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>
Entre 40% e 50% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	-10	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Entre 50% e 60% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	-20	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Entre 60% e 70% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	-30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Entre 70% e 80% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	-40	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Entre 80% e 90% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	-50	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Mais de 90% da população sem rede de esgotamento sanitário ou pluvial.	-60	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Figura B3. Interface gráfica dos dados de entrada do PVF-2.

Descrição	Arbitrar uma nota baseado no nível neutro (0) e bom (100)	Nível neutro	Nível bom
Densidade populacional bruta igual a até 25% da máxima permitida no PDDUA.	120	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Densidade populacional bruta entre 25% e 50% da máxima permitida no PDDUA.	100	<input type="radio"/>	<input checked="" type="radio"/>
Densidade populacional bruta entre 50% e 75% da máxima permitida no PDDUA.	50	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Densidade populacional bruta entre 75% e 100% da máxima permitida no PDDUA.	0	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>
Densidade populacional bruta entre 100% e 125% da máxima permitida no PDDUA.	-20	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Densidade populacional bruta maior que 125% da máxima permitida no PDDUA.	-40	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Reinicia

Figura B4. Interface gráfica dos dados de entrada do PVF-3.

A representação dos resultados da simulação é feita através de tabelas, gráficos e mapas. Na opção de exibição por tabelas, apresentam-se na forma numérica os seguintes resultados:

- 1) Dados Gerais: contém informações básicas sobre área, população, densidade demográfica e coeficiente de escoamento, objetivando uma caracterização das sub-bacias. Os dados se alteram ao mudar o ano na simulação;
- 2) Poluição Pontual (ton/mês): objetiva mostrar a estimativa da poluição pontual gerada nas sub-bacias. Os dados se alteram ao mudar o ano ou o mês na simulação;
- 3) Poluição Difusa (ton/mês): objetiva mostrar a estimativa da poluição difusa gerada nas sub-bacias. Os dados se alteram ao mudar o ano ou o mês na simulação;
- 4) Poluição Pontual/ Poluição Difusa: objetiva identificar qual parcela da poluição é mais significativa nas sub-bacias. Os dados se alteram ao mudar o ano ou o mês na simulação;
- 5) Poluição Total: objetiva mostrar a estimativa da poluição total gerada nas sub-bacias. Os dados se alteram ao mudar o ano ou o mês na simulação;
- 6) % Poluição Pontual: objetiva identificar as sub-bacias responsáveis pela maior carga de poluição pontual. Os dados se alteram ao mudar o ano ou o mês na simulação;

- 7) % Poluição Difusa: objetiva identificar as sub-bacias responsáveis pela maior carga de poluição difusa. Os dados se alteram ao mudar o ano ou o mês na simulação;
- 8) % Poluição Total: objetiva identificar as sub-bacias responsáveis pela maior carga de poluição total. Os dados se alteram ao mudar o ano ou o mês na simulação;
- 9) Chuva Efetiva (mm): mostra a estimativa de chuva efetiva nas sub-bacias em cada mês. Os dados se alteram ao mudar o ano na simulação;
- 10) Curvas de Permanência: conjunto de gráficos com as curvas de permanência mensais de precipitação que servem para o usuário ter idéia da magnitude da chuva total em função da probabilidade desse valor ser igualado ou superado (o inverso desta probabilidade é o tempo de retorno);
- 11) Estudo Populacional: estudo que serve para o usuário observar a tendência de crescimento de Porto Alegre e utilizar esta informação para estimar o crescimento futuro;

Os resultados na forma gráfica ilustram a estimativa da concentração dos diversos poluentes ao longo do Dilúvio. A distância é contada a partir de jusante e a entrada das cargas foi feita de acordo com o diagrama unifilar definido no estudo de caso. Os gráficos se alteram quando se muda o ano ou o mês na simulação dinâmica.

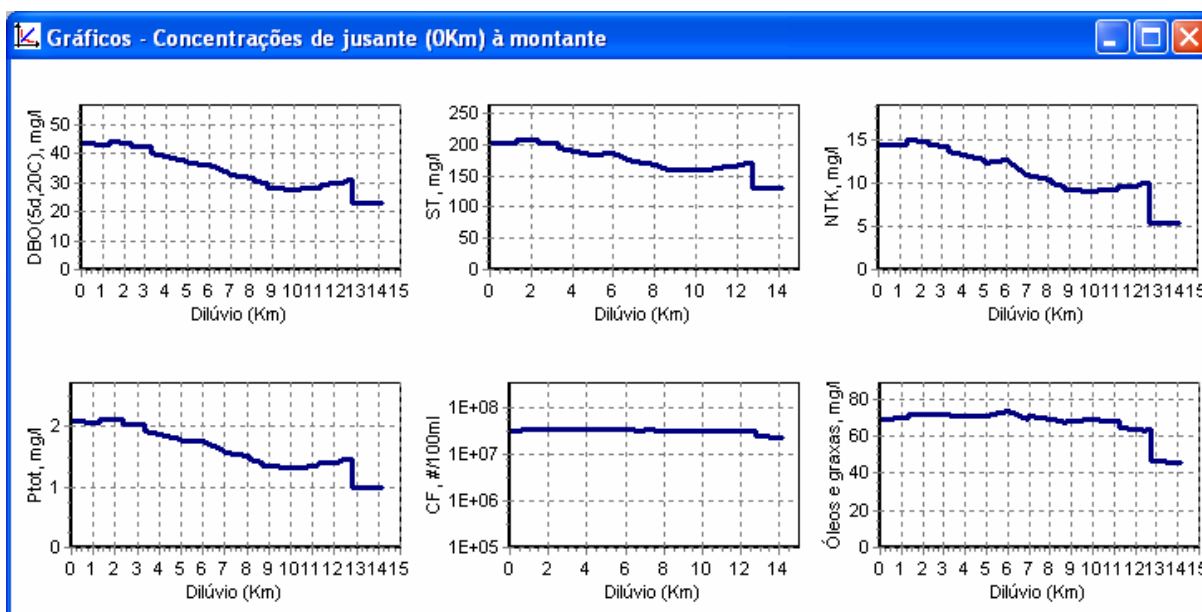


Figura B5. Interface gráfica dos resultados apresentados em gráficos.

Os resultados também podem ser apresentados através de mapas temáticos. Com a opção de pano de fundo sendo a imagem LandSat ETM+ de Porto Alegre ou o Modelo Numérico do Terreno da SRTM, os mapas representam:

- 1) A evolução da distribuição demográfica ao longo dos anos nas sub-bacias;
- 2) A evolução, ao longo dos anos ou dos meses, da qualidade na foz do Dilúvio, de acordo com o índice de qualidade criado para o PVF-1;
- 3) A relação entre a Poluição Pontual e a Difusa ao longo dos anos ou dos meses nas sub-bacias, objetivando identificar qual parcela da poluição é mais significativa;
- 4) Poluição Pontual: objetiva identificar visualmente quais as sub-bacias responsáveis pela maior carga de poluição pontual ao longo dos anos ou dos meses;
- 5) Poluição Difusa: objetiva identificar visualmente quais as sub-bacias responsáveis pela maior carga de poluição difusa ao longo dos anos ou dos meses;
- 6) Poluição Total: objetiva identificar visualmente quais as sub-bacias responsáveis pela maior carga de poluição total ao longo dos anos ou dos meses.

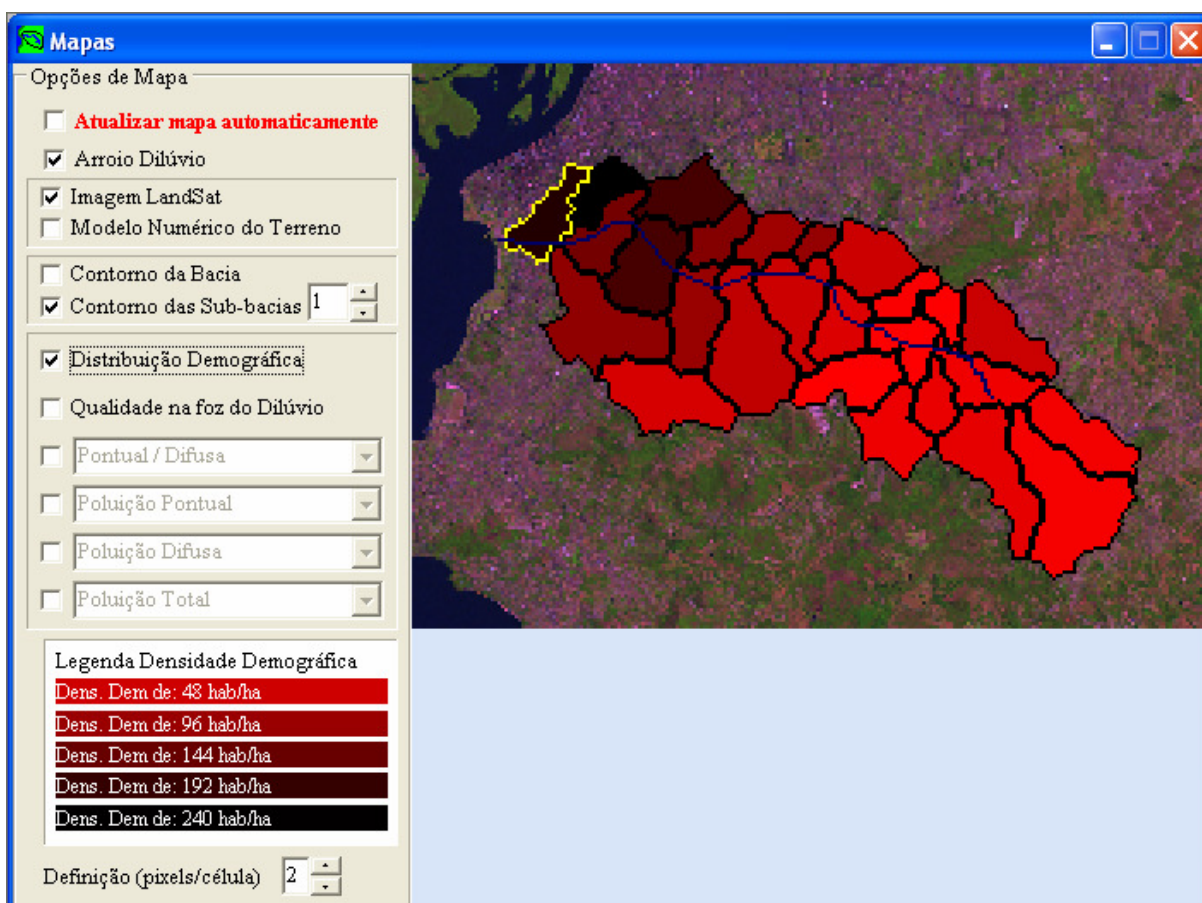


Figura B6. Interface gráfica dos resultados apresentados em mapas.

Para finalizar, é importante mostrar o layout geral do modelo de simulação dinâmica. Na parte superior do modelo, estão as opções de execução dos cenários e as opções para fazer a progressão do tempo. A parte inferior mostra os resultados da avaliação da alternativa sob os critérios PVF-1, PVF-2 e PVF-3, bem como a pontuação global da alternativa simulada. A parte central do modelo é destinada aos formulários para entrada dos dados, ou exibição das respostas em tabelas, ou em gráficos ou em mapas.

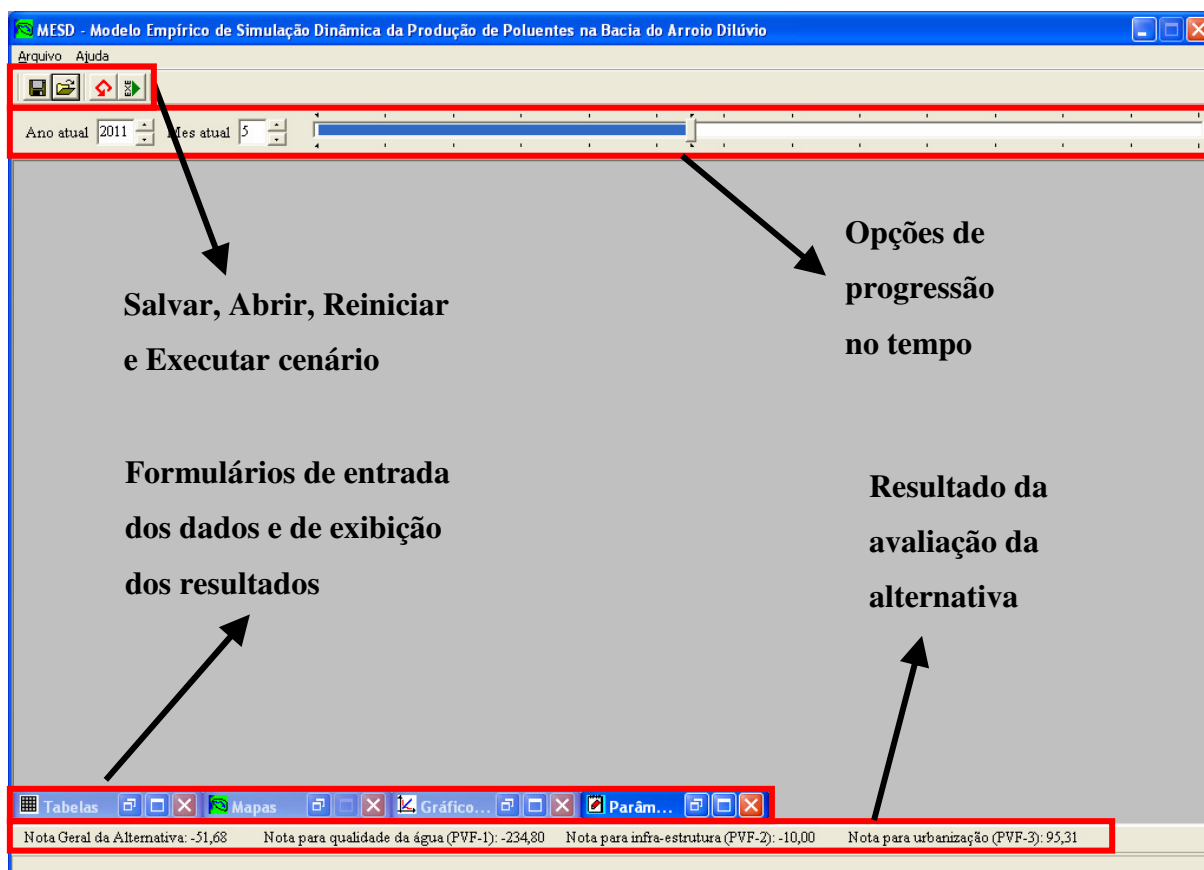


Figura B7. Layout geral do modelo de simulação dinâmica.

ANEXO C: EXEMPLO DE APLICAÇÃO DO MODELO PROPOSTO

Questão proposta:

Utilizando-se o modelo empírico proposto neste estudo, calcule a carga de DBO gerada pelas sub-bacias 7 e 23 do Arroio Dilúvio em Porto Alegre (RS), no mês de maio de 2010, considerando que não haverá expansão da rede de esgotamento sanitário e nem do serviço de coleta de lixo. Adote também os seguintes dados:

- Consumo d'água per capita: 150 l/hab.dia;
- Coeficiente de retorno do consumo: 0,8;
- Taxa de crescimento populacional: 1,31%a.a.;
- Tempo de retorno da precipitação: 2 anos;
- Percentual das ligações indevidas do cloacal no pluvial: 10%;
- Redução da poluição difusa em 2010 por medidas alternativas: 5%;
- Redução da poluição pontual em 2010 por medidas alternativas: 4%.

Resolução:

Pela tabela 7.2 (página 51), são obtidos os seguintes dados das sub-bacias 7 e 23:

Sub-bacia	Área (ha)	Pop. 2000	Dens. Dem (hab/ha)	Hab/ domicílio	Esgoto (% Pop)	Coleta (% Pop)	Água (% Pop)
7	291,42	47.766	163,91	3,3245	42,31	97,71	96,49
23	341,39	16.105	47,17	3,3514	11,84	94,94	84,39

Em 2010, as populações atualizadas pela taxa de crescimento populacional são:

- Pop7 = 54.405 hab e Pop23 = 18.344 hab;

Fazendo-se a divisão da população corrigida pela área, obtêm-se as seguintes densidades demográficas:

- Dh7 = 186,69 hab/ha e Dh23 = 53,73 hab/ha;

Com estas densidades demográficas, e utilizando-se as equações 7.8 e 7.9, da página 71, obtêm-se os seguintes percentuais de áreas impermeáveis:

- AI7 = 67,5 % e AI23 = 26,3 %;

Conhecendo-se as áreas impermeáveis, calculam-se os coeficientes de escoamento pela equação 7.7 (página 71).

- C7 = 0,654 e C23 = 0,283;

Observando-se a curva de permanência empírica do mês de maio (figura 7.14, página 70), e considerando-se o tempo de retorno de 2 anos (frequência = 50%), obtêm-se, por

interpolação na curva, uma precipitação total de 84,6mm no mês. Dessa forma, as chuvas efetivas, que são dadas pelo produto da precipitação total pelo coeficiente de escoamento, são:

- $P_{ef7} = 55,4$ mm e $P_{ef23} = 24,0$ mm;

Sendo assim, o volume escoado superficialmente é igual ao produto da precipitação efetiva pela área de drenagem. Fazendo-se esta operação, obtêm-se:

- $VolEscSup7 = 161.333.839$ litros e $VolEscSup23 = 81.869.851$ litros;

De posse da densidade demográfica e da curva que relaciona a mesma com a DBO (figura 7.13, página 68), calculam-se as concentrações de DBO nas águas pluviais:

- $DBO7 = 70,1$ mg/l e $DBO23 = 51,4$ mg/l;

Como a expressão anterior fornece uma estimativa da concentração de DBO em locais sem rede de esgotos ou coleta de lixo, então, é necessário corrigir as concentrações pelo coeficiente dado pela equação 7.4 (página 68). Os coeficientes de correção obtidos são:

- $C_{PopSemEsgOuCol7} = 0,59$ e $C_{PopSemEsgOuCol23} = 0,89$;

Assim, as concentrações corrigidas de DBO das águas pluviais ficam sendo:

- $DBO7' = 41,1$ mg/l e $DBO23' = 45,6$ mg/l;

De posse das concentrações e dos volumes, calculam-se as cargas difusas geradas pelo simples produto destes termos. Os valores de carga difusa obtidos são:

- $WDif_{DBO7} = 6,637$ toneladas e $WDif_{DBO23} = 3,736$ toneladas;

Considerando-se a população, o percentual da população que tem rede de esgotos e faz a ligação irregular na rede pluvial, o consumo d'água per capita e o coeficiente de retorno do consumo, calculam-se o volume total de efluentes (equação 7.10, página 72):

- $VolEfl7 = 8.562.977$ litros e $VolEfl23 = 807.914$ litros;

Assim, as cargas pontuais são dadas pelo produto do volume de efluentes pela concentração média dos esgotos domésticos ($DBO_{5,20}=350$ mg/l).

- $WPont_{DBO7} = 2,997$ toneladas e $WPont_{DBO23} = 0,283$ toneladas;

Por fim, são consideradas as reduções das cargas poluidoras pelas medidas alternativas. O cálculo é feito pela multiplicação das cargas obtidas anteriormente pelos respectivos coeficientes de redução (0,95 para a poluição difusa e 0,96 para a poluição pontual). Fazendo isso, obtêm-se:

- $WDif_{DBO7}' = 6,305$ toneladas e $WDif_{DBO23}' = 3,549$ toneladas;
- $WPont_{DBO7}' = 2,877$ toneladas e $WPont_{DBO23}' = 0,271$ toneladas;

As cargas totais de DBO geradas nestas sub-bacias são obtidas pelas somas das parcelas referentes à poluição difusa mais as parcelas referentes à poluição pontual. Assim, as cargas totais são:

- $W_{DBO7} = 9,182$ toneladas e $W_{DBO23} = 3,821$ toneladas.

ANEXO D: QUESTIONÁRIO DE AVALIAÇÃO DO MODELO

Ao responder este questionário, é importante que as opiniões sejam sinceras, pois este trabalho tem caráter acadêmico e o nome da pessoa não será citado.

1) No seu ponto de vista, qual a importância da utilização de modelos de simulação como ferramenta de suporte à decisão?

Nenhuma Pequena Intermediária Importante Grande

2) No seu ponto de vista, qual a importância que o modelo apresentado possui?

Nenhuma Pequena Intermediária Importante Grande

3) No seu ponto de vista, qual a importância que tem a associação de modelos de simulação com Sistemas de Informações Geográficos?

Nenhuma Pequena Intermediária Importante Grande

4) No seu ponto de vista, qual a importância que tem a associação de modelos de simulação com modelos multicritério de suporte à decisão?

Nenhuma Pequena Intermediária Importante Grande

5) A simulação dinâmica ajudou a compreender as possíveis alternativas e suas repercussões?

Sim Não

6) Por favor, dê uma nota de “0” a “10” para os seguintes aspectos do modelo:

Representatividade do problema Coerência e confiabilidade Facilidade de manuseio

7) Por favor, faça os comentários que julgar relevante sobre qualquer outro aspecto do modelo (críticas, sugestões, etc).

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)