



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**MODELOS DE SIMULAÇÃO BASEADOS EM
RACIOCÍNIO QUALITATIVO PARA AVALIAÇÃO
DA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

TESE DE DOUTORADO

SYMONE CHRISTINE DE SANTANA ARAÚJO

ORIENTADOR: PROF^o. Dr. CARLOS HIROO SAITO
CO-ORIENTADOR: PROF^o. Dr. PAULO SÉRGIO BRETAS DE ALMEIDA SALLES

BRASÍLIA/DF
AGOSTO 2005

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**MODELOS DE SIMULAÇÃO BASEADOS EM
RACIOCÍNIO QUALITATIVO PARA AVALIAÇÃO
DA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

SYMONE CHRISTINE DE SANTANA ARAÚJO

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor, pelo curso de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília.

Orientador: Prof^o. Dr. Carlos Hiroo Saito

Co-Orientador: Prof^o. Dr. Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles

BRASÍLIA
2005

FICHA CATALOGRÁFICA

ARAÚJO, SYMONE CHRISTINE DE SANTANA ARAÚJO

Modelos de Simulação baseados em Raciocínio Qualitativo para Avaliação da Qualidade da água em Bacias Hidrográficas. 2005. xvii, 218 f. 297 mm (ECO/IBUnb, (Doutor, Ecologia, 2005). Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Instituto de Biologia. Departamento de Ecologia.

- | | |
|---------------------------|---------------------------------|
| 1. Raciocínio Qualitativo | 2. Modelos de qualidade da água |
| 3. Oxigênio dissolvido | 4. Bacia Hidrográfica |
| I. ECO/IB/Unb | II. Título (Série) |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ARAÚJO, S.C.S. **Modelos de Simulação baseados em Raciocínio Qualitativo para Avaliação da Qualidade da água em Bacias Hidrográficas**. 2005. 218 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. Instituto de Biologia. Departamento de Ecologia, Brasília 2005.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Symone Christine de Santana Araújo

TÍTULO DA TESE DE DOUTORADO: Modelos de Simulação baseados em Raciocínio Qualitativo para Avaliação da Qualidade da água em Bacias Hidrográficas.

GRAU/ANO: Doutor/2005

É concedida à Universidade de Brasília permissão para produzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender cópias somente para propósitos acadêmicos ou científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Symone Christine de Santana Araújo

SQN 315, Bloco G, apartamento 101

Brasília (DF). 70774-070. Brasil

TERMO DE APROVAÇÃO

SYMONE CHRISTINE DE SANTANA ARAÚJO

MODELOS DE SIMULAÇÃO BASEADOS EM RACIOCÍNIO QUALITATIVO PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor, pelo curso de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília.

Orientador:

Profº Dr. Carlos Hiroo Saito
Deptº de Ecologia, UnB

Co-Orientador:

Profº Dr. Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles
Deptº de Ecologia, UnB

Membro externo:

Profº Dr. Oscar de Moraes Cordeiro Netto
Deptº de Departamento de Engenharia Civil e
Ambiental, UnB

Membro externo:

Profº Dr. Waldir Leite Roque
Instituto de Matemática, UFRGS

Membro interno:

Profª Dra. Cláudia Padovesi Fonseca
Deptº de Ecologia, UnB

Membro interno:

Profª Dra. June Springer de Freitas
Deptº de Ecologia, UnB

Brasília, 31 de agosto de 2005.

A Carlos, Cacau e Bebeto

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pelo carinho e confiança que sempre me dedicaram, motivando-me nas decisões tomadas em minha vida acadêmica e profissional.

Meus agradecimentos ao meu orientador, Prof. Dr. Carlos Hiroo Saito, e ao meu co-orientador, Prof. Dr. Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles, pela confiança em mim depositada e pelo suporte acadêmico durante todo o curso.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UnB pela acolhida, especialmente à Fabiana, ao Prof. Dr. John Hay e à Prof^a. Dra. Helena Castanheira.

À Universidade Federal de Sergipe que proporcionou, por meio do PICDT, as condições para que pudesse dedicar-me ao doutorado. Um agradecimento especial ao Prof. Dr. José Fernandes de Lima e ao Prof. Dr. Josué Modesto dos Passos Subrinho. À Ednalva, amiga querida, agradeço pela forma carinhosa com que sempre me apoiou.

Aos meus colegas da Secretaria de Petróleo, Gás Natural e Combustíveis Renováveis do Ministério de Minas e Energia, em especial a Graça Foster, Mário Jorge, Breno e João Souto.

À Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB, por ter gentilmente cedido as informações relativas à qualidade da água de mananciais e corpos receptores na bacia hidrográfica do rio Monteiro e por ter fornecido, também, informações sobre o desempenho operacional da ETE Planaltina. Muito obrigado a Vera Regina Stuqui, Chicakako Hayashida, Anderson Vasconcelos Barbosa, Neiva Maria P. Azzolin, Cláudia Morato Alves, Sônia Maria de Souza Evaristo e Augusto César Maia, funcionários da CAESB, que não mediram esforços em colaborar comigo na obtenção dos dados.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio financeiro ao Projeto CNPq/ CT-Hidro “Desenvolvimento Tecnológico e Metodológico para Mediação entre Usuários e Comitês de Bacia Hidrográfica”, do qual este projeto de pesquisa faz parte.

Aos amigos do Projeto CT_Hidro, Ercília, Ivete, Irê, Christian e Luís pelos bons momentos e pela oportunidade de aprendizado constante.

A Rocha, Humberto, Lucas e Salomão que me acompanharam nos levantamentos realizados da bacia do rio Monteiro.

Ao Valdir por me socorrer nas atividades de geoprocessamento e, principalmente, pela disponibilidade e paciência em todos os momentos.

À Daniela Wetzel Gastal pela colaboração nas análises estatísticas.

Ao Prof. Dr. Bert Bredeweg pelas contribuições no desenvolvimento dos modelos qualitativos.

Aos grandes amigos Walter Neto, Viviane Azzolin e Thaís pela amizade, acolhida e troca de experiências.

Enfim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigada!

“O valor das coisas não está no tempo que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso, existem momentos inesquecíveis, coisas inexplicáveis e pessoas incomparáveis”.

Fernando Pessoa

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE FIGURAS	xiii
RESUMO	xvii
ABSTRACT	xviii
INTRODUÇÃO	1
1. QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	5
1.1 INTRODUÇÃO	5
1.2 GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS	7
1.3 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE FUNCIONAL	10
1.4 QUALIDADE DA ÁGUA	15
1.5 RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005	18
1.6 USO DA TERRA E QUALIDADE DA ÁGUA	21
1.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	22
2. MODELOS PARA QUALIDADE DA ÁGUA	24
2.1 INTRODUÇÃO	24
2.2 HISTÓRICO DE MODELOS PARA QUALIDADE DA ÁGUA	26
2.3 CLASSIFICAÇÃO DE MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	29
2.4 MODELOS MATEMÁTICOS PARA QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS	32
2.5 APLICAÇÕES DE MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	34
2.6 POTENCIALIDADES E LIMITAÇÕES NO USO DE MODELOS	36
2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	40
3. MODELOS BASEADOS EM RACIOCÍNIO QUALITATIVO	42
3.1 INTRODUÇÃO	42
3.2 RACIOCÍNIO QUALITATIVO	44
3.3 ONTOLOGIAS	46
3.3.1 <i>Abordagem Centrada em Componentes</i>	46
3.3.2 <i>Abordagem Centrada em Restrições</i>	47
3.3.3 <i>Abordagem Centrada em Processos</i>	48
3.4 TEORIA QUALITATIVA DOS PROCESSOS	49
3.4.1 <i>Objetos, Quantidade e Espaços Quantitativos</i>	49
3.4.2 <i>Estados Qualitativos</i>	51
3.4.3 <i>Processos e Visões Individualizadas</i>	51
3.4.4 <i>Influências e Proporcionalidades Qualitativas</i>	53

3.4.5	<i>Causalidade</i>	55
3.4.6	<i>Fragmentos de Modelo</i>	57
3.5	MODELOS QUALITATIVOS	58
3.6	APLICATIVOS	62
3.6.1	<i>GARP</i>	63
3.6.2	<i>HOMER</i>	63
3.6.3	<i>VISIGARP</i>	65
3.7	APLICAÇÕES DE MODELOS BASEADOS EM RACIOCÍNIO QUALITATIVO	65
3.8	POTENCIALIDADES E DESAFIOS DO USO DE MODELOS BASEADOS EM RQ	66
3.9	CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
4.	MODELOS QUALITATIVOS, BASEADOS NA DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO, PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	69
4.1	INTRODUÇÃO	69
4.2	A ESTRUTURA ADOTADA	71
4.3	A DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO	72
4.3.1	<i>Fotossíntese e Respiração</i>	73
4.3.2	<i>Decomposição</i>	74
4.3.3	<i>Re-aeração</i>	75
4.3.4	<i>Os efeitos do lançamento de cargas poluidoras</i>	75
4.4	O USO DO RACIOCÍNIO QUALITATIVO PARA REPRESENTAR A DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO	76
4.5	OS MODELOS QUALITATIVOS PROPOSTOS	79
4.5.1	<i>Entidades</i>	79
4.5.2	<i>Configurações</i>	81
4.5.3	<i>Quantidades e Espaços Quantitativos</i>	82
4.5.4	<i>Premissas e Simplificações</i>	83
4.5.5	<i>Biblioteca de Fragmentos de Modelo</i>	91
4.5.5.1	<i>Fragmentos de Modelo Estáticos</i>	93
4.5.5.2	<i>Fragmentos de Modelo de Processos</i>	95
4.5.5.3	<i>Modelos de Agentes</i>	100
4.5.6	<i>Cenários</i>	102
4.6	RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES	107
4.6.1	<i>Ausência de Lançamento de Cargas Poluidoras</i>	107
4.6.2	<i>Lançamento de Cargas Pontuais com Efetivo Controle</i>	109
4.6.3	<i>Lançamento de Cargas Pontuais sem Efetivo Controle</i>	111

4.6.4 Lançamento de Cargas Difusas	112
4.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	113
5. ESTUDO DE CASO: A BACIA DO RIO MONTEIRO	115
5.1 INTRODUÇÃO	115
5.2 DESCRIÇÃO DOS MODELOS QUALITATIVOS PROPOSTOS	116
5.3 MATERIAIS E MÉTODOS	118
5.3.1 Caracterização geral da bacia hidrográfica do rio Monteiro	118
5.3.2 Levantamento e aquisição de dados de qualidade de água	122
5.3.3 Identificação do uso e ocupação da terra	123
5.3.4 Identificação das fontes de poluição pontual	126
5.3.5 Identificação das fontes de poluição difusa	128
5.3.6 Procedimento de Validação	129
5.3.6.1 Análises estatísticas dos dados de qualidade da água	130
5.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	132
5.4.1 Análises Estatísticas	132
5.4.1.1 Pontos localizados no interior da EEAE: BJ01 e FU01	132
5.4.1.2 Pontos FU01 e MD01	135
5.4.1.3 Pontos no córrego Brejinho - BJ01 e no ribeirão Mestre Darnas - MD03	136
5.4.1.4 Pontos MD01 e MD03	138
5.4.1.5 Comparações entre as localidades MD02 e MD03 antes e depois da implantação da ETE Planaltina	141
5.4.2 Validação dos Modelos Qualitativos	147
5.4.2.1 Cenário 1: Trecho de corpo d'água onde não há ingresso de cargas poluidoras	148
5.4.2.2 Cenário 2: Trecho de corpo d'água que recebe cargas difusas	149
5.4.2.3 Cenário 3: Trecho de corpo d'água que recebe cargas pontuais	150
5.4.2.4 Cenário 4: Trecho de corpo d'água onde ocorre a remoção de cargas por meio de ETE	151
5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	153
6. RACIOCÍNIO QUALITATIVO COMO FERRAMENTA DE APRENDIZADO – EXPERIÊNCIA ADQUIRIDA AO MODELAR	154
6.1 INTRODUÇÃO	154
6.2 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UMA ABORDAGEM DE RACIOCÍNIO QUALITATIVO	156
6.3 PROCESSO ITERATIVO E INCREMENTAL	159

6.4 LIDANDO COM AMBIGÜIDADES: O USO DE PREMISSAS	163
6.5 APRENDIZADO PELO ERRO	166
6.6 O POTENCIAL HEURÍSTICO DA MODELAGEM QUALITATIVA	167
6.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	169
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	171
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	175
APÊNDICES	188
ANEXOS	195

Lista de Tabelas

Tabela 2.1 – Principais modelos matemáticos de simulação de qualidade da água em rios	33
Tabela 3.1 – Diversas aplicações de modelos baseados em RQ	66
Tabela 4.1 - Configurações adotadas nos modelos	82
Tabela 4.2 – Denominações das quantidades incluídas nos modelos implementados	84
Tabela 4.3 - Premissas e simplificações adotadas nos modelos qualitativos	85
Tabela 4.4 - Biblioteca de Fragmentos de Modelo	92
Tabela 4.5 - Cenários construídos nos Modelos Propostos	104
Tabela 5.1 - Parâmetros de qualidade da água para a Classe 2	118
Tabela 5.2 - Parâmetros de drenagem da bacia do rio Monteiro	122
Tabela 5.3 - Monitoramento de corpos receptores: localização de pontos de coleta	123
Tabela 5.4 – Estações de coleta de amostra nos pontos de captação de água bruta	123
Tabela 5.5 – Número de ligações ativas de esgotos	126
Tabela 5.6 – Média e desvio padrão da DQO (mg/L), entre 2002 e 2004, nos pontos de coleta localizados nos córregos Fumal – FU01 e Brejinho – BJ01	133
Tabela 5.7 – Média e desvio padrão de Nitrogênio Total (mg/L), de acordo com o ano e o ponto de coleta	135
Tabela 5.8 – Média e desvio padrão de DBO (mg/L), de acordo com o ano e o ponto de coleta	139
Tabela 5.9 – Média e desvio padrão de TKN (mg/L) de acordo com o ano e o ponto de coleta	141
Tabela 5.10 – Média e desvio padrão de OD (mg/L), de 1993 a 2004, e o ponto de coleta	143
Tabela 5.11 – Média e desvio padrão de DBO (mg/L), de 1993 a 2004, e o ponto de coleta	143
Tabela 5.12 - Média e desvio padrão de Fósforo Total (mg/L) de 1993 a 2004, e o ponto de coleta	145
Tabela 5.13 – Média e desvio padrão de TKN (mg/L), de 1993 a 2004, e o ponto de coleta	146

Lista de Figuras

Figura 1.1 - Divisão Hidrográfica Nacional (Resolução CNRH 32/03).	15
Figura 3.1 - Hierarquia de entidades biológicas, objetos e substâncias dissolvidas incluídas no modelo.	50
Figura 3.2 – Dependências causais para a representação do processo de transporte de oxigênio na interface água/ar (processo de re-aeração).	57
Figura 3.3 – Elementos de modelos qualitativos e resultados de uma simulação (<i>grafo de estados</i>): arquitetura de uma ferramenta de simulação qualitativa (modificado de Bredeweg <i>et al.</i> , 2004).	61
Figura 3.4 – Resultados de um dos caminhos ($1 \Rightarrow 2 \Rightarrow 4$) da simulação que descreve o processo de re-aeração.	62
Figura 3.5 – Principal tela do HOMER.	64
Figura 4.1 - Efeito do lançamento de carga orgânica em rios: (a) decomposição e re-aeração após lançamento de efluentes contendo matéria orgânica (MO); (b) efeito sobre quantidade de OD. Modificado de Ribeiro, 2001.	77
Figura 4.2 - Entidades incluídas no modelo.	81
Figura 4.3 - FM estático <i>Geração de cargas internas</i> .	86
Figura 4.4 - FM estático: <i>Trecho de corpo de água sem lançamento de cargas</i> .	87
Figura 4.5 - Representação da eficiência do tratamento de efluentes. Para a <i>Taxa de remoção EQ = {plus, zero}</i> .	89
Figura 4.6 - Valor de saturação de OD.	90
Figura 4.7 - FM estático: definição de condições aeróbicas ($Conc_{OD} > 0$).	91
Figura 4.8 - FM estáticos utilizados para representar quantidades relevantes para processos: (a) decomposição; (b) fotossíntese, respiração e taxa de produção líquida; e (c) re-aeração.	93
Figura 4.9 - FM estáticos utilizados para representar o lançamento de cargas poluidoras: (a) fontes difusas; (b) fontes pontuais.	94
Figura 4.10 - FM <i>Cálculo da produção líquida de OD pelas plantas aquáticas</i> .	96
Figura 4.11 - Representação de <i>Taxa de Produção Líquida de OD positiva</i> .	96
Figura 4.12 - FM <i>Produção Líquida de OD pelas plantas aquáticas</i> .	97
Figura 4.13 - FM <i>Decomposição de matéria orgânica</i> .	98
Figura 4.14 (a) FM <i>Cálculo do déficit de oxigênio</i> ; (b) FM_subtipo <i>relação entre déficit de OD e valor de saturação de OD</i> .	99
Figura 4.15 (a) FM <i>Transporte de OD na interface água/ar – processo de reaeração</i> e (b) condição de ocorrência da re-aeração: <i>Déficit de oxigênio > 0</i> .	100
Figura 4.16 (a) FM <i>Lançamento de cargas poluidoras pontuais com efetivo tratamento e controle</i> (b) FM <i>Lançamento de cargas poluidoras pontuais sem efetivo tratamento e controle</i> .	101
Figura 4.17 - FM <i>Geração de cargas poluidoras difusas</i> : modelagem da exportação de cargas na bacia hidrográfica.	102

Figura 4.18 - Cenário inicial: ausência do lançamento de cargas poluidoras.	105
Figura 4.19 - Cenários iniciais: (a) lançamento de cargas com efetivo controle; (b) lançamento de cargas sem efetivo controle.	106
Figura 4.20 - Cenário inicial: lançamento de cargas difusas.	107
Figura 4.21 - Cenário inicial: <i>Ausência de Cargas</i> . (a) simulação completa; (b) diagrama da história dos valores.	108
Figura 4.22 - Dependências causais no estado [1].	109
Figura 4.23 - Cenário inicial: <i>Lançamento de cargas pontuais com tratamento e controle</i> . (a) diagrama da história dos valores das quantidades no interior do corpo d'água; (b) efeito da <i>taxa de remoção</i> sobre as quantidades de MO e nutrientes nas cargas.	111
Figura 4.24 - Cenário inicial: <i>Lançamento de cargas pontuais sem tratamento e controle</i> . (a) diagrama da história dos valores na trajetória que passa pelos estados: [1]⇒[104]; (b) quantidades de MO e nutrientes nas cargas brutas.	112
Figura 4.25 - Cenário inicial: <i>Lançamento de cargas distribuídas</i> . (a) diagrama da história dos valores das quantidades no interior do corpo d'água; (b) exportação de cargas de matéria orgânica e nutrientes geradas pelas formas de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica.	113
Figura 5.1 - Localização da Área de Estudo.	119
Figura 5.2 - Bacia Hidrográfica do Rio Monteiro.	121
Figura 5.3 - Uso da terra em 1984 - bacia hidrográfica do rio Monteiro.	125
Figura 5.4 - Uso da terra em 2003 - bacia hidrográfica do rio Monteiro. Foram indicados pontos de coleta da CAESB.	127
Figura 5.5 - OD (mg/L) em leituras bimestrais, entre 2002 e 2004 nos pontos de coleta localizados nos córregos Fumal – FU01 e Brejinho – BJ01.	133
Figura 5.6 - Fósforo Total – PT (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (Fumal – Fu01 e Brejinho – BJ01).	134
Figura 5.7 - OD (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta.	135
Figura 5.8 - Fósforo Total (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta.	136
Figura 5.9 - OD (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (MD03 e BJ01).	137
Figura 5.10 - Fósforo Total (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (MD03 e BJ01).	138
Figura 5.11 - OD (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (MD01 e MD03).	139
Figura 5.12 - Fósforo Total (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (MD01 e MD03).	140
Figura 5.13 - Médias anuais de OD (mg/L) entre 1993 e 1998.	142

Figura 5.14 - Médias anuais de OD (mg/L) entre 1999 e 2004.	142
Figura 5.15 - Médias anuais de DBO (mg/L) entre 1993 e 1998.	144
Figura 5.16 - Médias anuais de DBO (mg/L) entre 1999 e 2004.	144
Figura 5.17 - Médias anuais de PT (mg/L) entre 1993 e 1998.	145
Figura 5.18 - Médias anuais de PT (mg/L) entre 1999 e 2004.	146
Figura 5.19 - Médias anuais de TKN (mg/L) entre 1993 e 1998.	147
Figura 5.20 - Médias anuais de TKN (mg/L) entre 1999 e 2004.	147
Figura 5.21 - Resultados da simulação com o cenário inicial 1. Valores iniciais das quantidades: <i>Conc_OD</i> <superior_ normal, ?>; <i>Concentração_MO</i> <pequeno, ?>; e <i>Concentração_Nutrientes</i> <pequeno, ?>.	149
Figura 5.22 - Resultados da simulação com o cenário inicial 2. Valores iniciais das quantidades: <i>Conc_OD</i> <superior_ normal, ?>; <i>Concentração_Nutrientes</i> (cargas) <pequeno, ?>; e <i>Concentração_Nutrientes</i> <pequeno, ?>.	150
Figura 5.23 - Resultados da simulação com o cenário inicial 3. Valores iniciais das quantidades: <i>Conc_OD</i> <inferior_ normal, ?>; <i>Concentração_Nutrientes</i> (cargas) <médio, ?>; e <i>Concentração_Nutrientes</i> <médio, ?>.	151
Figura 5.24 - Resultados da simulação com o cenário inicial 4. Valores iniciais das quantidades: <i>Conc_OD</i> <inferior_ normal, ?>; <i>Concentração_MO</i> (cargas) <médio, ?>; e <i>Concentração_Nutrientes</i> (cargas) <médio, ?>.	152
Figura 5.25 - Resultados da simulação com o cenário inicial 4. Valores iniciais das quantidades: <i>Concentração_MO</i> <médio, ?>; e <i>Concentração_Nutrientes</i> <médio, ?>.	153
Figura 6.1 - Sumário dos processos simulados nos modelos qualitativos implementados. Modificado de Whitehead <i>et al.</i> (1997); Brown & Barnwell (1987); Eatherall <i>et al.</i> (1998).	156
Figura 6.2 - Diagrama causal para o estado 3 do cenário 11(e).	158
Figura 6.3 - Resultados de uma simulação que descreve o processo de decomposição: consumo de MO e conseqüente depleção de OD.	159
Figura 6.4 - Processo de construção dos modelos qualitativos. Modelo ₁ : Fotossíntese. Modelo ₂ : Fotossíntese + Respiração. Modelo ₃ : Fotossíntese + Respiração + Re-aeração. Modelo ₄ : Fotossíntese + Respiração + Re-aeração + decomposição.	160
Figura 6.5 - Resultados do Modelo ₁ : (a) FM: <i>Produção fotossintética de OD por plantas aquáticas</i> ; (b) cenário1_a valor inicial de <i>Conc_OD</i> <normal, ?>; (c) cenário1_b valor inicial de <i>Conc_OD</i> <maximo, ?> ; (d) cenário1_c valor inicial de <i>Conc_OD</i> <zero ?>.	161
Figura 6.6 - Efeitos da introdução do conceito de <i>Taxa de Produção Líquida de OD</i> . (a) Resultados da simulação antes da introdução da premissa; (b) Resultado da simulação após o uso de premissa para selecionar o FM <i>Taxa de Produção</i> .	164

Figura 6.7 (a) Resultados da simulação do cenário de *Fotossíntese* no Modelo₁;
(b) Resultados da simulação do cenário de *Fotossíntese* no Modelo_{1,4};
(c) Resultados da simulação do cenário de *Fotossíntese* no Modelo₂. 166

Figura 6.8 - Simulação qualitativa. Modificado Bessa Machado & Bredeweg (2003). 169

RESUMO

Nesta pesquisa, o objetivo principal foi a construção de modelos baseados em Raciocínio Qualitativo, modelos qualitativos, capazes de prover cenários distintos para descrever alterações na qualidade da água em uma bacia hidrográfica. Os modelos qualitativos foram baseados em uma ontologia denominada Teoria Qualitativa dos Processos e representam a qualidade da água como sendo resultado de um complexo conjunto de fatores naturais e antrópicos que interagem continuamente. No processo construtivo, considerou-se que o raciocínio sobre mudanças na qualidade da água requer o conhecimento sobre a dinâmica do oxigênio. Essas mudanças ocorrem, principalmente, em resposta às atividades antrópicas na bacia hidrográfica. Para demonstrar o potencial da modelagem qualitativa, foi efetuado um estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Monteiro, localizada no Distrito Federal. Os resultados obtidos evidenciaram o potencial dos modelos qualitativos para dar suporte à geração de explicações e predições sobre o comportamento da qualidade da água. A construção de modelos qualitativos contribuiu para o aprendizado, porque permitiu ao modelador expressar suas concepções e exercitar formas de pensamento, de modo a aprofundar o conhecimento do sistema e de seu comportamento.

Palavras-chave: Raciocínio Qualitativo, modelos de qualidade da água, oxigênio dissolvido e bacia hidrográfica.

ABSTRACT

The main objective of this research was to build models based on Qualitative Reasoning, qualitative models, which can give different scenarios to describe the alterations in water quality in a catchment. Qualitative models were built on an ontology named Qualitative Process Theory and represent the water quality as result of a complex conjunct of factors natural and human action that interacts continually. It was considered that the reasoning about changes in water quality requires the knowledge about oxygen dynamics. These changes happen, mostly, as an answer to the human activity in the catchment. To demonstrate the potential of qualitative modeling a case studying was carried out in Monteiro river basin, in Distrito Federal. The obtained results evidenced the potential of qualitative models to generate explanation and to make predictions about water quality evaluation. The construction of qualitative models contributed to learning because it allowed the modeler to express its conceptions and exercise ways of thinking, in way to deep the system's knowledge and its behavior.

Key words: Qualitative Reasoning, water quality model, dissolved oxygen and river basin.

INTRODUÇÃO

Atualmente, a sociedade vem enfrentando severos problemas de escassez de água decorrentes, principalmente, da degradação da sua qualidade. O conhecimento da qualidade da água é essencial ao adequado gerenciamento dos recursos hídricos.

A idéia de que a qualidade da água é uma dimensão de caracterização a ser explicitada é relativamente recente. Nessa dimensão, a água cumpre função de informação, pois serve de indicador para o estágio de conservação ou de degradação de um corpo d'água (Lanna, 1999).

A construção de uma estratégia de avaliação da qualidade da água implica, necessariamente, estabelecer a relação existente entre a qualidade da água e a forma como as substâncias afluem aos corpos d'água. Essas substâncias originam-se na bacia hidrográfica e em geral, estão intrinsecamente ligadas às atividades antrópicas que nela ocorrem.

De acordo com Tundisi (1999), os principais componentes do gerenciamento dos recursos hídricos no século XXI são o reconhecimento da bacia hidrográfica como unidade funcional e o uso de modelos de simulação para a compreensão de processos e para o fortalecimento da capacidade preditiva dos pesquisadores. Assim, modelos de simulação apresentam-se como ferramentas técnicas a serem utilizadas para fornecer informação e explicação na avaliação da qualidade da água.

Portanto, o desafio é construir modelos adequados à avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas, que permitam elevar o nível de entendimento das relações de causa e efeito na qualidade desse ambiente e aplicar esses novos conhecimentos no planejamento, no gerenciamento e na tomada de decisão sobre questões relacionadas aos recursos hídricos.

O processo de modelagem é concebido como um dos primeiros passos na construção de ferramenta permanente de planejamento e gestão, no âmbito de uma bacia hidrográfica. É interessante que essa ferramenta tenha estrutura que permita aperfeiçoamentos progressivos, à medida que novas informações e conhecimentos sejam obtidos.

Nesse contexto, propõe-se a construção de modelos de simulação para qualidade da água, baseados em Raciocínio Qualitativo (RQ). Esta é uma área da Inteligência Artificial (IA) preocupada com a descrição de propriedades contínuas do mundo, usando um sistema discreto de símbolos, para dar suporte ao raciocínio automatizado, em programas de computador.

As abordagens em RQ têm fundamentação matemática e podem contribuir para entendimento, explicação e predição em modelos aplicados à gestão dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica.

Entre outras vantagens os modelos qualitativos: *i)* oferecem a possibilidade de criar um vocabulário que facilita a comunicação entre os pesquisadores e o público interessado na gestão da água, porque contêm representações explícitas das relações de dependência e do significado de cada elemento da estrutura do sistema; *ii)* permitem combinar modelos mais simples para aumentar a escala para problemas mais complexos; e *iii)* oferecem respostas cientificamente válidas, mesmo em condições de dados escassos e conhecimentos incompletos sobre determinados problemas (Forbus, 1984).

Objetivos

Nesse contexto, o objetivo principal desta pesquisa é construir modelos baseados em Raciocínio Qualitativo capazes de prover cenários distintos para a avaliação da qualidade da água em uma bacia hidrográfica. Esses modelos representam a qualidade da água como sendo o resultado de um complexo conjunto de fatores naturais e antrópicos que interagem continuamente. Na abordagem adotada, destacou-se o papel da dinâmica do oxigênio no raciocínio sobre as mudanças na qualidade da água.

Os objetivos específicos do trabalho são:

- (i) Modelar processos, na lâmina d'água e na superfície do terreno, que interferem na qualidade da água em uma bacia hidrográfica;
- (ii) Implementar modelos qualitativos em ambiente de simulação com interface gráfica; e
- (iii) Validar os modelos qualitativos propostos com dados de qualidade da água obtidos para a bacia hidrográfica do rio Monteiro, localizada no Distrito Federal.

Estrutura da Tese

Esta tese está organizada em capítulos que descrevem os elementos considerados relevantes para a modelagem da qualidade da água em uma bacia hidrográfica, em termos da dinâmica do oxigênio dissolvido, a partir de uma abordagem de Raciocínio Qualitativo. Os capítulos foram organizados de forma a facilitar a publicação de artigos. Nesse sentido, poderão ser observadas algumas repetições ao longo do texto.

No Capítulo 1, são abordados aspectos da qualidade da água em bacias hidrográficas. São consideradas as questões emergentes do novo gerenciamento dos recursos hídricos e o reconhecimento da bacia hidrográfica como unidade funcional. Nesse capítulo, são apresentados aspectos qualitativos da água, com ênfase no oxigênio dissolvido, assim como os principais elementos do instrumento brasileiro responsável pela definição, quantificação e aplicação de padrões de qualidade da água. Faz-se, ainda, uma discussão sobre as relações que se estabelecem entre o uso da terra e a qualidade da água.

O capítulo seguinte apresenta uma breve revisão sobre os modelos para qualidade da água, compreendendo histórico e classificação. São feitas considerações acerca dos modelos matemáticos para a simulação da qualidade da água e suas principais aplicações. O capítulo aborda, também, as potencialidades e limitações dos modelos matemáticos de simulação.

O Capítulo 3 introduz conceitos relevantes do Raciocínio Qualitativo, abordando ontologias, com ênfase na Teoria Qualitativa dos Processos. São apresentados os conceitos que constituem a base desta ontologia. Descreve-se o processo de construção de modelos qualitativos e a realização de simulações. São apresentadas as principais ferramentas de simulação qualitativa e as diversas

aplicações dos modelos baseados no Raciocínio Qualitativo. Finalmente, são abordados os desafios e as potencialidades do uso dos modelos qualitativos.

No quarto Capítulo, são apresentados os modelos qualitativos desenvolvidos para a avaliação da qualidade da água, em termos da dinâmica do oxigênio dissolvido. O capítulo descreve o processo de modelagem de forma detalhada, compreendendo os seguintes elementos: a estrutura adotada nos modelos qualitativos, os aspectos conceituais da dinâmica do oxigênio dissolvido modelados no sistema, a aplicabilidade do RQ para representar essa dinâmica, a descrição dos modelos qualitativos propostos e os resultados das simulações.

O Capítulo 5 apresenta um estudo de caso realizado na bacia hidrográfica do rio Monteiro, localizada no Distrito Federal, com o objetivo de verificar o potencial dos modelos desenvolvidos. Esse estudo foi empreendido com base na caracterização geral da bacia hidrográfica, no levantamento e aquisição de dados de qualidade da água e na identificação do uso e ocupação da terra e das fontes de poluição pontuais e difusas. Foi efetuado um procedimento de validação pela comparação dos dados de qualidade da água, tratados estatisticamente, com os resultados das simulações qualitativas.

No Capítulo 6, apresenta-se a experiência adquirida pelo pesquisador ao modelar, levando-se em conta a utilização do Raciocínio Qualitativo como ferramenta de aprendizado. Aborda-se a construção dos modelos qualitativos como um processo iterativo e incremental, no qual o modelador lida com ambigüidades e aprende pelo erro. É levado em conta, também, o potencial heurístico da modelagem qualitativa.

Ao final, demonstra-se que os modelos qualitativos mostraram-se eficientes para lidar com a complexidade das questões relacionadas à qualidade da água e suas relações com o uso e ocupação da terra em uma bacia hidrográfica, a despeito das limitações verificadas. São feitas, ainda, considerações que apontam para a necessidade de complementar os modelos qualitativos desenvolvidos, introduzindo-se novas abordagens e favorecendo a integração desses com modelos de cargas geradas na superfície do terreno.

1. QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

1.1 Introdução

A água é um recurso peculiar entre os recursos naturais, desempenhando diferentes funções. É vista tanto como produto de consumo direto, como matéria-prima e como constituinte dos ecossistemas (Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2003). Se, por um lado, a água é um bem dotado de valor econômico, por outro lado é essencial à vida.

Os problemas de escassez de água que ameaçam a sobrevivência das populações e do ambiente favorável à vida na Terra são engendrados pelo crescimento desordenado das demandas e, sobretudo, pelos processos de degradação da sua qualidade (Rebouças, 1999). A crescente demanda desse recurso, tanto em qualidade quanto em quantidade, tem direcionado a necessidade de sua alocação entre diferentes usos, envolvendo sérias disputas de interesses e confrontos de pontos de vista políticos e sociais. Gastaldini & Mendonça (2001) argumentam que atender a essa demanda constitui um dos maiores desafios da atualidade, devido à escassez crescente e ao comprometimento da qualidade da água.

Uma outra categoria de demanda refere-se à proteção das águas, que satisfaz a uma categoria mais complexa de necessidades da sociedade moderna, relacionada com a sua vinculação com o ambiente natural (Lanna, 1997). O autor considera que essa categoria preconiza a preservação do meio hídrico, significando sua manutenção no estado corrente, ou a recuperação que implica na melhora da qualidade corrente, quando alguma alteração já poderá ter ocorrido em relação ao estado natural. Ainda, segundo Lanna, no passado, as pequenas necessidades hídricas podiam ser atendidas pelas disponibilidades naturais sem maiores investimentos, que aqueles necessários à captação de água ou disposição de efluentes. A sociedade moderna ampliou consideravelmente a diversidade de usos das águas. O quadro tornou-se complexo com o aparecimento de demandas conflitantes.

As necessidades de alocação da água entre os diferentes usos criam os problemas denominados conflitos de uso, com o favorecimento, segundo Saito (2001), de alguns setores, em detrimento dos interesses dos demais. Lanna (1997) classifica esses conflitos em: conflitos de destinação de uso, conflitos de disponibilidade qualitativa e conflitos de disponibilidade quantitativa.

A multiplicidade dos usos dos recursos hídricos define, portanto, um cenário que reflete o aumento da demanda, ao mesmo tempo em que crescem e acirram-se os conflitos e as disputas e os sistemas de recursos hídricos tendem a se tornar maiores e mais complexos.

Se o aumento da demanda é preocupante, a deterioração da qualidade da água como consequência das atividades humanas, tem se tornado nas últimas décadas um dos maiores problemas ambientais. Entre os ecossistemas, os aquáticos são os que acabam de uma ou outra forma servindo como receptáculos temporários ou finais de grande variedade e quantidade de poluentes. Os corpos d'água sempre foram considerados a melhor forma de enviar os resíduos das atividades humanas para longe do local onde foram gerados, confirmando a chamada “tirania do olhar”, segundo a qual a humanidade continuamente afasta do alcance do olhar o que considera indesejável e sujo, e o simples afastamento do olhar restaura uma impressão de limpeza do ambiente, proporcionando um senso de suposta ordem e tranqüilidade (Flickinger, 1994).

O Brasil concentra aproximadamente 13,7% das reservas hídricas do planeta (MMA, 2003). Essa situação gerou uma sensação de abundância que retarda a tomada de consciência sobre a escassez do recurso e a consequente necessidade de gerir as suas águas. A poluição dos rios e a escassez relativa em algumas regiões do país tornaram os recursos insuficientes – em quantidade e qualidade – para atender às demandas, alertando a urgência de uma gestão sustentável do mesmo, que garanta tanto a quantidade como a qualidade do recurso para o consumo humano e do setor produtivo em geral (ANA, 2002a).

O Brasil apresenta 80% da população em áreas urbanas (Tucci *et al.*, 2000). Devido a essa grande concentração urbana, o que se tem visto é: degradação de mananciais e contaminação dos rios por esgotos. A maioria dos rios que atravessam

as grandes cidades brasileiras está deteriorada (Tucci *et al.*, 2001). As precárias condições que muitas vezes se observam nos rios são frequentemente o resultado final de problemas que já estão ocorrendo ao longo de toda a bacia hidrográfica. As intervenções que atuam apenas no elo final dessa cadeia de causa-efeito normalmente falham. O gerenciamento integrado dos recursos hídricos constitui-se em um desafio para a sociedade brasileira (Tucci *et al.*, 2000).

Esse quadro exige a identificação dos instrumentos de gestão disponíveis, inclusive arcabouço legal, dos mecanismos que determinam a qualidade das águas em bacias hidrográficas e dos elementos causadores dos processos de degradação da qualidade da água.

Neste capítulo, é apresentada uma revisão desses elementos destinada a discutir os principais aspectos do gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e os conceitos relevantes para a definição da bacia hidrográfica como unidade funcional. São, também, apresentados os princípios norteadores da avaliação da qualidade da água e as implicações do uso da terra sobre a qualidade da água em bacias hidrográficas.

1.2 Gerenciamento de Recursos Hídricos

O gerenciamento de recursos hídricos é uma tarefa difícil e, por característica, um campo de ação interdisciplinar devido à reconhecida complexidade dos ecossistemas aquáticos. Qualquer progresso nesse campo depende do conhecimento dos princípios de funcionamento desses sistemas, e o gerenciamento sustentável só será possível com a gestão integrada (Souza & Tundisi, 2000).

No Brasil, apesar dos avanços na área ambiental, apenas em 1981, com a instituição da Política Nacional de Meio Ambiente e a Criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente, o país passou a contar com um arcabouço legal e com o ordenamento institucional necessário ao tratamento das questões ambientais (MMA, 2003).

No início da década de 80, os setores técnicos do governo, em grande parte localizados no Ministério de Minas e Energia - MME, contribuíram para que, dentre as diretrizes estabelecidas no III Plano Nacional de Desenvolvimento para os

exercícios de 1980 a 1985, fosse incluída a decisão de que o Governo deveria patrocinar o estabelecimento de uma Política Nacional de Recursos Hídricos (ANA 2002b).

Um avanço importante foi à edição, em 18 de junho de 1986, da Resolução¹ nº. 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, estabelecendo os padrões de qualidade da água dos corpos hídricos brasileiros. As águas são divididas e caracterizadas por nove classes de qualidade. Para cada classe, são definidos limites e condições de qualidade a serem respeitados de modo a assegurar seus usos preponderantes. Quanto mais nobre for o uso, mais restritivos são limites e condições de qualidade.

A gestão integrada dos recursos hídricos no Brasil, embora tardia, trouxe consigo um novo marco legal a Lei nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997, Lei das Águas, e um novo paradigma, a gestão por bacia hidrográfica de forma compartilhada, integrada, participativa e descentralizada (ANA, 2002a).

A Lei 9433/97 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH e, atendendo ao preceito constitucional, criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH (MMA, 2004). A PNRH objetiva assegurar, à atual e às futuras gerações, a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, 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 (MMA, 2003).

Essa Política organiza sistematicamente a área de recursos hídricos no âmbito nacional e consolida os conceitos de gestão integrada e de visão sistêmica da água. Entre suas diretrizes estão a articulação do planejamento dos recursos hídricos com os planejamentos local, estadual e nacional, e, ainda, a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental (MMA, 2003).

Os princípios orientadores da Política Nacional de Recursos Hídricos são:

¹ Esta Resolução foi recentemente substituída pela Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005.

- Adotar a bacia hidrográfica como unidade de gestão;
- Realizar gestão integrada, descentralizada e participativa;
- Garantir o uso múltiplo da água;
- Reconhecer o valor econômico da água;
- Garantir a prioridade para o abastecimento humano, em caso de escassez.

A referida lei define seis instrumentos da política: planos de recursos hídricos; enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo seus usos preponderantes; outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; cobrança pelo uso de recursos hídricos; e o sistema nacional de informações sobre recursos hídricos (MMA, 2003).

A dimensão continental do país, a diversidade ecológica, cultural e econômica, bem como a sua organização federativa, impõem grandes desafios à implementação da gestão compartilhada entre diferentes níveis do poder público, usuários e sociedade civil organizada (ANA, 2002a). A operacionalização desse novo modelo de gestão exige: *i*) o exercício das atribuições e responsabilidades da sociedade civil organizada e dos usuários, na prática da gestão da bacia e dos recursos hídricos; *ii*) o exercício das atribuições e responsabilidades do poder público na gestão compartilhada; *iii*) a criação de arranjos institucionais participativos, flexíveis e adaptáveis às diferentes realidades regionais – os Comitês de Bacia Hidrográfica.

A participação, conforme preconizada na Lei 9.433/97, exige a busca de novos espaços políticos, a produção de novas práticas sociais, a expressão de novas formas de conduta e a introdução de novos paradigmas no conhecimento e nas práticas sociais (Setti *et al.*, 2001). A participação individual e, principalmente, coletiva, no gerenciamento dos recursos hídricos é a etapa inicial para que a sociedade passe a integrar o processo decisório, com vistas à adequada utilização desses recursos na atualidade e com a preocupação, quanto à existência, de disponibilidade hídrica, com boa qualidade, para as gerações futuras (Santos I., 2004).

Nessa dimensão, a água cumpre função de informação, pois serve de indicador para o estágio de conservação ou de degradação de uma bacia (Lanna, 1999). Esse conhecimento é de fundamental importância para o processo de

conscientização dos grupos sociais que da água se utilizam, pois sua qualidade afeta a saúde e o bem-estar das populações. Não basta que uma população disponha de água em quantidade, é necessário que essa água se caracterize por um determinado padrão mínimo de qualidade. A disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequadas para os diversos usos atua como fator determinante no processo de desenvolvimento de uma comunidade.

Somente a informação, com a devida reflexão sobre a mesma, oferece condições para a formação de opiniões (Setti *et al.*, 2001). A única maneira de se tomar consciência sobre a questão dos recursos hídricos, além da busca de informação, é a indagação sobre a verdadeira dimensão de sua influência na vida pessoal e da comunidade em que se vive. Para isso, é preciso buscar o que Friedman (1992) chama de *empowerment*² dos diversos segmentos sociais envolvidos, por meio de educação ambiental dialógico-problematizadora inspirada em Freire (1988), defendida por Saito (2002) e Berlinck (2003). A consequência certamente será o fortalecimento das instituições e o debate mais amplo sobre modelos de desenvolvimento em bacias hidrográficas e gestão de recursos hídricos (Salles, 2001).

1.3 A Bacia Hidrográfica como unidade funcional

Conforme Horne & Goldman (1994), os sistemas lóticos não devem ser considerados isoladamente. Os canais dos rios e a bacia de drenagem exibem um número de relações regulares com relação à descarga, mudanças longitudinais, mudanças morfológicas e tamanho dos tributários na rede de drenagem (Allan, 1995). Souza & Tundisi (2000) afirmam que o estudo de bacias hidrográficas é, sem dúvida, uma importante abordagem que se constitui em ferramenta poderosa para a avaliação e a compreensão dos processos que ocorrem em todos os ecossistemas aquáticos.

O conceito estabelecido por Botelho (1999) considera bacia hidrográfica ou bacia de drenagem como a área da superfície terrestre drenada por um rio principal e seus tributários, limitada pelos divisores de água. É, portanto, uma célula natural

² Friedman (1992) denomina “*empowerment*” o fortalecimento organizacional das representações comunitárias.

que pode, a partir do seu ponto de saída, ser delimitada sobre uma base cartográfica que contenha cotas altimétricas. Representa a área total drenada por um número de tributários que alimenta o canal principal ou conjunto de canais.

Cada sistema aquático em sua bacia hidrográfica é único, ressalta Margalef (1983). O estudo dos rios pode apresentar, na análise do estado ecológico de suas águas, “fotografias” atualizadas dos processos ecológicos que ocorrem na bacia, inclusive aqueles devidos às atividades humanas de ocupação do solo e utilização da água.

Diversas teorias ecológicas têm sido diretamente relacionadas à dinâmica, estrutura e função dos sistemas aquáticos de água doce, fornecendo fundamentação teórica para análise e estudo de bacias hidrográficas. Entre elas, pode-se destacar: o conceito do contínuo fluvial, de Vannote *et al.*, (1980), e o conceito da dinâmica de manchas (Townsend, 1989).

O conceito do contínuo fluvial postula que os sistemas lóticos, particularmente os riachos de regiões temperadas, representam um gradiente de variáveis ecológicas, da nascente até a foz e ao longo do rio, no qual mudam a largura, o volume de água, a profundidade, a temperatura, a quantidade e o tipo de material suspenso transportado. Em função do gradiente de características físicas e químicas, ocorre também uma sucessão de comunidades.

Esse conceito descreve mudanças nas características estruturais e funcionais de comunidades aquáticas ao longo dos canais de rios, assim como na distribuição de matéria orgânica desde a nascente até a foz. Os trechos de nascente são ambientes heterotróficos e a produção é menor do que a respiração ($P < R$). Nos trechos intermediários tem-se um sistema autotrófico, produção maior do que a respiração ($P > R$). Em trechos inferiores, ou próximos à foz, o fluxo lento e a turbidez limitariam a produtividade primária, resultando em produção menor do que respiração ($P < R$). A biodiversidade dos organismos aquáticos é menor nas nascentes e nos trechos inferiores, enquanto que nos trechos intermediários a diversidade é mais elevada.

O conceito de dinâmica de manchas descreve cada ambiente lótico como um conjunto de manchas dinâmicas, ordenadas hierarquicamente, desde a nascente até a foz. Esse conjunto é composto de segmentos ou trechos de rios semelhantes a um mosaico de habitats e de gradientes ambientais, decorrentes da variabilidade hidrológica natural e do fluxo, principalmente longitudinal, que move e molda sedimentos, em ciclos de erosão e deposição, formando uma variedade de feições.

A perspectiva da dinâmica de manchas pode ser usada como uma ferramenta para compreender atributos fundamentais dos ecossistemas lóticos, tais como heterogeneidade, hierarquia e processos de retroalimentação.

Rocha *et al.* (2000) afirmam que o uso da bacia hidrográfica como unidade de planejamento nas investigações e no gerenciamento dos recursos hídricos originou-se da percepção de que os ecossistemas aquáticos são essencialmente abertos, trocam energia e matéria entre si e, como os ecossistemas terrestres adjacentes, sofrem alterações de diferentes tipos em virtude dos usos da terra e das atividades antropogênicas neles desenvolvidas. Os autores consideram que a bacia hidrográfica corresponde a um sistema biofísico e socioeconômico integrado e independente. Pode ser abordada como unidade morfo-fisiográfica. Uma característica importante é o fato de ser unidade funcional, com processos e interações ecológicas passíveis de serem estruturalmente caracterizados, quantificados e modelados.

Sendo assim, muitos pesquisadores chamam a atenção para a bacia hidrográfica como unidade natural de análise da superfície terrestre, na qual é possível reconhecer e estudar as inter-relações existentes entre os diversos elementos da paisagem e os processos que atuam na sua esculturação.

Na gestão de recursos hídricos, segundo Saito (2001), a bacia hidrográfica é reconhecida como a unidade mais adequada para estudo e gestão, por integrar a maior parte das relações de causa-efeito a serem consideradas na gestão dos recursos hídricos, incluídas aquelas que dizem respeito a problemas relacionados às atividades antrópicas.

A gestão de bacias hidrográficas no Brasil pode ser considerada uma experiência relativamente recente. Nossas primeiras tentativas de gestão tendo como base a bacia hidrográfica ocorreram na década de 70 (ANA, 2002a).

Na ferramenta legal para o gerenciamento dos recursos hídricos, Lei 9.433/97, a bacia hidrográfica é estabelecida como unidade territorial na qual dá a aplicação do quadro normativo. Assim, com a evolução do quadro legal e institucional da gestão de recursos hídricos no Brasil, sobretudo com o atual processo de regulamentação da lei, o gerenciamento de recursos hídricos por bacia hidrográfica tende a se intensificar.

Saito (2001) considera, ainda, que a gestão dos recursos hídricos, tal como concebida nesse instrumento legal, está ancorada em um modelo de gestão participativa que se apóia no diagnóstico das disponibilidades e demandas dos recursos hídricos e no planejamento de seu uso.

A bacia hidrográfica como unidade de gestão compartilhada, em contraposição com a divisão administrativa do país, em estados e regiões administrativas, requer, necessariamente, compatibilizar conflitos de interesse entre os diferentes usuários. Faz-se necessário, portanto, a criação de ambientes institucionais adequados à resolução de conflitos, à negociação e à superação de eventuais lacunas existentes nos arcabouços legais. Esses ambientes podem ser os Comitês de Bacia Hidrográfica, Comissões Municipais de Usuários da Água e outras de ação similar, quais sejam instâncias de decisão com caráter participativo, em que os diversos interesses serão compatibilizados à luz das disponibilidades da bacia hidrográfica, visando a sustentabilidade dos recursos hídricos.

De acordo com a Lei 9433/97, os Comitês de Bacia Hidrográfica são compostos por representantes do poder público Federal, Estadual e Municipal, representantes da sociedade civil e representante dos usuários. Esses comitês são formados pelo conjunto de múltiplos fatores: *i)* a convergência de objetivos; *ii)* o entendimento das questões envolvidas por todos os atores; *iii)* a criação de laços de confiança através de um processo de gestão ético, transparente e democrático, que conduza à equidade na tomada de decisões; *iv)* a construção de um sentido de

identidade social da bacia, um sentido de comunidade e de co-dependência (ANA, 2002a).

Trata-se de um conjunto de instituições de governo, submetidas ao controle da sociedade – e, para tanto, articuladas a instituições sociais – legalmente protegidas do poder discricionário dos governantes, confere maturidade às políticas públicas e capacidade de resolução de problemas, a partir de uma burocracia profissionalizada, regulada por normas democráticas e organicamente vinculada a uma agenda objetiva, submetida a “coletivos, conselhos, comitês” com poder decisório e autonomia perante cada poder (ANA, 2002a).

Em termos da implementação dos Comitês de Bacia Hidrográfica, são necessárias formas de interação entre Comitês de bacia de rios principais com os respectivos Comitês de bacia de seus tributários, principalmente quando se tem domínialidades diferenciadas. Em 2003, havia cerca de 40 comitês no país e atualmente, de acordo com o MMA (2003) são mais de 100.

De acordo com a Resolução nº. 5, de 10 de abril de 2000, do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), a área de atuação de cada Comitê será estabelecida no decreto de sua instituição, de conformidade com a Divisão Hidrográfica Nacional (Resolução nº. 32, de 15 de outubro de 2003 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos).

As premissas que nortearam a Divisão Hidrográfica Nacional foram: identificação dos grandes rios que deságuam no mar ou em território estrangeiro; considerações sobre as diferenças regionais e suas particularidades, como, por exemplo, o bioma do Pantanal e o desenvolvimento socioeconômico nas regiões Sul e Sudeste, que motivaram a desagregação dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai (MMA, 2003).

A proposta de Divisão Hidrográfica Nacional considera 12 (doze) grandes regiões hidrográficas, mostradas na figura 1.1.



Figura 1.1 - Divisão Hidrográfica Nacional (Resolução CNRH 32/03).

1.4 Qualidade da Água

O conhecimento da qualidade da água é essencial ao gerenciamento dos recursos hídricos (Peláez-Rodríguez *et al.*, 2000). A idéia de que a qualidade da água é uma dimensão de caracterização a ser explicitada é relativamente recente (Porto, 1991). Tanto quanto a quantidade, a qualidade deve ser objeto de consideração e de adequação das disponibilidades com as demandas. Não basta a água estar disponível na quantidade certa: a qualidade também importa (Lanna, 1997). Os aspectos qualitativos da água estão se tornando tão importantes quanto os problemas tradicionais de escassez quantitativa, natural ou decorrente do acentuado crescimento de demandas locais (Rebouças, 1999).

As águas apresentam características de qualidade muito variadas, que lhes são conferidas pelos ambientes de origem, por onde circulam, percolam ou são armazenadas (Rebouças, 1999). A qualidade da água pode sofrer alterações considerando-se o seu trajeto, superficial ou subterrâneo e pode variar também sazonalmente (estações seca e chuvosa). As suas características são conseqüências do clima, da geologia e da pedologia que formam sua bacia de drenagem, do declive, da cobertura vegetal e principalmente dos diversos tipos de ações antrópicas. A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem.

A interferência do homem quer de forma concentrada, como na geração de esgotos domésticos, quer de forma difusa, como nas atividades agrícolas, contribui com a introdução de substâncias que alteram as características naturais do ambiente aquático (Branco, 1991; Von Sperling, 1996a). Esse conjunto de ações somadas a outras interferências, diretas e indiretas, denomina-se poluição das águas. Essa definição está intimamente associada à noção de uso da água, assim como à própria definição de qualidade da água. O estudo da qualidade da água é, portanto, fundamental para que se compreendam as relações de causa e efeito de uma determinada atividade poluidora em um corpo d'água de determinada bacia hidrográfica.

Os efeitos resultantes da introdução de poluentes no meio aquático dependem da natureza do poluente introduzido, do caminho percorrido e do uso que se faz do corpo d'água (Braga *et al.*, 2002). Os poluentes podem ser introduzidos no meio aquático de forma pontual ou difusa. As cargas pontuais são introduzidas por lançamentos localizados, como os que ocorrem no despejo de esgotos sanitários ou de efluentes industriais. Cargas pontuais são mais facilmente identificadas, o que torna seu controle mais eficiente e mais rápido. As cargas difusas são assim denominadas por não terem lançamento localizado. Os poluentes adentram o corpo d'água e são distribuídos ao longo de parte de sua extensão

A qualidade da água pode ser representada por meio de parâmetros que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas (Von Sperling, 1996a).

Os parâmetros físicos de qualidade da água são aqueles que afetam os sentidos humanos e envolvem aspectos de ordem estética e psicológica. Normalmente são perceptíveis pelo ser humano independentemente de um exame qualitativo. Alguns exemplos de parâmetros físicos são odor, sabor, temperatura e cor.

Os parâmetros químicos correspondem à presença em solução de substâncias químicas dissolvidas, geralmente avaliáveis por meios analíticos. Como a água tem a capacidade de dissolver um grande número de substâncias, torna-se grande também o número dos parâmetros químicos presentes na água. Na prática, o que se faz é uma seleção daqueles que têm importância para o uso a que a água se destina, ou ainda em função dos contaminantes que são lançados nos corpos d'água, ou das atividades de uso e ocupação da terra em uma bacia hidrográfica.

Os parâmetros biológicos são relativos à “parte viva”, ou seja, bactérias, vírus, protozoários, algas, crustáceos, etc. Esses parâmetros são avaliados por meio de exames microbiológicos e hidrobiológicos. Nos exames microbiológicos são detectados, de forma direta ou indireta, os microorganismos responsáveis pelas doenças de veiculação hídrica, ao passo que exames hidrobiológicos incluem a identificação das espécies de organismos presentes e a estimativa do seu número.

Em função de sua importância, o oxigênio é amplamente reconhecido como o mais importante parâmetro de qualidade da água e freqüentemente é utilizado no gerenciamento dos recursos hídricos para a determinação dos impactos do lançamento de efluentes (Tchobanoglous & Schoroeder, 1985). Neste trabalho o oxigênio dissolvido foi escolhido como principal parâmetro na avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas.

A presença de oxigênio dissolvido (OD) é de fundamental importância na manutenção da vida aquática e da qualidade estética³ da água. A quantidade de oxigênio dissolvido presente na água depende da temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética de plantas aquáticas e da pressão atmosférica. Em água doce, a concentração de saturação do oxigênio varia de 15 mg/L a 0°C a 8 mg/L a 25°C e pressão de 1 atm. Oxigênio dissolvido pode ser expresso também em porcentagem do teor de saturação. O OD varia sazonalmente e dentro de um período de 24 horas, de acordo com a temperatura e a atividade biológica (fotossíntese e respiração). As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. As perdas são devidas à respiração de organismos aquáticos, à decomposição e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês (Esteves, 1998).

Os parâmetros de qualidade da água caracterizam as condições da água para diferentes usos e para sua preservação ambiental (Tucci, 1998). Os cursos d'água têm seus usos definidos pela legislação, com base em padrões de qualidade da água, qual sejam critérios numéricos ou qualitativos que estabelecem limites para os parâmetros de qualidade da água (Gastaldini & Mendonça, 2001).

O instrumento brasileiro responsável para definição, quantificação e aplicação de padrões de qualidade da água é a Resolução CONAMA 357/2005. Na próxima seção serão apresentados detalhes dessa Resolução.

1.5 Resolução CONAMA 357/2005

A Resolução CONAMA nº. 357/2005 é, atualmente, o principal instrumento legal referente à qualidade das águas de corpos receptores e de lançamento de efluentes líquidos, tendo substituído a Resolução CONAMA nº. 020/86. Essa Resolução dividiu as águas do território nacional em águas doces, salobras e salinas, classificadas segundo seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade.

³ Quando o oxigênio dissolvido está ausente, alguns tipos de organismos anaeróbicos podem sobreviver no corpo d'água liberando substâncias que conferem odor, sabor e aspectos indesejáveis à água (Braga *et al.*, 2002).

As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que esse não prejudique a qualidade da água. As classes de água, de acordo a Resolução, estão assim divididas:

- **Águas doces:** compreendem a classe especial e quatro classes numeradas de 1 a 4;
- **Águas salinas:** compreendem a classe especial e três classes numeradas de 1 a 3;
- **Águas salobras:** compreendem a classe especial e três classes numeradas de 1 a 3.

Para as águas doces, a classe especial pressupõe usos mais nobres e as classes 3 e 4, os menos nobres. A cada uma dessas classes corresponde determinado grau de qualidade a ser mantido no corpo d'água. O grau de qualidade é expresso na forma de padrões cujo principal objetivo é a preservação da qualidade no corpo d'água.

Os padrões de qualidade das águas estabelecidos na Resolução 357/2005 constituem-se em limites individuais para cada substância em cada classe. Para efeito dessa Resolução, são adotadas as seguintes definições:

- **Carga poluidora:** quantidade de determinado poluente transportado ou lançado em um corpo d'água receptor, expressa em unidade de massa por tempo;
- **Classe de qualidade:** conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros;
- **Classificação:** qualificação das águas doces, salobras e salinas em função dos usos preponderantes (sistemas de classes de qualidade) atuais e futuros;
- **Condição de qualidade:** qualidade apresentada por um segmento de corpo d'água, em um determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente às classes de qualidade;
- **Condições de lançamento:** condições e padrões de emissão adotados para o controle de lançamento de efluentes no corpo receptor;
- **Controle de qualidade da água:** conjunto de medidas operacionais que visa avaliar a melhora ou a conservação da qualidade estabelecida para o corpo receptor;
- **Corpo receptor:** corpo hídrico superficial que recebe o lançamento de um efluente;

- **Efetivação do enquadramento:** alcance da meta final do enquadramento;
- **Enquadramento:** estabelecimento de 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;
- **Metas:** é o desdobramento do objeto em realizações físicas e atividades de gestão, de acordo com unidades de medida e cronograma preestabelecidos, em caráter obrigatório;
- **Monitoramento:** medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água;
- **Padrão:** valor limite adotado como requisito normativo de um parâmetro de qualidade de água ou efluente;
- **Parâmetro de qualidade da água:** substância ou outro indicador representativo da qualidade da água;
- **Tributário (ou curso de água afluente):** corpo de água que flui para um rio maior ou para um lago ou reservatório.

A Resolução 357/2005 representou um considerável avanço em relação à Resolução anterior (020/86). Diversos autores, entre eles, Lanna (2000) e Von Sperling (1996b) destacaram a necessidade de aperfeiçoamento CONAMA 020/86, principalmente pelo fato dessa norma ter sido elaborada a partir de similares de países que já as tinham aprovado, geralmente situados em climas temperados.

Alguns equívocos apontados por esses autores, como, por exemplo, o excesso de rigor no estabelecimento dos teores limites de fósforo total, em 0,025 mg/L nas classes de águas doces de 1 a 3, foi solucionado pela definição de limites máximos que variam desde 0,020 mg/L para ambientes lênticos na classe 1 até 0,15 mg/L em ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários, na classe 3. Os limites menos restritivos, considerando uma ampla variedade de situações, são mais adequados aos climas tropicais.

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos, no uso das competências previstas no Decreto nº. 2.612/1998, tendo em vista o disposto na Lei nº. 9.433/1997 e na Resolução CONAMA 020/86, aprovou a Resolução CNRH nº. 12/2000, na qual fica estabelecido que os procedimentos para o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes deverão ser desenvolvidos em

conformidade com o Plano de Recursos Hídricos da bacia e os Planos de Recursos Hídricos.

De acordo com o art. 42 da Resolução 357/2005, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2, exceto se as condições atuais de qualidade forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente. Até 2003, foram definidos apenas os enquadramentos em três rios de domínio da União: Parapanema, Paraíba do Sul e São Francisco (MMA, 2003).

O enquadramento dos cursos d'água em objetivos de qualidade visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes (Von Sperling, 1998).

O enquadramento dos corpos d'água deve considerar não necessariamente seu estado atual, mas os níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade e garantir os usos concebidos para os recursos hídricos (Von Sperling, 1998).

1.6 Uso da Terra e Qualidade da Água

Como mencionado acima as características de qualidade da água derivam dos ambientes naturais e antrópicos onde se originam, circulam, percolam ou ficam estocadas (Rebouças, 1999).

Diferentes usos da terra provocam alterações nas relações entre os parâmetros de qualidade da água pelo lançamento de cargas oriundas de fontes pontuais e poluição difusa (Toledo & Nicolella, 2002; Gilvear *et al.*, 2002). A identificação das cargas poluidoras de cada categoria de uso da terra na qualidade da água é uma das etapas iniciais para o melhor manejo da água em bacias hidrográficas (Freitas, 2000) e é requerida para avaliação de condições de rios, denominada “saúde de rios”, por Ometo *et al.* (2000).

Esse tipo de investigação serve para definir áreas prioritárias para preservação e recuperação da qualidade da água nos rios e córregos tributários da

bacia hidrográfica, de modo a se avançar para usos mais eficazes e eficientes da água.

A avaliação da condição da qualidade da água, em uma bacia hidrográfica, pode explicitar relações entre uso da terra e a qualidade das águas. Dessa forma, a avaliação pode subsidiar a tomada de decisões com o conhecimento possível das implicações de cada alternativa sobre o sistema hídrico, oferecendo respostas à análise da relação entre a expansão das atividades humanas, caracterizadas pela alteração do uso da terra, e o impacto decorrente nos cursos d'água.

Os estudos de avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas também servem à predição da qualidade futura dos corpos d'água, sob diversas hipóteses de ocupação da bacia e de implantação de sistemas de proteção e ações de controle.

1.7 Considerações Finais

O gerenciamento da complexidade dos diversos fatores que afetam a qualidade da água em bacias hidrográficas apresenta grandes desafios científicos. Pesquisadores têm usado grande variedade de ferramentas analíticas, escalas e perspectivas para examinar processos em bacias hidrográficas. Embora diversos estudos tenham sido desenvolvidos, ainda permanecem muitas questões a serem respondidas. Essas incertezas permanecem porque cada bacia hidrográfica tem uma combinação única de características que influenciam a qualidade da água e tornam necessários, tempo e recursos para as investigações na escala das bacias.

Lanna (1997) ressalta que a essência do problema é saber como tomar decisões acertadas a respeito de um campo que se caracteriza por complexidade, incertezas de diversas naturezas, existência de conflitos, necessidade de planejamento, repercussões econômicas, sociais e ambientais e participação de grupos heterogêneos no processo decisório. Há de se considerar também que as escalas espacial e temporal de decisão e o gerenciamento por bacias aprofundarão cada vez mais a necessidade de instrumentos para agilizar a tomada de decisão no contexto de uma gestão mais democrática e participativa (Saito *et al.*, 2002).

A experiência já vivenciada, relatada por Salles (2001), demonstra que a participação de novos grupos sociais no processo decisório, mais especificamente nos Comitês de Bacia, demanda informações e conhecimento sobre os mecanismos que influenciam a qualidade da água na bacia hidrográfica. Sem esses elementos, a participação integral desses atores sociais fica comprometida. Na maioria dos casos, há uma assimetria de informação, e, como consequência, assimetria de participação, o que exige o desenvolvimento de ferramentas explicativas e preditivas aptas a engajar a sociedade na gestão integrada dos recursos hídricos.

A grande maioria das ferramentas analíticas que vêm sendo utilizadas, modelos matemáticos de simulação da qualidade da água, sistemas de informação geográfica e modelos estatísticos, têm sua efetividade associada à qualidade e quantidade de dados que tendem a ser escassos para grande parte das bacias hidrográficas brasileiras. No próximo capítulo, algumas dessas ferramentas serão discutidas.

2. MODELOS PARA QUALIDADE DA ÁGUA

2.1 Introdução

É grave e preocupante a redução da disponibilidade de água em relação às necessidades do ser humano e também como suporte à biodiversidade natural da fauna e da flora aquáticas.

Considerando seus usos e disponibilidades e a necessidade de preservação, para a efetiva gestão da qualidade das águas, é preciso utilizar metodologias que melhor representem os processos, permitindo analisar alternativas que auxiliem no processo de decisão. Toledo & Nicolella (2002) consideram que, para uma interpretação da qualidade das águas superficiais e para estabelecer um sistema de planejamento, é necessário utilizar métodos simples, que dêem informações objetivas e interpretáveis, partindo para critérios próprios que considerem as características peculiares dos recursos hídricos e que expressem, de forma objetiva e integrada, as alterações da qualidade da água dependendo da natureza e da taxa de mudança.

O uso de modelos têm tido um papel relevante no planejamento e na elaboração de cenários alternativos, que englobam o diagnóstico adequado dos sistemas hídricos em sua estruturação, processo e dinâmica, ressaltam Jorgensen (1994) e Tundisi (1999).

Tchobanoglous & Schroeder (1985) afirmam que os principais aspectos do gerenciamento da qualidade da água envolvem a modelagem de mudanças na qualidade da água em rios, estuários, lagos e reservatórios submetidos ao ingresso de cargas naturais e antropogênicas. De acordo com Christofolletti (2000), a utilização de modelos para avaliar as mudanças na qualidade dos recursos hídricos serve para ampliar a capacidade preditiva dos pesquisadores, e permite responder a uma demanda permanente dos gerentes de recursos hídricos e da sociedade.

De modo geral, modelos são versões simplificadas do mundo real (Jorgensen, 1994). Essa simplificação é determinada pelas características dos sistemas e do problema em foco. Eiger (1997) afirma que modelo é uma representação idealizada de um sistema em que se busca representar os aspectos essenciais de um dado problema.

Modelos podem ser usados para obter conhecimento, realizar previsões e controle, assim como para síntese, análises e instrumentação (Haefner, 1996). A escolha do modelo depende, entretanto, de diferentes fatores tais como objetivos das análises, assim como tempo e dados disponíveis. Entre os objetivos, destacam-se duas categorias: pesquisa/conhecimento e manejo/prática (Rauch *et al.*, 1998).

Modelos têm grande potencial como ferramenta para avaliação de impactos sobre o meio líquido, resultantes de atividades humanas no meio ambiente (Ferraz & Braga, 1998). Esses modelos são necessários para representar transformações físicas, químicas e biológicas que ocorrem dentro de um rio, de modo que dado um conjunto de entradas, a qualidade da água no local de lançamento de cargas e a jusante seja determinada (Whitehead *et al.*, 1997). O número e os detalhes dos processos variam de acordo com a proposta do modelo e com o que é requerido.

Modelos de qualidade água retratam mudanças devidas a processos físicos de troca e transporte e a processos de conversão, que descrevem mudanças na concentração dos constituintes devidas a processos biológicos, químicos, bioquímicos e físicos (Rauch *et al.*, 1998). São usados principalmente para identificar previamente os pontos críticos nos corpos d'água, nos quais a poluição produz efeitos mais graves; para montagem de campanhas de campo, auxiliando na racionalização da coleta de dados; e geração de cenários para avaliar impactos ambientais (Benedetti & Sforzi, 1999). Podem, ainda, ser descritos por uma relação empírica mais simples, passando por um conjunto de equações de balanço de massa até um aplicativo de formulação mais complexa, incorporando diferentes processos (Cox, 2003).

Assim, podem auxiliar planejadores na identificação e avaliação de planos de gestão, para que se identifiquem aqueles que apresentam melhor desempenho quanto aos objetivos propostos, sendo usados para desenvolver estratégias de

gerenciamento dos recursos e esse gerenciamento pode auxiliar na melhoria da qualidade do recurso.

Os modelos para avaliação da qualidade da água são, predominantemente, modelos matemáticos de simulação, constituindo-se em importante instrumento a ser utilizado na análise das condições atuais e futuras de um corpo d'água (Gastaldini & Teixeira, 2001). Esses modelos têm sido empregados auxiliando no planejamento e na tomada de decisões referentes à gestão de recursos hídricos e são adotados em diversos países.

De acordo com Tucci (1998), os modelos matemáticos de simulação são ferramentas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerentes ao conhecimento técnico científico. Devem ser vistos como auxiliares valiosos para simular alternativas apontadas pelos planejadores e questionadas pela população. O conhecimento do comportamento dos processos envolvidos e simulados pelos modelos é essencial para que as alternativas e os resultados sejam representativos e possam ser corretamente avaliados.

Neste capítulo, faz-se uma revisão dos principais modelos matemáticos para qualidade da água, iniciando-se com um breve histórico dos modelos em uso e seus antecessores. Em seguida, são apresentadas as tipologias de modelos existentes, focando-se em modelos matemáticos de simulação para qualidade da água em rios, descrevendo-se suas formulações e aplicações correntes. É apresentado um conjunto de modelos disponíveis para qualidade da água, nos quais os usuários podem utilizar aplicativos para simular a qualidade da água em rios a partir de parâmetros físicos e químicos. São ainda considerados os aspectos relativos às potencialidades e às limitações dos modelos e os novos desafios que se apresentam à modelagem da qualidade da água.

2.2 Histórico de Modelos para Qualidade da Água

Modelos para qualidade da água têm sido extensivamente utilizados. A aplicação desses modelos iniciou-se com os estudos de depleção de oxigênio devido à poluição por matéria orgânica. Desde então, os modelos vêm sendo

constantemente refinados e atualizados para solucionar novos problemas de poluição de água (Rauch *et al.*, 1998).

Em 1925, foi publicado o trabalho pioneiro de Streeter & Phelps, que desenvolveu a relação entre o decaimento de matéria orgânica, medido pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) em rios, produzindo o modelo “*curva sag*” para oxigênio dissolvido (Alshawabken & Adrian, 1997). Essas equações foram a base de muitos modelos para qualidade da água desenvolvidos ao longo do tempo (Cox, 2003).

Os primeiros modelos simulavam somente OD e DBO. Posteriormente foram introduzidos os ciclos do nitrogênio e do fósforo, a produção de algas e outros componentes (Tucci, 1998). Vários componentes ou variáveis de estado foram gradualmente incorporados aos modelos, seguindo a evolução dos problemas de qualidade da água. Os maiores avanços nos modelos ocorreram em virtude da utilização de métodos numéricos e da utilização de computadores (Lima, 2001).

Benedetti & Sforzi (1999) resumizam o desenvolvimento histórico dos modelos para qualidade da água em quatro categorias, definidas a partir do incremento na complexidade dos processos de conversão e dos constituintes envolvidos:

- **Modelos Streeter-Phelps** – base de grande parte dos modelos de qualidade da água. São formados por um conjunto de equações que calculam a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) na água como função apenas da degradação de matéria orgânica e da re-aeração;
- **Modelos de biodegradação e nitrificação** – esses modelos calculam a degradação da matéria orgânica proveniente de cargas poluidoras, levando em conta a seqüência de reações de nitrificação. Os primeiros modelos da série QUAL (QUAL I e QUAL II) e o TOMCAT contêm o detalhamento dos processos relacionados ao nitrogênio;
- **Modelos de eutrofização** – esses modelos são baseados nos processos descritos nos modelos de nitrificação e biodegradação, mas, adicionalmente, descrevem o crescimento e o decaimento do fitoplâncton e o ciclo do fósforo. São considerados os processos de

fotossíntese e respiração, que influenciam a concentração de OD. O crescimento do fitoplâncton é influenciado pela disponibilidade de nutrientes.

Os modelos QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987) são os mais difundidos dessa geração. Incluem a degradação de matéria orgânica, crescimento e respiração de algas, nitrificação (considerando nitrito como produto intermediário), hidrólise de nitrogênio orgânico e fósforo, re-aeração, sedimentação de algas, fósforo e nitrogênio orgânicos. Todos esses processos consideram o efeito na concentração de oxigênio e nas concentrações de nitrogênio e fósforo (Rauch *et al.*, 1998).

O processo de formulação de outros modelos de qualidade da água foi similar, a exemplo do modelo MIKE-II. A principal diferença desse modelo para o QUAL2E é a existência de segmentação para matéria orgânica nas frações suspensa, dissolvida e sedimentável. Modelos desenvolvidos mais recentemente incluem extensões do QUAL2E e do MIKE-II para a descrição do ciclo de sílica e a explicitação de processos nos sedimentos (Rauch *et al.*, 1998).

- **Modelos para ecossistemas** – esses modelos representam níveis tróficos dos ecossistemas, incluindo organismos como o zooplâncton, peixes e algas bentônicas. São considerados também os ciclos do nitrogênio e do fósforo. Um exemplo desses modelos é o modelo WQRRS, para simulação de qualidade da água em sistemas de rios e reservatórios.

A descrição dos processos nos modelos para qualidade da água tem recebido impulso desde que foi criada a IAWQ⁴ Task Group on River Water Quality Modelling, associação internacional voltada para o estabelecimento de bases científicas e tecnológicas para a padronização de modelos de qualidade da água em rios e de guias para sua implementação. Em 1998, foi publicada uma série de três artigos

⁴ IAWQ – International Association Water Quality.

desse grupo, com o objetivo de analisar os modelos de qualidade da água mais largamente utilizados.

O primeiro, de autoria de Rauch *et al.* (1998), aborda o estado da arte na modelagem da qualidade da água em rios. Na segunda parte, Shanahan *et al.*, 1998, são discutidas as limitações e problemas dos modelos. A terceira parte (Somlyódy *et al.*, 1998), mostra o futuro dos modelos para qualidade da água em rios, em particular para especificação e padronização de processos e variáveis de estado.

2.3 Classificação de Modelos de Qualidade da Água

Os modelos para qualidade da água podem ser classificados de diferentes maneiras, e a grande maioria dos modelos pode ser disposta em uma ou mais classes. Há na literatura uma miríade de classificações para os modelos e aqui são listadas algumas delas.

Christofoletti (2000) propõe um conjunto de tipologias dos modelos, entre elas a que distingue as categorias de modelos análogos naturais e análogos abstratos. No conjunto dos modelos análogos, em face dos procedimentos de modelagem, podem-se identificar três categorias diferentes: modelos experimentais, modelos matemáticos e modelos de desenho experimental.

Os modelos experimentais baseiam-se na construção de experimentos que visam simular concretamente as características e a composição dos sistemas ambientais, a fim de exercer controle sobre as variáveis e compreender a dinâmica dos processos (Christofoletti, 2000).

Os modelos matemáticos são abstrações no sentido de substituir objetos por expressões que contêm variáveis, parâmetros e constantes matemáticas. Os modelos matemáticos podem ser comumente distinguidos em três classes: determinísticos, probabilísticos ou estocásticos, e de otimização (Christofoletti, 2000).

Para esse autor, os modelos matemáticos determinísticos são baseados nas noções matemáticas clássicas de relações exatamente previsíveis entre variáveis

independentes e dependentes. Eiger (1997) considera que os modelos matemáticos determinísticos procuram representar o comportamento de um sistema utilizando, sempre que possível, princípios fundamentais observados na natureza e comportamentos peculiares de cada tipo de fenômeno.

Modelos probabilísticos ou estocásticos são expressões que envolvem variáveis, parâmetros e constantes matemáticas, juntamente com um ou mais componentes aleatórios. Os modelos de otimização, pertencentes também às classes de modelos indicados por Braga *et al.* (1998), são algoritmos matemáticos que procuram identificar os pontos máximos e mínimos da chamada função-objetivo, que representa, por meio de expressão matemática, os objetivos estabelecidos no modelo.

Modelos matemáticos de simulação são ferramentas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerentes ao conhecimento técnico científico. O modelo deve ser visto como um auxiliar valioso para simular alternativas elencadas pelos planejadores e questionadas pela população (Tucci, 1998). O conhecimento do comportamento dos processos envolvidos e simulados pelos modelos é essencial, para que alternativas e resultados sejam representativos e possam ser corretamente avaliados.

Tucci (1998) considera que os modelos matemáticos de simulação podem ser classificados segundo as condições de escoamento, transporte de massa e características dos parâmetros de qualidade da água. Isso porque, embora os elementos que contribuam para a existência dos problemas, na maioria das vezes, sejam os mesmos, os problemas de qualidade da água diferem em função do tipo de corpo d'água: rios e estuários ou lagos e reservatórios (Gastaldini & Teixeira, 2001).

Essas diferenças decorrem da variação das escalas temporal e espacial dos fenômenos. Nos rios, os fenômenos ligados ao transporte longitudinal são dominantes em relação àqueles que ocorrem nas direções vertical e transversal, pela dominância das forças longitudinais. Nos lagos e reservatórios, seu tamanho e profundidade fazem com que as vazões afluentes e efluentes sejam, normalmente, de menor importância (Gastaldini & Teixeira, 2001).

Pela classificação de Tucci (1998), quanto à discretização espacial, os modelos em reservatórios podem ser concentrados, unidimensionais, bidimensionais e tridimensionais. Nos rios, os modelos são unidimensionais representam o escoamento por meio da velocidade média na seção transversal, desprezando-se as variações vertical e transversal.

Quanto à variação no tempo, os modelos podem ser classificados, segundo esse autor, em permanentes e não-permanentes. Os modelos em regime permanente desconsideram a mudança, no tempo, das variáveis envolvidas no processo, enquanto os modelos em regime não-permanente permitem a análise dessas variações. Os modelos em regime permanente podem ainda ser uniformes e não-uniformes, quando a velocidade do rio, é, respectivamente, constante ou variável.

Os parâmetros de qualidade da água podem definir a terceira classe de modelos matemáticos de simulação, segundo Tucci (1998). Assim, os modelos podem incluir parâmetros conservativos e não-conservativos. Parâmetros conservativos são aqueles que não mudam devido a reações químicas e biológicas internas, como as concentrações de sais dissolvidos. Parâmetros não-conservativos são aqueles que podem ser modificados por processos químicos e biológicos internos, como, por exemplo, a concentração de oxigênio dissolvido (OD). A classe de modelos denominada modelos de cargas diz respeito à forma como as substâncias ingressam nos corpos d'água.

Cox (2003) propõe terminologias para modelos, semelhantes a Tucci (1998) e Gastaldini & Teixeira (2001), agrupando os modelos matemáticos de simulação em categorias baseadas no ambiente a ser modelado - lagos, rios ou estuários; nos objetivos do modelo; no número de dimensões consideradas – de zero a três dimensões; na forma como os processos são descritos – empíricos ou mecanísticos; e na variabilidade temporal – dinâmicos ou estacionários. Esse autor considera que essa divisão é subjetiva, mas proporciona informações úteis, especialmente no que diz respeito às limitações dos modelos. A grande maioria dos modelos matemáticos que simulam as mudanças na qualidade da água ao longo de um rio são mecanísticos e representam processos que ocorrem no sistema real (Cox, 2003).

2.4 Modelos matemáticos para Qualidade da Água em Rios

Modelos matemáticos para qualidade da água em rios são conjuntos de equações dinâmicas que descrevem no tempo e no espaço a qualidade do corpo d'água a partir de variáveis físicas, químicas e biológicas tais como OD, DBO, nutrientes (N e P) e bactérias (Benedetti & Sforzi, 1999). O desenvolvimento de modelos matemáticos de qualidade da água envolve a aplicação de balanços de materiais para descrever as respostas dos sistemas (Tchobanoglous & Schroeder 1985).

Modelos de qualidade da água em rios buscam descrever mudanças espaciais e temporais dos constituintes (Rauch *et al.*, 1998). Modelos matemáticos para simulação de qualidade da água têm sido empregados como ferramentas de suporte para a tomada de decisões referentes à gestão dos recursos hídricos. Além de simular as condições futuras, sua utilização oferece alternativas para o corpo d'água e descreve as alterações espaciais e temporais de constituintes de referência (Gastaldini & Teixeira, 2001).

Os diversos modelos matemáticos para qualidade da água em rios existentes mostram como o universo de modelagem é extenso e sendo os modelos disponíveis, seja de domínio público ou de instituições particulares (Ribeiro, 2001). Diversos autores (Rauch *et al.*, 1998; Shanahan *et al.*, 1998; Somlyódy *et al.*, 1998; Angelini, 1999; Ribeiro, 2001; Lima, 2001; Cox, 2003) apresentam modelos disponíveis para avaliação da qualidade da águas em rios, cujas características encontram-se expressas na tabela 2.1. Os modelos mais utilizados simulam tradicionalmente o conjunto dos denominados parâmetros sanitários tais como DBO, amônia (NH_4^+) e OD (Cox, 2003).

Tabela 2.1 – Principais modelos matemáticos de simulação de qualidade da água em rios

Nome do Modelo	Características	Origem
DOSAG I e DOSAGM	Modelos para OD e DBO. Mostram de forma integrada a equação de Streeter-Phelps e são aplicáveis a sistemas unidimensionais, sem considerar os efeitos da dispersão. DOSAGM – versão métrica do DOSAG.	Texas Water Development Board - TWDB
DOSAGIII	Registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de procedimentos e de parâmetros simulados que o DOSAG I.	United States Environmental Agency - USEPA
QUAL I	Modelo com diversas variáveis. Usa equações unidimensionais de dispersão-advectção. Requer uma grande quantidade de dados para calibragem de processos químicos e biológicos.	TWDB
QUAL II	Modificação do QUAL I aplicável a rios profundos e dentríticos. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade da água.	USEPA
SIMOX (I, II e III)	Modelo para simulação da dinâmica do oxigênio dissolvido (OD). Utiliza as equações de Streeter-Phelps para (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a Lei de Chick para bactérias. As variáveis simuladas são OD, DBO carbonácea e nitrogenada, bactérias e substância conservativas. Sua aplicabilidade está restrita a sistemas unidimensionais, desprezando-se os efeitos transversais.	Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente (CEPIS-OPS)
QUAL-SEMOG	Modelo unidimensional criado a partir dos modelos QUAL I e QUAL II. Pode ser operado tanto em regime permanente quanto dinâmico.	Water Resource Engineering
CE-QUAL-W2	Inclui temperatura, salinidade, concentrações de OD/carbono, concentrações de nitrogênio e fósforo, fitoplâncton e bactéria. Tem sido utilizado largamente nos Estados Unidos	TWDB
TOMCAT e SIMCAT	Modelos usados no Reino Unido para melhorar a qualidade da água em rios a partir da predição do comportamento da qualidade da água.	England and Wales the Environmental Agency - EA
QUAL2E	Modelo unidimensional de estado permanente usado frequentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais. É amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversas aplicações no Brasil.	USEPA
MIKE-11	Modelo concebido de forma modular. É amplamente utilizado para simulação de poluição urbana para a avaliação de descargas intermitentes.	Danish Hydraulics Institute - DHI
QUASAR, HERMES e QUESTOR	Modelos denominados atualmente apenas como QUASAR. São capazes de simulações com múltiplas influências.	Scottish Environmental Protection Agency (SEPA)
WASP	Modelo para simulação e análise da água. Tem sido usado largamente nos Estados Unidos e na América Latina.	Hydroscience
WQRRS	Modelo de qualidade da água para sistemas de rios e reservatórios.	Hydrologic Engineering Center - HEC

Fonte: Modificado de Lima (2001); Ribeiro (2001).

2.5 Aplicações de Modelos Matemáticos de Qualidade da Água

A formulação e utilização de modelos derivam, sobremaneira, dos aspectos regulatórios e da legislação em cada país (Rauch *et al.*, 1998). Embora alguns modelos sejam usados em diversos países, freqüentemente, o que se observa é o uso de modelos de qualidade da água restritos a um país, a uma instituição de pesquisa e até mesmo a um corpo d'água específico (Cox, 2003).

Pesquisa na literatura disponível para modelos de qualidade da água em rios, feita por Cox (2003), demonstrou que foram produzidos cerca de 100 (cem) artigos científicos nos últimos cinco anos, deixando claro o quanto essa área de pesquisa é ativa. Nessa lista, poucos trabalhos estão relacionados com modelos aplicados a situações específicas. A grande maioria refere-se ao uso do modelo QUAL2E, com registro de aplicações em diversos países.

De fato, o modelo QUAL2E, desenvolvido pela United States Environmental Agency (USEPA), é utilizado largamente no Brasil, Europa, Ásia e Austrália (Cox, 2003), além dos EUA. Isso se deve à sua disponibilidade gratuita pela internet e à vasta literatura sobre sua aplicação. No Reino Unido, entretanto, esse modelo não tem sido frequentemente usado.

Muitos estudos europeus também têm produzido modelos específicos, voltados ao desenvolvimento de ferramentas de planejamento específicas para cada corpo d'água em particular (Cox, 2003). Desses, a exceção é o modelo MIKE-II, desenvolvido pelo Danish Hydraulics Institute (DHI), que tem sido utilizado em diversos estudos de caso.

No Reino Unido, o modelo MIKE-II tem sido usado frequentemente em programas de pesquisa de gerenciamento de poluição urbana. Outros modelos utilizados são SIMCAT e TOMCAT, raramente usados em outros países, seja pela formulação estocástica, seja pela falta de divulgação (Cox, 2003). Os modelos da série QUASAR (Whitehead *et al.*, 1997), que fazem parte do programa LOIS – The Land Ocean Interaction Study (Webb *et al.*, 1997; Whitehead *et al.*, 1997; Neal *et al.*, 1998; Eatherall *et al.*, 1998; Boorman, 2003) também têm sido usados, especialmente para simular oxigênio dissolvido em águas doces.

Em 1997, foi elaborado por CNEC/JNS⁵ o Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Guarapiranga – PDPA, com o objetivo de recuperar e manter ao longo do tempo a qualidade ambiental nessa bacia. Entre os instrumentos de gestão, foi utilizado o Modelo de Correlação Uso do Solo/Qualidade da Água (MQUAL), composto por três módulos inter-relacionados: geração de cargas; simulação dos principais tributários e simulação do reservatório. A simulação da qualidade da água ao longo dos rios foi feita com emprego de dois modelos de qualidade da água em rios: Modelo SIMOX III e o Modelo QUAL2E.

Os modelos da série QUASAR (Whitehead *et al.*, 1997) foram utilizados em diversos estudos no Reino Unido para fornecer informações da distribuição da qualidade da água em rios, particularmente naqueles submetidos a descargas de efluentes. Os modelos foram aplicados nos rios Tâmis, Ouse, Pelenna e Rheidol.

Azevedo *et al.* (1998) descrevem uma metodologia para a integração dos objetivos de qualidade em um contexto de planejamento de médio e longo prazo, com vistas ao desenvolvimento e a exploração eficiente de recursos hídricos de uma bacia hidrográfica. Foi construído um sistema de apoio à decisão que utiliza o modelo QUAL2E para simular a qualidade das águas superficiais em diversos cenários na bacia do rio Piracicaba.

A 2ª versão do modelo SIMOX II foi utilizada para avaliar se os padrões desejados de qualidade da água estão coerentes com a classificação dos corpos d'água em área de estudo correspondente à bacia hidrográfica do rio Corumbataí e trecho do rio Piracicaba (Ferraz & Braga, 1998). Esse modelo matemático de simulação da qualidade da água corresponde ao módulo do sistema de suporte à decisão que simula os parâmetros de qualidade da água a serem comparados com os padrões determinados pela legislação vigente.

Ribeiro (2001) utilizou os modelos WQRRS e QUAL2E para estudar capacidade de autodepuração do sistema formado pelos rios Melchior e Descoberto. Foram realizadas simulações da qualidade da água em cenário atual e verificada a qualidade dos ajustes obtidos em relação aos dados de campo. A partir do melhor

⁵ CNEC – Consórcio Nacional de Engenheiros Consultores S.A. e JNS – Engenharia, Consultoria e Gerenciamento S/C Ltda.

ajuste obtido, foram apresentadas simulações para cenários futuros com objetivo de verificar as conseqüências de diferentes formas de manusear os recursos hídricos da região modelada.

Park & Lee (2002) utilizaram o modelo QUAL2E, após a introdução de modificações na estrutura computacional e adição de interações entre constituintes, em um estudo de caso no rio Nakdong, localizado na Coréia. Nesse estudo, o modelo de qualidade da água foi testado em um rio, formador de um extenso sistema aquático, no qual fontes autóctones e processo de denitrificação exercem importante papel na demanda bioquímica de oxigênio e na dinâmica do nitrogênio.

O modelo QUAL2E foi utilizado para simulação de qualidade da água no Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental da Bacia do Rio Cuiabá – SIBAC (Zeilhofer *et al.* 2003). Este modelo já havia sido utilizado de forma satisfatória em simulações na bacia do rio Cuiabá no estudo de Lima (2001), com o objetivo de avaliar e prognosticar a qualidade da água desse corpo d'água em função do recebimento das cargas pontuais geradas ao longo dos seus principais tributários.

2.6 Potencialidades e Limitações no Uso de Modelos

A modelagem constitui-se em importante ferramenta para analisar as características, investigar mudanças nos sistemas hídricos, propor alternativas de controle e propostas de recuperação (Christofolletti, 2000; Tundisi, 1999). O uso de técnicas de modelagem para compreensão de processos e o fortalecimento da capacidade preditiva é um dos componentes principais do novo gerenciamento dos recursos hídricos no século XXI (Tundisi, 1999).

Os modelos de simulação apresentam-se, então, como as ferramentas técnicas a serem utilizadas na tomada de decisão entre alternativas de gestão ou uso, como agentes facilitadores desse processo e ainda como forma de fornecer aos interessados: informação, explicação e predição. São bastante úteis no gerenciamento da qualidade das águas, uma vez que através de sua aplicação é alcançado o conhecimento dessa dimensão a partir do somatório dos impactos de todas as intervenções ou fontes de poluentes, determinando aquelas de maior

magnitude. Permitem a avaliação de cenários alternativos com vistas à definição de estratégias de gerenciamento.

Embora amplamente difundidos, os modelos devem ser utilizados considerando-se as suas limitações. Para Benedetti & Sforzi (1999) uma limitação importante para o uso de modelos matemáticos para qualidade da água é a ausência de dados adequados para a calibração e verificação dos modelos. Considerações como restrições orçamentárias, pessoal disponível e tempo para coleta de dados freqüentemente limitam a obtenção de dados. Esses problemas podem diminuir a capacidade de predição dos modelos matemáticos.

Maciel Jr. (2000) considera que os modelos de qualidade de água constituem-se em ferramentas imprescindíveis para definição da necessidade de implantação de sistemas de controle de poluição e das respectivas eficiências e fornecimento de subsídios para o programa de monitoramento da qualidade das águas, podendo, inclusive, promover a redução no número de estações de amostragens. No entanto, a aplicação de modelos matemáticos de qualidade da água encontra-se limitada à necessidade de uma base de dados forte e consistente, o que, na maioria das situações, é esparsa ou inexistente. Esse autor ressalta ainda que, no Brasil, muitas vezes a ausência de informações impossibilita a utilização desses modelos.

Angelini (1999) reforça essa idéia afirmando que, no Brasil, o uso de modelos de simulação em sistemas aquáticos ainda é incipiente, principalmente pela escassez de dados. Mas, ainda assim a modelagem vem ganhando mais espaço devido principalmente à crescente necessidade de respostas em face de problemas que não podem ser analisados, explicados ou preditos sem uma ferramenta que seja hábil na solução de problemas complexos.

Ribeiro (2001) identifica um equívoco freqüente relacionado à precisão dos modelos. Em grande parte das análises, considera-se que modelos mais complexos são mais precisos. Para esse autor, o aumento na precisão geralmente implica crescimento na complexidade, mas nem sempre resulta em aumento na precisão do modelo. Para Cox (2003), o modelo deve ser o mais simples possível sem perder de vista a capacidade de caracterizar adequadamente os aspectos mais importantes e relevantes do sistema a ser modelado.

Na série produzida pela IAWQ, com o objetivo de analisar os modelos de qualidade da água, Shanahan *et al.* (1998) identificam problemas nos padrões de modelagem matemática atualmente utilizados: problemas na aplicação, problemas na formulação, problemas na calibração, problemas na coleta de dados e problemas na capacidade preditiva.

Os problemas na aplicação dos modelos relacionam-se às limitações para examinar as contribuições de cargas poluidoras difusas à deterioração da qualidade da água. As fontes difusas têm assumido maior importância no gerenciamento de recursos hídricos, especialmente nas questões relacionadas às cargas geradas em decorrência do uso da terra em bacias hidrográficas.

Na maioria das vezes, as limitações nas aplicações devem-se à inexperiência ou ao conhecimento incompleto de grande parte dos usuários dos modelos matemáticos. Muitas vezes, a ampla disseminação e disponibilidade dos modelos encorajam o usuário à utilização num nível inferior às expectativas e capacidades. Os modelos, em geral, são distribuídos apenas com um manual de usuário que contém basicamente formulação do modelo e formatação dos dados de entrada, sem uma clara e consistente base conceitual (Somlyódy *et al.*, 1998). Assim é que, em muitos casos, falta ao usuário o conhecimento necessário para avaliar a aplicabilidade dos modelos ao problema que se deseja solucionar.

Os problemas na formulação devem-se ao fato de que no processo de modelagem assumem-se algumas simplificações e aproximações. Essa limitação reduz a robustez dos modelos para a representação de processos básicos de qualidade da água (Shanahan *et al.*, 1998). Um modelo é dito robusto se, essencialmente, os padrões de comportamento previstos são encontrados mesmo com simplificações e aproximações (Beck, 1999). Um comportamento indesejado, por exemplo, é a ocorrência de variação substancial nos resultados da simulação em decorrência de pequenas mudanças em parâmetros, especialmente se alguns deles forem pouco conhecidos.

Independentemente da formulação escolhida para o modelo de qualidade da água, a etapa de calibração é crucial na utilização do modelo. Diversos aspectos podem comprometer ou impedir a calibração do modelo. Entre esses se destaca o

erro referente à calibração. Uma vez calibrado o modelo para uma situação específica sua credibilidade é considerada para todos os casos em que for aplicado (Ribeiro, 2001). No entanto, modelos utilizados em situações distintas precisam passar por nova verificação.

A ausência de dados pode decorrer de problemas na coleta de dados. Questões como a disponibilidade de recursos financeiros e humanos freqüentemente são fatores limitantes para a coleta de dados em campo. Em muitos casos, coleta e análise de amostras de água podem ser tanto ou mais dispendiosas do que o esforço empreendido na modelagem. Em outros, quando o modelo a ser utilizado apresenta características superiores, como uma representação mais complexa das interações entre os fenômenos que ocorrem no corpo d'água, a inexistência de dados básicos compromete sua aplicação.

Cada vez mais os usuários de modelos estão conscientes que uma base de dados para qualidade da água é, na maioria das vezes, escassa e/ou inexistente comprometendo a capacidade preditiva dos modelos (Shanahan *et al.*, 1998). Modelos matemáticos de simulação não podem ser calibrados ou testados sem que exista um conjunto de dados consistentes, sob pena de gerar conclusões duvidosas. O sucesso na modelagem da qualidade da água pode ser prejudicado pela falta desses dados. O desafio que se coloca é a utilização de um modelo adequado às características do problema, considerando-se a ausência de dados.

Exceto nas formulações mais simples, todos os modelos matemáticos para qualidade da água requerem o uso de computadores. Alguns aplicativos produzidos para a modelagem da qualidade da água apresentam limitações de impressão gráfica e no formato de entrada e saída das informações, o que impõe a necessidade de se acoplarem outros softwares para o tratamento de dados a serem introduzidos nos modelos e para prover interface gráfica para a saída dos dados.

Braga *et al.* (1998) afirmam que grande parte dos modelos matemáticos de simulação da qualidade da água alcançou um nível de complexidade que requer o auxílio de especialistas para manter e interpretar seus resultados. Embora esses modelos sejam desenvolvidos para auxiliar nos problemas de gerenciamento de recursos hídricos, a quantidade de informações que eles exigem para

implementação e o abundante resultado que são capazes de produzir parecem, às vezes, restringir sua utilização. Embora exista vasta literatura sobre modelos para qualidade da água e suas aplicações, o que se tem observado é que eles não estão disponíveis para os que não são especialistas (World Bank Group, 1998).

Para Van Waveren (1999), os modelos são ferramentas indispensáveis ao gerenciamento de recursos hídricos. No entanto, há alguns problemas com respeito aos modelos hoje, especialmente no que diz respeito à aquisição de dados necessários para a construção do modelo. Nesse sentido, em situação de baixa disponibilidade de dados consistentes, faz-se necessária geração de modelos que tenham robustez e possam contribuir para o gerenciamento de recursos hídricos.

Esses modelos são conhecidos como modelos qualitativos e serão apresentados no próximo capítulo.

2.7 Considerações Finais

Neste capítulo, discutiram-se as ferramentas disponíveis para a gestão de recursos hídricos nos seus aspectos de qualidade da água e os modelos são ferramentas bastante úteis para o seu gerenciamento.

Esses modelos podem ser usualmente classificados de acordo com as variações espaciais e temporais, o tipo de corpo receptor e os parâmetros de qualidade da água.

Os modelos mais largamente utilizados são os modelos matemáticos de simulação. Existem vários modelos no mercado adotados em diversos países e, com o incremento no uso de computadores, vêm sendo utilizados com mais frequência.

Esses modelos matemáticos de simulação da qualidade da água podem caracterizar oxigênio dissolvido/carga orgânica, nutrientes/eutrofização e materiais tóxicos. Incluem uma extensa faixa de modelos simples, desde o de duas variáveis, tipo Streeter-Phelps, até o QUAL2E e semelhantes que descrevem ciclos de oxigênio, nitrogênio e fósforo, modelos de ecossistema que podem considerar diversos fatores. Os modelos mais comuns são: QUAL2E, SIMOX, SIMCAT, QUASAR, MIKE-II, entre outros.

O uso de um modelo em particular depende do sistema a ser modelado, da legislação e da regulação das questões de gerenciamento de qualidade da água nos diversos países.

As principais dificuldades encontradas para o uso de modelos de qualidade da água têm sido na obtenção de dados que validem os modelos, na melhor formulação de determinados parâmetros e na complexidade de certos processos que não são representados matematicamente de forma adequada. Existem alguns processos que apresentam dificuldades na formulação matemática do seu comportamento. Muitas vezes são necessárias sucessivas simplificações que podem não identificar todos os condicionantes da realidade observada ou medida.

O modelo deverá, ainda, analisar e equacionar os fenômenos a partir de métodos que representam as variadas transformações que ocorrem no meio como uma função das influências externas. A complexidade da utilização dos modelos consiste em estabilizar a relação entre as variáveis disponíveis e usar os resultados no planejamento e no manejo dos recursos hídricos.

Os modelos de simulação para previsão das relações entre qualidade da água e causas primárias de estresse, como mudanças no uso da terra e na cobertura vegetal, deverão ser capazes de avaliar esse sistema e prever os impactos e ocorrências, na bacia hidrográfica.

As limitações impostas aos modelos matemáticos de simulação, mais explicitamente aquelas relacionadas com a base de dados escassa e/ou inexistente, a explicitação de mecanismos que ainda não estão bem esclarecidos e a interpretação dos resultados têm levado à busca de novas abordagens para o desenvolvimento de modelos de simulação de modo a contribuir para melhorar a tomada de decisão numa escala correspondente à bacia hidrográfica, unidade funcional de planejamento para os recursos hídricos.

3. MODELOS BASEADOS EM RACIOCÍNIO QUALITATIVO

3.1 Introdução

Na interpretação da qualidade da água é preciso utilizar ferramentas adequadas ao trabalho com fenômenos complexos e que melhor representem processos e relações causais, permitindo analisar alternativas que auxiliem na tomada de decisão. Nesse campo, a modelagem vem ganhando mais espaço para atender à crescente necessidade de fornecer respostas a problemas que deverão ser analisados, explicados e preditos (Angelini, 1999).

No entanto, o processo de modelagem encontra dificuldades quando o modelo deve adaptar-se aos dados disponíveis ou quando a tarefa é construir o próprio modelo (Travè-Massuyes *et al.*, 2004). Tradicionalmente, as técnicas de modelagem requerem especificações quantitativas das relações, assim como um conjunto de dados para a validação dos modelos. Frequentemente, essas informações não se encontram completamente disponíveis.

Nesses casos, fica evidente a limitação da modelagem matemática tradicional e os modelos baseados em Raciocínio Qualitativo (RQ) podem ser uma boa alternativa, porque proporcionam novas oportunidades para o conhecimento articulado, particularmente para representar aspectos que, em geral, são dificilmente capturados por outras ferramentas para modelagem, tais como explicações causais ou circunstâncias em que as informações são incompletas e esparsas (Salles *et al.*, 2002).

Modelos baseados em RQ, ou simplesmente modelos qualitativos, capturam os aspectos fundamentais do sistema ou seus mecanismos, enquanto suprimem a grande maioria dos detalhes irrelevantes (Neumann & Bredeweg, 2004). Esses modelos privilegiam métodos tais como abstrações e aproximações, mas também podem abordar aspectos quantitativos do sistema. Os modelos qualitativos podem cobrir uma ampla gama de possibilidades de simulação e podem refinar predições qualitativas usando informações numéricas quando disponíveis (Kuipers, 1993).

A habilidade de representar e raciocinar com diferentes tipos de conhecimento traz muitas vantagens para as ciências ambientais (McIntosh, 2003). Além disso, os modelos qualitativos permitem a identificação de comportamentos qualitativamente distintos e relevantes dos sistemas; e os primitivos de modelagem permitem uma interpretação mais intuitiva dos resultados, facilitando a produção de explicações (Travè-Massuyes *et al.*, 2004). Atualmente, as aplicações para modelos de qualidade da água vão na direção da compreensão, educação, pesquisa e melhoria da comunicação entre os múltiplos atores (Somlyódy *et al.*, 1998).

Modelos qualitativos disponibilizam conhecimentos sobre os sistemas para os não-especialistas, favorecendo a mediação de conflitos (Santos *et al.*, 2005), porque as simulações permitem aos atores, gerentes e tomadores de decisão compreender as relações de causalidade que se estabelecem para qualidade da água em determinado sistema aquático, usando cenários específicos (Salles *et al.*, 2003 a, b).

Em muitas situações, quando modelos matemáticos podem ser aplicados, suas saídas precisam ser interpretadas antes de serem utilizadas para a tomada de decisão (Salles *et al.*, 2002), uma vez que, em geral, apresentam dificuldades para gerar explicações para os que não são especialistas (Neumann & Bredeweg, 2004).

Assim é que Guerrin (1991; 1992) acredita que essa representação do conhecimento pode preencher espaços deixados pela modelagem tradicional. Mesmo reconhecendo que o modelo matemático é mais preciso, o que se deseja é demonstrar a relevância da abordagem em RQ, especialmente quando se lida com sistemas complexos em estudos para avaliação da qualidade da água.

Este capítulo não pretende ser uma revisão completa da modelagem baseada em RQ, mas tão-somente apresentar conceitos e ferramentas que demonstram que essa abordagem oferece caminho alternativo e produtivo para a construção de modelos de simulação sobre a qualidade da água. O texto encontra-se organizado do seguinte modo: (i) breve revisão dos conceitos básicos do RQ; (ii) principais ontologias, com ênfase na Teoria Qualitativa dos Processos; (iii) modelos de simulação qualitativa; (iv) apresentação da ferramenta de simulação qualitativa e aplicativos; (v) aplicações de modelos qualitativos; (vi) potencialidades e desafios dos modelos baseados em RQ; e (vii) considerações finais.

3.2 Raciocínio Qualitativo

O Raciocínio Qualitativo (RQ) é uma área da Inteligência Artificial (IA) voltada para a descrição de propriedades contínuas do mundo (espaço, tempo e quantidades), usando sistemas discretos de símbolos, para dar suporte ao raciocínio (automatizado, em programas de computador) com pouca informação (Forbus, 1984). Compreende a descrição do comportamento de sistemas preservando todas as importantes e relevantes propriedades destes (Neumann & Bredeweg, 2004).

De modo geral, os métodos da IA têm contribuído para o desenvolvimento de novas abordagens de representação e simulação do comportamento dos sistemas naturais (Coulson *et al.* 1987) e o raciocínio qualitativo tem-se tornado uma das mais produtivas áreas da Inteligência Artificial nos últimos anos (Kuipers, 1993). Embora seja uma área de pesquisa relativamente nova, o RQ tem rapidamente se tornado referência para a análise do comportamento dos sistemas, especialmente na modelagem de sistemas governados por equações de difícil construção e solução (Wong *et al.*, 1997).

O objetivo da pesquisa em RQ é a construção de modelos que capturam o conhecimento de especialistas na estrutura, comportamento e funcionalidade dos sistemas (Bredeweg *et al.*, 2004). As abordagens em RQ proporcionam vocabulário para descrever objetos, situações, relações, causalidade, premissas e mecanismos de mudanças. Usando esse vocabulário, é possível capturar conhecimento conceitual sobre sistemas e seu comportamento e usar tal conhecimento para produzir, automaticamente, conclusões relevantes (Bredeweg *et al.*, 2004).

Essa abordagem permite a geração automática de explicações em um contexto de ambientes de aprendizado interativo. Esses ambientes são aplicativos que permitem ao modelador construir modelos capazes de gerar explicações e predições sobre o comportamento do sistema, a partir da descrição da estrutura do sistema (Bredeweg, 1992). Simulações qualitativas, em que o usuário pode interagir com aspectos diversos do modelo, são chamadas simulações articuladas (Forbus, 1988; Bredeweg & Winkels, 1998).

Os métodos baseados em RQ permitem a representação do conhecimento integrado das características e comportamentos relevantes dos sistemas, do mesmo modo que a modelagem tradicional, sem, entretanto, requerer descrições analíticas aprofundadas ou informações numéricas completas sobre as funções (Brajnik & Line, 1998). Esses métodos proporcionam a integração do conhecimento, apresentado em modelos auto-explicativos (Guerrin & Dumas, 2001a).

Raciocínio Qualitativo é, portanto, um campo de pesquisa destinado a solucionar diversos problemas e tem produzido uma variedade de teorias, ferramentas e aplicativos. Algumas características, porém, são típicas para muitas abordagens na comunidade de RQ. Algumas das mais importantes são:

- **Causalidade** – a análise e a explicação do comportamento de um sistema em termos de causa-efeito são centrais para o raciocínio humano e para a comunicação dos resultados. Essas representações não estão presentes nos modelos matemáticos. A formalização desses conceitos e a aplicação no raciocínio automatizado é a base para gerar explicações nos modelos baseados em RQ (Bredeweg & Struss, 2004);
- **Modelagem composicional** – o RQ utiliza uma biblioteca de fragmentos de modelo que proporciona as bases para automatização e reuso, em vários contextos (Falkenheiner & Forbus, 1991). Essa é uma característica altamente desejável, tanto para o desenvolvimento teórico quanto para trabalho em aplicações reais;
- **Inferência do comportamento a partir da estrutura** - muitos sistemas em RQ requerem como entrada a descrição estrutural de um sistema (em termos de objetos inter-relacionados), cujo comportamento é gerado automaticamente e descrito em uma simulação qualitativa, na qual estejam representados todos os comportamentos possíveis (Bredeweg & Struss, 2004);
- **Qualidade das representações** – em RQ são representados apenas comportamentos qualitativamente distintos, essenciais para a solução de um determinado problema (Bredeweg & Struss, 2004);

- **Formalização de conhecimento** – funções matemáticas são representadas em RQ por meio de álgebra qualitativa (Guerrin, 1991 e 1992), ordem de magnitude, derivadas, relações monotônicas (Forbus, 1984) e equações diferenciais qualitativas (Kuipers, 1986), entre outras;
- **Ontologias** – as ontologias contêm os elementos essenciais para a compreensão do mundo e são centrais para o RQ. Algumas famílias de ontologias são bem conhecidas, entre elas a abordagem centrada em componentes (de Kleer & Brown, 1984), a abordagem centrada em processos (Forbus, 1984) e a abordagem centrada em restrições (Kuipers, 1986). Essas ontologias serão descritas na próxima seção.

3.3 Ontologias

Ontologias são modos de ver e descrever certos aspectos do mundo. Nesse sentido, as ontologias contêm os elementos essenciais para representação do mundo. Há em Raciocínio Qualitativo três ontologias bem desenvolvidas: centrada em componentes (de Kleer & Brown, 1984), centrada em restrições (Kuipers, 1986) e centrada em processos (Forbus, 1984).

Comparada com as outras duas abordagens, a abordagem centrada em processos é considerada a mais promissora para a construção de modelos sobre sistemas ecológicos (Salles, 1997). De forma análoga, essa ontologia é considerada adequada à construção de modelos para qualidade da água, domínio em que o conhecimento das relações causais é fundamental para a predição e avaliação dos impactos produzidos pelas atividades humanas.

Dessa forma, faremos a seguir uma breve descrição das três ontologias, apresentando, na seqüência, uma descrição mais aprofundada da abordagem centrada em processos, tendo em vista ser essa a ontologia adotada neste trabalho.

3.3.1 Abordagem Centrada em Componentes

Essa ontologia, descrita por de Kleer & Brown (1984), foi implementada inicialmente em um programa chamado ENVISION. Nessa abordagem, o mundo é

modelado como *componentes*, que manipulam *materiais*, e *conduítes*, que transportam esses materiais. O comportamento é explicitado na forma como os materiais são manipulados e transportados entre os *componentes* em uma biblioteca de modelos de *componentes*. Nessa descrição, um *componente* é associado com *confluências* – relações entre variáveis que correspondem às características dos materiais. O modelo de certo componente pode consistir de um número de *estados qualitativos*, cada um especificando um estado particular de comportamento.

Na abordagem centrada em componentes, variáveis qualitativas podem assumir apenas um número restrito de valores que têm significado para a descrição qualitativa dos fenômenos. Esse conjunto de valores é chamado *espaço quantitativo* da variável. Uma álgebra qualitativa é requerida para combinar esses valores qualitativos. Em uma abordagem baseada em *componentes*, um *espaço quantitativo*, formado por valores que representam, se a quantidade cresce, decresce ou se mantém constante é suficiente para muitas aplicações. A abordagem baseada em componentes foi desenvolvida na eletrônica, um domínio em que modelos são representações mais próximas dos sistemas reais.

Nesse domínio, os sistemas têm *componentes* e *conduítes* dispostos em topologias bem definidas, construídas para atingir comportamentos específicos. Uma vez definida, a topologia não pode ser alterada, o que dificulta representar coisas que aparecem e desaparecem durante o processo. O comportamento de seus componentes pode ser entendido pela aplicação de leis físicas bem estabelecidas. Esse trabalho pioneiro deu origem a uma área importante de pesquisa, denominada *diagnose baseada em modelos*.

3.3.2 Abordagem Centrada em Restrições

A abordagem centrada em restrições foi descrita por Kuipers (1986) e implementada em um programa chamado QSIM. Nela, não há qualquer representação explícita de entidades do mundo real, ou biblioteca de fragmentos de modelo. O ponto de partida, de forma simplificada é a equação diferencial qualitativa (QDE), uma abstração de equações diferenciais ordinárias (ODE). Ou seja, sua hipótese baseia-se na premissa de que ODE podem ser reescritas sob a forma de

QDE. Estas equações podem ser usadas para simulações qualitativas, que fornecerão descrições do comportamento do sistema no mundo real.

A abordagem centrada em restrições não é uma ontologia completa como as outras duas. É uma matemática qualitativa, formalizada para dar suporte à predição de comportamento a partir de equações qualitativas ou representações das restrições entre as variáveis. Sozinha, essa abordagem é tão inadequada para construir sistemas tutoriais quanto o são os modelos numéricos. Não há representação explícita de relações causais. A única relação causal disponível é a seqüência de saída de valores obtida depois das restrições serem satisfeitas. Essa abordagem pode ser combinada com outras abordagens para superar essas limitações.

3.3.3 Abordagem Centrada em Processos

A abordagem centrada em processos, estabelecida por Forbus (1984), é conhecida como Teoria Qualitativa dos Processos (TQP), tendo sido implementada em um programa denominado QP - ENGINE. A TQP é uma das ontologias mais desenvolvidas em RQ. Nessa abordagem, o mundo é modelado como consistindo de objetos cujas propriedades são descritas por quantidades. Embora, em princípio, qualquer coisa possa ser representada como objeto, existe um compromisso nessa ontologia, de fazer com que a representação dos objetos seja o mais próxima possível de como as pessoas percebem o mundo. O comportamento do sistema é determinado quando os objetos são criados, destruídos, ou mudam (são alterados).

A hipótese central da TQP é que apenas processos causam mudanças nos objetos – toda mudança no sistema deve-se à ação de um processo. Esse pressuposto é conhecido como “*mecanismo único*” e deve-se assumir que esse mecanismo trata dos fenômenos na escala temporal de curto prazo, ou seja, perceptíveis por pessoa em trabalho de observação e reflexão.

Desse modo, todas as mudanças do sistema são causadas direta ou indiretamente por processos. Uma *situação* é definida como uma coleção de objetos, suas propriedades, as relações entre elas e os processos que estão ocorrendo. Nessa ontologia, é possível a descrição de novas entidades criadas por processos

ao longo de uma simulação. Esse ponto contrasta com a abordagem centrada em componentes, em que a topologia do sistema pode ser complementada apenas no início da simulação.

Assim, a partir da Teoria Qualitativa de Processos tem-se uma definição estrutural de como processos e quantidades interagem (Tullos *et al.*, 2004).

3.4 Teoria Qualitativa dos Processos

3.4.1 Objetos, Quantidade e Espaços Quantitativos

O *objeto* é a menor unidade do sistema que está sendo modelado (Salles *et al.*, 1996a). Nos modelos, um sistema é uma coleção de *objetos* inter-relacionados (Forbus, 1984). Os *objetos* são representados de maneira estruturada e hierarquizada⁶. Por conseguinte, as características definidas para objetos em níveis mais altos são herdadas por *objetos* em níveis inferiores. A figura⁷ 3.1 apresenta a descrição de uma hierarquia de objetos para representar um corpo de água, o sistema a ser modelado. Por exemplo, quando se define que substâncias dissolvidas possuem uma quantidade “*concentração*”, pode-se falar automaticamente em *concentração de oxigênio dissolvido*, *concentração de matéria orgânica* e *concentração de nutrientes*.

A hierarquia de *objetos* fornece informações sobre as relações que são usadas para modelar a estrutura de dependência entre os *objetos*. Assim, a expressão “*corpo d’água contém nutrientes*” representa a relação em que o corpo d’água é compreendido como um contêiner ou recipiente, na qual se encontram as substâncias dissolvidas e entidades biológicas.

Os *objetos* têm diversas propriedades. As propriedades mais relevantes são representadas no modelo como *quantidades*, usadas para descrever como os *objetos* mudam ao longo do tempo. *Quantidades* são descritas com base na magnitude e na direção de mudança (*derivada*). Os critérios para selecionar quais valores devem ser incluídos no *espaço quantitativo* dependem do modelo proposto.

⁶ Essa forma estruturada é conhecida pela denominação *ISA – hierarchy*, representação comum do conhecimento em Inteligência Artificial (Salles, 1997).

⁷ Essa figura foi gerada no HOMER (Bessa Machado & Bredeweg, 2002; 2003).

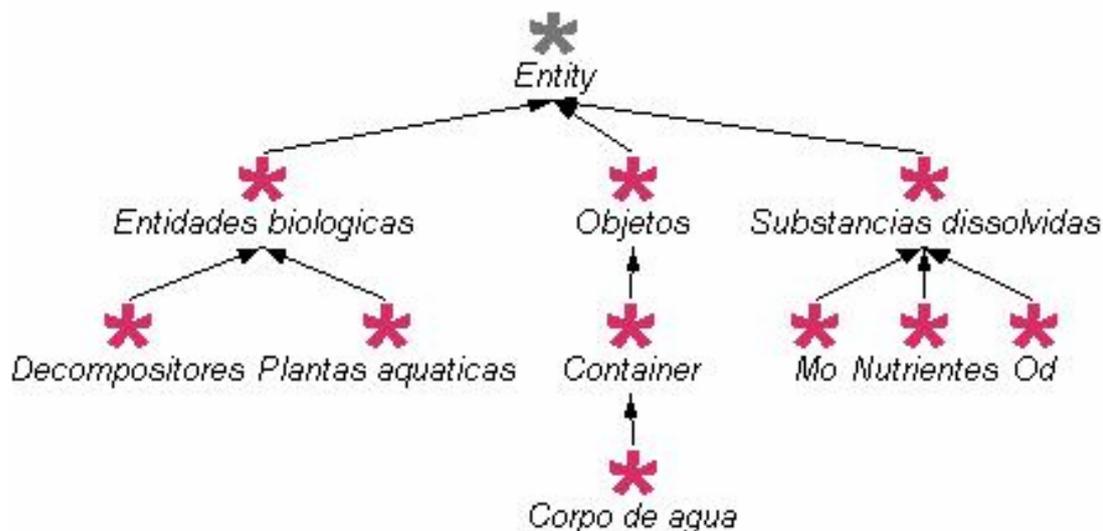


Figura 3.1 - Hierarquia de entidades biológicas, objetos e substâncias dissolvidas incluídas no modelo⁸.

A *magnitude* refere-se à noção, no senso comum, do tamanho da *quantidade*. A *derivada* é uma noção requerida na dinâmica do modelo para indicar como a *quantidade* está mudando. Uma representação completa do valor de uma *quantidade* é feita por um par $\langle \text{magnitude}, \text{derivada} \rangle$.

Cada uma das duas partes é composta de valor e sinal. Por exemplo, para *derivadas* os sinais $[-, 0, +]$ indicam a direção de mudança da *quantidade*, ou seja, $[-]$ significa que a *quantidade* está diminuindo ao longo do tempo; $[+]$ representa uma *quantidade* que está crescendo ao longo do tempo; *quantidades* constantes são indicadas com $[0]$.

Como mencionado acima os valores qualitativos que uma *quantidade* pode assumir são descritos em um conjunto denominado *espaço quantitativo* (EQ). O EQ pode incluir pontos, intervalos ou ambos. Mudanças de valores representam o comportamento de uma *quantidade*. Comportamento do sistema é uma seqüência de *estados qualitativos*, observada ao longo do tempo, caracterizados por conjuntos de valores das variáveis, que aparecem simultaneamente.

⁸ *Entity* representa objetos ou conceitos que são partes do sistema a ser modelado. Entidades representam elementos importantes para a construção de modelos qualitativos (Bredeweg *et al.*, 2004).

Na TQP, os valores qualitativos são selecionados de acordo com sua importância para o fenômeno que está sendo modelado. Isso é denominado por Forbus (1984) de “*princípio da relevância*” – apenas os valores que correspondem a diferenças relevantes no comportamento do sistema devem ser incluídos no espaço quantitativo de uma quantidade e a variação entre eles deve ser suficiente para demonstrar as mudanças de *estados qualitativos* no modelo.

Ao se considerar, por exemplo, os valores para o conteúdo de oxigênio dissolvido (OD) na água, esses podem ser distribuídos em um *espaço quantitativo*, que estabeleça nível baixo, normal ou máximo. O zero representa condições anaeróbicas (ausência de oxigênio dissolvido no meio). Assim, para o conteúdo de OD, EQ = {zero, baixo, normal, máximo}.

As relações entre *quantidades* e diferentes *espaços quantitativos* podem ser modeladas usando um primitivo da TQP denominado *correspondências*.

3.4.2 Estados Qualitativos

Estados qualitativos do sistema são descritos por um conjunto de valores de algumas quantidades. Um *estado qualitativo* pode incluir um número infinito de valores quantitativos (Forbus, 1984).

Em um sistema no qual se deseja investigar o comportamento da qualidade da água em um corpo receptor, após o lançamento de uma carga orgânica, um *estado qualitativo* pode ser definido, por exemplo, em função do conteúdo de OD que diminui ou aumenta ao longo do tempo: “*o conteúdo de OD era normal, depois começou a diminuir, em seguida se estabilizou, para, por fim, retornar ao valor inicial*”. O comportamento do sistema foi descrito como uma seqüência de estados qualitativos que se sucederam em certo intervalo de tempo.

3.4.3 Processos e Visões Individualizadas

Dois primitivos importantes na TQP são *visões individualizadas* e *processos*. As *visões individualizadas*, ou simplesmente *visões*, são definidas em termos de *objetos*, *quantidades* e relações quantitativas. Esses elementos são combinados para representar a estrutura do sistema. As *visões* podem ser aplicadas em

situações diferentes como cenários para simulações ou para descrever os efeitos das mudanças no sistema (Forbus, 1984). As *visões individualizadas* apresentam as relações entre *objetos* e *quantidades* que podem mudar.

Os *processos* descrevem mecanismos de mudança. A descrição dos *processos* inclui conhecimentos sobre *objetos* e *quantidades*, *condições* para que os *processos* estejam ativos e as relações entre essas *quantidades*. Na TQP, de acordo com Forbus (1984), os *processos* são os mecanismos que causam mudança, criando e destruindo *objetos* ou modificando suas propriedades.

Para entender melhor, pode-se considerar, por exemplo, uma situação, na qual, organismos aquáticos (autotróficos) podem produzir oxigênio a partir de um mecanismo bem conhecido, a fotossíntese. Uma visão para descrever a situação pode ser chamada “*Trecho de corpo d’água onde ocorre a Fotossíntese*” e o processo para modelar a mudança pode ser denominado “*Produção Fotossintética de Oxigênio*”.

Visões e *processos* incluem os elementos necessários para a representação de estruturas conceitual, causal e matemática (Salles, 1997) e proporcionam o vocabulário necessário para descrição do comportamento do sistema. Na TQP, *visões* e *processos* formam blocos conhecidos como *fragmentos de modelo*, utilizados para a construção de modelos qualitativos. *Fragmentos de modelo*, armazenados em uma *biblioteca*, podem ser selecionados, reunidos, ativados e transformados em modelos de simulação (Salles *et al.*, 1996b).

Uma *visão* consiste de quatro componentes: *indivíduos*, *pré-condições*, *condições quantitativas* e *relações* (Forbus, 1984). Os *processos* são representados de forma similar às *visões*, exceto pela introdução de mais um componente: *influências*. Elas descrevem as mudanças que ocorrem quando os *processos* são ativos, de acordo com Forbus (1984). As partes de *visões* e de *processos* estão descritas a seguir:

- **Indivíduos** são listas de *objetos*, entidades e *situações* sob as quais *visões* e *processos* são aplicáveis. Podem ser instanciados para descrever uma situação específica;

- **Pré-condições** são enunciados que representam *indivíduos* e suas *relações*, exceto aquelas estabelecidas pelas condições quantitativas. As *pré-condições* referem-se às condições externas necessárias para que *visões* e *processos* ocorram. Essas condições não são afetadas por *processos* e seus valores não podem ser deduzidos por inferências baseadas na TQP;
- **Condições Quantitativas** são declarações de desigualdades entre *quantidades* pertencentes aos *indivíduos*, ou ainda declarações sobre *processos* e *visões individualizadas*. Diferentemente das *pré-condições*, as restrições estabelecidas pelas *condições quantitativas* podem ser afetadas por *processo*;
- **Relações** contêm enunciados que são verdadeiros, se e somente se, a totalidade da *visão* ou do *processo* é verdadeira. As *relações* são estabelecidas entre os parâmetros dos indivíduos e eventualmente são representadas novas entidades que são criadas. Entre as *relações* incluídas destacam-se as *proporcionalidades qualitativas*. Essas *relações* são usadas para representar como os efeitos dos *processos* se propagam pelo sistema;
- **Influências** expressam os aspectos dinâmicos na TQP. *Influências diretas* representam os efeitos dos *processos* e conferem os aspectos dinâmicos ao sistema. Esse campo não existe em *visões*, pois só os *processos* impõem *influências diretas* sobre as variáveis.

3.4.4 Influências e Proporcionalidades Qualitativas

Na TQP, mudanças são sempre iniciadas por *processos* e se propagam para todo sistema mediante relações de dependência entre as quantidades. A TQP reconhece dois tipos diferentes de influências: *influências diretas* e *influências indiretas*, também denominadas *proporcionalidades qualitativas* (Forbus, 1984). Ambas possuem significado matemático e representam explicitamente o sentido das relações de dependência.

A partir do conhecimento fornecido pela TQP (Forbus, 1984), as *influências diretas*, ou simplesmente *influências*, aparecem nas definições de processos e são

usadas para representar mudanças. As *influências* relacionam-se com a mudança de uma quantidade mediada por um *processo* e especificam como ou o que pode causar tal mudança na quantidade.

As *influências* (*I*) são usadas para calcular o valor da *derivada* de uma variável de estado e, portanto, determinam sua variação ao longo do tempo, ou taxa de variação. Referem-se, portanto, a uma relação entre duas variáveis em que as restrições se estabelecem na derivada da quantidade ao invés da quantidade propriamente dita. As *influências* podem ser positivas ou negativas (*I+*, *I-*), quando valores são adicionados ou deduzidos, respectivamente, da variável de estado (Salles, 1997).

Em uma situação na qual se deseja representar o efeito do processo de fotossíntese sobre a concentração de OD na água, por exemplo, tem-se que o conteúdo de OD em um corpo d'água é influenciado direta e positivamente pela taxa de fotossíntese ou seja $I+(Concentração\ de\ OD, Taxa\ de\ Fotossíntese)$. Essa declaração define a relação entre a taxa de fotossíntese (*Taxa de Fotossíntese*) e a variável de estado oxigênio dissolvido (*Concentração de OD*). Ao longo do tempo, as diferenças que vão sendo observadas na concentração de OD dependerão da magnitude do incremento, ou seja, do valor da derivada.

A representação da mudança inicia-se pela *influência* e propaga-se por meio de *proporcionalidades qualitativas*. As *influências indiretas* ou *proporcionalidades qualitativas* (*P*) descrevem como certa quantidade mudará pela sua dependência de outra quantidade, ou seja, expressam informação sobre uma dependência funcional entre dois parâmetros. (Forbus, 1984). As *proporcionalidades qualitativas* formam o principal bloco para a construção de equações, representando funções monotônicas para as relações entre as derivadas de duas quantidades. Essas relações monotônicas podem ser usadas para determinar mudanças em uma quantidade, com base em como outra quantidade muda.

Se a função é negativamente proporcional, representa-se por *P-*, e se é positivamente proporcional, é representada por *P+*. A relação notada apenas por *P* carrega a informação de que na relação entre duas quantidades quaisquer não é possível estabelecer que quantidade afeta a outra quantidade (Forbus, 1984).

Em uma sentença expressa por P_+ (A , B), por exemplo, é possível concluir que as duas quantidades estão mudando na mesma direção. Ao se retornarem os conceitos envolvidos na descrição do processo de fotossíntese é possível afirmar que quantidade de biomassa de planta aquática em um corpo d'água afeta positivamente a taxa de fotossíntese e pode-se notar por P_+ (*Taxa de Fotossíntese*, *Biomassa de planta aquática*), em que se lê “quando a biomassa de planta aquática cresce ou diminui, a taxa de fotossíntese varia na mesma direção”.

3.4.5 Causalidade

A formalização da noção de causalidade é central para a geração de explicação nos sistemas baseados em RQ (Bredeweg *et al.*, 2004). Essa formalização significa que as explicações para o comportamento do sistema são obtidas em termos das relações de causa e efeito do tipo “*A causa B*”, significando que quaisquer alterações em B ocorrem se e somente se A muda; ou do tipo “*A causa C*”, indiretamente, implicando que “*A causa B*” e “*B causa C*”.

Na Teoria Qualitativa de Processos, as relações de causa e efeito são explicitadas por mudanças causadas direta e indiretamente por *processos* (Forbus, 1984). As relações causais são explicitadas quando as mudanças decorrem de uma *influência direta (influência)* ou de propagação de efeitos a partir das *proporcionalidades (influências indiretas)*. Uma *quantidade* que não sofre mudança em decorrência de quaisquer processos é uma constante. Esse conjunto de assertivas é denominado por Forbus (1984) de “*hipótese de causalidade direta*”.

Essa hipótese impõe três restrições para o funcionamento de *influências* e *proporcionalidades*. Primeira, todas as mudanças são iniciadas por *influências* e as *proporcionalidades* são utilizadas para propagar essas mudanças introduzidas pelas *influências* por todo o sistema. *Influências* e *proporcionalidades* são direcionadas, ou seja, seus efeitos se propagam na mesma direção (da causa para consequência). Terceira, nenhuma quantidade pode ser influenciada direta e indiretamente de forma simultânea, sob pena de violar a cadeia causal ou cadeia de causalidade que é uma das características essenciais da TQP (Forbus, 1984).

A figura 3.2 mostra como a causalidade flui pela estrutura do sistema. O diagrama representa o modelo causal no estado da simulação. É importante observar que o digrama também mostra o espaço quantitativo para cada quantidade, o valor atual e a direção de mudança. A figura mostra o processo de re-aeração atmosférica. O fluxo de oxigênio na interface água/ar aumenta quando aumenta o déficit desse gás no corpo d'água. De outro lado, à medida que o processo de re-aeração ocorre, menor vai-se tornando esse déficit. A quantidade de oxigênio dissolvido no corpo d'água é reposta sempre que o processo de re-aeração encontra-se ativo.

Apresenta-se, também, o valor atual das variáveis e a direção de mudança. O triângulo preto voltado para cima indica que a quantidade está crescendo, enquanto que os voltados para baixo demonstram quantidades que estão decrescendo. A variável cujo espaço quantitativo encontra-se assinalado com um círculo preto não sofre mudança durante a simulação.

A noção de dependência entre quantidades e a causalidade que pode ser modelada por elas é, portanto, uma importante característica dos modelos qualitativos. Conforme já apresentado, essas dependências foram bem estudadas por Forbus (1984) com a definição de influências e proporcionalidades.

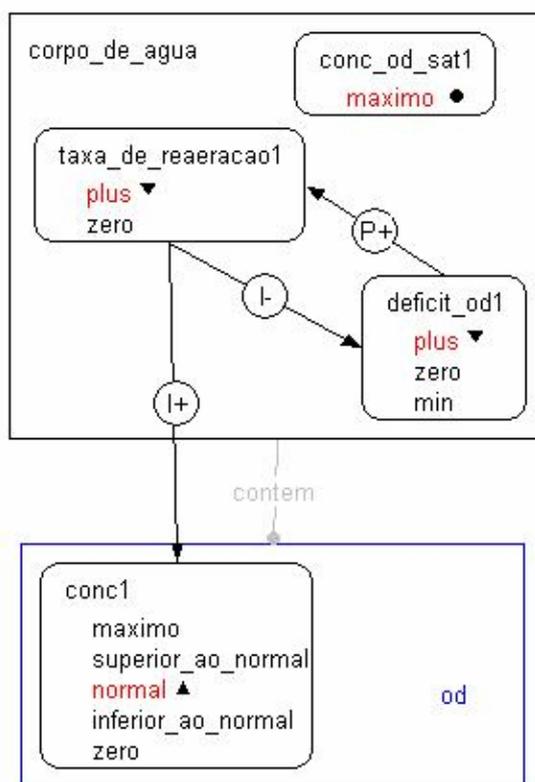


Figura 3.2 – Dependências causais⁹ para a representação do processo de transporte de oxigênio na interface água/ar (processo de re-aeração).

3.4.6 Fragmentos de Modelo

Fragmentos de modelo (FM) contêm informações sobre condições, conseqüências, relações entre as quantidades e entidades. Podem ainda ser organizados em uma hierarquia de subtipos. Esses subtipos são vinculados aos fragmentos de origem, dos quais herdam todas as propriedades inerentes.

FM especificam o comportamento causal em termos de influências, proporcionalidades, correspondências e desigualdades. FM podem ser de três tipos: fragmentos estáticos, fragmentos de processo e modelos de agentes. Os FM estáticos descrevem relações entre entidades e quantidades que não envolvem

⁹ Esta figura foi gerada no VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001). A quantidade *conc_od_sat1* é utilizada para representar o conceito de valor de saturação de oxigênio dissolvido, cujo EQ = {máximo}. A quantidade *conc_od_sat1* é a máxima quantidade de OD que pode existir no corpo d'água. A concentração de OD no corpo d'água é representada pela quantidade *conc1_OD*, cujo valor é [normal, positivo]. A relação definida pela proporcionalidade qualitativa *P+* indica que quando o *déficit_OD* cresce, a *taxa de re-aeração* varia na mesma direção. De outro lado, à medida que a *taxa de re-aeração* promove a reposição de OD no corpo d'água, o *déficit_OD* conseqüentemente diminui. Essas relações são indicadas por, respectivamente, *I+* (*conc1_OD*, *taxa de reaeração*) e *I-* (*déficit_OD*, *taxa de reaeração*).

influências. Os fragmentos de processos descrevem comportamento causal em termos de influências, ou seja, descrevem os mecanismos naturais (processos físicos, químicos e biológicos) que promovem mudanças no sistema modelado. Os modelos de agentes (Bredeweg, 1992) representam os impactos exógenos no comportamento do sistema. Esses FM referem-se, explicitamente, às mudanças que ocorrem no sistema em decorrência das ações antrópicas (Salles & Bredeweg, 1997).

Cada *fragmento de modelo* deve representar pelo menos um conceito (Salles & Bredeweg, 1997). Salles (1997) propõe que o conhecimento que se deseja modelar possa ser dividido em partes relevantes, que representem *fragmentos de modelo* independentes. Assim, em problemas de qualidade da água, os *processos* que interagem na determinação do conteúdo de oxigênio dissolvido na água podem ser representados em diferentes fragmentos de modelo.

Modelos implementados a partir da TQP envolvem a construção de uma *biblioteca de fragmentos de modelo*, consistindo de *visões individualizadas e processos* (Salles *et al.*, 1996 a, b). Dada uma situação inicial qualquer, denominada *cenário*, o simulador busca os *fragmentos de modelo* que juntam os *objetos* (e suas *quantidades*), estados iniciais e pressupostos estabelecidos na *biblioteca de fragmentos de modelo*.

A *biblioteca de fragmentos de modelo* deve ser construída de forma incremental, em torno das unidades conceituais (Salles, 1997), e o modelador pode começar com um núcleo de *fragmentos de modelo* que representam conceitos básicos sobre os processos naturais que ocorrem dentro de um corpo d'água. A *biblioteca* pode, então, ser expandida em torno desses *fragmentos* e o número e a complexidade das simulações aumentam à medida que a *biblioteca* cresce (Salles, 1997).

3.5 Modelos Qualitativos

Muito do trabalho em raciocínio qualitativo é baseado no uso de modelos (Wong *et al.*, 1997). De acordo com Salles (1997), a implementação de modelos baseados em raciocínio qualitativo (RQ) compreende a combinação de componentes

conceitual, causal e matemático. A estrutura conceitual inclui conhecimentos sobre a estrutura e os mecanismos que causam mudanças no sistema a ser modelado. A estrutura causal é a representação de como as mudanças se iniciam e se propagam dentro do sistema, enquanto a estrutura matemática corresponde a uma descrição das restrições entre as variáveis e dos procedimentos para calcular seus valores..

Modelos baseados em RQ são modelos estruturais¹⁰ adequados para apoiar a compreensão do comportamento dos sistemas (Bredeweg *et al.*, 2004). Os modelos qualitativos proporcionam o conhecimento conceitual automatizado. Estando explicitamente representado, esse conhecimento pode ser inspecionado modificado pelo modelador ou por outros modeladores.

A construção de modelos baseados em RQ inicia-se pela definição das entidades e como essas serão representadas nos modelos, constituindo-se essa etapa em uma tarefa essencial na construção de modelos qualitativos (Forbus, 1996).

A etapa seguinte consiste no estabelecimento das *quantidades* e seus *espaços quantitativos*. Esse conjunto de valores pode ser aplicável a muitas *quantidades*, em diferentes situações.

A determinação do *espaço quantitativo* para cada *quantidade* é um aspecto importante para a construção do modelo qualitativo, porque os valores representados no EQ determinam a variedade de comportamentos que podem ser obtidos durante as simulações (Bredeweg *et al.*, 2004).

A tarefa central, entretanto, é a construção de *fragmentos de modelo*, organizados em uma *biblioteca*, que representam unidades elementares de comportamento (Forbus, 1988). Na *biblioteca* de *fragmentos de modelo* estão armazenadas todas as regras para a determinação das mudanças de estado, assim como as premissas e simplificações que contribuem para reduzir as ambigüidades e a complexidade das simulações.

¹⁰ Modelos estruturais são ferramentas para descrever a estrutura e os elementos de um sistema da forma mais próxima do sistema real (Bredeweg *et al.*, 2004).

A última etapa na construção de modelos qualitativos consiste na especificação de um conjunto de *cenários* que dão início às simulações qualitativas. Um *cenário* inclui uma descrição estrutural do sistema, quantidades relevantes e seus valores iniciais. Esses elementos compõem a entrada para um simulador qualitativo (ferramenta de simulação). Cada simulação utiliza um *cenário* como entrada e produz um *grafo de estados* que captura características distintas de um sistema (Bredeweg *et al.*, 2004).

Um *grafo de estados* consiste de um conjunto de estados e de transições entre eles. Um estado corresponde a um comportamento qualitativamente único que o sistema pode exibir (um estado possível de comportamento). Similar ao cenário, um estado consiste de um conjunto de declarações que descrevem a estrutura do sistema e o comportamento que se manifesta em momento específico (Bredeweg *et al.*, 2004). Um estado é tipicamente caracterizado por um conjunto de valores qualitativos de quantidades relevantes, representadas por suas magnitude e direção de mudanças (derivada).

A transição entre estados especifica como, a partir de um estado, pode-se chegar a outro. Uma seqüência de estados é denominada *caminho de comportamento*, mas pode também referir-se como a *trajetória de comportamento* de um sistema. Um *grafo de estados* captura, em geral, um conjunto de possíveis *caminhos de comportamento*, porque múltiplas transições são possíveis a partir de estados específicos.

Na figura 3.3, estão apresentados os principais elementos construtivos envolvidos na construção de modelos qualitativos, bem como uma síntese do funcionamento da ferramenta de simulação qualitativa.

O resultado de uma simulação é uma predição qualitativa do comportamento do sistema. Essa predição qualitativa do comportamento representa o raciocínio automatizado sobre propriedades do sistema que mudam ao longo do tempo (Bredeweg *et al.*, 2004). Uma questão importante é que o modelo é construído de modo que os resultados da simulação possam produzir apenas estados qualitativamente diferentes, ou, ainda, aqueles nos quais é possível identificar

comportamentos diferentes de modo a se obter um conjunto finito de situações que representam o comportamento do sistema ao longo do tempo.

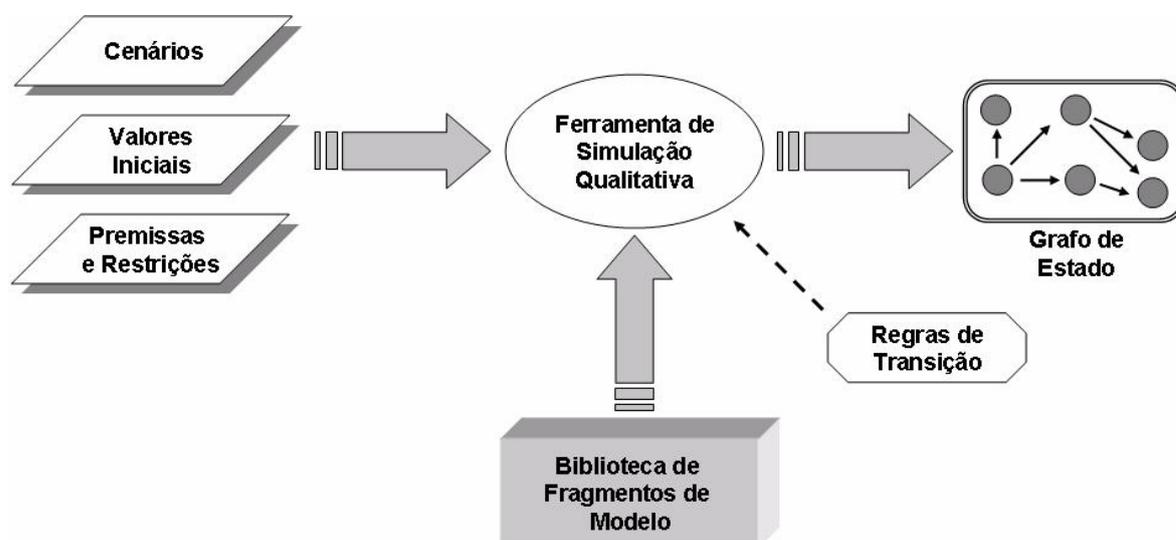


Figura 3.3 – Elementos de modelos qualitativos e resultados de uma simulação (*grafo de estados*): arquitetura de uma ferramenta¹¹ de simulação qualitativa (modificado de Bredeweg *et al.*, 2004).

A figura 3.4 contém os resultados de um dos caminhos ($1 \Rightarrow 2 \Rightarrow 4$) da simulação, que descreve o processo de re-aeração (figura 3.2). O *grafo de estados* mostra cinco estados que podem ocorrer durante a simulação. Cada círculo preto refere-se a um possível *estado qualitativo*. O número¹² que identifica os estados é criado pela ferramenta de simulação qualitativa. As setas indicam como os estados se sucedem, isto é, as transições entre os estados. Um conjunto de condições definido no cenário (referido como “*input*” na figura) conduz a simulação ao estado 1. Isso significa que existe uma única interpretação do cenário. Do estado 1 a simulação evolui para o estado 2 e, a partir dele, existem três possibilidades de estados (3, 4 e 5). Aparentemente, existe uma ambigüidade no estado 2, que permite três interpretações. Finalmente, existe uma transição do estado 5 para o estado 4.

Bredeweg *et al.* (2004) ressaltam que a ferramenta de simulação qualitativa gera todas as soluções possíveis. Ou seja, a partir de um cenário inicial, são gerados todos os comportamentos consistentes com a descrição inicial. O conjunto

¹¹ Arquitetura básica do GARP (Bredeweg, 1992).

¹² Cada estado qualitativo é identificado por um número criado pela ferramenta de simulação qualitativa e a seqüência deles não reflete, necessariamente, a ordem que tais estados ocorrem.

de resultados obtidos pelos modelos qualitativos distingue-os da simulação matemática tradicional a qual produz, em geral, apenas uma resposta específica. Essa característica é uma particularidade do RQ que permite que sejam criadas todas as possibilidades de interpretação de certa situação, traduzindo-se em vantagem se quisermos demonstrar tudo o que pode acontecer, auxiliando, por exemplo, na tomada de decisões em uma circunstância de gestão de recursos hídricos. De outro lado, é importante considerar que, se existem comportamentos indesejados nos resultados da simulação, faz-se necessária adotar medidas que restrinjam a ocorrência dessas situações.

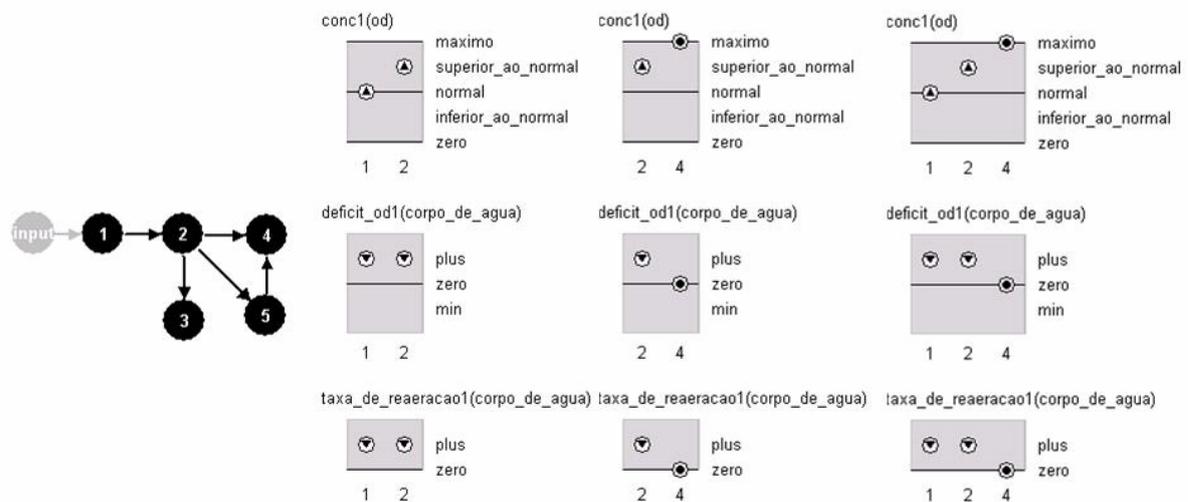


Figura 3.4 – Resultados de um dos caminhos (1 ⇒ 2 ⇒ 4) da simulação que descreve o processo de re-aeração¹³.

3.6 Aplicativos

Entre os aplicativos para construir e simular modelos baseados em raciocínio qualitativo aqui será descrito o conjunto¹⁴ formado pelo GARP (Bredeweg, 1992), VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001) e HOMER (Bessa Machado & Bredeweg, 2002; 2003), todos implementados em SWI-Prolog¹⁵. Modelos criados em HOMER podem ser simulados usando VISIGARP, o qual proporciona um ambiente gráfico para os modelos construídos GARP serem rodados e inspecionados.

¹³ Esta figura foi gerada no VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001). Os triângulos (▲ e ▼) representam os valores das derivadas, para cima, derivada positiva e a quantidade está crescendo; para baixo, negativa e a quantidade está decrescendo. Bolas negras (●) representam derivadas iguais a zero, a quantidade mantém-se estável.

¹⁴ Download disponível no endereço: hcs.science.uva.nl/projects/GARP/.

¹⁵ Download disponível no endereço: www.swi-prolog.org/.

3.6.1 GARP

GARP¹⁶ é o acrônimo de General Architecture for Reasoning about Physics (Bredeweg, 1992). Essa ferramenta de simulação qualitativa usa blocos para a construção de modelos. O primeiro compreende a representação de entidades físicas simples (objetos) e de relações estruturais entre elas. O segundo representa a variação das propriedades ao longo do tempo em termos de quantidades e espaços quantitativos. Os espaços quantitativos são representados independentemente de um modelo específico. Na construção de um modelo qualitativo, os espaços quantitativos são relacionados às quantidades e restrições podem ser especificadas entre eles. O terceiro bloco apresenta todos os tipos de dependência entre as quantidades e os valores das quantidades (Salles & Bredeweg, 1997).

Esses blocos de construção de modelos, junto com os cenários iniciais, podem ser especificados em uma biblioteca de fragmentos de modelo. Os cenários consistem usualmente de uma descrição estrutural de um sistema e da definição dos valores iniciais de algumas quantidades (Salles & Bredeweg, 1997). Os fragmentos de modelo apresentam condições e conseqüências. GARP usa um conjunto de regras para raciocinar sobre as transições entre estados. As simulações feitas em GARP mostram um grafo de comportamento com um grande número de possibilidades.

3.6.2 HOMER

HOMER (Bessa-Machado & Bredeweg, 2002; 2003) é um aplicativo que dispõe de interface gráfica para a construção de modelos. Esses modelos são simulados usando GARP e as simulações são inspecionadas com VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001).

Esse aplicativo possui um conjunto de ambientes de trabalho para construir os modelos qualitativos (figura 3.5). Os blocos construtivos podem ser reutilizados e

¹⁶ GARP é implementado em SWI-Prolog. O download pode ser feito gratuitamente no endereço: hcs.science.uva.nl/projects/GARP/.

reunidos sempre que necessário. O conteúdo desses blocos construtivos pode ser manipulado usando ferramentas de diálogo interativo.

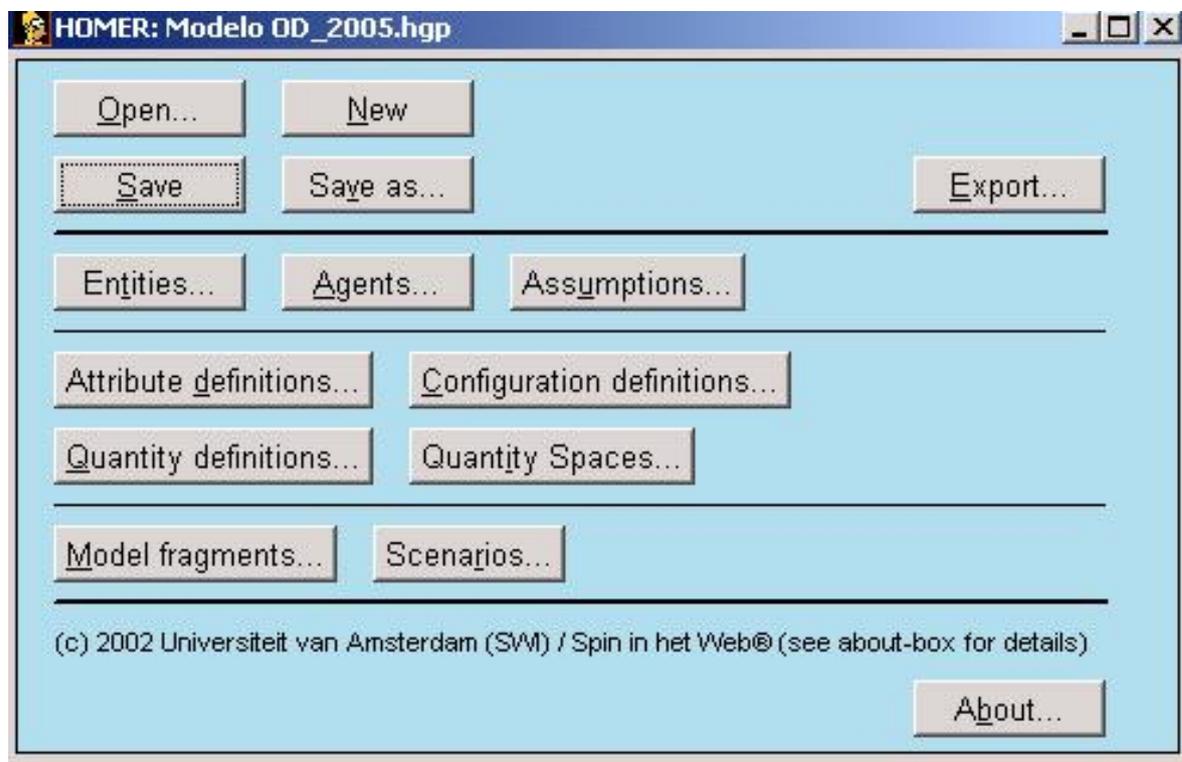


Figura 3.5 – Principal tela do HOMER.

- **Entidades** – usadas para representar objetos físicos ou conceituações que fazem parte do sistema a ser modelado e que determinam a estrutura dos modelos qualitativos. As entidades são organizadas de modo estruturado e hierarquizado;
- **Agentes** – usados para representar fatores externos que interferem no sistema;
- **Premissas** – são rótulos que podem ser usados para explicitar ou ocultar certos detalhes dos modelos. Podem ser operacionais ou simplificações. Essas últimas servem para reduzir a complexidade das simulações;
- **Atributos** – definem propriedades das entidades que não mudam (estáticas);

- **Quantidades** – Representam mudanças nas propriedades das entidades e servem para identificar comportamentos qualitativamente diferentes;
- **Cenários** – descrevem uma situação inicial do sistema cujo comportamento deverá ser capturado pelo modelo qualitativo;
- **Fragmentos de modelo** – definem condições e conseqüências e especificam relações de causalidade em termos de influências, proporcionalidades e correspondências. Existem três tipos de fragmentos de modelo: estáticos, de processos e modelos de agentes.

3.6.3 VISIGARP

VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001) é um aplicativo usado para inspecionar a simulação qualitativa. Baseado na saída da simulação empreendida no GARP, VISIGARP gera representações diagramáticas do conhecimento e das informações contidas nos modelos qualitativos. Isso inclui percepções dos aspectos estruturais dos modelos, dos parâmetros que estão mudando ao longo do tempo e as relações causais e matemáticas. Esse aplicativo oferece diversas opções de visualização dos resultados das simulações.

3.7 Aplicações de Modelos baseados em Raciocínio Qualitativo

Tradicionalmente, o RQ tem sido utilizado para aplicações em física e engenharia. Entretanto, outras áreas de pesquisa e desenvolvimento tecnológico têm se beneficiado das abordagens em RQ (Bredeweg & Struss, 2004). A tabela 3.1 contém uma série trabalhos publicados utilizando técnicas de RQ. Não se trata de uma lista exaustiva, mas, serve para ilustrar o potencial dessa abordagem para formalizar conhecimentos qualitativos.

Tabela 3.1 – Diversas aplicações de modelos baseados em RQ

Aplicações		Autores	Principais elementos da pesquisa
Estudos em ecossistemas aquáticos	Qualidade da água	Salles <i>et al.</i> (2003 a; b) e Araújo <i>et al.</i> (2003; 2004);	Foram construídos modelos de simulação qualitativa com vistas a modelar as diversas mudanças na qualidade da água decorrentes de fatores naturais e antrópicos
	Hydroecologia	Guerrin (1991; 1992) e Heller & Struss (1996)	Os trabalhos foram desenvolvidos para a interpretação de processos que ocorrem em ecossistemas aquáticos
	Gestão de recursos naturais	Câmara <i>et al.</i> (1987); Antunes <i>et al.</i> (1987); Eisenack & Kropp (2001); Guerrin & Dumas (2001 a; b); Neumann & Bredeweg (2004)	Essas pesquisas estão preocupadas com a utilização de modelos qualitativos para gerar previsões e explicações para situações de gestão de recursos naturais em ecossistemas aquáticos
Dinâmica de populações e comunidades		Salles (1997); Salles & Bredeweg (1997; 2004); Salles <i>et al.</i> (2002); McIntosh (2003); Tullos <i>et al.</i> (2004); Nutte <i>et al.</i> (2005)	Trata-se de abordagens para construção de modelos qualitativos sobre dinâmica de comunidades submetidas a perturbações
Suporte à decisão em estações de tratamento de água		Struss & Heller (1999); Roque <i>et al.</i> (2003 a; b); Struss <i>et al.</i> (2003); Struss <i>et al.</i> (2004)	Aplicações do RQ na diagnose baseada em modelos
Manejo e sustentabilidade ambiental		Struss (1997; 1998); Brajnik & Line (1998); Salles (2005).	Desenvolvimento de modelos de suporte à decisão

3.8 Potencialidades e Desafios do uso de Modelos Baseados em RQ

O uso do Raciocínio Qualitativo é relativamente recente na pesquisa de modelos de simulação aplicados aos recursos hídricos, um campo em que vêm sendo usados, predominantemente, modelos de simulação matemáticos. Entretanto, os baseados em RQ têm grande potencial de aplicação em situações de modelagem da qualidade da água como facilitadores no processo de tomada de decisão. A construção de modelos qualitativos aplicados a esses problemas é de interesse de

educadores, gestores e tomadores de decisão, porque facilita a compreensão dos fenômenos e a comunicação entre os diversos atores.

As potencialidades dos modelos qualitativos incluem a possibilidade de se obterem importantes conclusões sobre os sistemas aquáticos, sem o uso de dados numéricos; o uso de uma abordagem composicional, que proporciona a reutilização de fragmentos de modelo que representam partes do domínio de conhecimento, evitando-se o desenvolvimento de modelos dedicados a cada sistema modelado; a construção de um vocabulário, próximo da linguagem codificada, para descrever objetos, situações, relações e mecanismos de mudança; e a possibilidade de proporcionar interpretações causais do comportamento do sistema.

Com o pensamento no futuro, muitos pesquisadores da comunidade de RQ estão preocupados com a melhora (ou aumento) da capacidade dos simuladores qualitativos (Bredeweg & Winkels, 1998). Os desafios que se apresentam são a integração dos conhecimentos qualitativo e quantitativo para lidar com a complexidade dos sistemas ambientais (Rykiel, 1989) e a utilização de modelos qualitativos em aplicações reais (Bredeweg & Struss, 2004).

3.9 Considerações Finais

O RQ é capaz de gerar conclusões relevantes sem requerer dados numéricos. Isso não significa, entretanto, que exclua a informação quantitativa (Williams & de Kleer, 1991). Ao contrário, os trabalhos de Kleer (1990), Forbus & Falkenhainer (1990), Kuipers (1986) e Kuipers & Berleant (1988) demonstram a importância da junção de informação quantitativa e qualitativa, principalmente pela extração de características qualitativas de dados quantitativos (Williams & de Kleer, 1991). Os modelos qualitativos incorporam álgebra simbólica, intervalos aritméticos, simulação numérica, previsões geométricas e raciocínio aritmético.

O objetivo principal do RQ é capturar as habilidades necessárias ao desempenho de uma variedade de tarefas. A obtenção de simulações qualitativas é apenas uma fração deste conjunto de habilidades, que compreende seleção de modelos, composição, abstração, compilação, comparação e análise de sensibilidade (Williams & de Kleer, 1991). Outro aspecto importante é que, enquanto

a simulação tradicional (matemática) produz como resultado um comportamento do sistema, as técnicas de raciocínio qualitativo demonstram os mais relevantes aspectos do comportamento. Essa propriedade é importante para tarefas de modelagem que requerem compreensão de conexões entre mecanismos e comportamentos (relações de causalidade).

4. MODELOS QUALITATIVOS, BASEADOS NA DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO, PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

4.1 Introdução

A qualidade da água de um rio é avaliada a partir de componentes ou substâncias na água, denominados muitas vezes parâmetros de qualidade da água. O oxigênio dissolvido (OD) é um dos principais indicadores ou parâmetros da qualidade da água. Tradicionalmente, o foco central dos modelos de qualidade da água é o status do sistema com respeito ao oxigênio dissolvido (Benedetti & Sforzi, 1999).

Diversos autores têm demonstrado que a presença de oxigênio dissolvido é de fundamental importância para a manutenção da vida aquática e da qualidade da água (Benetti & Bidone, 2000; Tucci, 1998; Gastaldini & Mendonça, 2001; Masters, 1991; Wuhrmann, 1972; Rump & Krist, 1988; Wetzel & Likens, 1991; Wetzel, 1993). O significado ambiental do oxigênio dissolvido leva em conta que esse é vital para a manutenção da vida em ambientes aquáticos, permitindo condições favoráveis para o crescimento e reprodução de populações de peixes e de outros organismos aquáticos. A compreensão da solubilidade e especialmente da dinâmica da distribuição do oxigênio formam a base para o entendimento da distribuição, do comportamento e do desenvolvimento dos organismos aquáticos.

Tchobanoglous & Schroeder (1985) afirmam que, devido à sua importância, o oxigênio é amplamente utilizado como principal parâmetro de qualidade da água e serve para determinar o impacto de poluentes sobre corpos d'água. É o mais importante fator para qualquer planejamento de gestão de recursos hídricos, porque a concentração de oxigênio dissolvido proporciona informações essenciais sobre reações químicas e biológicas que ocorrem nos corpos d'água.

A concentração de oxigênio dissolvido indica a capacidade dos corpos d'água, rios, por exemplo, de receberem cargas poluidoras sem causar distúrbio (Wetzel & Likens, 1991), além de representar um dos mais importantes fatores ambientais que afetam a vida aquática.

As cargas poluidoras pontuais, tais como descargas de esgotos domésticos tratados e não tratados; e não pontuais ou difusas, tais como escoamento de áreas urbanas e rurais, originam-se na bacia hidrográfica. Os rios exibem relações com suas bacias hidrográficas, com as quais estão fortemente ligados. Desse modo as terras adjacentes exercem papel crucial na qualidade de suas águas (Horne & Goldman, 1994).

De acordo com Cox (2003), modelos de simulação para qualidade da água que representam os problemas associados à baixa concentração de OD em rios têm sido usados há mais de um século. No entanto, a grande maioria deles não integra os processos que ocorrem na superfície do terreno (uso e ocupação da terra) com os processos que se dão no interior dos corpos d'água, em função da complexidade das análises.

De modo a contemplar a complexidade dos fatores que determinam a qualidade das águas, adotamos a estratégia de avançar gradativamente na modelagem dos fenômenos envolvidos, procurando sempre a representação mais simples possível e compatível com o grau de conhecimento alcançado sobre o ecossistema com a base de dados disponíveis (Araújo & Saito, 2001), evitando sofisticções desnecessárias, que muitas vezes levam à perda de confiabilidade nos resultados da modelagem.

Os modelos qualitativos implementados descrevem o metabolismo do oxigênio dissolvido em um rio a partir de um conjunto de processos: fotossíntese, respiração, re-aeração e decomposição da matéria orgânica. Nos modelos, equações diferenciais são descritas para cada processo. Os modelos qualitativos propostos são ferramentas para auxiliar na avaliação de alterações na qualidade da água, em resposta às mudanças que ocorrem na dinâmica do oxigênio dissolvido. Essas mudanças ocorrem, principalmente, em resposta às atividades antrópicas na bacia hidrográfica.

O uso de modelos qualitativos amplia a capacidade de análise, devido à desagregação de fenômenos complexos em elementos mais simples, de modo que é possível discriminar fatores e processos envolvidos com adequada espacialização, facilitando a compreensão integrada dos fenômenos e a identificação das relações

de causa e efeito (Gastaldini & Teixeira, 2001). As idéias apresentadas nos modelos implantados podem servir à geração de explicações sobre questões relacionadas à qualidade da água para tomadores de decisão e atores sociais.

A modelagem busca ampliar o conhecimento do sistema observado. O principal objetivo não é a construção de um modelo preciso, mas aumentar o entendimento do comportamento fundamental do sistema modelado.

Neste capítulo, são descritos todos os elementos que foram utilizados na construção de modelos qualitativos para a avaliação da qualidade da água, com base na dinâmica do OD. O capítulo está organizado de modo a apresentar a estrutura adotada, os conceitos ecológicos utilizados, os primitivos de modelagem do RQ, o processo de construção dos modelos, a ferramenta de simulação qualitativa, os cenários iniciais e os resultados das simulações.

4.2 A Estrutura Adotada

Para representar o conhecimento relevante sobre a dinâmica do oxigênio levamos em conta que uma equação de balanço de massa possibilita o cálculo da concentração de oxigênio dissolvido na água (Warn & Brew, 1979).

No sistema físico, consideramos que tudo ocorre em um recipiente no qual a distribuição de concentrações de todas as variáveis intervenientes no balanço de massa é uniforme (Eiger, 1991). Essa abstração é frequentemente utilizada na modelagem da qualidade da água (Mahamah, 1998). O rio, ou trecho de corpo d'água, é considerado um reator de mistura completa, também conhecido como CFSTR¹⁷. Um reator de mistura completa caracteriza-se por ter em todos os pontos da massa líquida a mesma concentração, ou seja, o material que entra no sistema é instantaneamente dispersado. Aqui se assume que o sistema comporta-se produzindo homogeneidade espacial e respostas instantâneas.

Os modelos baseados em RQ, modelos qualitativos, devem ser capazes de dar suporte a predições do tipo: *“o lançamento de cargas poluidoras em um corpo*

¹⁷ CFSRT: *continuous – flow stirred_tank reactor*.

d'água resulta, indiretamente no consumo de oxigênio dissolvido e o decréscimo da concentração de oxigênio tem diversas implicações na qualidade da água”.

Na construção dos modelos qualitativos, utilizamos a Teoria Qualitativa de Processos (TQP), estabelecida por Forbus (1984) e a modelagem composicional (Falkenhainer & Forbus, 1991), que compreende a implementação e agregação de componentes e comportamentos parciais do sistema para descrever o comportamento geral do sistema.

A representação computacional dos modelos qualitativos foi implementada no simulador qualitativo GARP (Bredeweg, 1992), o qual, a partir de cenários iniciais, é capaz de produzir informações que permitam raciocinar sobre a qualidade da água.

4.3 A Dinâmica do Oxigênio Dissolvido

A representação conceitual do modelo considera os processos que atuam sobre a dinâmica de oxigênio em um rio e os efeitos decorrentes do lançamento de matéria orgânica e nutrientes, oriundos de fontes pontuais e difusas, na bacia hidrográfica, decorrentes principalmente do uso e ocupação da terra.

A dinâmica da distribuição do oxigênio em um trecho de corpo de água, segundo Wetzel (1993), é governada pelo equilíbrio entre as entradas da atmosfera e da fotossíntese e as perdas devidas às oxidações químicas e bióticas (decomposição e respiração). Os processos que controlam a concentração de oxigênio dissolvido são importantes para determinar a disponibilidade desse gás no corpo d'água.

Fontes de oxigênio em um rio são: a re-areação (oxigênio que entra na água vindo da atmosfera), o transporte de efluentes e tributários e o processo biológico da fotossíntese. Os sumidouros mais importantes são reações químicas na água (como a oxidação da matéria orgânica) e o processo biológico da respiração (encontrado em todos os organismos vivos). Dadas essas fontes e sumidouros, o balanço do oxigênio dissolvido em um segmento de rio com volume constante (Tchobanoglous & Schroeder, 1985; Thomann & Mueller, 1987) pode ser representada de acordo com a equação (4.1).

$$d(OD)/dt = [A - MO_{ox}] + [P - R] + [T_{in} - T_{out}] \quad (4.1)$$

Nessa equação, $d(OD)/dt$ representa a variação do oxigênio dissolvido ao longo do tempo, A representa a re-aeração, MO_{ox} a oxidação da matéria orgânica, P a fotossíntese, R a respiração e T_{in} e T_{out} representam, respectivamente, o transporte de oxigênio para dentro e para fora do sistema.

Para os modelos propostos, adota-se a representação dos fenômenos que se dão na lâmina d'água, sendo excluídos os processos que ocorrem no sedimento (demanda bentônica de oxigênio). Assume-se também que os componentes $[T_{in} - T_{out}]$ são constantes. Desse modo, na equação (4.2), considera-se que as taxas de produção de oxigênio dissolvido a partir da atmosfera e da fotossíntese são contrabalançadas pelas taxas de consumo decorrentes da respiração e da decomposição.

$$d(OD)/dt = [A - MO_{ox}] + [P - R] \quad (4.2)$$

4.3.1 Fotossíntese e Respiração

Plantas aquáticas exercem um papel importante para a qualidade da água em corpos d' água. Sua presença em corpos d' água produz efeitos profundos sobre o oxigênio dissolvido disponível pela habilidade em realizar fotossíntese. Esse é o principal processo utilizado pelos seres autotróficos para a síntese de matéria orgânica. Além disso, durante a fotossíntese há liberação de oxigênio.

Concorrentemente, as plantas aquáticas utilizam oxigênio na sua respiração. A fotossíntese produz oxigênio enquanto a respiração consome oxigênio. Em geral, esses dois processos são considerados em conjunto:



A concentração relativa de oxigênio depende de o metabolismo deslocar-se para a direita ou esquerda da equação. Portanto, a concentração de OD na água resulta de um balanço entre a quantidade consumida e a quantidade produzida no meio.

A estimativa das taxas de utilização em relação à síntese pode ser utilizada na equação (4.3) de balanço da quantidade de oxigênio dissolvido (Thomann & Mueller, 1987), simplificada a partir da equação (4.2).

$$d(OD)/dt = [P - R] \quad (4.3)$$

Na equação (4.3), introduz-se o conceito de taxa de produção líquida, que incorpora produção fotossintética de oxigênio e respiração de plantas aquáticas. A partir dela é possível estabelecer que o OD produzido no interior do corpo d'água deve-se à produção líquida de oxigênio por plantas aquáticas, conforme notado na equação (4.4):

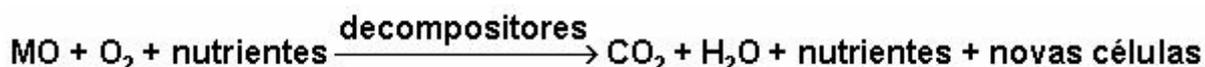
$$P_{Liq} = [P - R] \quad (4.4)$$

Em que P_{Liq} = produção líquida de oxigênio por plantas aquáticas.

Em geral, considera-se a respiração total do segmento incluindo-se o oxigênio consumido, necessário à oxidação da matéria orgânica pelos organismos decompositores. No entanto, nos modelos propostos considera-se a respiração como sendo aquela feita apenas por plantas aquáticas (Thomann & Mueller, 1987).

4.3.2 Decomposição

A decomposição é o processo pelo qual, organismos heterotróficos (decompositores) obtêm energia a partir da oxidação da matéria orgânica. Conforme Tchobanoglous & Schroeder (1985), a decomposição de matéria orgânica (MO), oriunda de fontes naturais ou antrópicas, corresponde a uma reação de oxidação do tipo:



A simplificação da cinética dessa reação assume que se trata de uma reação de primeira ordem. Nela, segundo Von Sperling (1996a), a taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica remanescente.

A quantidade de oxigênio consumido na oxidação da matéria orgânica é um importante parâmetro de qualidade da água, uma vez que essa é a principal razão para a depleção de OD em corpos d' água (Tchobanoglous & Schroeder, 1985).

4.3.3 Re-aeração

Na modelagem da dinâmica do OD, o termo re-aeração é usado para descrever entrada de oxigênio proveniente da atmosfera (Tchobanoglous & Schroeder, 1985). A atmosfera é um reservatório de oxigênio e a troca do gás ocorre na interface água/ar.

As trocas com a atmosfera mantêm a quantidade de OD próxima de uma condição de equilíbrio, determinada pela temperatura e pressão parcial. Em rios pequenos e turbulentos, que não recebem cargas oriundas de fontes poluidoras, a concentração de OD é, usualmente, próxima dos valores de saturação (Allan, 1995).

A re-aeração é um processo físico que descreve a existência de um fluxo de moléculas de oxigênio na superfície da água determinado pela tendência de restauração da condição de equilíbrio de OD, uma vez verificada a diferença entre a quantidade presente na água e o valor de saturação. Por exemplo, um déficit de oxigênio sempre que a concentração de oxigênio dissolvido reduz-se a valores inferiores à concentração de saturação, definida pela solubilidade do gás em dadas condições de temperatura e pressão (Von Sperling, 1996a).

O processo de re-aeração pode ser descrito por uma equação de primeira ordem, segundo a qual a taxa de re-aeração é proporcional ao déficit de OD. Quanto maior for esse valor, maior a transferência. À medida que ocorre a re-aeração, o déficit diminui para zero e a concentração de OD varia na direção da saturação, restabelecendo-se nova situação de equilíbrio. A re-aeração é freqüentemente o principal fator responsável pela introdução de oxigênio em corpos d' água (Von Sperling, 1996a).

4.3.4 Os efeitos do lançamento de cargas poluidoras

De acordo com Martinelli *et al.* (1999), cargas orgânicas, lançadas em rios produzem aumento da matéria orgânica dissolvida (figura 4.1). A resposta a tal

condição é o aumento da taxa de decomposição, com conseqüente depleção de oxigênio dissolvido e aumento na quantidade de nutrientes disponíveis no corpo d'água. Desse modo, a matéria orgânica oriunda de fontes naturais e do lançamento de efluentes domésticos e industriais é a principal responsável pela depleção de oxigênio dissolvido em corpos d'água (Horne & Goldman, 1994).

O ingresso de nutrientes nos corpos d'água, principalmente nitrogênio e fósforo, contidos nas cargas poluidoras, pode causar interferência nos usos desejados da água (Thomann & Mueller, 1987).

4.4 O uso do Raciocínio Qualitativo para representar a Dinâmica do Oxigênio Dissolvido

Neste trabalho, os modelos qualitativos foram construídos de acordo com a ontologia descrita na Teoria Qualitativa dos Processos – TQP (Forbus, 1984). Na TQP, mudanças são sempre iniciadas por *processos* e se propagam para todo sistema através das relações de dependência entre as quantidades. A TQP reconhece dois tipos diferentes de influências: as *influências* diretas ($I+$ e $I-$) e as *proporcionalidades qualitativas* ($P+$ e $P-$). Ambas possuem significado matemático e representam explicitamente o sentido das relações de dependência. As *influências* diretas são usadas para calcular o valor da derivada de uma variável de estado e, portanto, determinam sua variação ao longo do tempo. Tem-se, por exemplo, $I+(Concentração\ de\ OD, Taxa\ de\ Fotossíntese)$, que define a relação entre a taxa de fotossíntese (*Taxa de Fotossíntese*) e a variável de estado oxigênio dissolvido (*Concentração de OD*). As *proporcionalidades qualitativas* descrevem como certa quantidade muda pela sua dependência de outra quantidade, representando funções monotônicas para as relações entre as derivadas de duas quantidades.

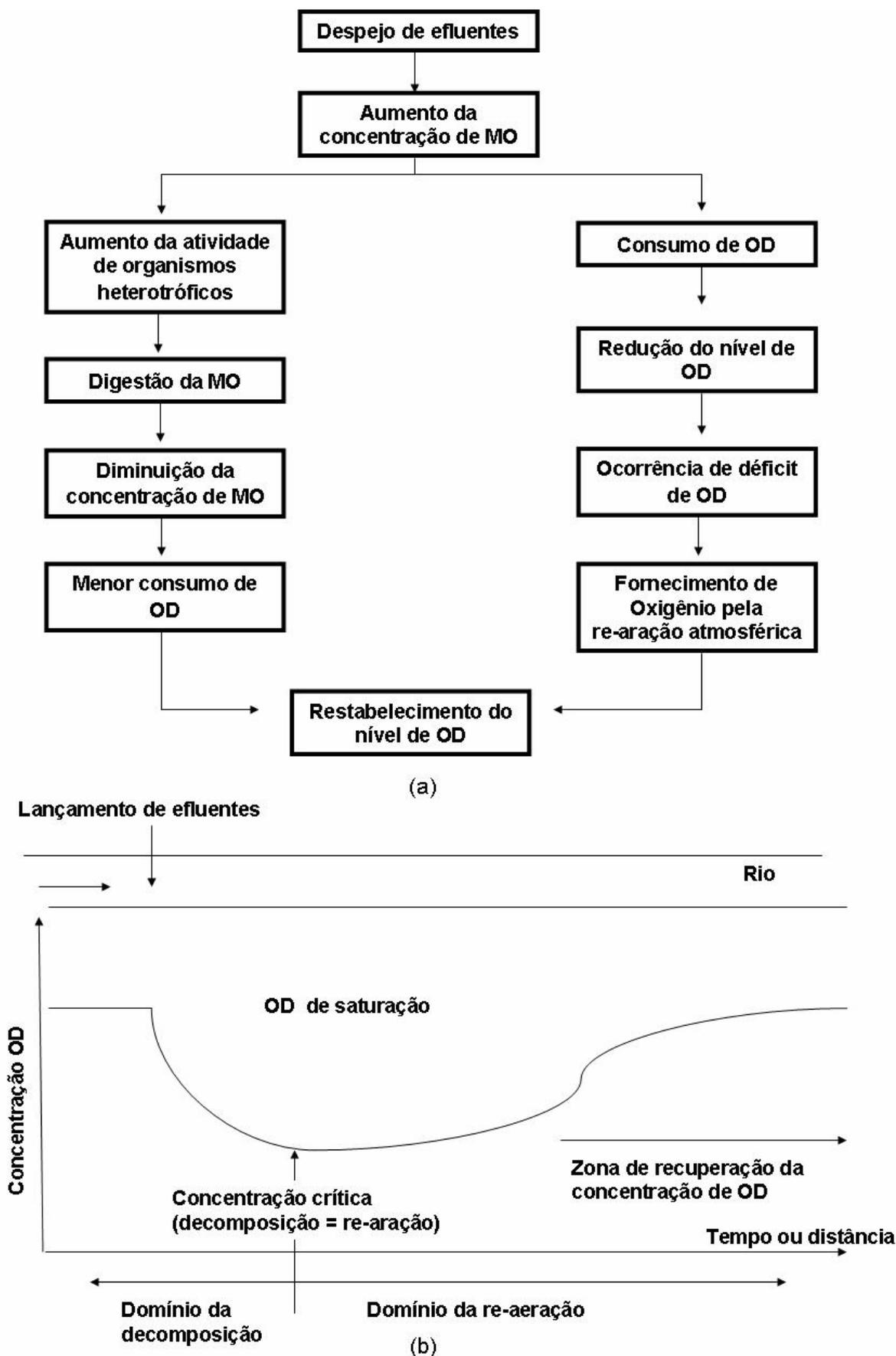


Figura 4.1 - Efeito do lançamento de carga orgânica em rios: (a) decomposição e re-aeração após lançamento de efluentes contendo matéria orgânica (MO); (b) efeito sobre quantidade de OD. Modificado de Ribeiro, 2001.

Assim, por exemplo, no processo de fotossíntese, a biomassa de planta aquática influencia positivamente a taxa de fotossíntese: $P+$ (*Taxa de Fotossíntese, Biomassa de planta aquática*) e se lê “quando a biomassa de plantas aquáticas cresce ou diminui a taxa de fotossíntese varia na mesma direção”.

Propriedades que mudam ao longo do tempo são representadas por quantidades e espaços quantitativos. Os possíveis valores qualitativos que uma quantidade pode assumir são representados em um conjunto denominado espaço quantitativo (EQ) e apenas os valores que correspondem a diferenças relevantes no comportamento do sistema devem ali ser incluídos. No modelo proposto, por exemplo, as quantidades *biomassa de planta aquática e decompositores* têm EQ = {positivo}, enquanto que a *concentração de OD* têm EQ = {zero, abaixo_normal, normal, acima_normal, máximo}. Todas as taxas, como, por exemplo, a *Taxa de Fotossíntese*, usam EQ = {zero, positivo}.

Os modelos qualitativos são construídos a partir de partes independentes, os *fragmentos de modelo* (FM), que são combinados para formar modelos completos. Esses FM são organizados em uma biblioteca construída de forma incremental, iniciando com um núcleo de FM que representa conceitos básicos sobre a dinâmica do oxigênio. Uma vez estabelecida a biblioteca básica, novos FM poderão ser agregados de modo a permitir simulações mais complexas, incluindo outros fatores ou parâmetros ambientais. Essa estrutura assegura que o número e a complexidade dos modelos a serem construídos aumentem à medida que a biblioteca cresce. A habilidade para usar e combinar informações parciais permite que a modelagem seja feita de forma composicional (Falkenhainer & Forbus, 1991). Essa abordagem baseia-se na reutilização de fragmentos de modelo e possibilita a combinação de modelos mais simples para aumentar a escala para problemas mais complexos (Salles *et al.*, 1996b). Na TQP, há dois tipos de FM, as *visões individualizadas* e os *processos* (Forbus, 1984). Os primeiros descrevem aspectos “estáticos” do sistema, tais como situações específicas ou características de entidades. Os FM do tipo *processo* descrevem mecanismos de mudança, isto é, os processos.

Os FM configurados como processos básicos, modelados de forma independente uns dos outros, são aqueles que respondem pelas mudanças no

conteúdo de oxigênio dissolvido (OD): 1) *decomposição* (oxidação da matéria orgânica), 2) *respiração*, 3) *re-aeração*, e 4) *fotossíntese*. Esses processos representam relações de consumo e produção de OD, na lâmina d'água e na interface água e ar. Nos modelos, o termo *processo composto* ou *agregado de processos* é utilizado para representar a agregação de processos em um nível inferior. Algumas vezes, o processo composto tem um significado específico e é introduzido um vocabulário próprio para o raciocínio sobre isso. Nesse contexto, a *taxa de produção líquida de oxigênio* é compreendida como um processo composto.

Por fim, para representar ações antrópicas na bacia hidrográfica que afetam a qualidade de água nos corpos d'água, foi usada a noção de modelos de agente – *agent models* (Bredeweg, 1992). Esses FM podem representar a geração de cargas poluidoras pontuais e difusas decorrentes das formas de uso e ocupação da terra, ações de manejo e gestão como, por exemplo, o controle do lançamento dessas cargas ou ainda a efetivação de tratamento dos efluentes antes do lançamento nos corpos d'água.

4.5 Os Modelos Qualitativos Propostos

Os modelos foram construídos em um ambiente de modelagem com interface gráfica, HOMER (Bessa Machado & Bredeweg, 2002; 2003) e simulados em GARP, uma ferramenta de simulação qualitativa (Bredeweg, 1992). Os resultados da simulação são inspecionados com o apoio da ferramenta de visualização, VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001).

O HOMER fornece espaços de trabalho e blocos de construção para a implementação dos modelos qualitativos. Esses blocos de construção compreendem todos os primitivos de modelagem da TQP, entidades, quantidades e espaços quantitativos e a biblioteca de fragmentos de modelo. Durante as simulações, esses elementos podem ser reutilizados e/ou reunidos pelo GARP, a depender do desenho dos cenários iniciais.

4.5.1 Entidades

Entidades representam objetos ou conceitos que são partes do sistema a ser modelado. Entidades representam uma estrutura importante para a construção de

modelos qualitativos (Bredeweg *et al.*, 2004). As entidades são representadas de forma hierarquizada, representação muito comum na Inteligência Artificial (Salles, 1997). A hierarquia de entidades contém tipos e subtipos. Essa forma de construção assegura que as propriedades definidas nos níveis mais altos sejam herdadas em níveis inferiores.

Nas especificações do modelo, representa-se um trecho de corpo de água (modelado como a entidade *corpo de água*), entendido como um recipiente que contém substâncias dissolvidas, e dois tipos de entidades: a humana, que atua de forma a ocupar a terra e promover ou não o controle da poluição, e as entidades biológicas responsáveis pelos processos naturais dentro do ambiente aquático. As entidades¹⁸ incluídas no modelo estão representadas na Figura 4.2.

Na estrutura do modelo estão previstas as representações dos fenômenos na superfície do terreno, onde estão as fontes de cargas poluidoras, como resultado das atividades nela desenvolvidas ou do tipo de cobertura existente e ao longo dos córregos e dos rios afluentes. As razões para essa escolha são o fato de que há uma diferença significativa entre os fenômenos que predominam em cada um desses ambientes, e o fato de que a modelagem da qualidade da água na bacia pode ser subdividida em componentes correspondentes às cargas geradas na bacia (pontuais e difusas) e ao fluxo das cargas transportadas, retidas e transformadas nos córregos e rios.

Nos sistemas lóticos são modelados os fenômenos que se dão na lâmina d'água, sendo excluídos os processos que ocorrem no sedimento. Entre os organismos vivos, foram modeladas plantas aquáticas¹⁹ e organismos decompositores. Os modelos consideram também, a existência do transporte de gases na interface água/atmosfera. Essa formulação levou em conta que uma das mais importantes fontes de oxigênio para os ecossistemas aquáticos é a atmosfera, pelo processo de re-aeração (Horne & Goldman, 1994).

¹⁸ Nos apêndices encontra-se a descrição, em linguagem de programação PROLOG, das entidades incluídas nos modelos.

¹⁹ De acordo com Thomann & Mueller (1987), todas as formas de plantas aquáticas são consideradas em função de sua habilidade em realizar fotossíntese. Nesse sentido, essa denominação inclui algas, fitoplâncton, macrófitas, etc.

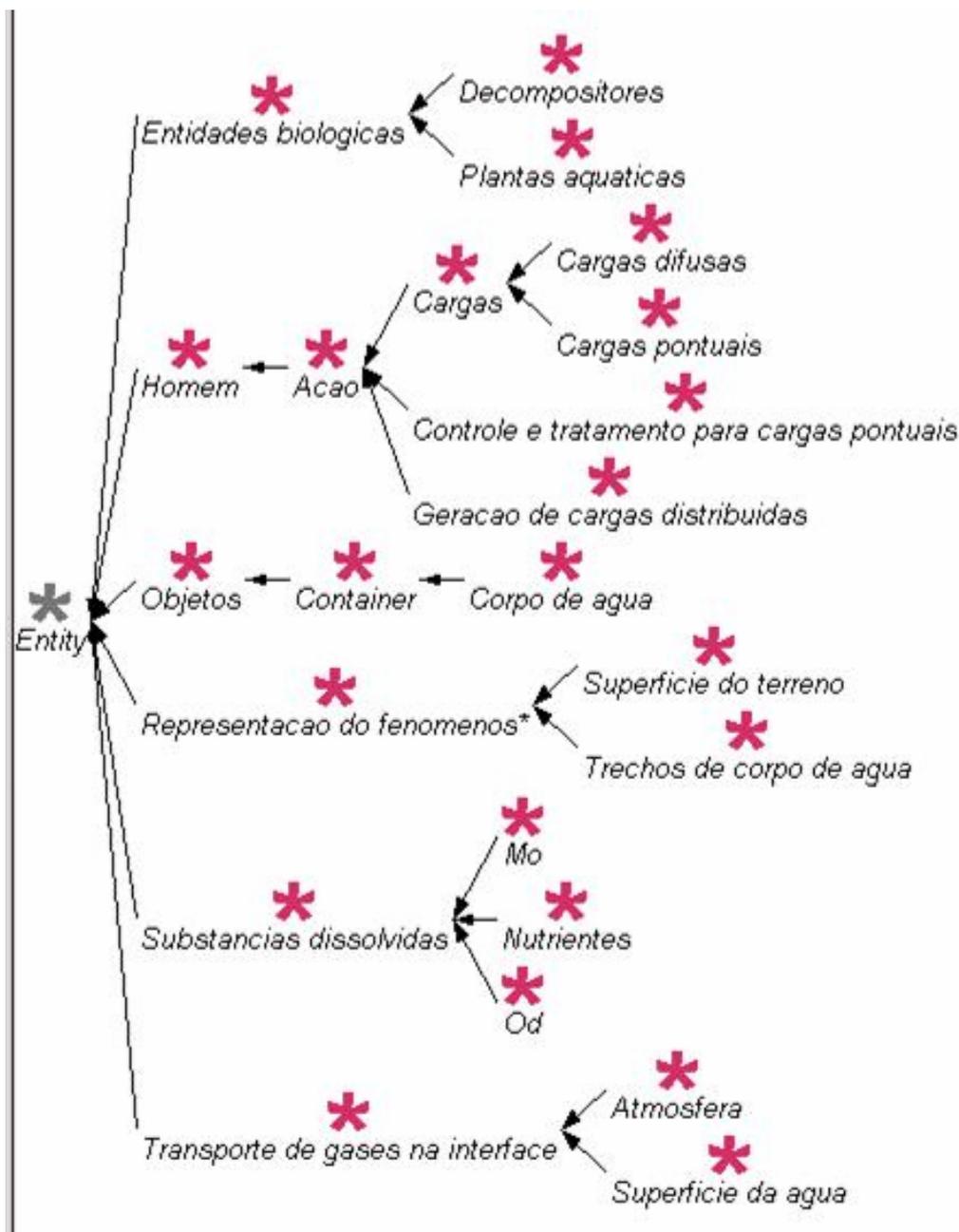


Figura 4.2 - Entidades incluídas no modelo.

4.5.2 Configurações

Relações estruturais, que definem como as entidades relacionam-se umas com as outras nas simulações, são comumente denominadas *configurações* (Bredeweg *et al.*, 2004). *Configurações* são usadas nos fragmentos de modelo para definir relações de causa e efeito entre as entidades. Nos modelos propostos, por exemplo, a configuração *Alteração da qualidade da água* serve para estabelecer os efeitos, na qualidade da água, decorrentes da atuação do homem na bacia hidrográfica. Nos modelos, são elencadas seis configurações discriminadas na

tabela 4.1. As configurações aparecem nos fragmentos de modelo e nos cenários iniciais.

Tabela 4.1 - Configurações adotadas nos modelos

Denominação	Descrição
Alteração da qualidade da água	A interferência do homem na bacia hidrográfica tem implicação direta na qualidade da água
Contém	O trecho de corpo d'água é o recipiente de substâncias dissolvidas e entidades biológicas
Geração de	Cargas difusas são geradas na bacia de drenagem e afluem aos corpos d'água de forma distribuída ao longo de sua extensão
Lançamento de	Cargas pontuais são introduzidas por lançamentos específicos, de forma concentrada
Operação de	A operação de tratamento de efluentes serve à remoção de matéria orgânica e nutrientes
Uso e ocupação da terra	A forma como o homem usa e ocupa a terra tem implicação direta na qualidade da água

4.5.3 Quantidades e Espaços Quantitativos

Na TQP, as propriedades relevantes do sistema são modeladas como quantidades. Aqui, foram representadas quantidades²⁰, que, no julgamento do modelador, correspondem a diferenças relevantes no comportamento do sistema, suficientes para demonstrar as mudanças de estados qualitativos nos modelos. Forbus (1984) denomina esse procedimento “*princípio da relevância*”.

A dinâmica da distribuição do oxigênio nos corpos d'água, representada nos modelos, é governada por um equilíbrio entre as entradas da atmosfera e da fotossíntese e as perdas devidas à decomposição da matéria orgânica e à respiração (Wetzel, 1993). A distribuição do oxigênio é importante para as necessidades diretas de muitos organismos e relaciona-se com a disponibilidade de nutrientes e de matéria orgânica (Wetzel & Likens, 1991).

Nos modelos propostos, são representadas quantidades que correspondem aos processos (*taxas*) de consumo e produção de oxigênio e às substâncias dissolvidas e entidades biológicas. A cada quantidade corresponde um espaço

²⁰ Nos apêndices são apresentadas as quantidades e os espaços quantitativos, descritos em linguagem SWI-Prolog.

quantitativo (EQ) que no simulador qualitativo GARP consiste de um conjunto ordenado de intervalos e pontos, alternados.

Todas as taxas usam espaço quantitativo $EQ = \{zero, positivo\}$. As quantidades de nutrientes e matéria orgânica (MO) são representadas pelas quantidades correspondentes às suas concentrações (*Concentração_de*), cujos espaços quantitativos (EQ) são $EQ = \{pequeno, médio, grande\}$. Para a concentração de OD, utilizou-se a quantidade *Conc(OD)* cujo $EQ = \{zero, abaixo_normal, normal, acima_normal, máximo\}$.

As quantidades de entidades biológicas, plantas aquáticas e decompositores, são representadas pela quantidade *Biomassa_de*. Assume-se que essas entidades estão sempre presentes na água embora suas biomassas possam aumentar ou diminuir. Esse conhecimento é capturado pelo espaço quantitativo $EQ = \{positivo\}$. Na tabela 4.2 estão indicadas as denominações das quantidades representadas nos modelos implementados.

4.5.4 Premissas e Simplificações

A racionalidade subjacente às premissas e simplificações adotadas nos modelos qualitativos propostos apóia-se na compreensão dos fenômenos que interagem no balanço de oxigênio dissolvido. Premissas e simplificações formam um conjunto de fragmentos de modelo estáticos que permitem manejar a complexidade do sistema modelado (Salles & Bredeweg, 1997).

Premissas e simplificações são modeladas em um bloco construtivo do HOMER denominado *Assumptions*²¹. Esses blocos construtivos são implementados para reduzir ambigüidades e tornar simulações menos complexas (Salles & Bredeweg, 2004). Na tabela 4.3, está relacionado o conjunto de premissas e simplificações utilizadas.

²¹ *Assumptions* são rótulos que podem ser usados nos fragmentos de modelo (Bredeweg *et al.*, 2004). Estes rótulos comuns em formulações computacionais correspondem ao comando GOTO.

Tabela 4.2 – Denominações das quantidades incluídas nos modelos implementados

Denominações	Quantidades
<i>Biomassa de</i>	Biomassa de entidades biológicas: decompositores e plantas aquáticas
<i>Cargas</i>	Cargas geradas na bacia hidrográfica em decorrência do uso e ocupação da terra
<i>Conc</i>	Concentração de OD no interior do corpo d' água
<i>Conc od sat</i>	Concentração de saturação de OD (valor de saturação de OD)
<i>Concentração de</i>	Concentração de MO (matéria orgânica) e Concentração de Nutrientes no corpo d' água
<i>Concentração mo</i>	Concentração de MO (matéria orgânica) nas cargas poluidoras
<i>Concentração nut</i>	Concentração de Nutrientes nas cargas poluidoras
<i>Déficit od</i>	Déficit de OD ocorre sempre que a concentração de OD é inferior ao valor de saturação
<i>Taxa de exportação</i>	Taxa de exportação de cargas de MO e nutrientes geradas na superfície do terreno
<i>Taxa de fotossíntese</i>	Taxa de produção fotossintética de oxigênio a partir de plantas aquáticas
<i>Taxa de oxidação</i>	Taxa de oxidação de matéria orgânica por decompositores
<i>Taxa de produção líquida</i>	Taxa de produção líquida de OD no interior do corpo d' água
<i>Taxa de re-aeração</i>	Taxa de re-aeração do corpo d' água
<i>Taxa de remoção</i>	Taxa de remoção de MO e nutrientes das cargas em uma ETE
<i>Taxa de respiração</i>	Taxa de respiração de plantas aquáticas

A matéria orgânica pode se originar dentro dos rios ou pode ser transportada para as águas, a partir de áreas adjacentes na bacia hidrográfica (Allan, 1995). Nos sistemas lóticos, para Vannote *et al.* (1980), as rotas heterotróficas são de grande importância. Essas rotas correspondem a quantidades apreciáveis de matéria orgânica de origem alóctone, oriundas de processos de lixiviação do solo, detritos e afluxo de matéria orgânica grosseira (folhas, flores, frutos, etc.) que ingressam em rios a partir da bacia hidrográfica.

Tabela 4.3 - Premissas e simplificações adotadas nos modelos qualitativos

Rótulos		Racionalidade e/ou significado natural
Ausência de lançamento de cargas		Correspondem a trechos de corpos d'água que não recebem cargas de nutrientes e matérias orgânicas
Condições aeróbicas		O valor de <i>Conc_OD</i> > zero. O processo de decomposição modelada requer a presença de oxigênio
Controle e funcionamento dos processos	Fotossíntese funcionando sem respiração	A definição dos processos funcionando separadamente é utilizada para a compreensão do efeito de cada um deles sobre a concentração de OD
	Respiração funcionando sem fotossíntese	
Geração de cargas internas		Geração de cargas no interior do corpo d'água
Mecanismo único para re-aeração		Sempre que há um déficit de OD ocorre a re-aeração
Simplificação de processos: redução de ambigüidades nas simulações	Decomposição	Assume-se que as derivadas das variáveis de estado são iguais às derivadas das taxas. Para representar este argumento foi utilizado o predicado de igualdade entre derivadas (<i>d_equal</i>)
	Fotossíntese	
	Produção líquida de OD	
	Re-aeração	
	Respiração	
Taxa de produção líquida positiva		O valor da fotossíntese é maior do que a respiração das plantas aquáticas
Tratamento e controle de efluentes	Ausência de tratamento	Situação na qual a taxa de remoção de efluentes é igual a zero
	Existência de tratamento	Situação na qual a taxa de remoção de efluentes é positiva
Eficiência da estação de tratamento de efluentes (ETE)		Estabelece controle das cargas poluidoras pontuais
Valor máximo de OD		É a representação do valor de saturação

No entanto, grande parte da matéria orgânica presente nesses corpos d'água é produzida em seu interior pelas plantas aquáticas, por meio do processo da fotossíntese (Wetzel & Likens, 1991).

Essa matéria orgânica, pelo processo de decomposição, ocasiona aumento na entrada de nutrientes. A decomposição resulta na conversão da matéria orgânica, produzida pela fotossíntese, em constituintes inorgânicos (nutrientes). Esse processo completa o ciclo biogeoquímico, iniciado pela fotossíntese (Wetzel & Likens, 1991).

A representação desse conhecimento ecológico nos modelos qualitativos foi feita no FM denominado *Geração de Cargas Internas* (figura 4.3) e as relações entre as variáveis *Concentração de nutrientes* e *Concentração de matéria orgânica* e *Biomassa de plantas aquáticas* estão representadas por proporcionalidades qualitativas ($P+$).

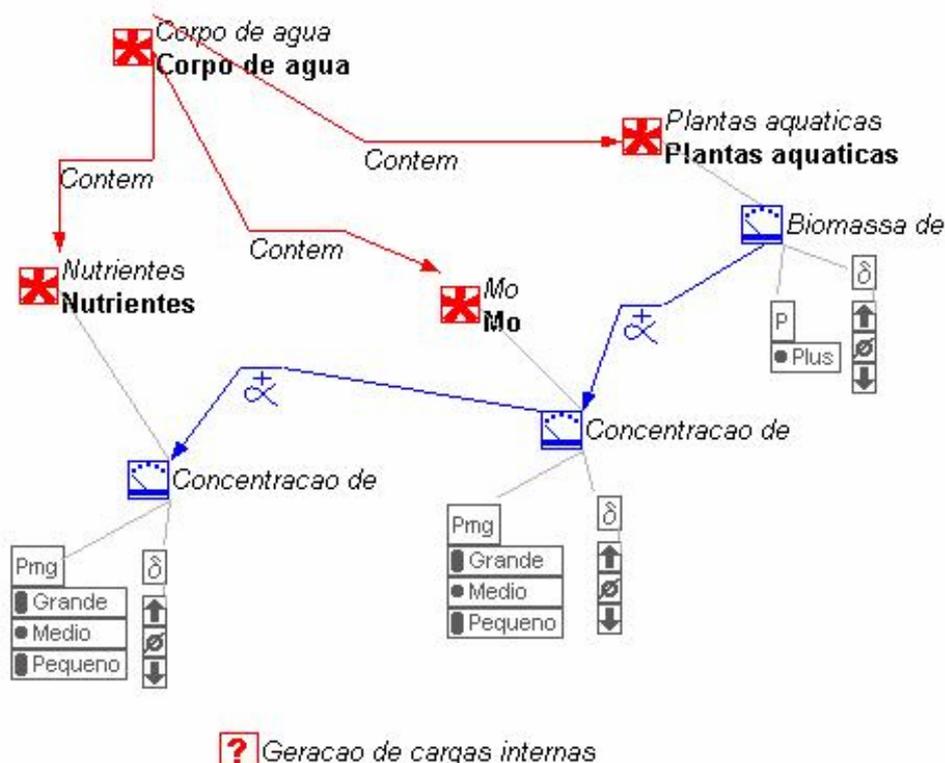


Figura 4.3 - FM estático *Geração de cargas internas*²².

²² Essa figura foi gerada no HOMER. A apresentação gráfica desse aplicativo representa proporcionalidades qualitativas ($P+$) com o símbolo \propto^+ e proporcionalidades qualitativas ($P-$) como \propto^- .

Em trechos de corpos d'água onde não há lançamento de cargas poluidoras, quantidade de matéria orgânica (MO) normalmente presente é baixa. A MO presente em águas naturais é, geralmente, originada do decaimento de folhas, sementes e árvores, que, após um processo de decomposição, resultam nas substâncias húmicas (Tchobanoglous & Schroeder, 1985). Do mesmo modo os níveis de nutrientes são em geral baixos em águas não poluídas (Allan, 1995). Nitrogênio e Fósforo são nutrientes requeridos em pequenas quantidades nos ecossistemas aquáticos e são limitantes para o crescimento de plantas aquáticas em rios (Horne & Goldman, 1994). Nestes ambientes a disponibilidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo) é inferior à demanda biológica. Estes conceitos estão representados no FM que descreve rios onde não há influência de cargas poluidoras ricas em nutrientes e matéria orgânica (figura 4.4).

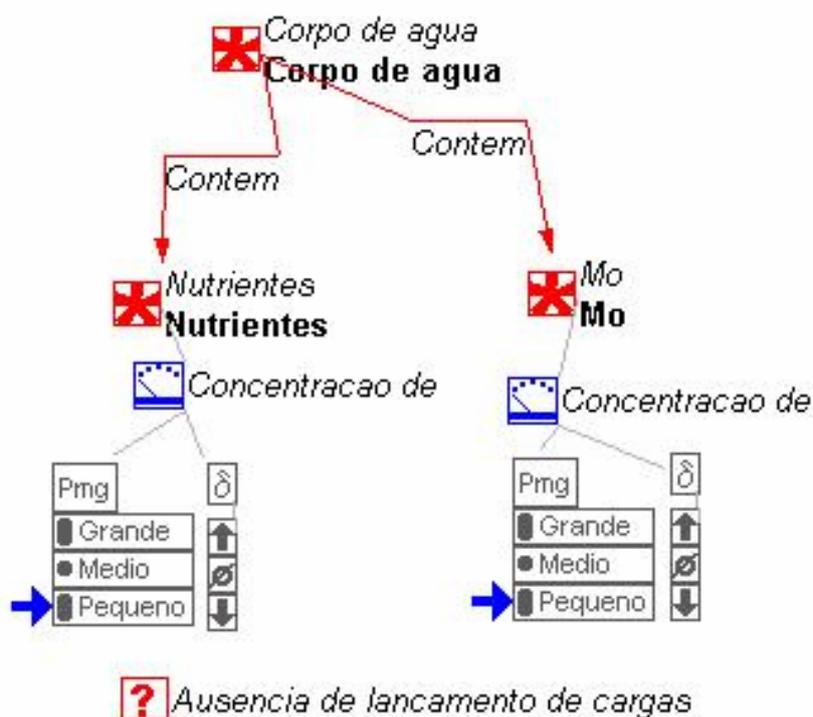


Figura 4.4 - FM estático: Trecho de corpo de água sem lançamento de cargas.

Os impactos relacionados ao lançamento de efluentes em corpos receptores são bem conhecidos. Fontes exógenas de nutrientes podem aumentar a produtividade de organismos em ecossistemas aquáticos (Wetzel & Likens, 1991). Um incremento na quantidade de matéria orgânica, de origem natural ou antrópica,

pode provocar a redução da concentração de oxigênio dissolvido até níveis que comprometam a sustentabilidade da vida aquática (Allan, 1995).

A melhor maneira de combater efeitos deletérios decorrentes do lançamento de cargas pontuais, principalmente a depleção de OD, é o tratamento de efluentes (Luca, 1991). A remoção de matéria orgânica e nutrientes em estação de tratamento de efluentes (ETE) é a estratégia de controle de poluição de corpos d'água mais empregada (Von Sperling, 1996a). A eficácia dessa estratégia depende de que a eficiência de remoção da ETE seja tal que assegure a manutenção do corpo d'água dentro dos padrões desejados de qualidade da água, ou seja, com valores de matéria orgânica e nutrientes próximos da concentração desses conteúdos em água naturais.

A representação dos efeitos produzidos pela operação da ETE encontra-se no FM *Controle de cargas lançadas* (figura 4.5). A premissa adotada é que a eficiência de remoção dos conteúdos de matéria orgânica e nutrientes é tal que, ao final do tratamento de efluentes, as concentrações dessas substâncias dissolvidas nas cargas poluidoras pontuais tenham valor *pequeno*.

A quantidade de oxigênio, que ocorre na forma de gás dissolvido nas águas de rios, depende da pressão parcial e da temperatura. O oxigênio dissolvido na água comporta-se de acordo com a Lei de Henry: “*gases dissolvem-se nos líquidos de forma diretamente proporcional à pressão e cada gás apresenta um determinado valor de saturação em um líquido específico para cada temperatura*” (Thomann & Mueller, 1987). De acordo com Sawyer *et al.* (1994), a saturação do oxigênio na água varia de 14,6 mgL⁻¹ a 0°C até 7 mgL⁻¹ a 35°C, em água doce, a pressão atmosférica de 1 atm.

O conceito de saturação de OD na água é fundamental para a representação do mecanismo básico de transporte de oxigênio na interface ar/água, a re-aeração atmosférica. A transferência de massa na interface água/ar é proporcional à diferença entre o valor de saturação e a concentração de OD ao longo do tempo.

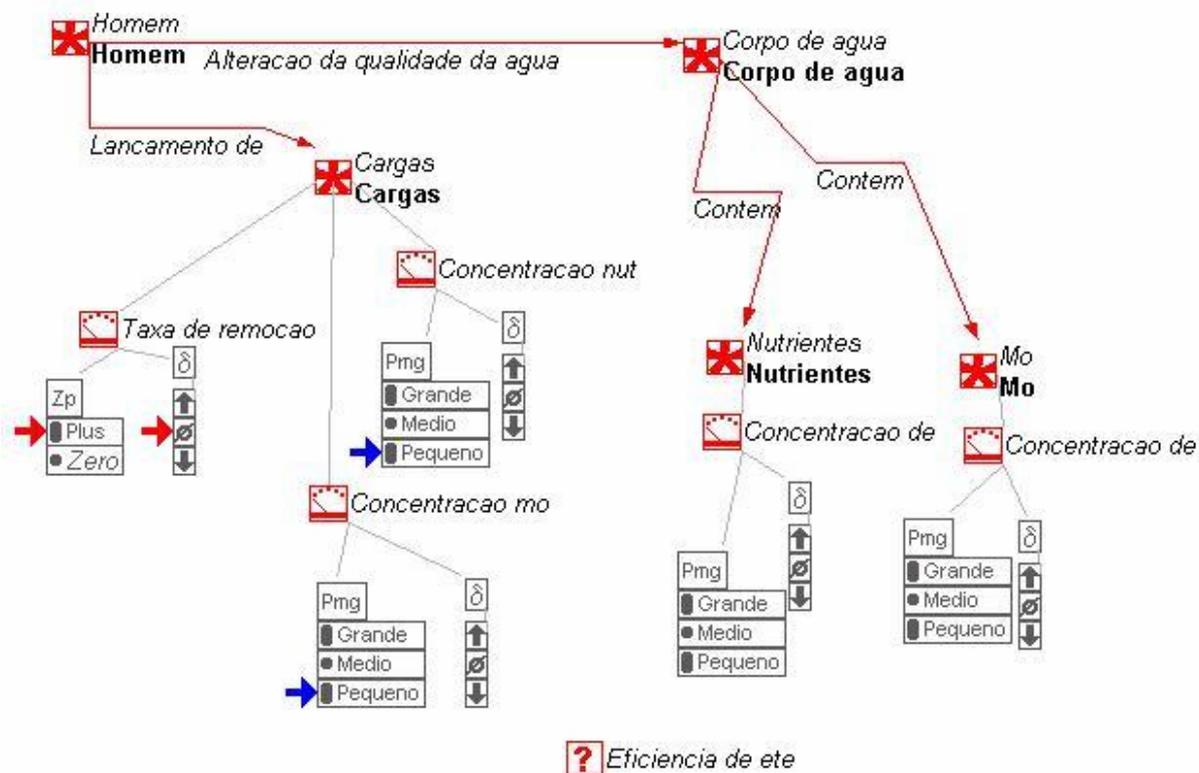


Figura 4.5 - Representação da eficiência do tratamento de efluentes. Para a *Taxa de remoção* EQ = {plus, zero}.

O FM *Definição do valor máximo de OD* é utilizado para representar o conceito de valor de saturação de oxigênio dissolvido (figura 4.6). A quantidade *Conc od sat* é a máxima quantidade de OD que pode existir no corpo d'água. O EQ utilizado é {maximo}.

Em GARP, as relações entre as quantidades são descritas em termos de predicados (Bredeweg, 1992). A relação entre a concentração de oxigênio dissolvido (*Conc_OD*) e o valor de saturação (*Conc od sat*) é indicada por uma desigualdade ($Conc\ od\ sat \geq Conc_OD$). Esse predicado significa que os valores de saturação sempre serão maiores ou iguais que os valores da concentração de OD. O predicado *corr*²³ estabelece que o valor *maximo* tenha o mesmo significado para as duas quantidades.

²³ No HOMER *corr* representa a correspondência entre valores.

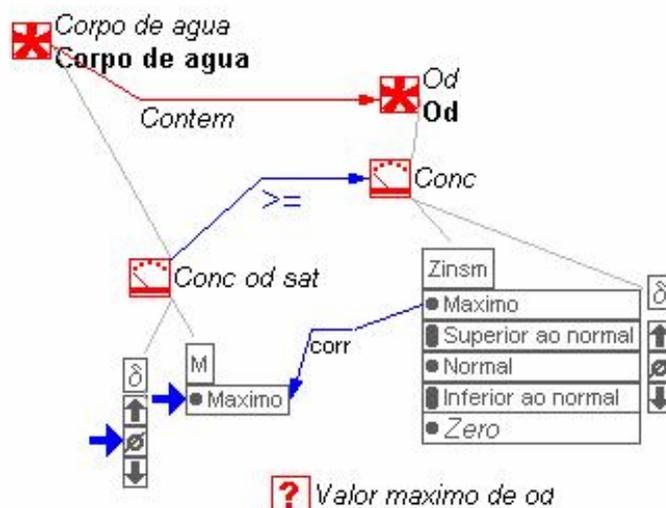


Figura 4.6 - Valor de saturação de OD.

Os modelos descritos estão restritos às condições aeróbicas no corpo de água, representado no FM *Estabelecimento de condições aeróbicas* (figura 4.7). Essa premissa leva em conta que, de acordo com Biancchini Jr. (1999), o processo aeróbico de decomposição da matéria atua sobre um espectro mais amplo de formas de matéria orgânica. Além disso, em condições anaeróbicas, a taxa de estabilização da matéria orgânica é inferior, sendo processada por uma biomassa de organismos decompositores totalmente diversa (Von Sperling, 1996a).

Foram usados FM denominados *simplificações dos processos associados* (tabela 4.2), com o objetivo de simplificar as simulações, reduzindo o número de ambigüidades e, portanto, o número de estados possíveis. Neles, assume-se que as derivadas das variáveis *Biomassa_Plantas Aquaticas* e *Taxa_de Produção Líquida* são iguais. Semelhantes relações entre derivadas foram utilizadas nos demais FM de processos: derivadas das variáveis *Biomassa_Plantas Aquaticas* e *Taxa_de Fotossíntese* são iguais; derivadas das variáveis *Biomassa_Plantas Aquaticas* e *Taxa_de Respiração* são iguais; derivadas das variáveis *Biomassa_Decompositores* e *Taxa_de Oxidação* são iguais; e derivadas das variáveis *Déficit_OD* e *Taxa_de Reaeração* são iguais.

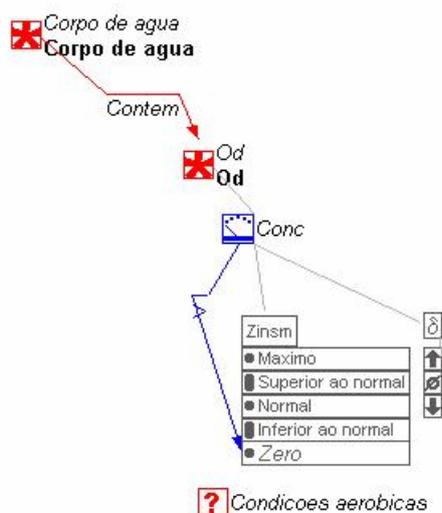


Figura 4.7 - FM estático: definição de condições aeróbicas ($Conc_{OD} > 0$).

4.5.5 Biblioteca de Fragmentos de Modelo

A modelagem em Raciocínio Qualitativo (RQ) envolve a construção de uma biblioteca de fragmentos de modelo. Os fragmentos de modelo (FM) são partes do conhecimento e a base para a teoria desenvolvida para os modelos propostos. Cada conceito relevante pode ser representado por um fragmento, que é combinado a outros fragmentos de modelo para construir um modelo que servirá de base para simulações. Nos modelos propostos, o oxigênio é um conceito chave. Por conseguinte, foi desenvolvido um conjunto de fragmentos de modelo que representam conhecimentos sobre a dinâmica do oxigênio e que podem ser usados em diferentes situações.

A biblioteca foi construída de forma incremental, iniciando com um núcleo de fragmentos de modelo representando conceitos básicos sobre oxigênio, então se expandiu em torno delas e mais detalhes foram adicionados ao sistema. Essa estrutura assegurou que o número e a complexidade dos fragmentos de modelo aumentassem à medida que a biblioteca cresce. Nos modelos propostos, a biblioteca²⁴ de fragmentos de modelo consiste dos 30 FM relacionados na tabela 4.4.

²⁴ Nos apêndices apresentamos a biblioteca de fragmentos de modelo descrita em linguagem SWI-Prolog.

Tabela 4.4 - Biblioteca de Fragmentos de Modelo

Tipo	Denominação	Descrição	
Fragmentos de Modelo Estáticos	<i>Cálculo da produção líquida de OD pelas plantas aquáticas</i>	A produção líquida é representada por um predicado de subtração entre as taxas de fotossíntese e de respiração	
	<i>Cálculo do déficit de OD</i>	Introduz o conceito de déficit de oxigênio	
	<i>Relação entre déficit e valor máximo de OD</i>		
	<i>Conceito de geração de cargas internas</i>	Define cargas que são geradas no interior dos corpos d'água	
	<i>Condição para a ocorrência da re-aeração</i>	Descreve o mecanismo único que permite a ocorrência do processo de re-aeração	
	<i>Controle de cargas lançadas – operação de ETE</i>	Define o efeito sobre os efluentes da eficiência de remoção de uma ETE	
	<i>Definição do valor máximo de OD</i>	Restrição ao valor máximo de OD = valor de saturação	
	<i>Efeito da fotossíntese sem considerar a respiração</i>	Representa o processo de fotossíntese funcionando independentemente dos outros processos	
	<i>Efeito da respiração sem considerar a fotossíntese</i>	Representa o processo de respiração funcionando independente dos outros processos	
	<i>Estabelecimento de condições aeróbicas</i>	Restrição do modelo OD>0	
	<i>Produção líquida positiva</i>	A produção de OD pelos organismos autotróficos é superavitária	
	<i>Trecho de corpo d'água</i>	<i>Decomposição</i>	Para cada um dos processos naturais foi construído fragmento de modelo que representa apenas as quantidades relevantes
		<i>Fotossíntese/ Respiração</i>	
<i>Re-aeração</i>			
<i>Lançamento de cargas difusas</i>		Representam a segmentação do rio em trechos, no interior de uma bacia hidrográfica qualquer. Cada um deles corresponde a uma situação potencial	
<i>Lançamento de cargas pontuais</i>			
<i>Ausência lançamento de cargas</i>			
Fragmentos de Modelos de Processos	<i>Consumo de oxigênio na respiração de plantas aquáticas</i>	Descreve a respiração de plantas aquáticas	
	<i>Simplificação processo de respiração</i>		
	<i>Decomposição de matéria orgânica</i>	Descreve a decomposição da matéria orgânica	
	<i>Simplificação processo de decomposição</i>		
	<i>Produção fotossintética de oxigênio</i>	Descreve a produção fotossintética de oxigênio e a produção primária de matéria orgânica	
<i>Produção líquida de OD pelas plantas aquáticas</i>	<i>Simplificação taxa de produção líquida</i>	Descreve a produção líquida de OD pelas plantas aquáticas	
	<i>Transporte de OD na interface água/ar</i>	Descreve o processo de re-aeração	
Modelos de Agentes	<i>Lançamento de cargas difusas</i>	Descreve o efeito sobre o corpo d'água do lançamento de cargas difusas originadas na bacia hidrográfica	
	<i>Lançamento de cargas pontuais</i>	Descreve o efeito sobre o corpo d'água do lançamento de cargas pontuais	
	<i>Existência de controle e tratamento</i>	Descreve o efeito sobre o corpo d'água do lançamento de cargas pontuais sob controle	
	<i>Ausência de controle e tratamento</i>	Descreve o efeito sobre o corpo d'água do lançamento de cargas pontuais sem controle	

Nota: O FM estático *Cálculo de déficit* tem um subtipo associado. Todos os FM de processos têm subtipos associados que determinam simplificações modeladas por meio de predicados definidos pelo argumento de igualdade de derivadas. O modelo de agente *Lançamento de cargas pontuais* tem dois subtipos associados.

4.5.5.1 Fragmentos de Modelo Estáticos

As condições estáticas do corpo de água (sistema) foram representadas por três FM denominados *Trecho de Corpo de água* (figura 4.8). Esses fragmentos descrevem propriedades relevantes nos processos de fotossíntese e respiração, decomposição e re-aeração. As quantidades representadas foram as que, no julgamento do modelador, atendem ao “*princípio da relevância*” (Forbus, 1984).

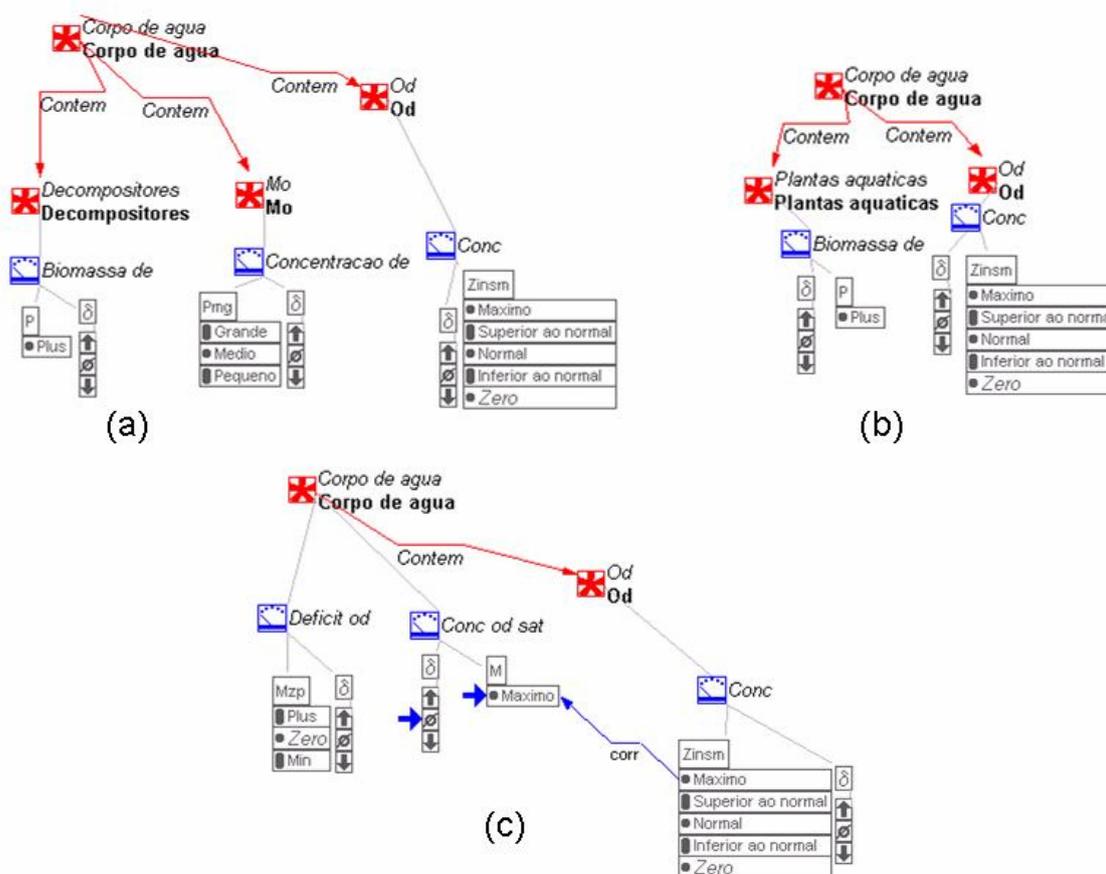


Figura 4.8 - FM estáticos utilizados para representar quantidades relevantes para processos: (a) decomposição; (b) fotossíntese, respiração e taxa de produção líquida; e (c) re-aeração.

Os FM *Trecho de corpo de água_lançamento de cargas difusas* e *Trecho de corpo de água_lançamento de cargas pontuais* apresentados na figura 4.9 representam os efeitos produzidos pelo lançamento de cargas pontuais e difusas nos corpos d’água. As relações entre as variáveis estão representadas nos FM por proporcionalidades ($P+$).

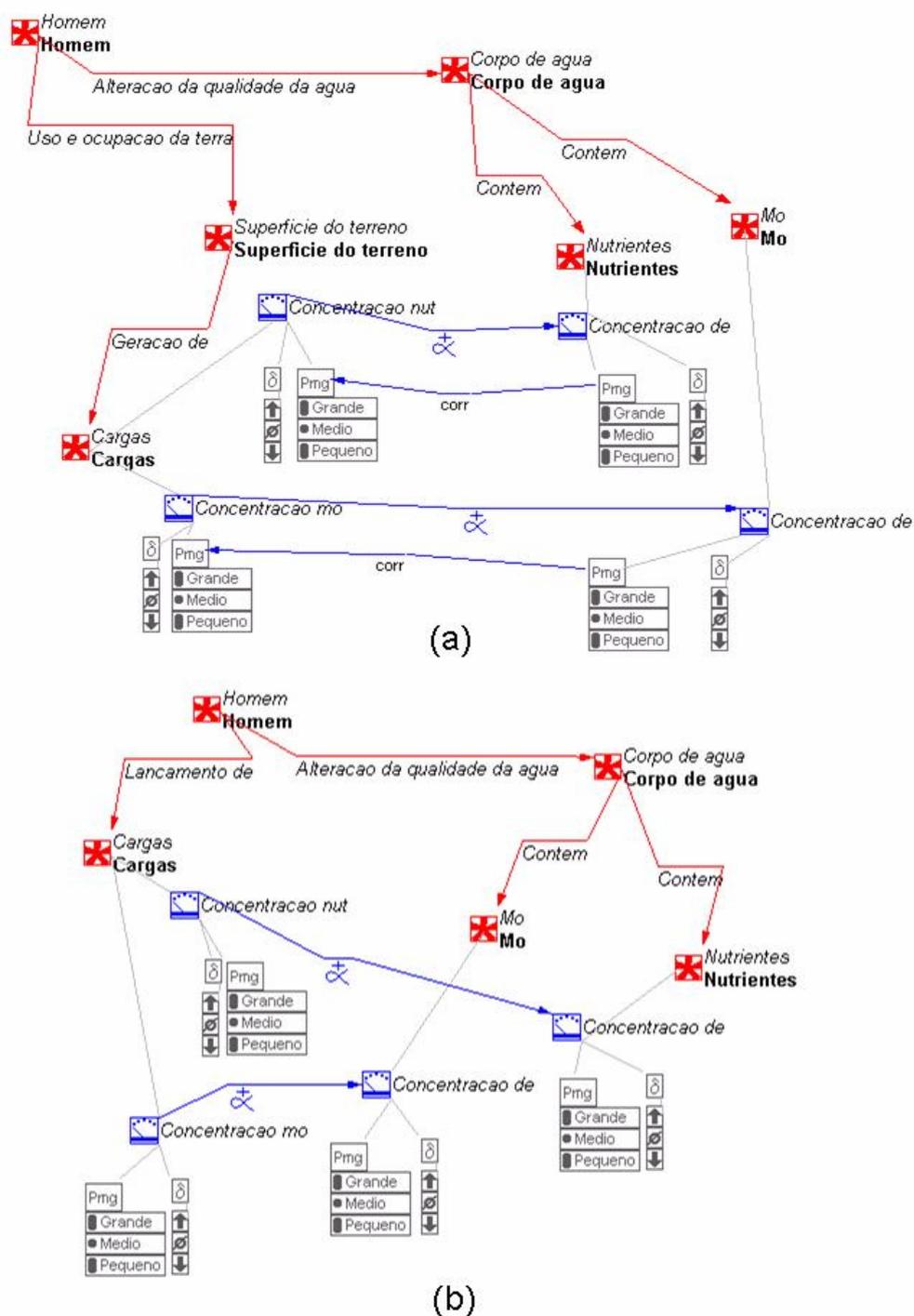


Figura 4.9 - FM estáticos utilizados para representar o lançamento de cargas poluidoras: (a) fontes difusas; (b) fontes pontuais.

As relações que se apresentam como proporcionalidades qualitativas (\propto) implicam que à medida que aumenta a concentração de matéria orgânica e nutrientes nas cargas afluentes as quantidades de matéria orgânica e nutrientes crescem na mesma direção no interior do corpo d'água.

4.5.5.2 Fragmentos de Modelo de Processos

Os FM de processos descrevem mecanismos naturais que interagem na dinâmica do metabolismo do oxigênio. De acordo com Naiman (1983), o termo metabolismo de oxigênio refere-se aos processos de consumo e produção de oxigênio. As principais fontes de produção de oxigênio estão relacionadas à re-aeração atmosférica e fotossíntese. A depleção de oxigênio dissolvido está geralmente associada à decomposição da matéria orgânica e ao processo de respiração.

Nos fragmentos de modelo de processos, foram representados esses quatro processos básicos, que promovem mudanças na concentração de OD a partir de um balanço entre a quantidade consumida e quantidade produzida no meio.

Os processos de fotossíntese e respiração são inicialmente modelados separadamente. Eles são a base da estimativa da produção líquida de OD pelas plantas na equação de balanço de massa onde:

$$\text{Taxa de Producao Liquida} = \text{Taxa de Fotossintese} - \text{Taxa de Respiração}$$

Esse conhecimento é modelado pelo predicado *menos*²⁵ no FM que representa a relação entre as variáveis *taxa de fotossíntese* e *taxa de respiração* (figura 4.10).

²⁵ O predicado *menos* não deve ser confundido com os valores presentes no HOMER para definir o EQ, utilizado para as quantidades derivadas.

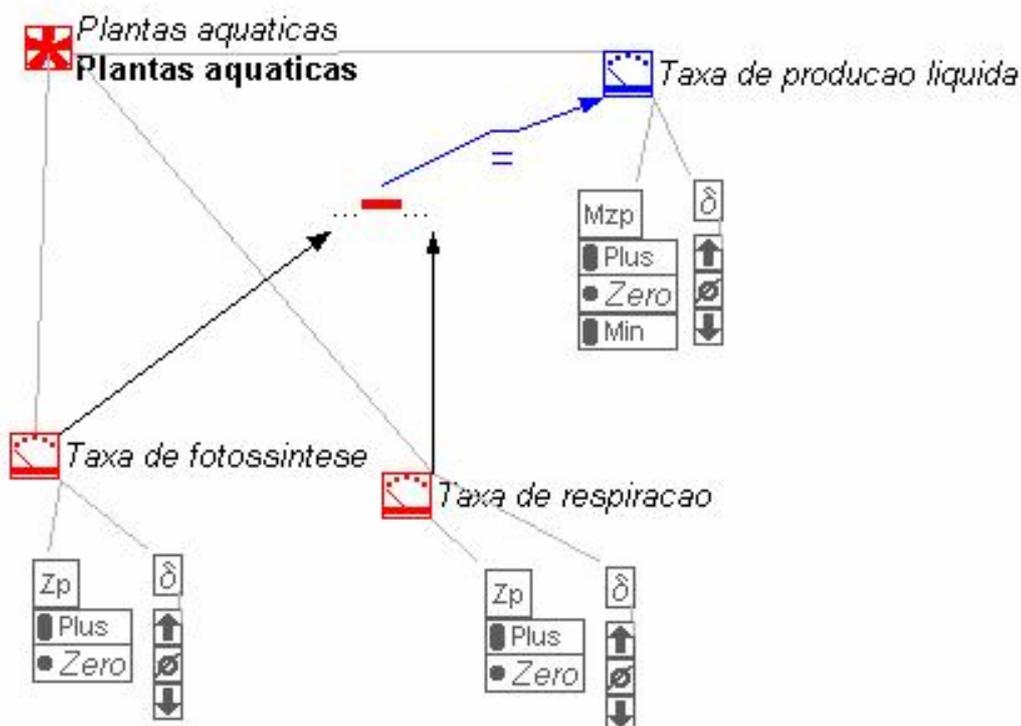


Figura 4.10 - FM Cálculo da produção líquida de OD pelas plantas aquáticas.

No cômputo geral, os seres autótrofos realizam mais fotossíntese do que respiração, gerando um superávit de oxigênio que permite a respiração dos outros organismos heterotróficos (Von Sperling, 1996a). Assumimos, portanto, que a *Taxa de Produção Líquida* de OD será sempre positiva (figura 4.11).

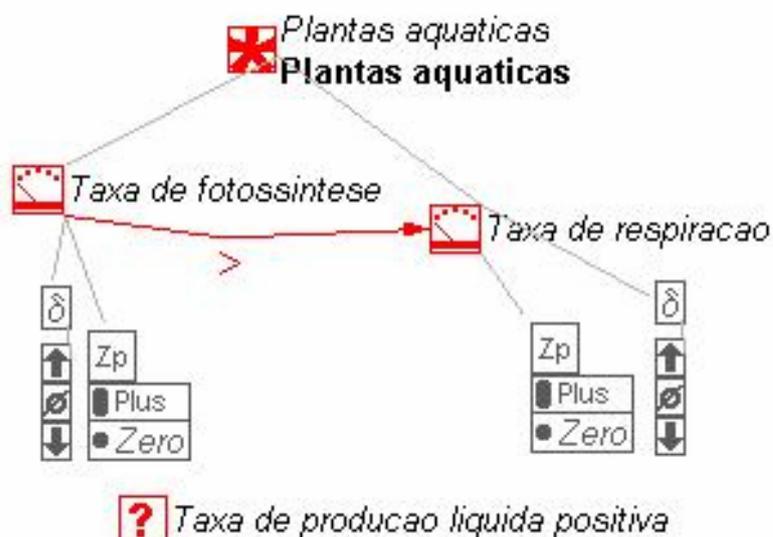


Figura 4.11 - Representação de *Taxa de Produção Líquida de OD* positiva.

O efeito da *Taxa de produção líquida* sobre a concentração de OD encontra-se representado no FM *Produção Líquida de OD pelas plantas aquáticas* (figura 4.12). *Taxa de produção líquida* representa uma influência direta também na biomassa de plantas aquáticas, como na quantidade de oxigênio dissolvido: $I+(Concentração_OD, Taxa_de\ Produção\ Líquida)$; $I+(Biomassa_Plantas\ Aquaticas, Taxa_de\ Produção\ Líquida)$.

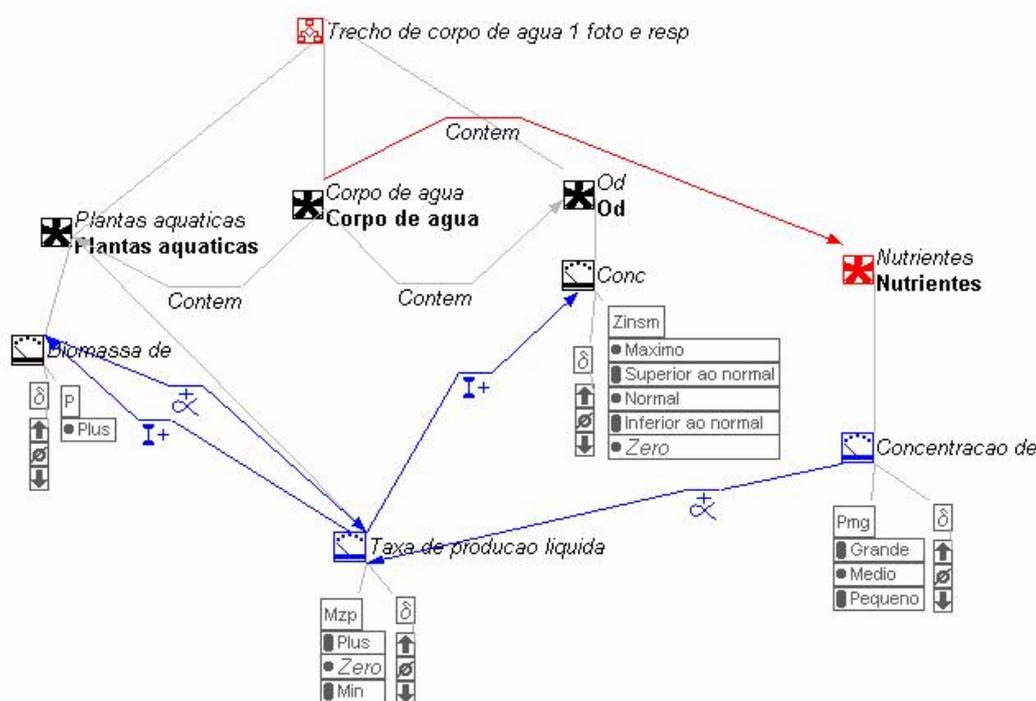


Figura 4.12 - FM *Produção Líquida de OD pelas plantas aquáticas*.

No processo, são consumidos nutrientes. Nutrientes são materiais inorgânicos necessários para a vida. O suprimento deles é potencialmente limitante para as atividades biológicas no interior de ecossistemas aquáticos (Allan, 1995). Molinero & Burke (2003) estabelecem que a taxa de crescimento de plantas aquáticas (*taxa de produção líquida*) é proporcional ao suprimento de nutrientes. A decomposição de matéria orgânica contribui, também, para a absorção, transformação e liberação de nutrientes.

A decomposição da matéria orgânica é efetuada por organismos decompositores que, na presença de oxigênio, convertem matéria orgânica a compostos mais simples. A taxa de decomposição depende da quantidade de

matéria orgânica presente, da biomassa de organismos decompositores e da disponibilidade de oxigênio e nutrientes (Wetzel & Likens, 1991). O processo de decomposição está indicado na figura 4.13.

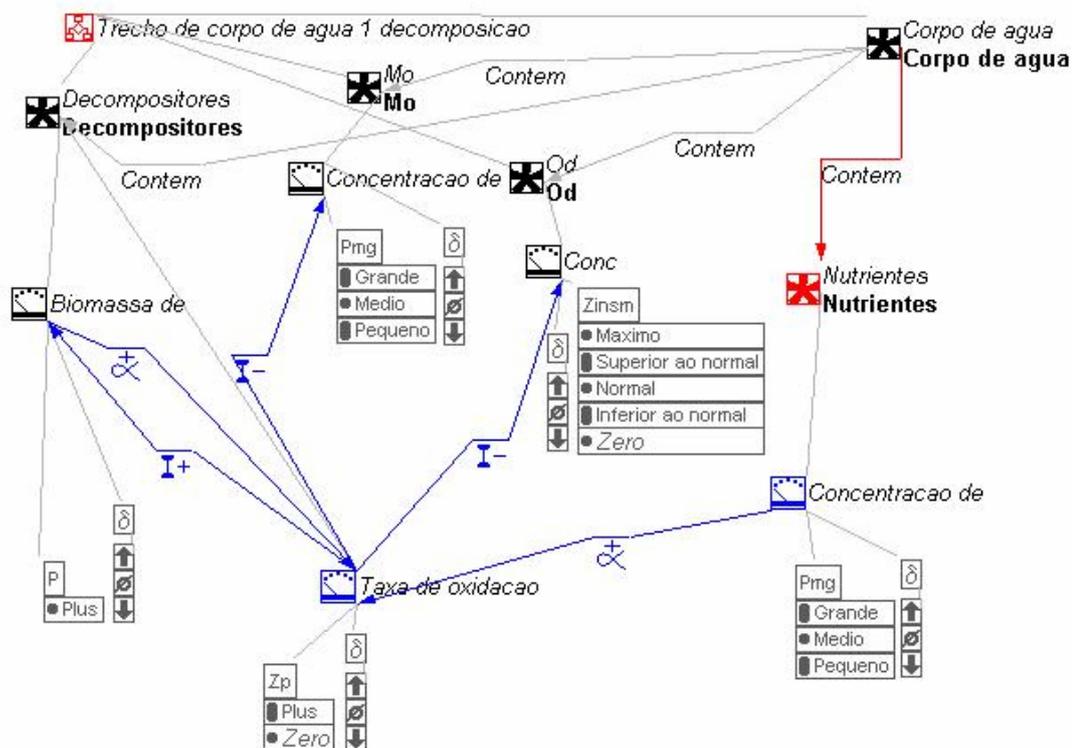


Figura 4.13 - FM Decomposição de matéria orgânica.

À medida que ocorre a decomposição, a matéria orgânica é oxidada e o oxigênio dissolvido é consumido. Admite-se que a concentração de oxigênio dissolvido diminui com o tempo de forma proporcional à quantidade de matéria orgânica existente, ocasionando um déficit de OD.

O déficit de oxigênio refere-se, portanto, à diferença entre o conteúdo de oxigênio no corpo d'água e o valor da saturação para as mesmas condições de temperatura e pressão atmosférica (Wetzel, 1993):

$$\text{Déficit de oxigênio} = \text{Concentração de saturação OD} - \text{concentração OD}$$

A existência de déficit implica que a taxa de consumo de oxigênio dissolvido em decorrência da respiração e da decomposição é maior do que a reposição pela fotossíntese e pela re-aeração. O cálculo do déficit é representado na figura 4.14. No

subtipo, o FM “Cálculo de déficit de oxigênio” é reaproveitado e fica estabelecido que o *Déficit de oxigênio* = zero, se e somente se a *Conc_Od* igual a <máximo, ?>.

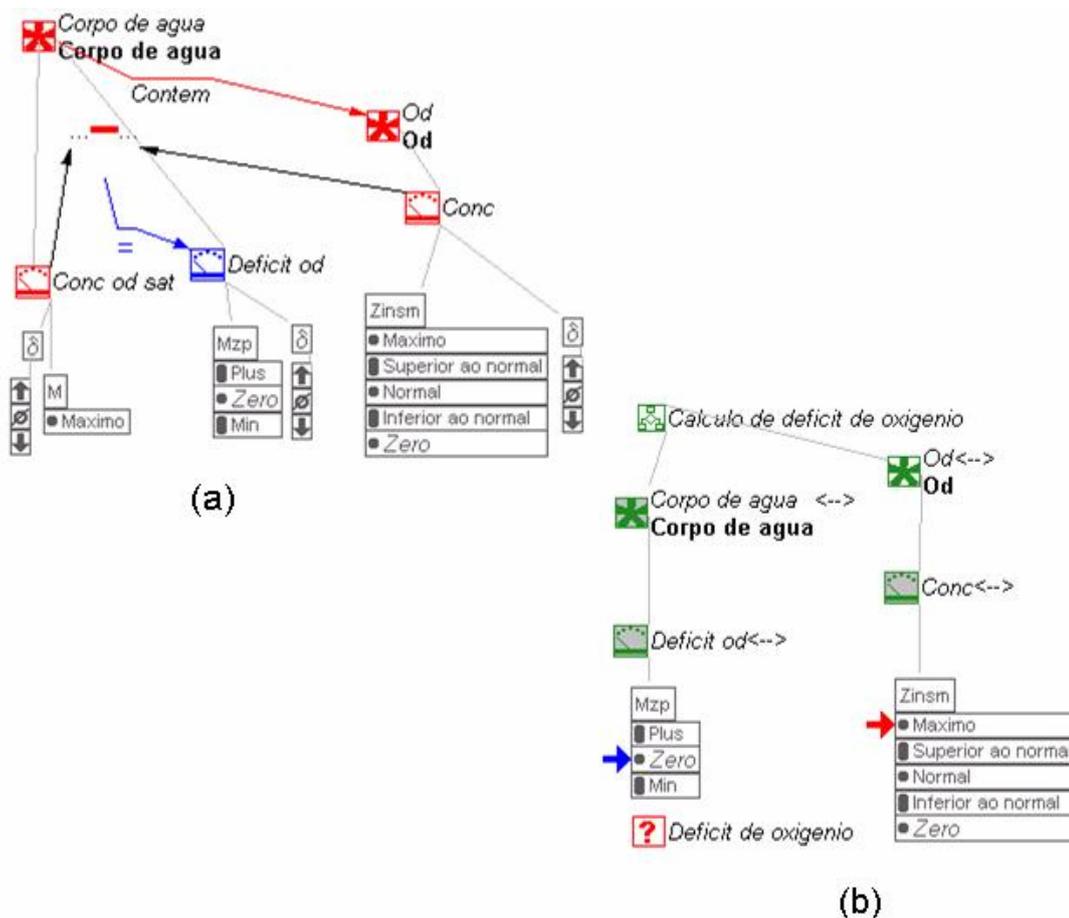


Figura 4.14 (a) FM *Cálculo do déficit de oxigênio*; (b) FM_subtipo *relação entre déficit de OD e valor de saturação de OD*.

À medida que o teor de oxigênio diminui, há o transporte de oxigênio da atmosfera para a água (figura 4.15 a). Esse fluxo, representado pela *taxa de reaeração*, é tanto mais intenso quanto maior for o déficit de oxigênio em relação à sua concentração de saturação da água (Eiger, 1991). Ou seja, a re-aeração somente ocorre se existir déficit de OD na água (figura 4.15 b).

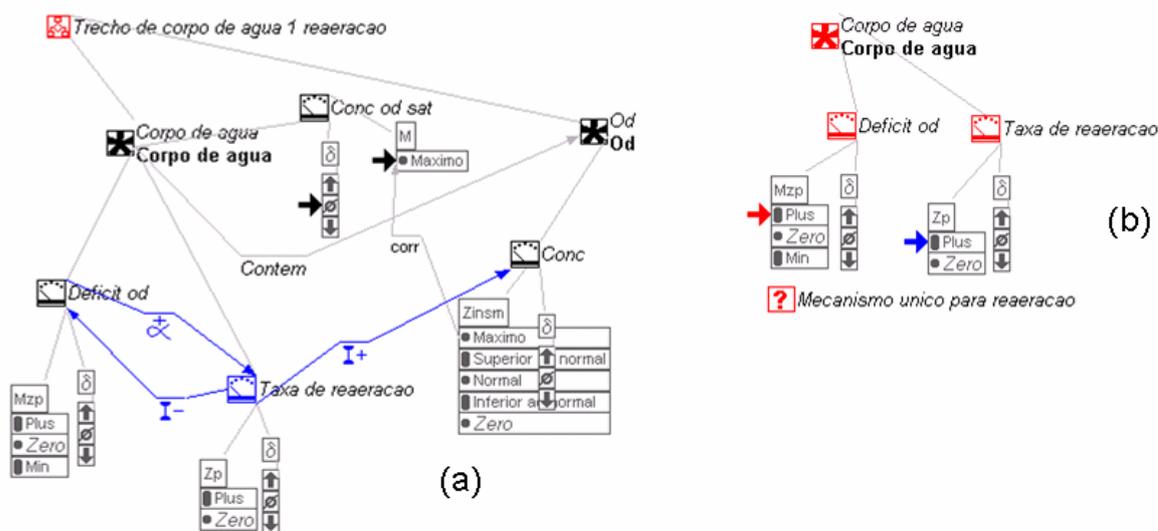


Figura 4.15 (a) FM Transporte de OD na interface água/ar – processo de reaeração e (b) condição de ocorrência da re-aeração: Déficit de oxigênio > 0.

4.5.5.3 Modelos de Agentes

A atuação do homem na ocupação da bacia hidrográfica foi implementada por meio de FM do tipo modelos de agentes. O resultado das ações antrópicas foi modelado por meio de relações que descrevem as cargas que se originam na bacia de drenagem.

Os quatro FM do tipo modelos de agentes correspondem à alocação de cargas, e representam, respectivamente, o lançamento de cargas difusas produzidas pela exportação de cargas de poluentes em decorrência do uso e ocupação da terra e o lançamento de cargas pontuais, com e sem controle e efetivo tratamento. Nesses últimos fragmentos, o mais geral é chamado *Lançamento de cargas poluidoras pontuais*, cuja taxa de remoção influencia direta e negativamente a variável *Concentração_cargas* associada ao corpo de água: $I-$ (*Concentração_cargas*, *Taxa de remoção*).

Esse FM possui dois subtipos: *Com efetivo controle e tratamento* e *Sem efetivo controle* (figura 4.16 a e b). Nesses FM, a *Taxa de remoção* pode assumir os valores do EQ = {zero, positivo}. Desse modo, quando *Taxa de remoção* = zero, ações de controle não são efetuadas e as quantidades de matéria orgânica e de nutrientes no corpo de água poderão aumentar. Trata-se do *Lançamento de*

Nos modelos propostos, é possível trabalhar com 42 cenários (tabela 4.5). As simulações são realizadas distintamente para cada um dos cenários²⁶, possibilitando uma análise comparativa entre os resultados obtidos para cada um deles. Existe nas denominações dos cenários construídos, a expressão *Condições Aeróbicas*, sempre essa premissa, modelada por meio do FM *Estabelecimento de condições aeróbicas* (figura 4.7), encontrava-se ativa.

Foram realizadas simulações de diversas condições iniciais para testar a capacidade preditiva do modelo na avaliação da qualidade da água e dos processos envolvidos, assim como para testar sua capacidade de representar a dinâmica do oxigênio.

Os cenários 1 a 11 (b) são utilizados para descrever relações de causalidade e os efeitos dos processos naturais sobre a concentração de oxigênio dissolvido no corpo d'água. As simulações implementadas compreendem situações nas quais os processos funcionam de forma independente, desde os casos mais simples até situações mais complexas, nas quais todos os processos estejam funcionando simultaneamente.

A partir do cenário 11 (c) até o cenário 13, são descritas situações específicas do corpo d'água, em trechos numa bacia hidrográfica qualquer, em conformidade com o sistema proposto por Whitton (1975) para a subdivisão de sistemas lóticos, a partir da análise de suas características. A idéia é modelar a divisão da bacia em trechos, de modo a representar as variações na qualidade das águas e as diversas situações de uso e ocupação da terra, que são tratadas individualmente no modelo. Sempre que possível, são separadas as contribuições provenientes de fontes diferentes, de forma a caracterizar adequadamente a contribuição de cada uma.

O cenário 11(e), por exemplo, descreve uma situação na qual não há lançamento de cargas poluidoras (figura 4.18). Trata-se, em geral, de uma região de águas limpas, com elevada concentração de oxigênio dissolvido. De acordo com Tucci (2000), águas superficiais de boa qualidade devem estar saturadas de oxigênio, indicando a ausência de matéria orgânica oxidável.

²⁶ Nos apêndices apresentamos os cenários descritos em linguagem SWI-Prolog.

Tabela 4.5 - Cenários construídos nos Modelos Propostos

Tipo	Denominação		Descrição
1	Fotossíntese	(a) OD = normal. Condições aeróbicas. (b) OD = normal. (c) OD = máximo. Condições aeróbicas.	Simula processo Produção Fotossintética de Oxigênio por plantas aquáticas.
2	Respiração	(a) OD = normal. Condições aeróbicas. (b) OD = normal. (c) OD = máximo. Condições aeróbicas. (d) OD = máximo.	Simula processo Consumo de Oxigênio na Respiração de plantas aquáticas.
3	Fotossíntese	(a) Funcionamento individual. OD = normal. Condições aeróbicas. (b) Funcionamento individual. OD = normal.	Simula o processo de Fotossíntese. Respiração não é instanciada.
4	Respiração	(a) Funcionamento individual. OD = normal. Condições aeróbicas. (b) Funcionamento individual. OD = normal.	Simula o processo de Respiração. Fotossíntese não é instanciada.
5	Fotossíntese + Respiração	(a) Fotossíntese + Respiração. OD = normal. Condições aeróbicas. (b) Fotossíntese > Respiração. OD = normal. (c) Fotossíntese > Respiração. OD = normal. Condições aeróbicas. (d) Fotossíntese + Respiração. OD = normal.	Funcionamento simultâneo dos processos de Fotossíntese e Respiração.
6	Produção Líquida	(a) Produção Líquida. OD = normal. Condições aeróbicas. (b) Produção Líquida. OD = normal.	Introduz o conceito: Produção Líquida = Fotossíntese - Respiração
7	Produção Líquida	(a) Produção Líquida Positiva. OD = normal. Condições aeróbicas. (b) Produção Líquida Positiva. OD = normal. (c) OD = normal. Condições aeróbicas. (d) OD = normal.	Introduz o conceito de Produção Líquida Positiva (Produção Líquida >0).
8	Re-aeração	(a) OD = normal. Condições aeróbicas. (b) OD = normal. (c) OD = mínimo. Condições aeróbicas. (d) OD = mínimo. (e) OD = máximo. Condições aeróbicas. (f) OD = máximo.	Apresenta o processo de Re-aeração.
9	Produção Líquida + Re_aeração	(a) OD = normal. Condições aeróbicas. (b) OD = normal. (c) Produção Líquida Positiva. OD = máximo. Condições aeróbicas.	Os processos Produção Líquida e Re-aeração funcionando juntos.
10	Decomposição	(a) OD = normal. Condições aeróbicas. (b) OD = normal. (c) OD = normal. MO = medio. Condições aeróbicas. (d) OD = normal. MO = grande. Condições aeróbicas	Introduz o processo de Decomposição.
11	Produção Líquida + Re_aeração + Decomposição	(a).OD= normal. Condições aeróbicas (b) OD = normal (c) Produção Líquida Positiva. OD = normal. Condições aeróbicas (d) Produção Líquida Positiva. OD = normal. (e) Ausência de Lançamento de Cargas. OD = normal. Condições aeróbicas.	Todos os processos são instanciados juntos. O cenário (e) descreve um trecho de corpo de água sem lançamento de cargas.
12	Lançamento de cargas pontuais	(a) Com controle OD = normal. Condições aeróbicas. (b) Sem controle OD = normal. Condições aeróbicas.	Simula o lançamento de cargas pontuais.
13	Lançamento de cargas difusas	(a) OD = normal. Condições aeróbicas.	Simula o lançamento de cargas difusas.

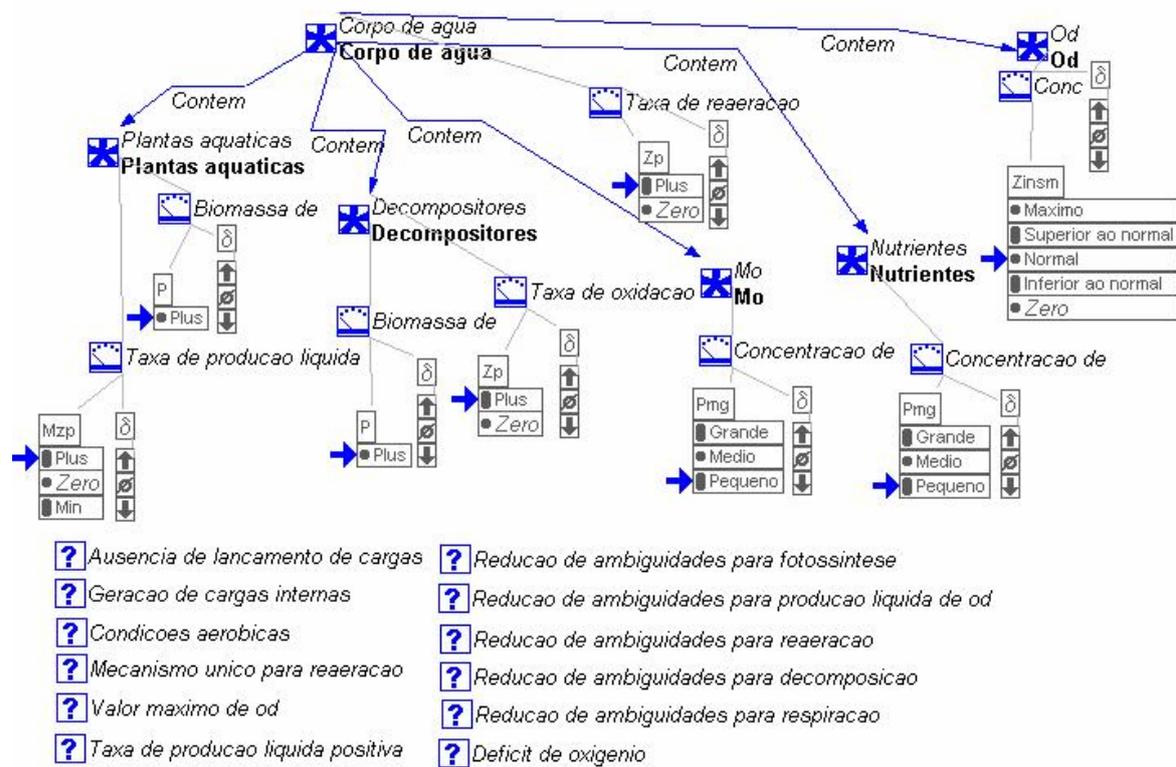
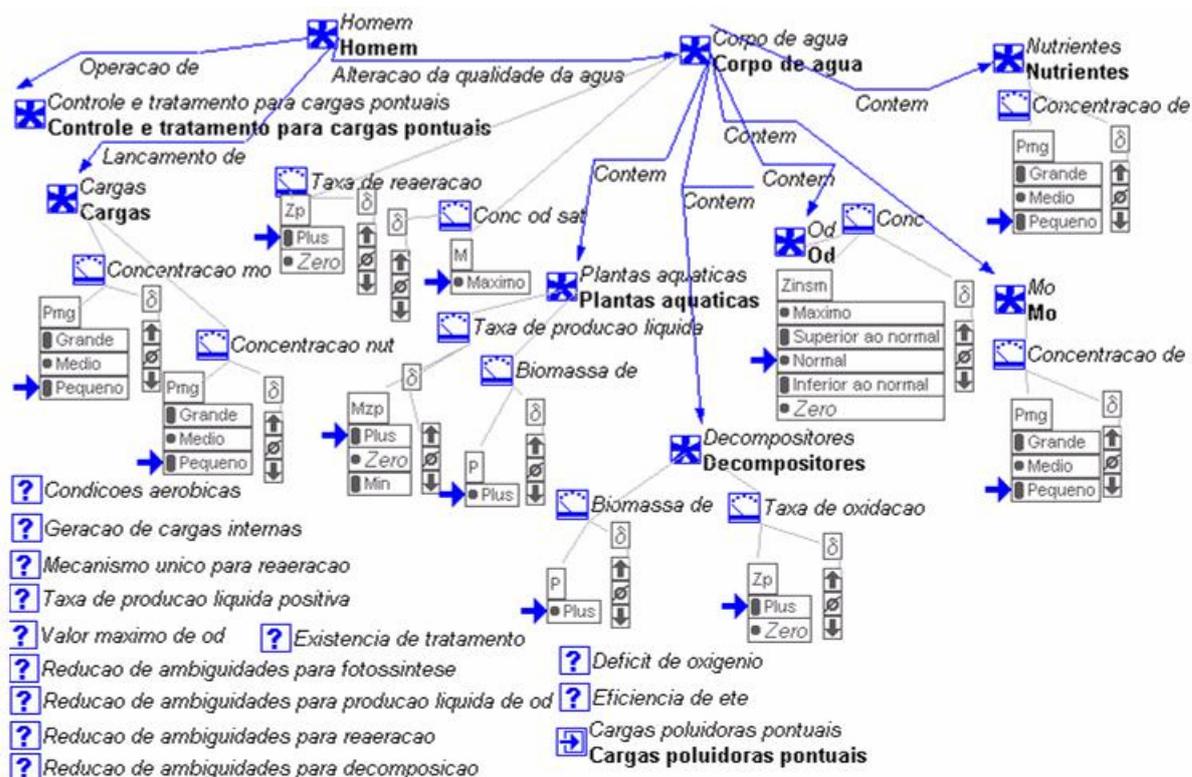
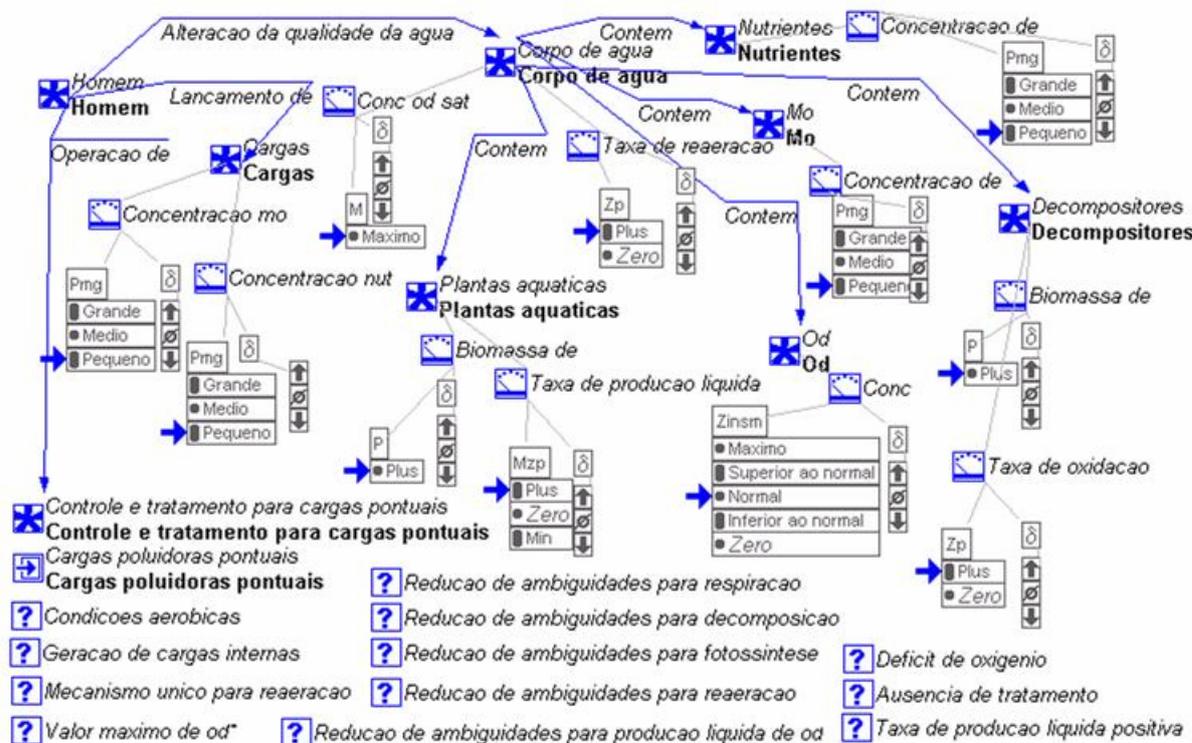


Figura 4.18 - Cenário inicial: ausência do lançamento de cargas poluidoras.

Nos cenários 12 (a) e 12 (b), são avaliados os impactos decorrentes do lançamento de cargas pontuais, sejam elas com efetivo controle ou não (figura 4.19 a e b). O primeiro cenário inicial descreve uma situação de lançamento de carga pontual, que recebe tratamento e controle antes de chegar ao corpo de água. As condições de corpo de água permanecem aeróbicas. No segundo, são apresentadas situações nas quais as cargas poluidoras, decorrentes de efluentes, por exemplo, não recebem tratamento adequado, as concentrações de matéria orgânica e nutrientes no sistema tendem a crescer.



(a)



(b)

Figura 4.19 - Cenários iniciais: (a) lançamento de cargas com efetivo controle, (b) lançamento de cargas sem efetivo controle.

As cargas difusas decorrentes das formas de uso e ocupação da terra estão representadas no cenário 13 (a), conforme figura 4.20. As cargas difusas são assim denominadas por não terem um ponto de lançamento específico e por ocorrerem nas áreas adjacentes aos corpos d'água (Braga *et al.*, 2002).

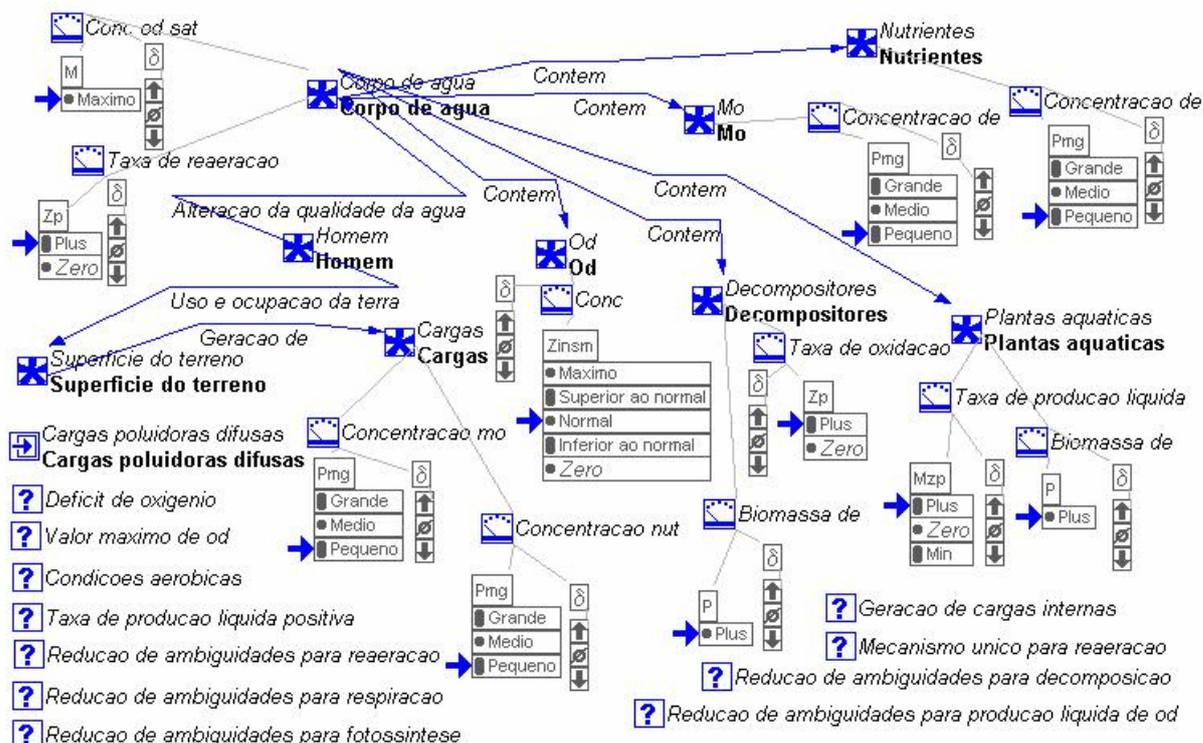


Figura 4.20 - Cenário inicial: lançamento de cargas difusas.

4.6 Resultados das Simulações

São apresentados aqui resultados obtidos em 4 cenários iniciais: 11(e); 12(a), 12(b) e 13(a), de modo a ilustrar a capacidade preditiva do modelo.

4.6.1 Ausência de Lançamento de Cargas Poluidoras

Nesse cenário, as quantidades iniciais de matéria orgânica (*concentração de_ MO*) e nutrientes (*concentração de_ Nutrientes*) têm magnitude *pequeno* e derivada desconhecida (*<pequeno,?>*). A concentração de OD (*conc_OD*) tem valor inicial = *<normal,?>*, enquanto as entidades biológicas e as taxas dos diversos processos são instanciadas em *<plus,?>*, isto é, os processos estão ativos.

À medida que a simulação avança, a concentração de OD aproxima-se do valor de saturação, devido ao baixo consumo dos organismos decompositores e à elevada produção líquida de plantas aquáticas. As concentrações de MO e nutrientes são mantidas em pequenas quantidades e os valores variam apenas em decorrência da geração de cargas internas.

As figuras 4.21 (a) e (b) apresentam essa simulação. São obtidos, no total, 45 estados, sendo 3 iniciais e 18 finais. Os diagramas de história dos valores estão definidos para três variáveis (OD, MO e nutrientes) na trajetória que passa pelos estados [1]⇒[4]⇒[43]⇒[28]⇒[32].

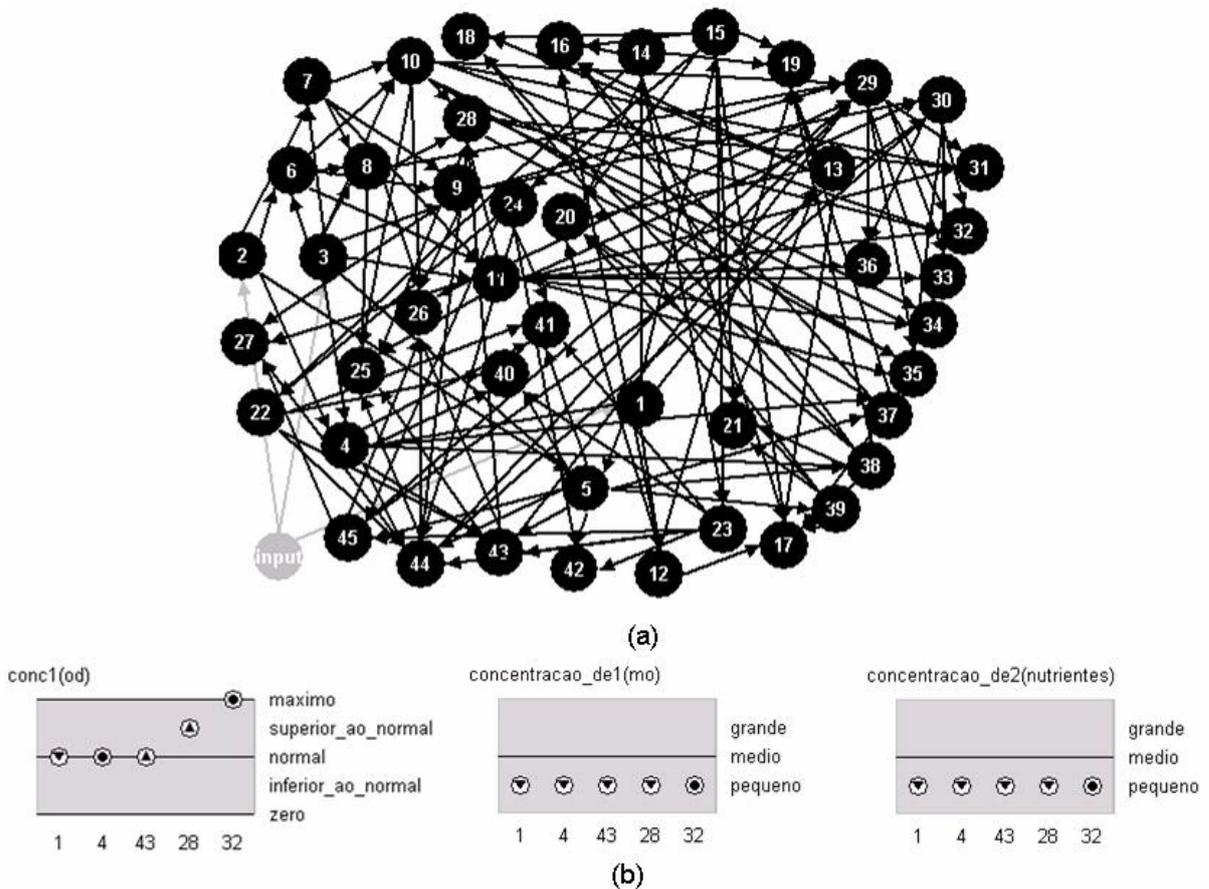


Figura 4.21 - Cenário inicial: *Ausência de Cargas*. (a) simulação completa; (b) diagrama da história dos valores.

A forma como a causalidade flui na estrutura do sistema é demonstrada na figura 4.22. O diagrama²⁷ representa o modelo causal que orienta o mecanismo de raciocínio do simulador qualitativo GARP.

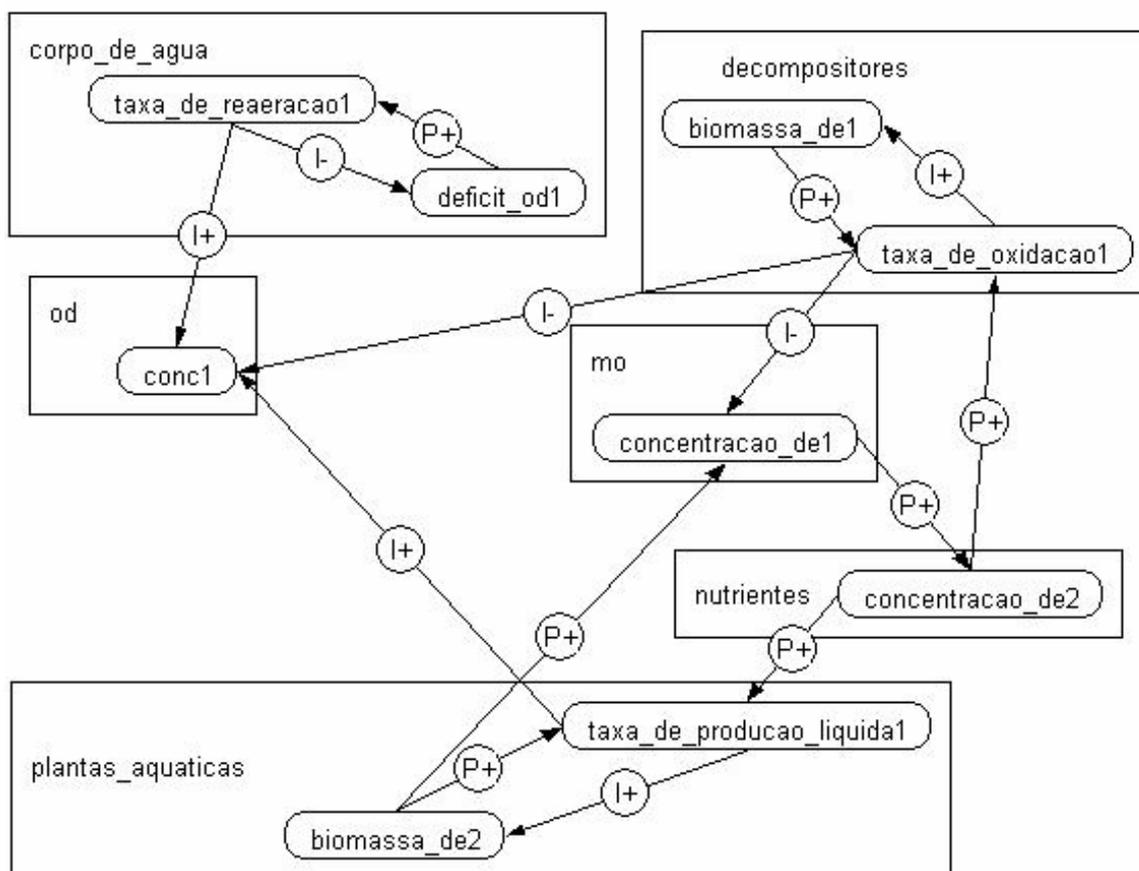


Figura 4.22 - Dependências causais no estado [1].

As variáveis da simulação *biomassa_de1* e *biomassa_de2* representam, respectivamente, biomassa de decompositores e biomassa de plantas aquáticas. As concentrações de MO e nutrientes estão indicadas por *concentração_de1* e *concentração_de2*, respectivamente.

4.6.2 Lançamento de Cargas Pontuais com Efetivo Controle

A partir do lançamento de cargas pontuais, mostrado no cenário 12a, adentram ao corpo d'água MO e nutrientes, ambas com valor <médio,?>. A *Taxa de Remoção*, correspondente à existência de tratamento e controle por meio de uma

²⁷ O diagrama é gerado no VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001).

ETE, por exemplo, atua de modo a minimizar os impactos sobre essas quantidades (*Taxa_remoção* = <positivo, zero>).

Os valores iniciais das quantidades *Biomassa_plantas aquáticas* e *Biomassa_decompositores* são fixados em magnitude *plus* e derivada desconhecida (<*plus, ?*>). O valor inicial de OD é *Conc_OD* < *normal, ?*>. No corpo d'água, as quantidades *concentração_de MO* e *concentração_de nutrientes* têm valor <*pequeno, ?*>.

A Figura 4.23 mostra diagramas da história dos valores de quatro variáveis (*Conc_OD*, *concentração_MO*, *concentração_cargas* e *concentração nutrientes*). Uma simulação completa começando com o cenário *Lançamento de cargas com efetivo controle* produz 177 estados, dos quais três são estados iniciais e 38 estados finais.

A simulação corresponde a uma situação na qual é possível caracterizar o processo de autodepuração ou autopurificação do corpo de água. Considerando-se a dimensão do sistema como predominantemente longitudinal, têm-se estágios que podem ser associados a zonas fisicamente identificáveis no corpo receptor. Inicialmente os valores de oxigênio dissolvido são normais (*zona de águas limpas*), em seguida dá-se um intenso consumo de OD, na decomposição da matéria orgânica (*zonas de degradação e de decomposição ativa*), para por fim, na *zona de recuperação*, os valores correspondentes de OD voltarem ao normal.

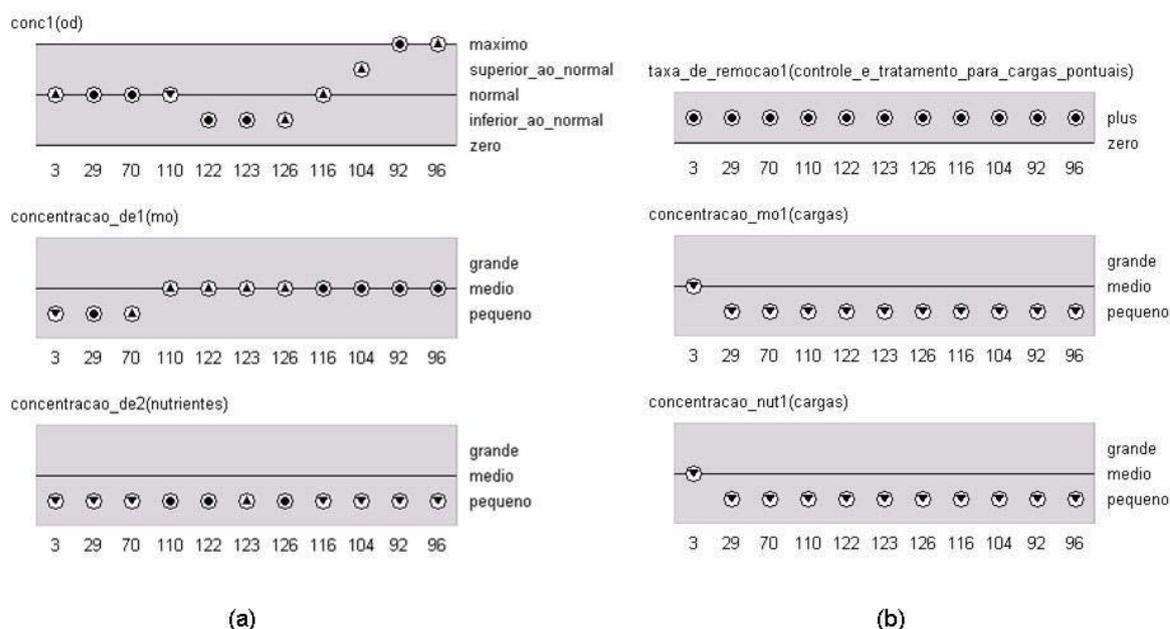


Figura 4.23 - Cenário inicial: *Lançamento de cargas pontuais com tratamento e controle*. (a) diagrama da história dos valores das quantidades no interior do corpo d'água; (b) efeito da *taxa de remoção* sobre as quantidades de MO e nutrientes nas cargas.

4.6.3 Lançamento de Cargas Pontuais sem Efetivo Controle

Em uma situação em que não há tratamento de cargas poluidoras pontuais, como descrita no cenário 12b (figura 4.19), a *Taxa de remoção de cargas* tem valor inicial $\langle \text{zero}, \text{zero} \rangle$. Mantidos os mesmos valores iniciais das variáveis do cenário anterior, são obtidos, no total, 179 estados, sendo três iniciais e 117 finais.

A simulação demonstra os efeitos, na concentração de OD, do incremento de matéria orgânica e nutrientes introduzidos no corpo d'água sem mecanismos de controle (figura 4.24a). O consumo de OD é intensificado nos processos de respiração e decomposição, sendo maior do que a reposição pelos processos de fotossíntese e re-aeração. A figura 4.24(b) apresenta as concentrações de MO e nutrientes nas cargas brutas.

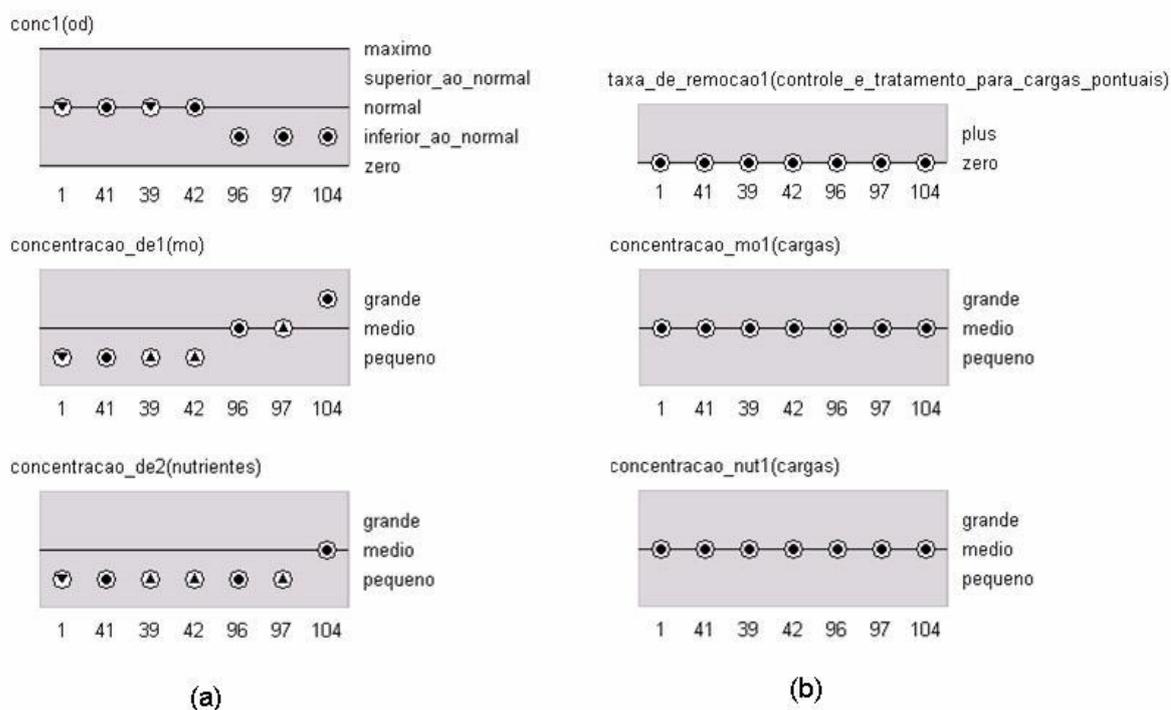


Figura 4.24 - Cenário inicial: *Lançamento de cargas pontuais sem tratamento e controle*. (a) diagrama da história dos valores na trajetória que passa pelos estados: [1]⇒[104]; (b) quantidades de MO e nutrientes nas cargas brutas.

4.6.4 Lançamento de Cargas Difusas

De acordo com Thomann & Mueller (1987), quando existem fontes distribuídas de cargas ao longo do corpo d’água na bacia hidrográfica, as mudanças nas quantidades de OD são variadas. Ou seja, cada fonte interfere na concentração do gás proporcionalmente à contribuição de matéria orgânica e nutrientes. Os autores consideram ainda que, na maioria das vezes, as concentrações de poluentes nas cargas difusas são menores do que aquelas encontradas nas fontes pontuais. Em geral, a magnitude dos ingressos corresponde a valores já encontrados no corpo d’água e o efeito é cumulativo.

As cargas difusas têm um comportamento mais complexo. Como esperado, o resultado da simulação produz grafo de estados maior, a partir do cenário 13a (figura 4.17). A simulação é iniciada com 15 estados iniciais e ao final, são produzidos 327 estados, no total. Na figura 4.25 apresenta-se um grafo de estados na trajetória que passa pelos estados [15]⇒[229].

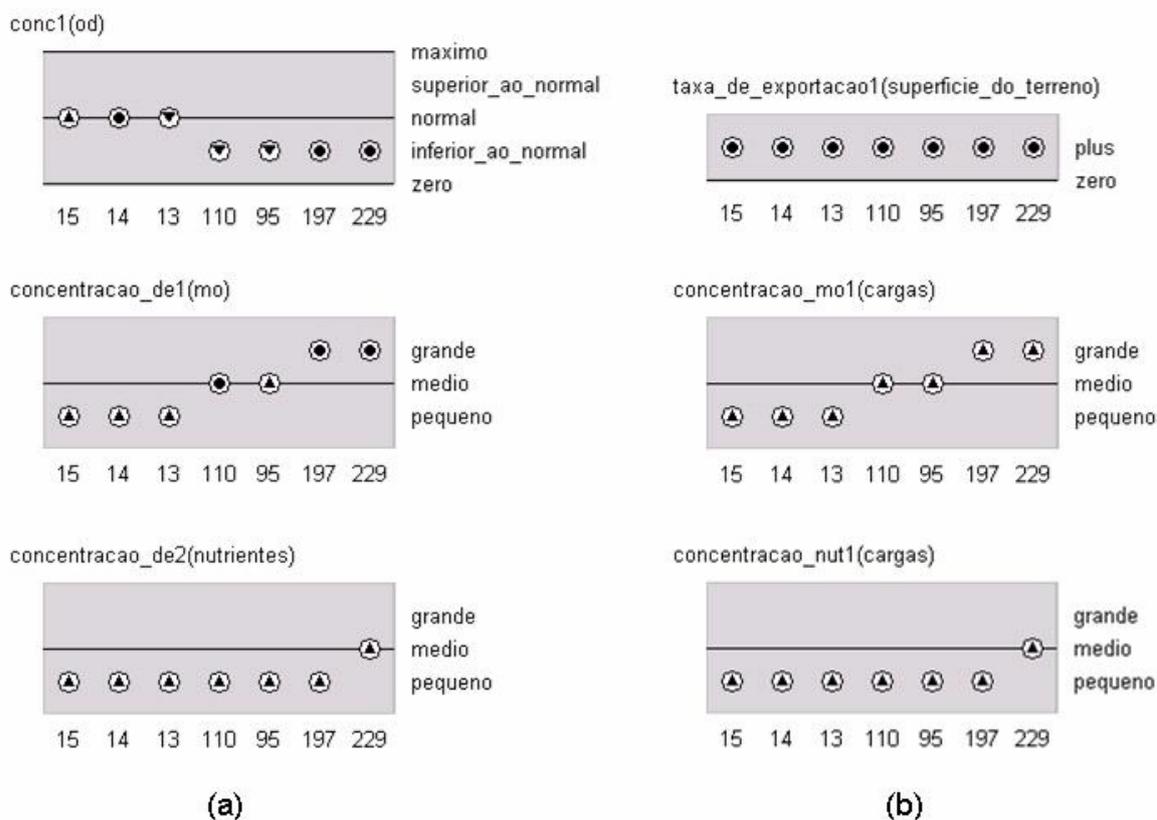


Figura 4.25 - Cenário inicial: *Lançamento de cargas distribuídas*. (a) diagrama da história dos valores das quantidades no interior do corpo d'água; (b) exportação de cargas de matéria orgânica e nutrientes geradas pelas formas de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica.

4.7 Considerações Finais

Neste capítulo, foram descritos os processos de construção e implementação de modelos de simulação para qualidade da água, baseados em raciocínio qualitativo.

Nos modelos propostos, o oxigênio é o objeto mais importante, mostrando a relação entre qualidade da água, cargas geradas por atividades antrópicas na bacia hidrográfica (uso e ocupação da terra) e a forma como essas substâncias são lançadas no meio aquático (existência ou não de controle de poluição).

Os processos básicos modelados para representar a dinâmica do oxigênio no sistema foram: fotossíntese, re-aeração, respiração e decomposição. O comportamento desses processos básicos diante do lançamento de cargas poluidoras pontuais e difusas foi modelado para projetar cenários tendenciais,

incluindo situações de presença e ausência de mecanismos de controle e minimização de impactos.

Os modelos propostos, ao serem executados, foram capazes de responder conforme previsto, apontando diversos estados finais para trechos de rios, de acordo com as condicionantes introduzidas.

Os modelos qualitativos propostos vêm sendo aprimorados pela elaboração de diversas versões, implementadas para auxiliar a compreensão dos fenômenos e as decisões a serem tomadas. Essas versões foram registradas em alguns artigos científicos publicados (Araújo & Saito (2001), Salles *et al.* (2003 a, b), Araújo *et al.* (2003) e Araújo *et al.* (2004)).

Por fim, de modo a assegurar que os modelos de simulação construídos têm a capacidade de representar adequadamente aspectos da dinâmica do OD e, por conseguinte, o metabolismo dos corpos d'água, é necessário proceder à validação dos resultados, utilizando-se para isso dados de qualidade da água coletados em uma bacia hidrográfica.

No capítulo seguinte serão apresentados estudos realizados para validação dos modelos propostos, na bacia hidrográfica do rio Monteiro, localizada no Distrito Federal.

5. ESTUDO DE CASO: A BACIA DO RIO MONTEIRO

5.1 Introdução

De acordo com Ometo *et al.* (2000), vários estudos têm mostrado que a qualidade da água é fortemente influenciada pelo uso e ocupação da terra. A grande maioria desses estudos utilizou modelos para simular mudanças na qualidade da água como ferramenta para ampliar a capacidade preditiva dos pesquisadores e para auxiliar no planejamento e na tomada de decisão referente à gestão de recursos hídricos.

Esses modelos de simulação, predominantemente os matemáticos, têm sido empregados em diversos países. Em nossa pesquisa, foram construídos modelos baseados em Raciocínio Qualitativo (RQ), modelos qualitativos, para a avaliação da qualidade da água, em uma bacia hidrográfica. Os modelos propostos representam processos que ocorrem em trechos de corpos d'água, de modo a relacionar a qualidade da água com o uso e manejo da terra.

Para demonstrar o potencial dos modelos propostos para a avaliação da qualidade da água, foi efetuado um estudo de caso envolvendo a bacia hidrográfica do rio Monteiro²⁸, onde se localiza a cidade de Planaltina, no Distrito Federal.

Na região, localiza-se uma das mais importantes Unidades de Conservação do Brasil Central – a Estação Ecológica de Águas Emendadas - EEAE. Criada pelo Decreto n.º 1.137, de 16/06/1988, essa unidade abriga, em seu estado natural, ecossistemas de grande relevância ecológica, representativos do bioma cerrado e de outros tipos fitofisiográficos da região do Planalto Central (Steinke *et al.*, 2004).

Nessa Estação Ecológica, ocorre um fenômeno raro, a união de duas grandes bacias hidrográficas, a bacia do Tocantins e a bacia do Paraná, representadas, respectivamente, pelos córregos Vereda Grande e Brejinho, que se interligam numa nascente comum, formando uma vereda de 6 km² (Machado *et al.*, 1998).

²⁸ O rio Monteiro também é conhecido como rio Mestre d'Armas ou ribeirão Mestre d'Armas.

O conjunto de paisagens tão distintas encontradas na bacia do rio Monteiro - urbanas, agrícolas e preservadas, leva a uma configuração diferenciada de produção de cargas poluidoras, favorecendo o aprofundamento do estudo das relações entre uso da terra e qualidade da água a partir de modelos baseados em RQ.

O objetivo deste capítulo é proceder à validação dos modelos qualitativos propostos, a partir da comparação dos resultados obtidos na simulação qualitativa com os dados de qualidade da água na bacia hidrográfica fornecidos pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB.

5.2 Descrição dos Modelos Qualitativos propostos

A qualidade da água é o resultado de um complexo conjunto de fatores que interagem continuamente entre si. Diversas abordagens podem ser aplicadas na representação da qualidade da água. Nos modelos qualitativos propostos, consideramos que raciocínio sobre mudanças na qualidade da água requer conhecimentos sobre a dinâmica do oxigênio.

Portanto os modelos, o oxigênio é o objeto mais importante. A partir do conhecimento das relações de causa e efeito que interagem na dinâmica do oxigênio dissolvido (OD), é possível proceder à avaliação da qualidade da água em diferentes situações em uma bacia hidrográfica.

Na estrutura dos modelos, estão previstas representações de fenômenos que ocorrem na superfície do terreno, onde estão as fontes de cargas poluidoras, como resultado das atividades nela desenvolvidas ou do tipo de cobertura existente ao longo dos córregos e dos rios afluentes. Os modelos qualitativos propostos buscam explicitar a relação entre qualidade da água e cargas pontuais e difusas geradas por atividades antrópicas na bacia (uso e ocupação da terra), e abordam também os efeitos sobre o corpo d'água da existência ou não de tratamento e controle de poluição provocada por cargas pontuais, particularmente por meio do uso de estação de tratamento de efluentes (ETE).

Os modelos descrevem sistemas lóticos e, neles, somente os fenômenos que se dão na lâmina d'água, sendo excluídos os processos que ocorrem no sedimento.

São modeladas substâncias dissolvidas (OD, matéria orgânica e nutrientes) e entidades biológicas (plantas aquáticas e decompositores). Foi, também, representado o transporte de oxigênio na interface água-ar, responsável pela reposição desse gás em situações de déficit.

Os conhecimentos sobre os processos (fotossíntese, respiração, re-aeração e decomposição) que determinam a dinâmica do OD foram representados em uma biblioteca de fragmentos de modelo (FM). Esses FM são automaticamente combinados pela ferramenta de simulação qualitativa. GARP (Bredeweg, 1992), a partir da descrição de cenários iniciais.

Nos modelos qualitativos, cada cenário representa uma situação para o simulador iniciar uma predição do comportamento do sistema. Os cenários são descrições estruturais que representam a segmentação da bacia hidrográfica em trechos, de modo a representar adequadamente as variações na qualidade da água em diversas situações de uso e ocupação da terra.

A segmentação da bacia em trechos buscou, também, sempre que possível, separar contribuições provenientes de fontes diferentes, de forma a caracterizar adequadamente a contribuição de cada uma, em conformidade com o sistema proposto por Whitton (1975) para a subdivisão de sistemas lóticos em trechos, a partir da análise de suas características.

Foram construídos quatro cenários que representam trechos que podem ser encontrados em uma bacia hidrográfica qualquer: (i) trecho onde não ocorre ingresso de cargas de origem antrópica; (ii) trecho que recebe cargas difusas, geradas de forma distribuída ao longo da superfície do terreno e que afluem aos corpos d'água predominantemente por ocasião de eventos de chuva; (iii) trecho onde ocorre a remoção de cargas por meio tratamento e controle em ETE; e (iv) trecho que recebe cargas pontuais.

Os valores das quantidades representadas nos modelos estão descritas em espaços quantitativos definidos a partir dos padrões de qualidade da água determinados pela Resolução CONAMA nº. 357/2005. A tabela 5.1 estabelece os limites individuais para cada substância dissolvida nos modelos propostos, para

corpos d'água considerados na Classe 2 (águas doces), e os correspondentes valores qualitativos.

Tabela 5.1 - Parâmetros de qualidade da água para a Classe 2

Padrões		Valor máximo e/ou condições	Valores qualitativos correspondentes
Parâmetro			
Oxigênio		em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L	<normal>
Nutrientes	Nitrogênio Amoniacal Total ²⁹ (TKN)	3,7 mg/L	<grande>
	Fósforo Total ³⁰ (Ptotal)	0,1 mg/L	<grande>
Matéria Orgânica	DBO	5 mg/L	<grande>

Os resultados das simulações (grafos de estado) são explorados e comparados com os valores máximos definidos na Resolução. As explicações e predições do comportamento da qualidade da água, em termos da dinâmica do OD, são obtidas a partir das fontes de consumo e produção do gás e das quantidades de OD, matéria orgânica e nutrientes disponíveis.

5.3 Materiais e Métodos

5.3.1 Caracterização geral da bacia hidrográfica do rio Monteiro

A bacia hidrográfica do rio Monteiro localiza-se a nordeste do Distrito Federal, entre os paralelos 15°33'12" e 15°41'41" e meridianos 47°33'16" e 47°46'15" (Pinelli, 1999). Insere-se no alto curso da bacia hidrográfica do rio São Bartolomeu, sendo marcada por características antagônicas (Steinke *et al.*, 2004): de um lado, a ocupação humana representada pela cidade de Planaltina; de outro lado, a presença de uma importante unidade de conservação – parte da Estação Ecológica de Águas Emendadas – EEAE (figura 5.1). Há, ainda, em sua porção inferior, o trecho inicial da Área de Proteção Ambiental do rio São Bartolomeu.

²⁹ Os valores de pH nos corpos d'água da bacia hidrográfica variaram entre 6,47 e 7,11.

³⁰ Os valores de fósforo total foram considerados para ambientes lóticos.

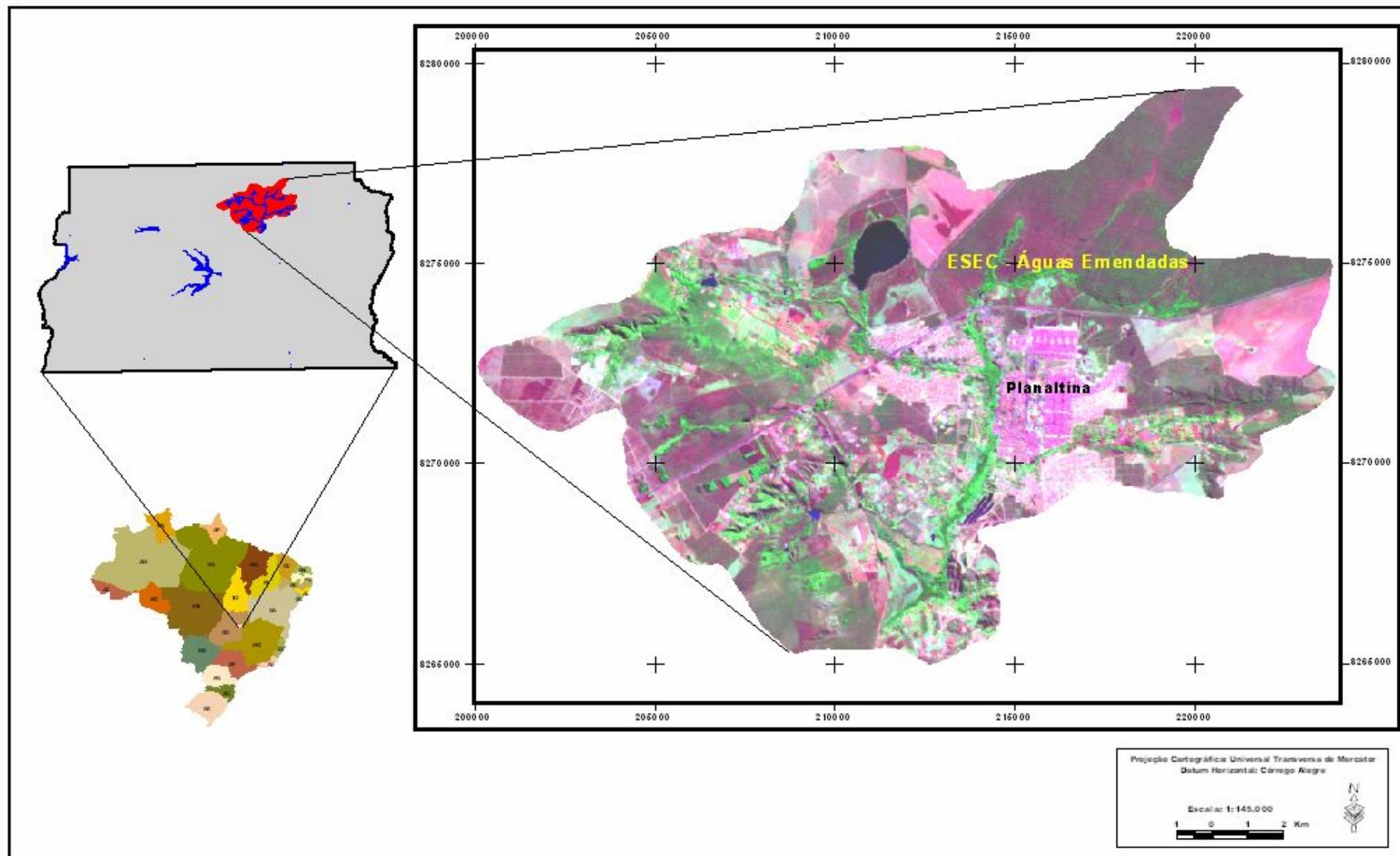


Figura 5.1 - Localização da Área de Estudo.

O rio Monteiro nasce na EEAE, pelo encontro dos córregos Cascarra e Brejinho, recebendo um pouco mais abaixo o ribeirão Mestre d'Armas, formado pelas águas provenientes da lagoa Bonita e do córrego Sarandi (Rocha, 1993). O rio Monteiro é um dos formadores do rio São Bartolomeu (Steinke *et al.*, 2004).

No trecho em que atravessa a EEAE, o rio Monteiro é caracterizado por águas limpas e possui fundo cascalhado (Rocha, 1993). Após a saída da estação até a junção com o ribeirão Mestre d'Armas, apresenta-se consideravelmente degradado seja porque seu curso segue ao longo de áreas de intensa produção agrícola, seja porque vem se intensificando o processo de urbanização em Planaltina. Nas proximidades da confluência com o rio Pípiripau, o rio Monteiro apresenta-se muito alterado (Rocha, 1993).

Segundo Novais Pinto (1986), o rio Monteiro tem 24 km de extensão e 160 metros de amplitude altimétrica: possui 11 canais de extensão de 1ª ordem, incluindo o vertedouro da lagoa Bonita, e três canais de 2ª ordem, destacando-se as drenagens da EEAE, onde se encontram nascentes de grandes bacias brasileiras, originando os Córregos Vereda Grande e Brejinho (figura 5.2).

Com fluxo de vazão média que varia de 6,26 a 1,96 m³/s (Pinelli, 1999), nas épocas de chuva e seca, respectivamente, a bacia do rio Monteiro apresenta padrão de drenagem retangular – cursos d'água com direções predominantes de NE e SO, desenvolvido em rochas metamórficas do Grupo Paranoá e é a sub-bacia de maior extensão na bacia do rio São Bartolomeu, de quem é tributário.

A densidade de drenagem é baixa, assim como a relação de bifurcação - índice que indica o controle de relação da descarga após uma chuva pesada. Possui baixo índice de rugosidade, o qual combina as qualidades de declividade e comprimento das vertentes com a densidade de drenagem, indicando que as vertentes da bacia são íngremes ou longas (SEMA/SEC, 1985). A tabela 5.2 apresenta os parâmetros de drenagem do rio Monteiro.

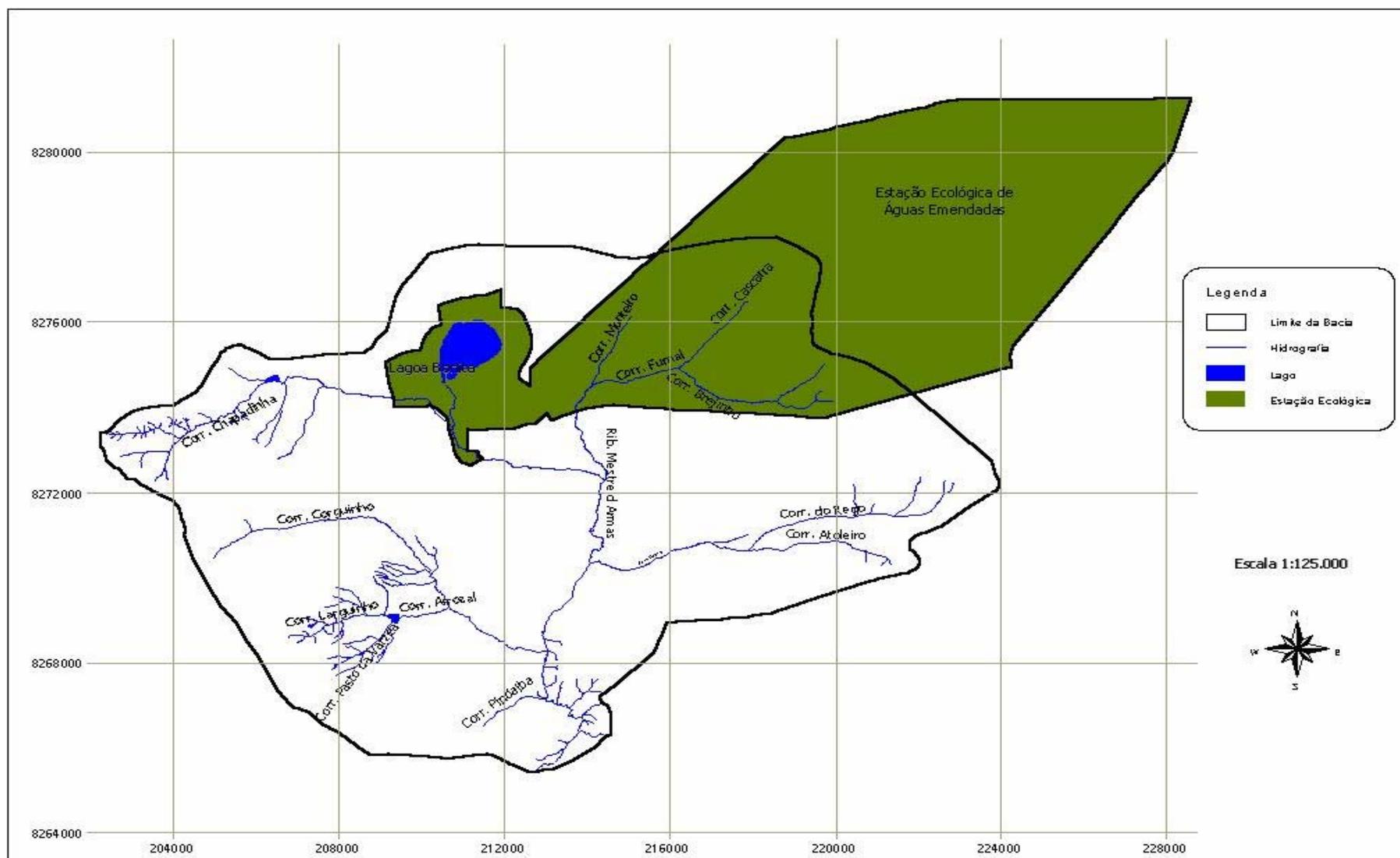


Figura 5.2 - Bacia Hidrográfica do Rio Monteiro.

Tabela 5.2 - Parâmetros de drenagem da bacia do rio Monteiro

Parâmetros	Dimensões
Comprimento total dos canais da bacia (L)	82 km
Área total da bacia (A)	225 km ²
Densidade da drenagem ($Dd = L/A$)	0,36
Amplitude altimétrica (H)	160
Relação de Bifurcação (Rb)	3,50
Índice de rugosidade ($I_r = H \times Dd$)	57,6
Constante manutenção do canal ($CMC = A/L$)	2,74

Fonte: (SEMA/SEC, 1985).

5.3.2 Levantamento e aquisição de dados de qualidade de água

Os dados de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Monteiro foram obtidos junto à CAESB.

As informações disponibilizadas pela CAESB para a avaliação da condição atual dos trechos dos cursos d'água na bacia hidrográfica originam-se do monitoramento de corpos receptores do Distrito Federal e do monitoramento de recursos hídricos do Distrito Federal e região do entorno (CAESB, 2003).

O monitoramento dos corpos receptores na bacia hidrográfica vem sendo realizado de forma sistemática pela CAESB, por meio da DVOM/SPT/DRSE, desde maio de 1993, com periodicidade bimestral. Essa atividade tem como objetivo atender à legislação ambiental no que se refere à avaliação da qualidade da água dos corpos d'água impactados pelo lançamento de esgotos tratados ou "in natura", produzidos nas áreas urbanas.

Os principais parâmetros analisados são: Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (TKN) e Fósforo Total (P Total).

Atualmente, a rede de monitoramento dos corpos receptores é composta por quatro pontos de amostragem, distribuídos no ribeirão Mestre D'Armas, que se encontram indicados na tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Monitoramento de corpos receptores: localização de pontos de coleta

Identificação	Corpo d'água	Localização dos Pontos
MD01	Mestre D'Armas	Montante do lançamento da ETE Planaltina; próximo a captação da CAESB
MD02	Mestre D'Armas	Montante do lançamento da ETE Planaltina; na segunda ponte da cidade
MD03	Mestre D'Armas	Jusante do lançamento da ETE Planaltina; na ponte sobre a rodovia DF-030
MD04	Mestre D'Armas	Montante do lançamento da ETE Vale do Amanhecer; da sua confluência com o rio São Bartolomeu

Nos pontos de coleta indicados na tabela 5.4, é realizado acompanhamento e avaliação das características físicas e químicas de mananciais na bacia do Mestre D'Armas.

Tabela 5.4 – Estações de coleta de amostra nos pontos de captação de água bruta

Identificação	Corpo d'água	Localização dos Pontos
BJ01	Brejinho	Córrego Brejinho (montante da captação BR-020)
FU01	Fumal	Córrego Fumal (montante da captação BR-020)
CO01	Corguinho	Corguinho (montante da captação BR-020)
MD05	Mestre D'Armas	Ribeirão Mestre D'Armas (jusante do Vale do Amanhecer)

5.3.3 Identificação do uso e ocupação da terra

A bacia hidrográfica do rio Monteiro encontra-se inserida na Região Administrativa (RA) de Planaltina. Essa Região Administrativa foi criada pela Lei nº. 49/1989 e pelo Decreto nº. 11.921/89. A área total é de 1.534,69 km², sendo 11,32 km² de área urbana e 1.523,37 km² de área rural. A RA de Planaltina representa um percentual de área em relação ao DF de 26,51%.

A cidade de Planaltina é a mais antiga cidade do Distrito Federal, tendo sido fundada em 1859, no local chamado, à época, Vila Mestre D'Armas, em razão de um morador da região exercer o ofício de armeiro (GDF/CODEPLAN, 2001). Em 1917, passou a ser chamada Planaltina, devido à sua localização em um grande planalto.

Planaltina foi integrada ao Distrito Federal em 1960. A partir daí, um considerável contingente populacional foi incorporado à localidade, oriundo das retiradas de invasões realizadas até 1971. Desde então, tem-se observado um crescente aumento populacional e uma expansão urbana em direção à EEAE e em direção a oeste (Machado *et al.*, 1998; Saito *et al.*, 2002). A região de Planaltina tem sido alvo de implantação de novos assentamentos urbanos, fazendo com que a expansão urbana tenha apresentado crescimento significativo nos últimos anos (Steinke, 2004).

A vegetação natural característica da região é o cerrado. As variações do solo, do clima e de água acumulada determinam a variação dessa formação e o aparecimento de outras, como, as matas de galeria e as veredas, onde aparece o buriti. A vegetação do cerrado varia ao longo do ano, conforme as condições ambientais, em especial, as condições climáticas.

De modo a compreender melhor a evolução da ocupação da terra na bacia hidrográfica, foram levantadas informações sobre mapas das áreas urbanas e cobertura da terra para os anos de 1984 (Steinke, 2004; Steinke *et al.*, 2004).

O mapa de cobertura da terra na bacia do rio Monteiro em 1984 (figura 5.3) permite identificar sete classes: água, campo, cerrado, mata galeria, reflorestamento e áreas rural e urbana. A distribuição das classes, nesse ano, era: 41,8% de área rural, 19,2% de área recoberta por cerrado, 3,0% ocupada por área urbana (consolidada e em consolidação), 2,7% de reflorestamento, 23,2% de campo, 0,9% de corpos d'água e 9,2% de mata de galeria. Observa-se, assim, que a maior parte da bacia era ocupada predominantemente por áreas rurais, embora o processo de expansão urbana já tivesse se iniciado (Steinke, 2004).

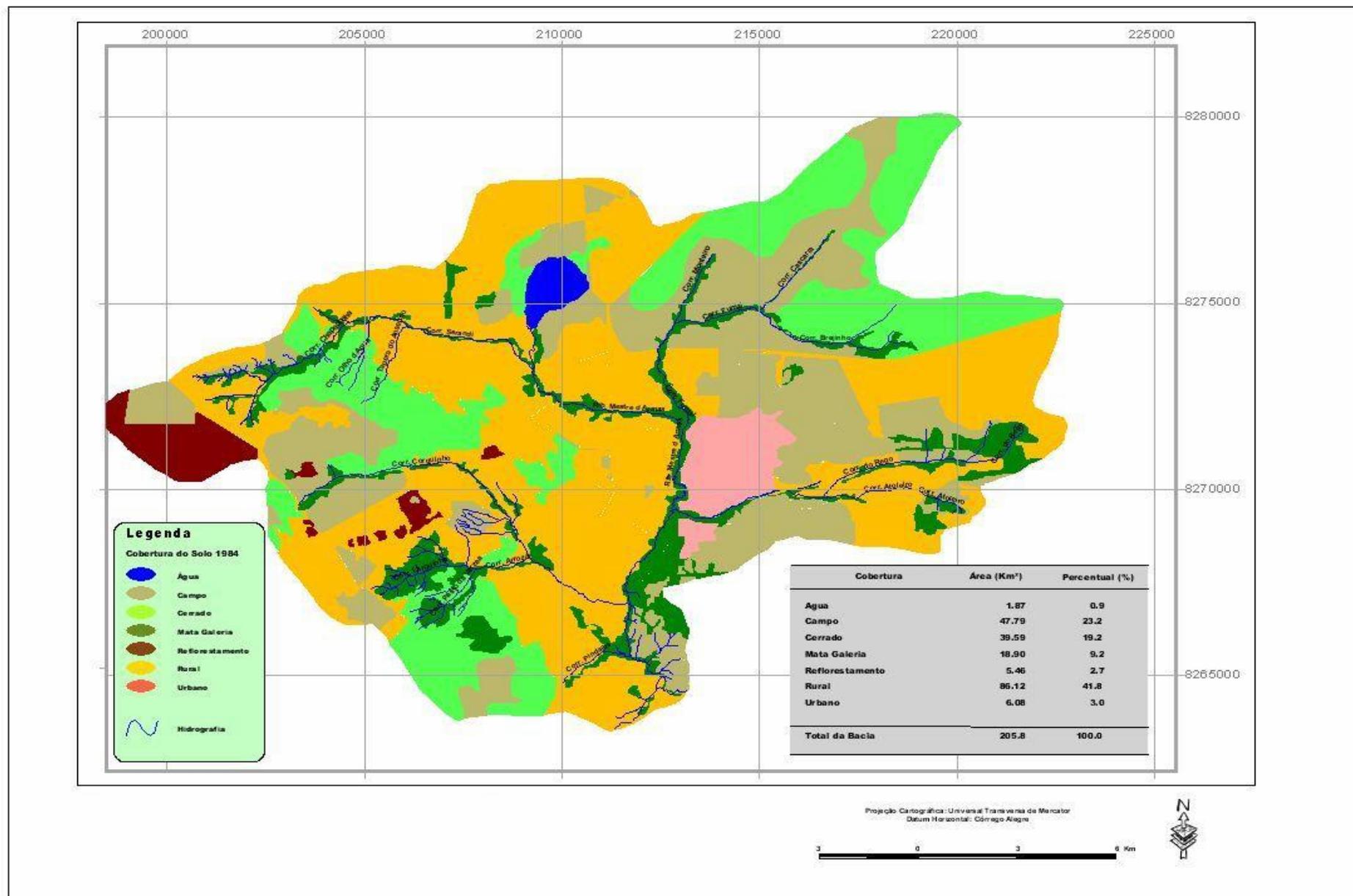


Figura 5.3 - Uso da terra em 1984 - bacia hidrográfica do rio Monteiro.

No ano de 2003 (figura 5.4), foram identificados oito tipos de cobertura da terra, assim distribuídos: 0,9% para água, 18,4% coberta por campo, 18,8% de vegetação de cerrado, 9,2% de mata de galeria, área ocupada por reflorestamento 0,6%, área rural compreendendo 34,9% e áreas urbanas, desmembradas em urbana (consolidada) e urbana em consolidação, totalizando, respectivamente 9,4% e 7,8%.

Com base na análise comparativa dos dados obtidos, é possível verificar o rápido crescimento urbano experimentado na bacia hidrográfica de 1984 a 2003. A área urbana passou de 6,08 km² para 19,10 Km², principalmente pela implantação de loteamentos mais recentemente instalados. De acordo com Pinelli (1999), o rápido crescimento de Planaltina tem provocado mudanças nas características naturais, particularmente na qualidade da água da bacia do rio Monteiro.

5.3.4 Identificação das fontes de poluição pontual

Para a identificação das fontes pontuais de poluição, foram fornecidas informações pela CAESB sobre o desempenho operacional da ETE Planaltina³¹, que utiliza o ribeirão Mestre D´Armas como corpo receptor de efluentes.

De acordo com a CAESB, a Estação de Tratamento de Esgotos de Planaltina foi concebida para tratar os esgotos de cerca de 18.000 habitantes, com capacidade média de projeto de 255 L/s. A ETE está operando desde novembro de 1998 e apresentou, em 2004, vazão média anual correspondente a 36,74% de sua capacidade hidráulica. A tabela 5.5 contém informações de inventário das ligações de esgoto.

Tabela 5.5 – Número de ligações ativas de esgotos

Tipo	Ligações
Domiciliares	15.416
Comerciais	1.325
Industriais	15
Públicas	67
Total	16.823

³¹ As informações sobre o desempenho operacional da ETE Planaltina encontram-se nos apêndices.

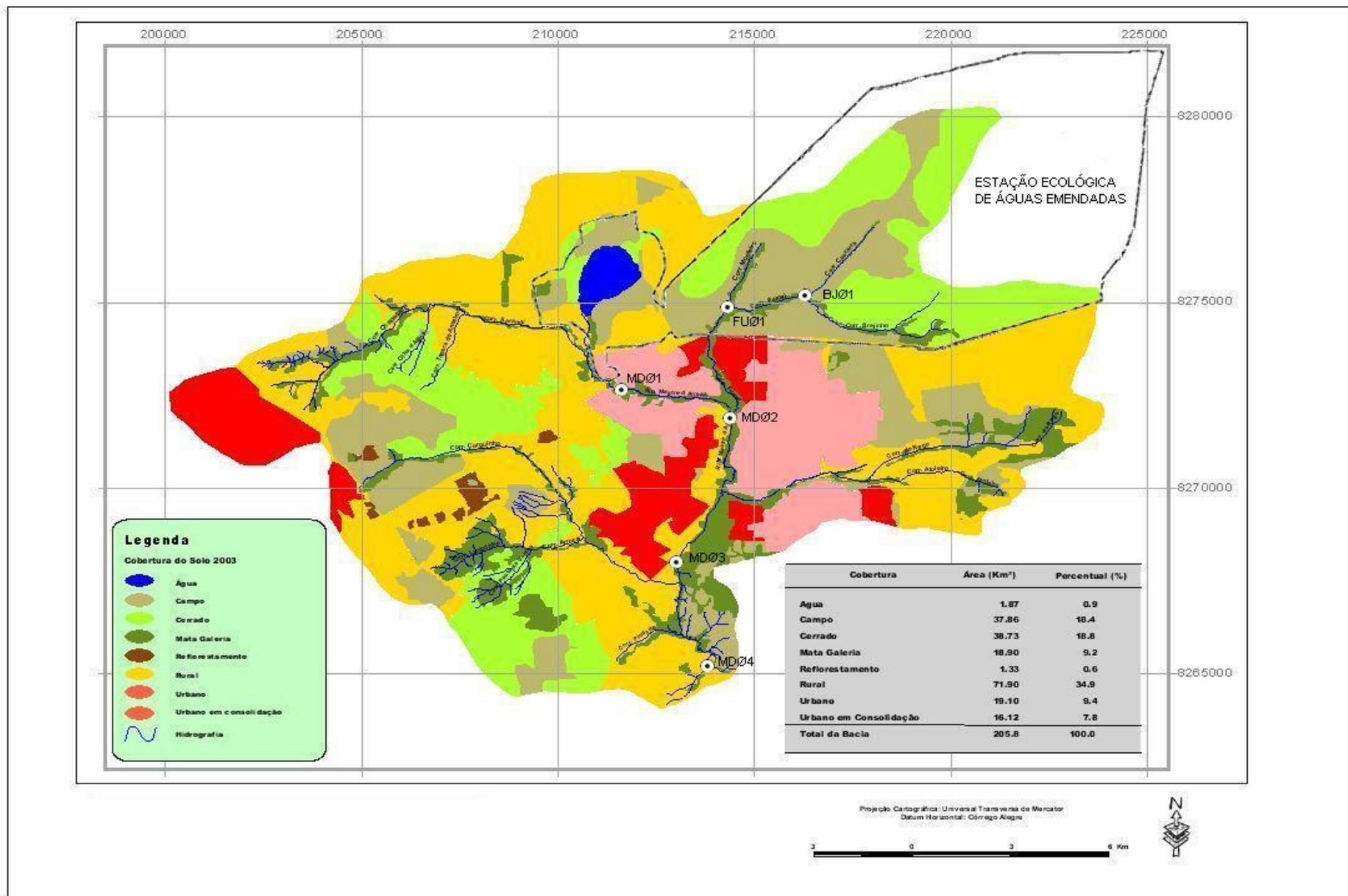


Figura 5.4 - Uso da terra em 2003 - bacia hidrográfica do rio Monteiro. Foram indicados pontos de coleta da CAESB.

5.3.5 Identificação das fontes de poluição difusa

As cargas difusas nas áreas urbanas apresentam-se freqüentemente associadas a uma parcela de cargas de esgotos domésticos, resultado de situações de inexistência de sistemas de coleta, interceptação e destinação final.

Em áreas rurais, as cargas dependem do tipo de cultura, da fase em que se encontra o ciclo de produção e do uso de fertilizantes e defensivos. O aporte aos cursos de água está fundamentalmente associado à ocorrência de eventos de chuva pela contribuição adicional proveniente da lavagem da superfície do terreno.

Tendo em vista a complexidade de sua formação e as dificuldades técnicas para a sua determinação, as cargas difusas têm sido pouco estudadas. Na bacia do rio Monteiro, foi efetuado estudo pioneiro de estimativa de exportação de cargas poluidoras (Steinke *et al.*, 2004), denominado módulo de carga.

Esse procedimento é a representação matemática dos processos de geração de cargas difusas na bacia hidrográfica. Destina-se a correlacionar a qualidade da água nos principais corpos d'água com o uso e a intensidade de ocupação da terra.

As cargas foram estimadas com base no método do coeficiente de exportação, que consiste em aplicar coeficientes de geração de cargas para cada categoria de uso da terra existente na área de estudo. As estimativas foram feitas para cargas médias anuais de nutrientes (Nitrogênio Total e Fósforo Total) e DBO, no tempo seco.

Os resultados obtidos, no estudo empreendido por Steinke *et al.*, (2004), chamam a atenção para uma preocupação ambiental que vem se tornando cada vez maior: o papel das Unidades de Conservação na proteção e controle da qualidade das águas numa bacia hidrográfica e o seu reverso, ou seja, a fragilidade das mesmas Unidades de Conservação em face das atividades antrópicas desenvolvidas no interior de uma bacia hidrográfica.

A pressão antrópica sobre a EEAE vem aumentando devido à implantação de loteamentos e assentamentos urbanos em suas proximidades (Machado *et al.*, 1998). Além disso, existem em seu entorno grandes áreas cultivadas, que utilizam

técnicas agrícolas agressivas para o meio ambiente, deixando solos expostos, mais suscetíveis à erosão e à lixiviação, além da utilização de intensa quantidade de agrotóxicos nas culturas (Steinke *et al.*, 2004).

5.3.6 Procedimento de Validação

O procedimento de validação dos modelos qualitativos tem por objetivo verificar se os modelos atingem os objetivos para os quais foram construídos (Rykiel, 1996). Esse procedimento foi considerado essencial para demonstrar que os modelos são capazes de reproduzir os processos que ocorrem no interior de uma bacia hidrográfica e que promovem alteração na qualidade da água, avaliada em termos da dinâmica do oxigênio dissolvido.

Para realizar os testes, foram comparados os resultados obtidos pelos modelos qualitativos com dados de qualidade da água dos corpos d'água pertencentes à bacia hidrográfica do rio Monteiro, obtidos junto à CAESB.

Procedeu-se à segmentação da bacia em trechos característicos, representados nos modelos qualitativos propostos. Essa segmentação levou em conta a existência de estações de amostragem da CAESB (tabelas 5.3 e 5.4).

Foram selecionados pontos localizados em trechos dos corpos d'água, cuja configuração permitisse a identificação de situações qualitativamente diferentes. Os pontos escolhidos, no total de cinco, estão assim distribuídos no interior da bacia hidrográfica:

- dois pontos localizados na área da EEAE (**BJ01** e **FU01**), caracterizando trecho onde não ocorre ingresso de cargas de origem antrópica;
- o ponto **MD01** representa trecho que recebe cargas difusas, geradas de forma distribuída ao longo da superfície do terreno e afluem aos corpos d'água, predominantemente, por ocasião de eventos de chuva. Esse ponto é caracterizado por localizar-se em uma área que sofre influências dos loteamentos e das atividades agrícolas desenvolvidas próximas ao córrego Sarandi, afluente da margem direita do ribeirão Mestre D' Armas, e nas áreas limítrofes da lagoa Mestre D'Ármas. A

região é desprovida de esgotamento sanitário e o tratamento de esgotos é feito por fossas sépticas, na maioria das vezes;

- após a implantação, em 1998, da ETE Planaltina o ponto **MD02** deixou de receber a montante esgotos não tratados. Esse ponto encontra-se, portanto, em trecho de corpo d'água onde vem ocorrendo a remoção de cargas por meio tratamento e controle em ETE;
- a montante do ponto **MD03** é lançada carga pontual oriunda de esgoto tratado na ETE Planaltina.

Os dados de qualidade da água foram analisados para os anos de 2002, 2003 e 2004, de modo a se verificar a existência de diferenças de comportamento entre os pontos. Para se estabelecer os efeitos decorrentes, sobre a qualidade da água, da implantação de sistema de tratamento e controle de cargas pontuais por meio de uma ETE, foram analisados dados de qualidade da água, desde 1993 até 2004, para os pontos **MD02** e **MD03**.

5.3.6.1 Análises estatísticas dos dados de qualidade da água

Os dados fornecidos pela CAESB foram analisados no pacote estatístico STATISTICA, versão 5.1. Os parâmetros de qualidade de água foram avaliados inicialmente dentro de cada ano. Foram consideradas as coletas realizadas ao longo dos bimestres, ajustando-se curvas de regressões³² quadráticas para cada ano, em cada ponto de coleta.

A regressão quadrática é a mais comum das regressões polinomiais de segunda ordem, calculada a partir do seguinte modelo:

$$\hat{Y}_i = \beta_0 + \beta_1 * x_i + \beta_2 * x_i^2 + \varepsilon \quad (5.1)$$

Onde:

Y_i = variável dependente;

β_0, β_1 e β_2 , = parâmetros da equação;

x = variável independente; e

ε = erro aleatório.

³² Os resultados das regressões e demais análise estatísticas estão incluídos nos apêndices.

Os parâmetros β_0 , β_1 e β_2 , são estimados a partir de três regressões estatísticas. β_0 , corresponde ao ponto de intersecção com o eixo Y. A forma geométrica da equação (5.1) é uma parábola. Se o valor de β_2 é negativo a concavidade da parábola é voltada para baixo, se, ao invés β_2 é positivo a concavidade da parábola é voltada para cima.

Quando as curvas ajustadas foram significativas ($p < 0,05$), compararam-se as mesmas por meio do Teste t de Student. A comparação das curvas é realizada de forma análoga à comparação de duas médias (Zar, 1998).

Quando não foi observado ajuste de regressão³³, os dados de qualidade da água, nos anos de 2002 a 2004, fornecidos pela CAESB, foram tratados por Análise de Variância em Arranjo Fatorial 2 x 3 (2 localidades e 3 anos de coletas). As duas localidades correspondem aos pontos de amostragem, comparados dois a dois, e os três anos de coleta são 2002, 2003 e 2004. Para realizar comparações múltiplas o teste mais indicado é o teste de Tukey (Zar, 1998).

Para as comparações entre os pontos de coleta MD02 e MD03 foi realizada uma Análise de Variância com Medidas Repetidas no Tempo. Esse desenho experimental é usado, de acordo com Zar (1998), sempre que se tem várias medidas (variável dependente) tomadas do mesmo sujeito em tempo diferentes, sob condições diferentes. Um delineamento dessa natureza é feito de acordo com o seguinte modelo:

$$\hat{Y}_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha_i \beta_j) + \varepsilon \quad (5.2)$$

Onde:

Y_{ij} = variável independente;

μ = média geral

α_i = é o efeito do bloco;

β_j = é o efeito do tratamento;

$(\alpha_i \beta_j)$ = interação entre α_i e β_j ; e

ε = erro aleatório.

Essa análise foi realizada para os dados de qualidade da água, fornecidos pela CAESB, nos anos de 1993 a 2004, nos pontos localizados no ribeirão Mestre d'Armas, MD02 e MD03, levando-se em conta que, a partir de 1998, o ponto MD02

³³ O ajuste da regressão foi verificado por meio de teste F, ao nível de significância $p < 0,05$.

deixou de receber esgoto oriundo da área urbana de Planaltina. O ponto MD03 permaneceu recebendo diretamente carga pontual tratada pela ETE Planaltina. Essa análise teve como objetivo avaliar efeito da remoção de cargas pelo tratamento e controle de efluentes.

5.4 Resultados e Discussão

Inicialmente, são apresentados os resultados obtidos pelas análises estatísticas para a comparação entre os comportamentos dos parâmetros de qualidade da água³⁴, especialmente o OD³⁵, nos diversos pontos ao longo da bacia. Os testes foram empreendidos, nos pontos, sempre dois a dois.

5.4.1 Análises Estatísticas

5.4.1.1 Pontos localizados no interior da EEAE: BJ01 e FU01

Oxigênio Dissolvido (OD)

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no OD (mg/L), entre os anos, dentro de cada localidade ($F = 3,01$; $p > 0,05$). Devido a esse resultado, as comparações entre as localidades foram realizadas considerando-se as médias anuais (comparação entre as curvas de regressão geradas).

O comportamento anual foi significativamente diferente ($t = 5,95$; $p < 0,05$) entre as duas localidades nos córregos Brejinho (BJ01) e Fumal (FU01), conforme demonstrado na figura 5.5.

³⁴ Os limites máximos estabelecidos na Resolução CONAMA n°. 357/2005, quando existirem, estão indicados em cor vermelha nas figuras. Sobre o OD, referimo-nos ao conteúdo mínimo em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L.

³⁵ Os resultados das regressões efetuadas para o OD encontram-se nos apêndices.

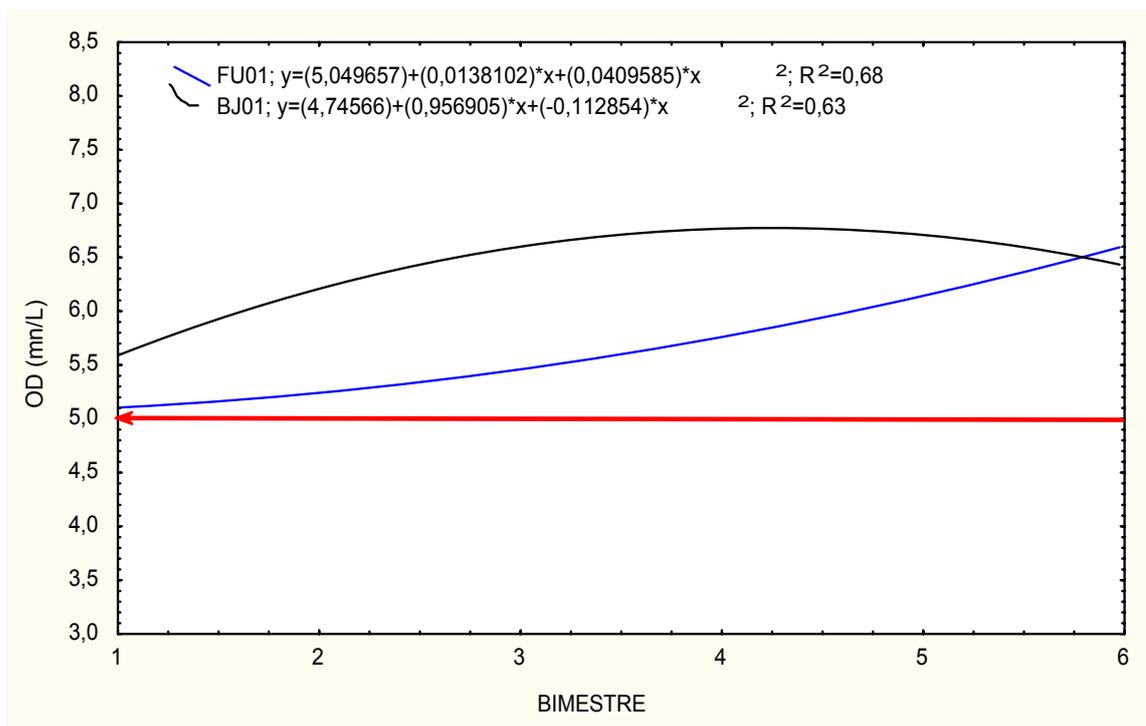


Figura 5.5 - OD (mg/L) em leituras bimestrais, entre 2002 e 2004 nos pontos de coleta localizados nos córregos Fumal – FU01 e Brejinho – BJ01.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no DQO (mg/L) entre as coletas realizadas dentro de cada ano ($F = 2,25; p > 0,05$), nem entre os dois pontos de coleta ($F = 0,71; p > 0,05$), sendo então realizada uma Análise de Variância e as médias comparadas pelo Teste de Tukey. No entanto, houve uma diferença significativa entre os anos ($F = 14,05; p < 0,05$), sendo observado aumento na DQO ao longo dos três anos de coleta (tabela 5.6). É importante notar que, em FU01, não foi observado aumento significativo na DQO de 2002 para 2003.

Tabela 5.6 – Média e desvio padrão da DQO (mg/L), entre 2002 e 2004, nos pontos de coleta localizados nos córregos Fumal – FU01 e Brejinho – BJ01

Ponto de Coleta	Ano de Coleta		
	2002	2003	2004
BJ01	0,70 a (0,49)	1,24 b (0,28)	1,98 c (0,61)
FU01	0,95 ab (0,28)	1,08 b (0,42)	1,61 c (0,32)

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey ($p > 0,05$).

Fósforo Total

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no Fósforo Total (mg/L), entre os anos, dentro de cada localidade ($F = 2,14$; $p > 0,05$). Devido a esse resultado, as comparações entre as localidades foram realizadas considerando-se as médias anuais, como no caso do OD. O comportamento anual foi significativamente diferente ($t = 15,76$; $p < 0,05$) entre as duas localidades (BJ01 e FU01), conforme demonstrado na figura 5.6³⁶.

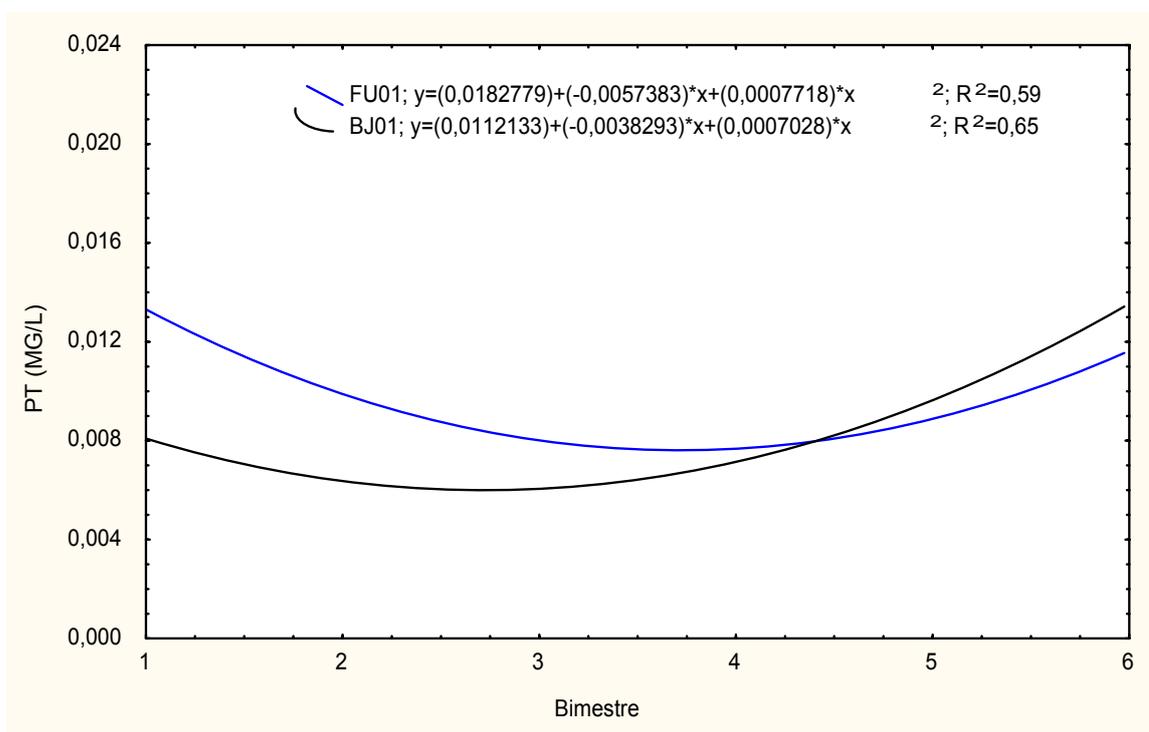


Figura 5.6 - Fósforo Total – PT (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (Fumal – FU01 e Brejinho – BJ01).

Nitrogênio Total

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no Nitrogênio Total (mg/L) entre as coletas realizadas dentro de cada ano ($F = 1,40$; $p > 0,05$). Portanto, os dados foram submetidos a uma Análise de Variância e a comparação entre as médias, realizada pelo Teste de Tukey. Nas comparações entre os pontos de coletas (tabela 5.7), foram observadas diferenças significativas apenas no ano de 2003 ($F = 4,59$; $p < 0,05$), não sendo significativamente diferente nos outros anos.

³⁶ Não foi possível representar na figura, em função da escala, o valor máximo estabelecido para fósforo total, de conformidade com a Resolução CONAMA nº. 357/2005.

Foi observado aumento significativo no Nitrogênio Total (N total) ao longo dos anos (F = 10,80; p < 0,05).

Tabela 5.7 – Média e desvio padrão de Nitrogênio Total (mg/L), de acordo com o ano e o ponto de coleta

Ponto de Coleta	Ano de Coleta		
	2002	2003	2004
BJ01	0,15 a (0,04)	0,16 a (0,04)	0,33 c (0,14)
FU01	0,19 a (0,02)	0,26 b (0,07)	0,35 c (0,12)

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey (p>0,05).

5.4.1.2 Pontos FU01 e MD01

Oxigênio Dissolvido (OD)

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no OD (mg/L), entre os anos, dentro de cada localidade (F = 0,86; p > 0,05). Devido a esse resultado, as comparações entre as localidades foram realizadas considerando as médias anuais. O comportamento anual foi significativamente diferente (t = 15,89; p<0,05) entre as duas localidades, conforme demonstrado na figura 5.7.

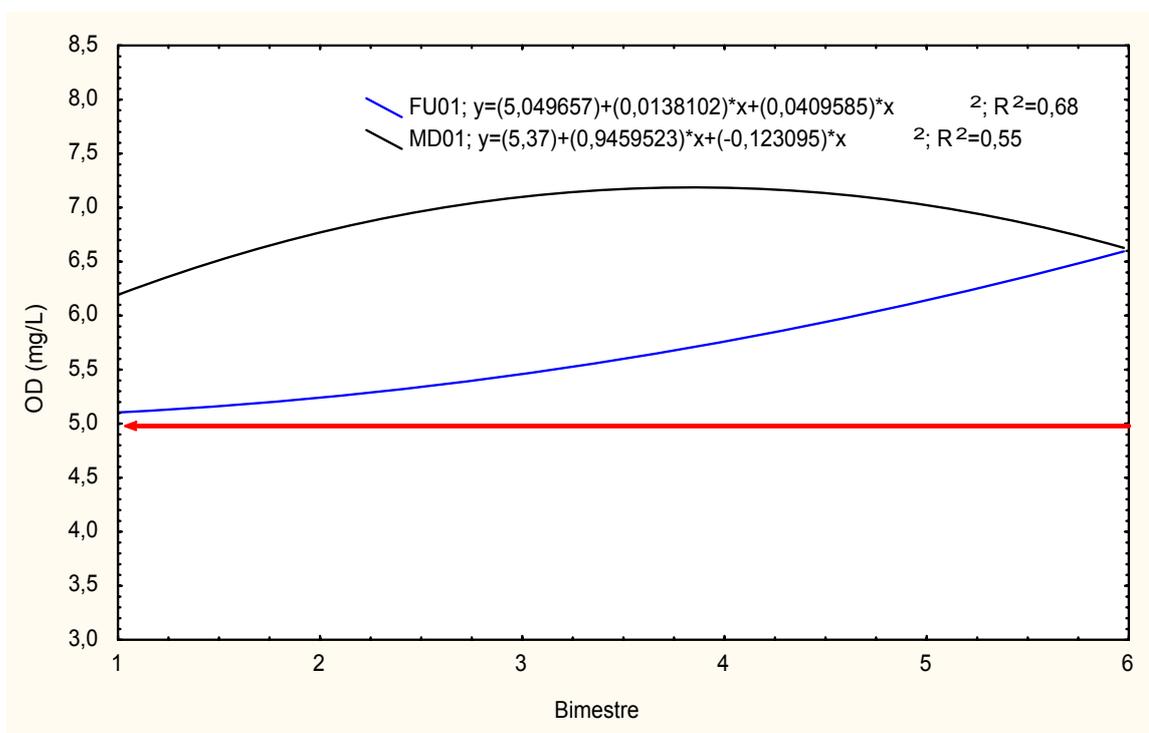


Figura 5.7 - OD (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta.

Fósforo Total

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no Fósforo Total (mg/L), entre os anos, dentro de cada localidade ($F = 1,79$; $p > 0,05$). Devido a esse resultado, as comparações entre as localidades foram realizadas considerando as médias anuais, como no caso do OD. O comportamento anual foi significativamente diferente ($t = 126,27$; $p < 0,05$) entre as duas localidades, conforme demonstrado na figura 5.8.

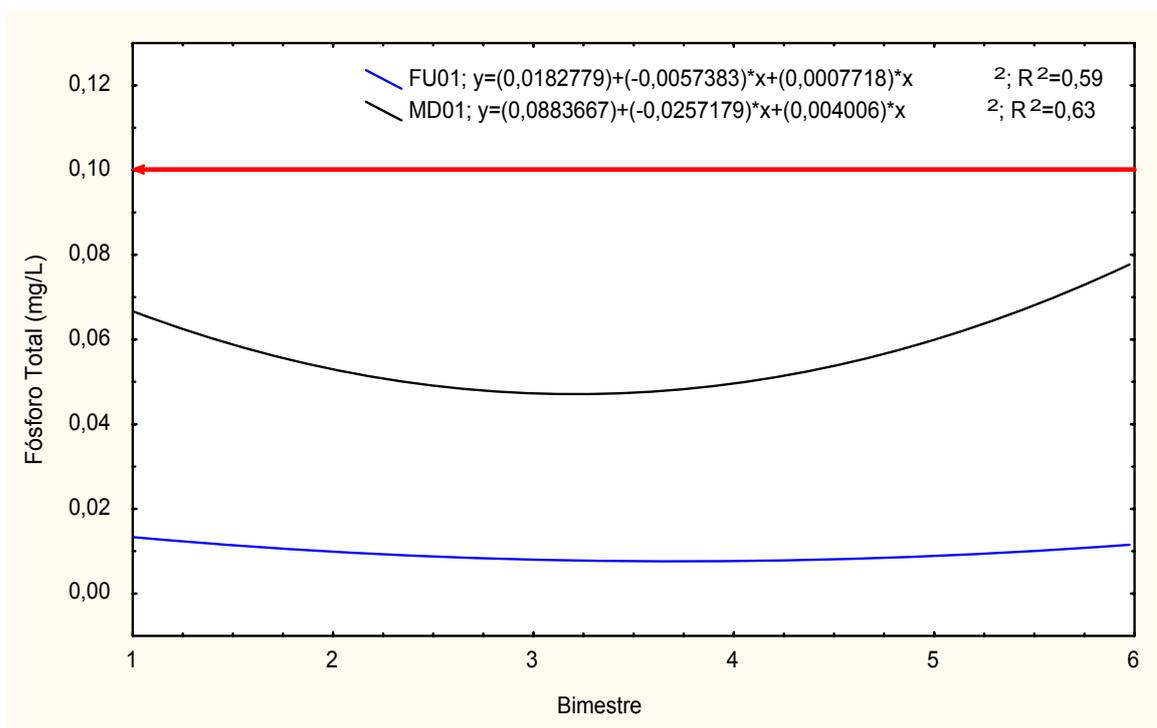


Figura 5.8 - Fósforo Total (mg/L) ao longo do ano (leitura bimestrais), de acordo com o ponto de coleta.

5.4.1.3 Pontos no córrego Brejinho - BJ01 e no ribeirão Mestre Darmas - MD03

Oxigênio Dissolvido (OD)

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no OD (mg/L), entre os anos, dentro de cada localidade ($F = 2,45$; $p > 0,05$). Devido a esse resultado, as comparações entre as localidades foram realizadas considerando-se as médias anuais (comparação entre as curvas de regressão geradas).

O comportamento anual foi significativamente diferente ($t = 3,89$; $p < 0,05$) entre as duas localidades (BJ01 e MD03), conforme demonstrado na figura 5.9.

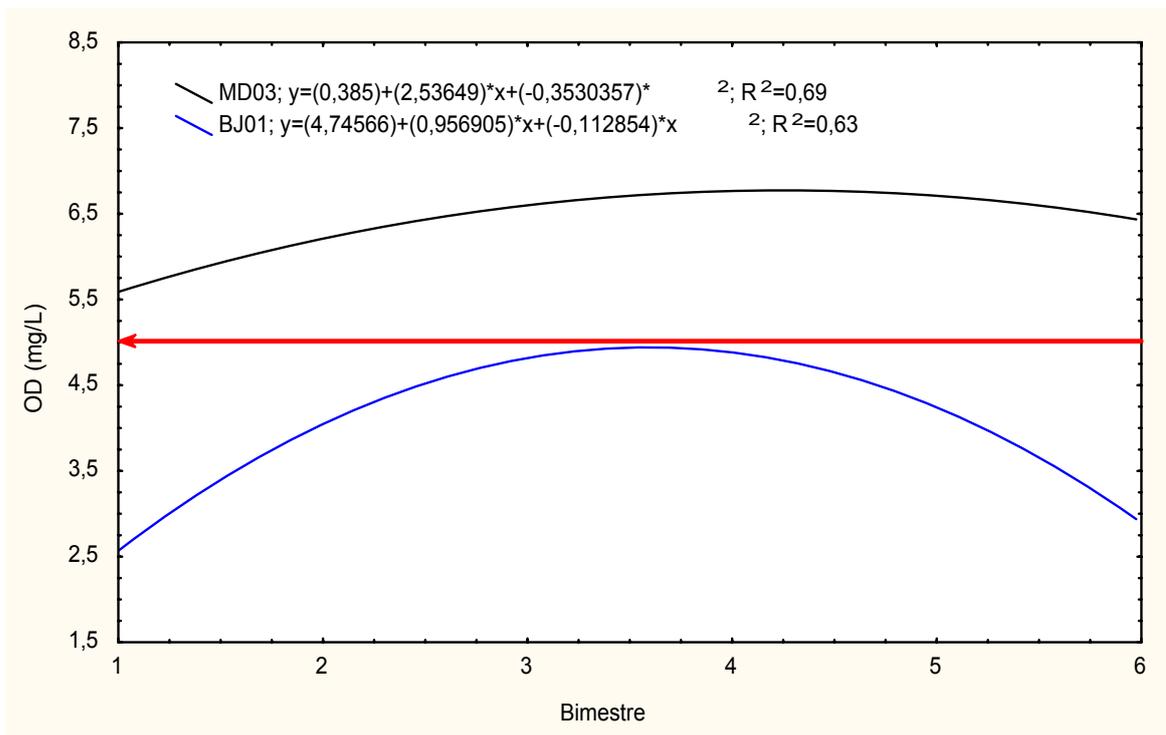


Figura 5.9 - OD (mg/L) ao longo do ano (leitura bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (MD03 e BJ01).

Fósforo Total

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no Fósforo Total (mg/L) entre os anos dentro de cada localidade ($F = 1,78$ $p > 0,05$). Devido a esse resultado, as comparações entre as localidades foram realizadas considerando-se as médias anuais. O comportamento anual foi significativamente diferente ($t = 74,71$; $p < 0,05$) entre as duas localidades, conforme demonstrado na figura 5.10.

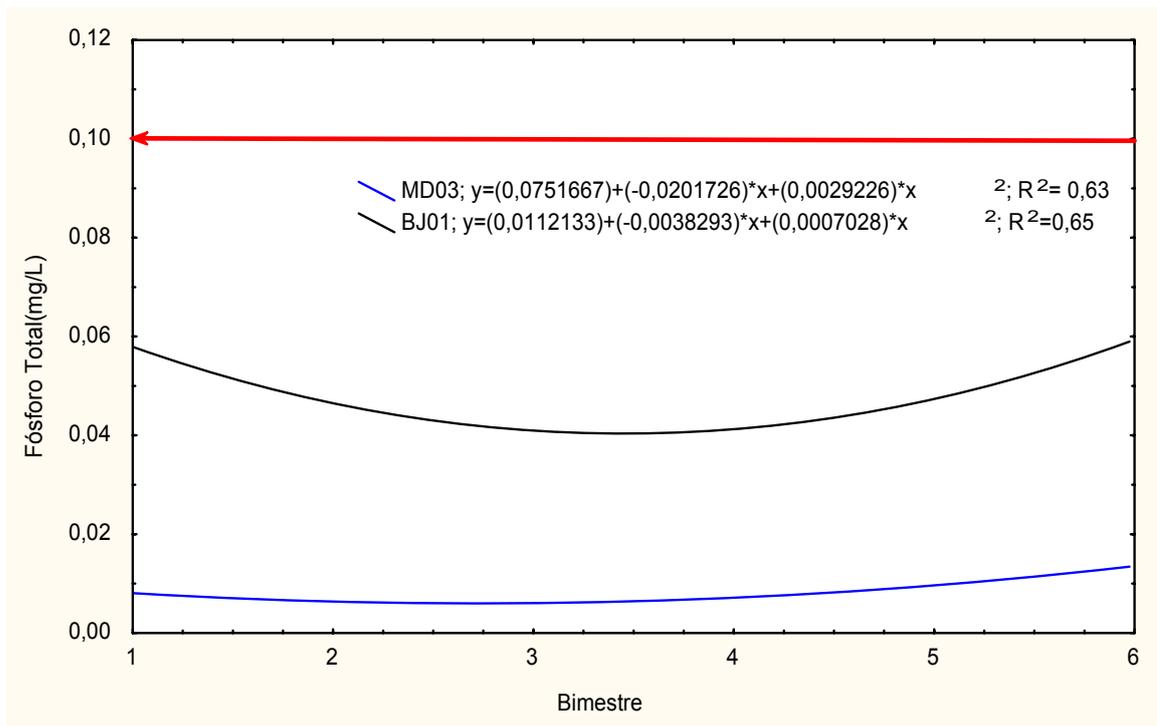


Figura 5.10 - Fósforo Total (mg/L) ao longo do ano (leituras bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (MD03 e BJ01).

5.4.1.4 Pontos MD01 e MD03

Oxigênio Dissolvido (OD)

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no OD (mg/L), entre os anos, dentro de cada localidade ($F = 0,06$; $p > 0,05$). Devido a esse resultado, as comparações entre as localidades foram realizadas considerando-se as médias anuais.

O comportamento anual foi significativamente diferente ($t = 64,88$; $p < 0,05$) entre as duas localidades, conforme demonstrado na figura 5.11.

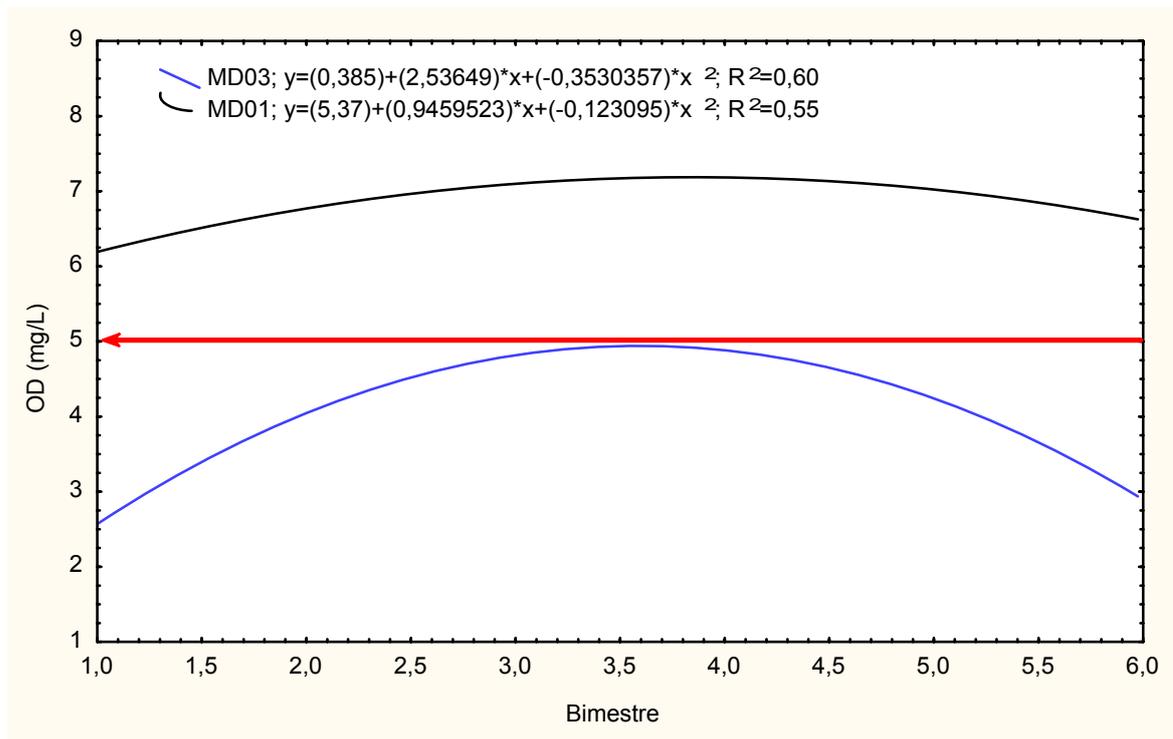


Figura 5.11 - OD (mg/L) ao longo do ano (leitura bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (MD01 e MD03).

Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no DBO (mg/L) entre as coletas realizadas dentro de cada ano ($F = 0,69$; $p > 0,05$). Nas comparações entre os pontos de coletas, não foram observadas diferenças estatísticas significativas ($F = 1,97$; $p > 0,05$). Foi observado um aumento significativo no DBO ao longo dos anos ($F = 6,24$; $p < 0,05$), conforme demonstra tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Média e desvio padrão de DBO (mg/L), de acordo com o ano e o ponto de coleta

Ponto de Coleta	Ano de Coleta		
	2002	2003	2004
MD01	0,17 a (0,41)	1,93 bc (1,01)	2,17 c (1,03)
MD03	0,17 a (0,41)	0,83 b (0,50)	2,03 c (0,65)

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey ($p > 0,05$).

Fósforo Total

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no Fósforo Total (mg/L), entre os anos, dentro de cada localidade ($F = 1,05$ $p > 0,05$). Devido a esse resultado, as comparações entre as localidades foram realizadas considerando-se as médias anuais, como no caso do OD. O comportamento anual observado não foi significativamente diferente ($t = 1,97$; $p < 0,05$) entre as duas localidades, conforme demonstrado na figura 5.12.

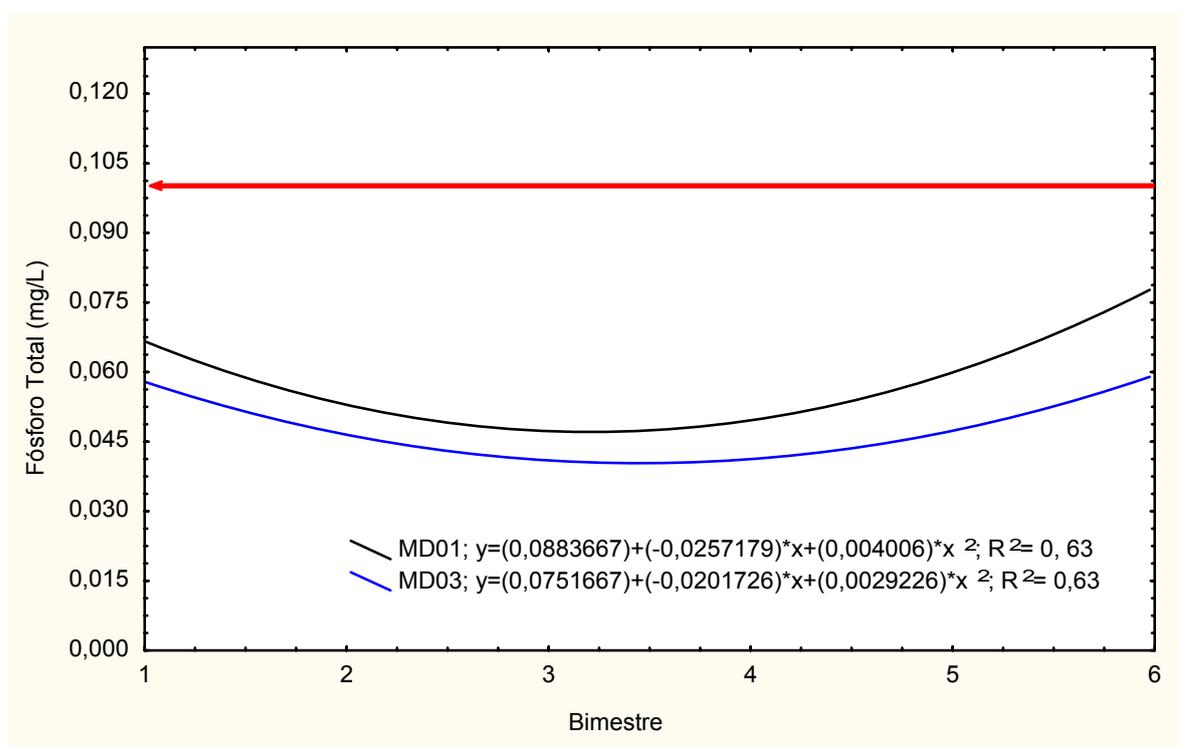


Figura 5.12 - Fósforo Total (mg/L) ao longo do ano (leitura bimestrais), de acordo com o ponto de coleta (MD01 e MD03).

Nitrogênio Total Kjeldahl (TKN)

Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas no TKN (mg/L) entre as coletas realizadas dentro de cada ano ($F = 1,18$; $p > 0,05$). Nas comparações entre os pontos de coletas, não foram observadas diferenças estatísticas significativas ($F = 0,03$; $p > 0,05$). Os valores de TKN não foram significativamente diferentes nos anos de 2002 e 2003, diminuindo significativamente no ano de 2004 ($F = 20,05$; $p < 0,05$).

Tabela 5.9 – Média e desvio padrão de TKN (mg/L) de acordo com o ano e o ponto de coleta

Ponto de Coleta	Ano de Coleta		
	2002	2003	2004
MD01	7,33 a (3,84)	5,00 a (3,23)	0,06 b (0,03)
MD03	5,00 a (2,12)	3,18 a (2,26)	0,02 b (0,04)

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey ($p > 0,05$).

5.4.1.5 Comparações entre as localidades MD02 e MD03 antes e depois da implantação da ETE Planaltina

Para a comparação das duas localidades, MD02 e MD03, foi realizada uma Análise Variância com Medidas Repetidas no Tempo.

Oxigênio Dissolvido (OD)

Na comparação entre os anos 1993 a 1998, para cada localidade há diferença significativa nos resultados de OD (mg/L), conforme a figura 5.13. Ressalte-se que os valores encontrados estavam abaixo do limite mínimo³⁷ estabelecido na Resolução CONAMA n°. 357/2005. Por exemplo, em MD02, nos anos de 1997 e 1998, os valores de OD são menores que os dos anos anteriores, mas todos os valores encontrados entre 1993 e 1998 estão abaixo de valor de referência de 5,0 mg/L. Entretanto, a partir de 2000, cerca de um ano após a operação da ETE Planaltina, em MD02, o conteúdo de OD já se encontra acima de 5,0 mg/L, o que não é verificado em MD03 (figura 5.14).

Foi observado um efeito de interação entre os pontos de coleta (MD02 e MD03) e o período da coleta (antes e depois de interrupção na disposição de carga), com $F = 10,50$ e $p < 0,01$. De acordo com a tabela 5.10, observa-se que MD02 e MD03 não apresentaram diferença significativa nos valores de OD após a implantação da ETE. Esse valor foi observado porque a média de OD, nesse período, está subestimada, uma vez que no primeiro ano (1999), após a efetivação do controle e tratamento, os valores de OD continuaram baixos (2,23 mg/L),

³⁷ Os limites máximos estabelecidos na Resolução CONAMA n°. 357/2005, quando existirem, estão indicados em cor vermelha nas figuras. Sobre o OD, referimo-nos ao conteúdo mínimo em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L.

indicando, possivelmente uma gradual recuperação da qualidade da água no ponto MD02.

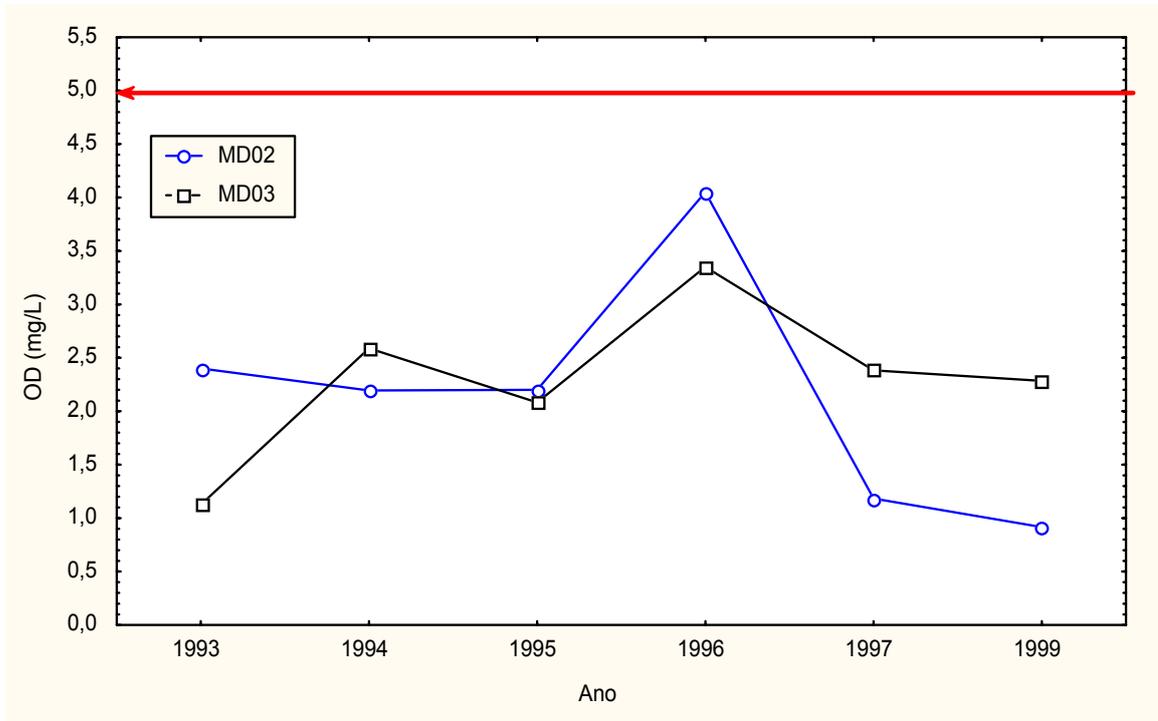


Figura 5.13 - Médias anuais de OD (mg/L) entre 1993 e 1998.

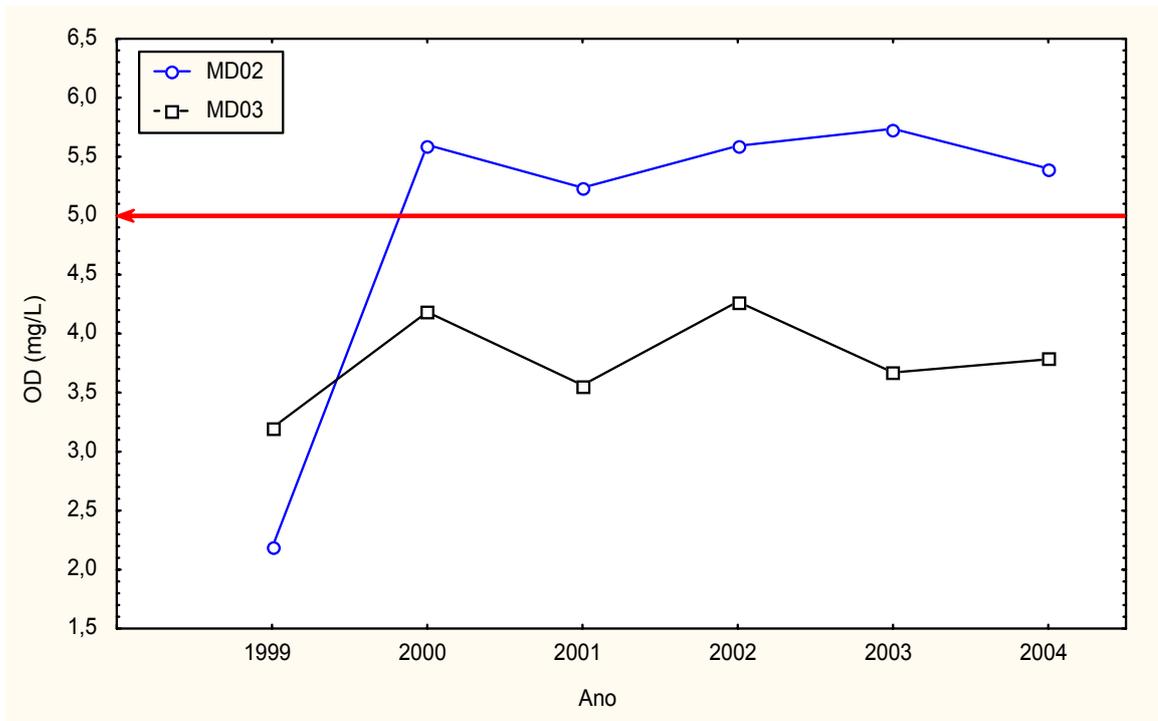


Figura 5.14 - Médias anuais de OD (mg/L) entre 1999 e 2004.

Tabela 5.10 – Média e desvio padrão de OD (mg/L), de 1993 a 2004, e o ponto de coleta

Ponto de Coleta	Período de Coleta	
	1993 - 1998	1999 - 2004
MD02	2,03 a (1,40)	5,03 b (1,43)
MD03	2,31 a (1,23)	3,81 ab (1,15)

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey ($p>0,05$).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coleta ($F=0,91$; $p>0,05$), contudo observou-se uma diminuição na DBO de MD02 após a remoção de carga poluidora pela ETE ($F=4,25$; $p<0,05$), conforme observado na tabela 5.11. É importante ressaltar a alta variabilidade encontrada nesse parâmetro, comportamento esse, refletido nas médias anuais (figuras 5.15 e 5.16).

Tabela 5.11 – Média e desvio padrão de DBO (mg/L), de 1993 a 2004, e o ponto de coleta

Ponto de Coleta	Período de Coleta	
	1993 - 1998	1999 - 2004
MD02	2,47 a (3,85)	1,18 b (1,70)
MD03	1,59 ab (2,51)	1,11 b (1,82)

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey ($p>0,05$).

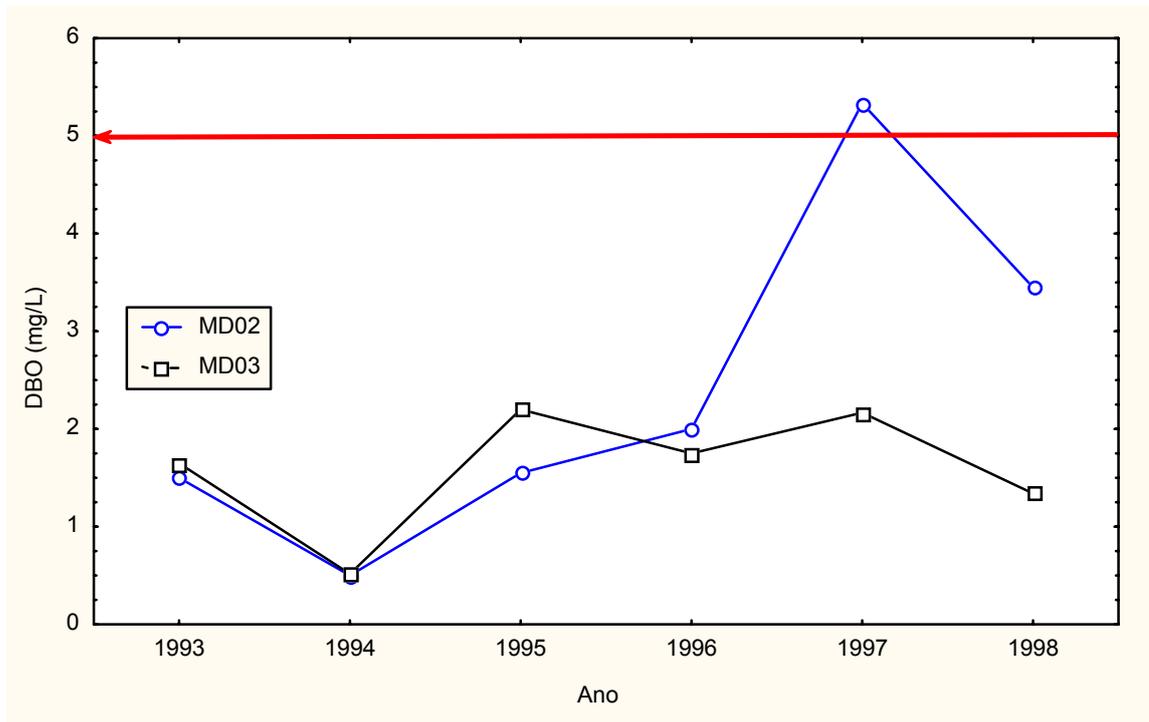


Figura 5.15 - Médias anuais de DBO (mg/L) entre 1993 e 1998.

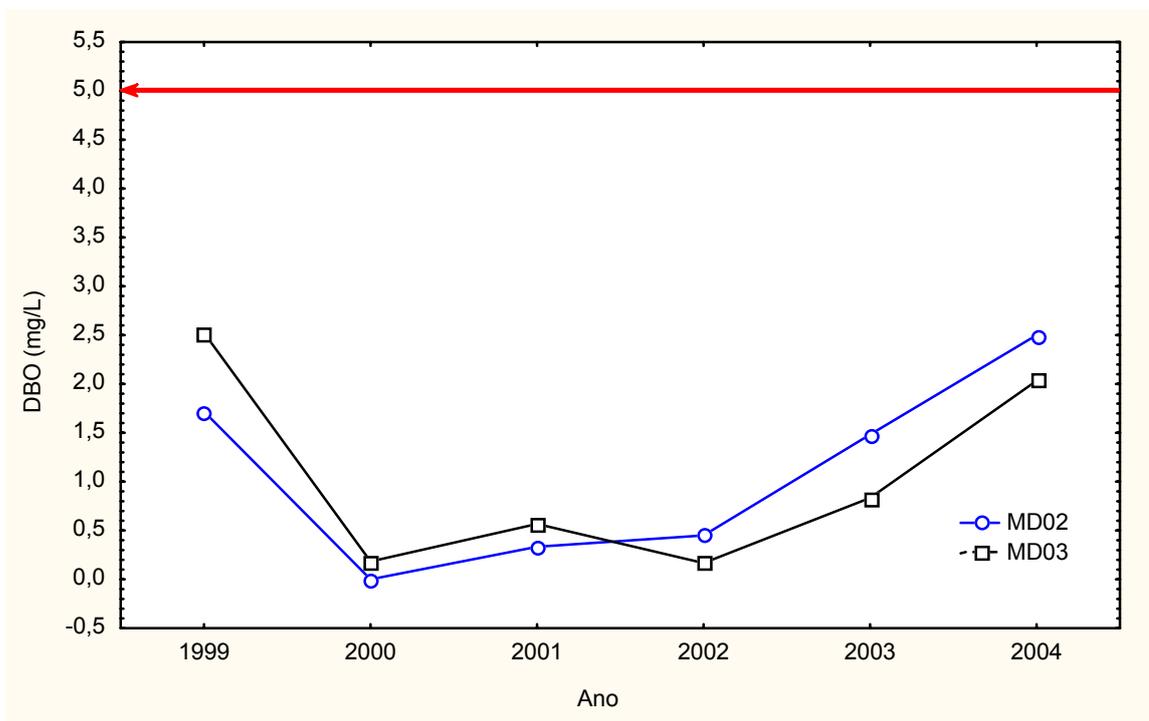


Figura 5.16 - Médias anuais de DBO (mg/L) entre 1999 e 2004.

Fósforo Total

Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coletas ($F=0,95$; $p>0,05$), contudo observou-se uma diminuição na concentração de Fósforo Total (mg/L) no período de 1999 a 2004 ($F=17,00$; $p<0,001$), conforme observado na tabela 5.12. O comportamento reflete-se nas médias anuais, que estão descritas nas figuras 5.17 e 5.18.

Tabela 5.12 - Média e desvio padrão de Fósforo Total (mg/L) de 1993 a 2004, e o ponto de coleta

Ponto de Coleta	Período de Coleta	
	1993 - 1998	1999 - 2004
MD02	0,23 a (0,18)	0,13 b (0,09)
MD03	0,23 a (0,10)	0,11 b (0,08)

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey ($p>0,05$).

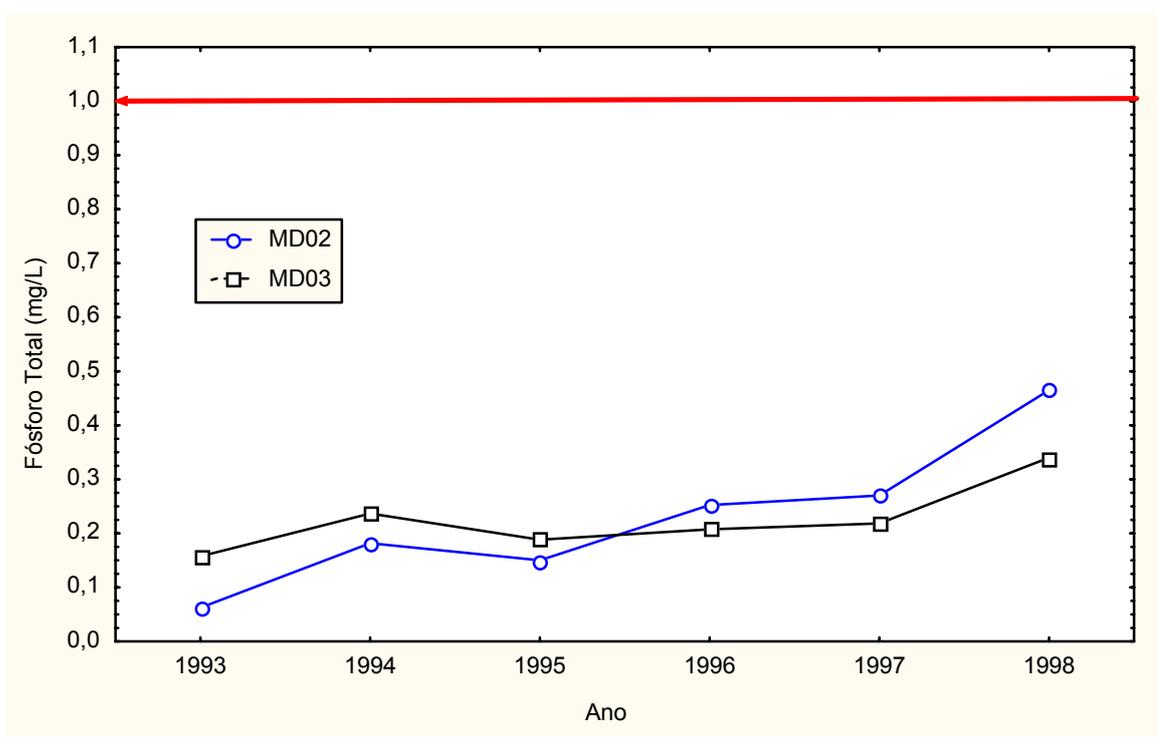


Figura 5.17 - Médias anuais de PT (mg/L) entre 1993 e 1998.

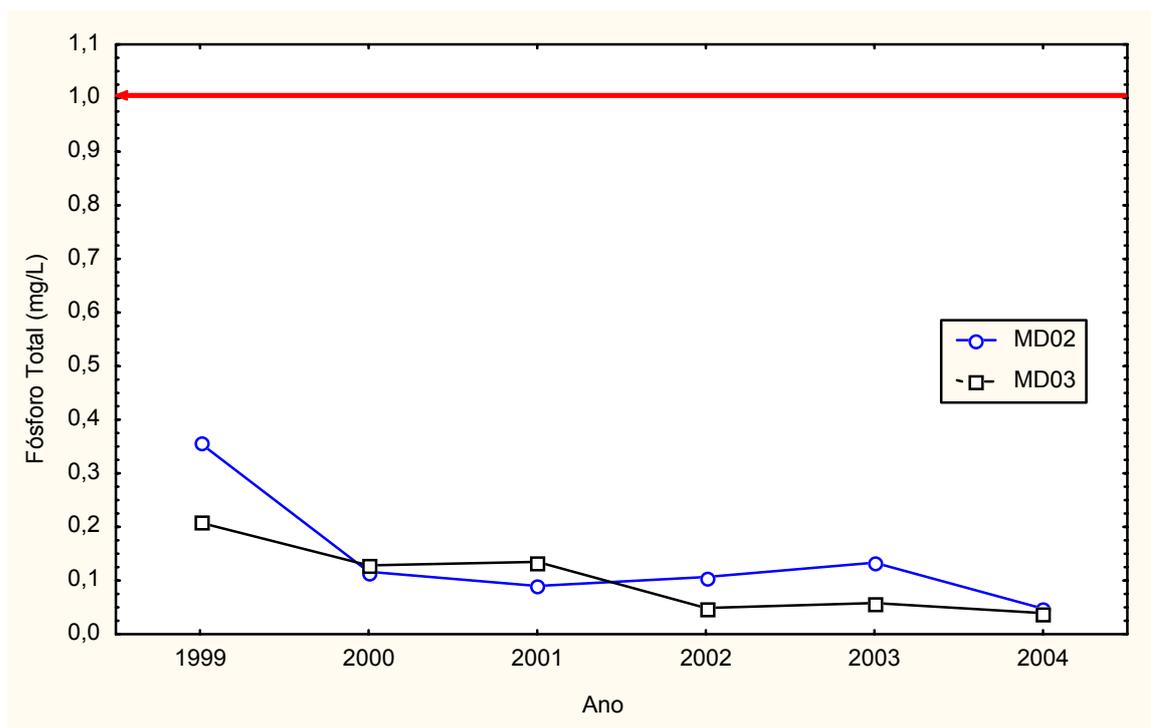


Figura 5.18 - Médias anuais de PT (mg/L) entre 1999 e 2004.

Nitrogênio Total Kjeldahl (TKN)

Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coleta ($F=0,26$; $p>0,05$), nem entre os períodos de coleta no TKN (mg/L) ($F=0,24$; $p>0,05$), conforme observado na tabela 5.13. Devem ser observados os altos desvios-padrão encontrados para este parâmetro. Os comportamentos das médias anuais para cada período estão descritos nas figuras 5.19 e 5.20.

Tabela 5.13 – Média e desvio padrão de TKN (mg/L), de 1993 a 2004, e o ponto de coleta

Ponto de Coleta	Período de Coleta	
	1993 - 1998	1999 - 2004
MD02	4,96 a (2,44)	5,08 a (2,93)
MD03	5,17 a (2,72)	4,12 a (2,39)

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey ($p>0,05$).

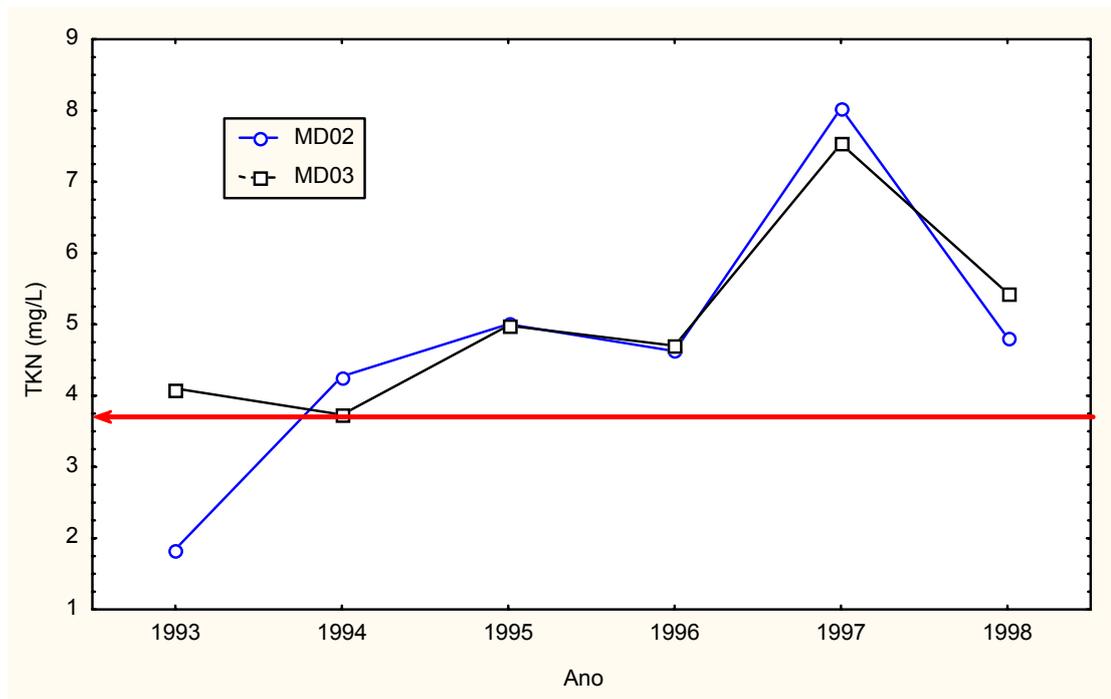


Figura 5.19 - Médias anuais de TKN (mg/L) entre 1993 e 1998.

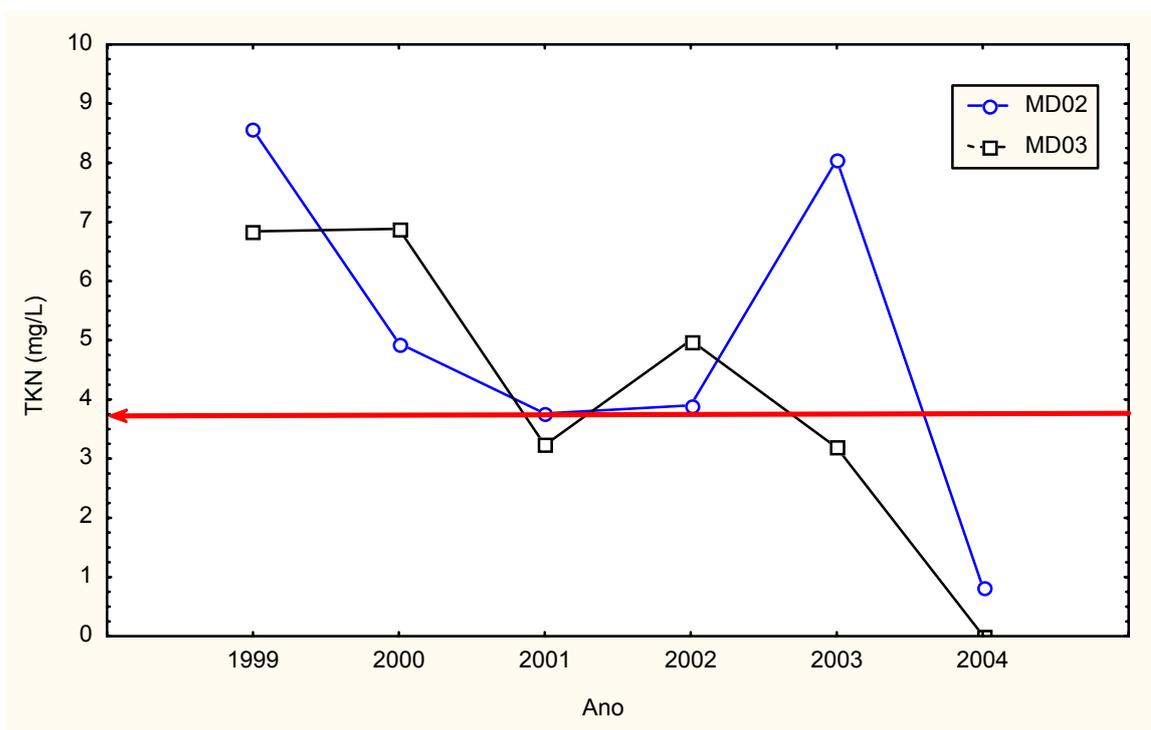


Figura 5.20 - Médias anuais de TKN (mg/L) entre 1999 e 2004.

5.4.2 Validação dos Modelos Qualitativos

Os resultados obtidos na análise estatística dos dados de qualidade de água, nos pontos cobertos pela rede de amostragem da CAESB, demonstram que é

possível identificar comportamentos qualitativamente diferentes entre os trechos da bacia hidrográfica representados nos modelos qualitativos propostos.

Nos modelos qualitativos, os principais cenários construídos produziram respostas semelhantes às observadas nos trechos da bacia do rio Monteiro.

5.4.2.1 Cenário 1: Trecho de corpo d'água onde não há ingresso de cargas poluidoras

Nos modelos qualitativos propostos, os resultados obtidos (figura 5.21) demonstram que os modelos reproduzem o comportamento de um trecho onde não ocorre ingresso de cargas de origem antrópica (pontos BJ01 e FU01). Ao longo de toda simulação, a quantidade *Conc_OD* permanece sempre com valores superiores ao limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº. 357/2005, ou seja $Conc_OD > 5 \text{ mg/L}$ (*normal*). As quantidades de *Concentração_MO* <pequeno,?>; e *Concentração_Nutrientes* <pequeno,?>, são mantidos em valores pequenos, inferiores aos limites máximos estabelecidos na referida Resolução, conforme tabela 5.1.

Entretanto, tal como demonstrado nas análises estatísticas (figura 5.5), foi encontrado comportamento anual diferente entre os dois pontos no interior da EEEA (BJ01 e FU01). Os modelos qualitativos propostos, não identificam esse comportamento distinto entre esses dois pontos. Indicam tão somente que os valores de OD permanecerem (figura 5,21) acima do limite mínimo definido, para essa Classe de água doce, na Legislação.

O simulador raciocina com a condição da não existência de lançamento de cargas poluidoras de origem antrópica, não possuindo habilidade para detectar, dentro do espaço quantitativo modelado, as diferenças encontradas pelas análises estatísticas.

Os resultados obtidos nas análises estatísticas podem ser explicados a partir do estudo realizado por Steinke *et al.*, (2004), na bacia hidrográfica do rio Monteiro. Nesse estudo os autores chamaram atenção para o fato de que a bacia de contribuição do ponto FU01 inclui parte da Estação Ecológica de Águas Emendadas e áreas urbanas em consolidação. Era de se esperar, segundos os autores, que

essa região, pelo fato de abranger uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, apresentasse baixos valores de exportação de cargas poluidoras. No entanto, os valores de exportação de cargas resultantes demonstram que a ocupação urbana no entorno afeta o interior da Unidade de Conservação, uma vez que as cargas poluidoras geradas por essa forma de cobertura da terra são carregadas para o interior dos limites da Estação Ecológica.

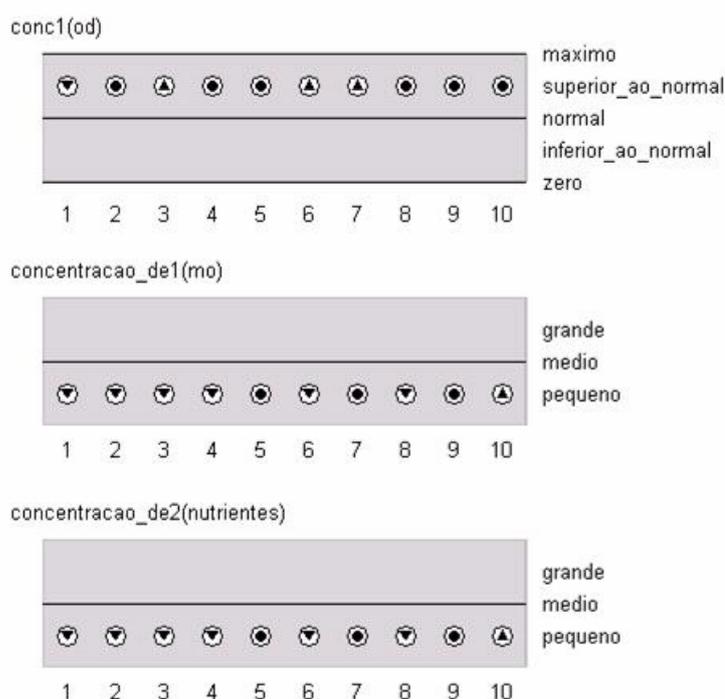


Figura 5.21 - Resultados da simulação³⁸ com o cenário inicial 1. Valores iniciais das quantidades: *Conc_OD* <superior_ normal, ?>; *Concentração_MO* <pequeno,?>; e *Concentração_Nutrientes* <pequeno,?>.

5.4.2.2 Cenário 2: Trecho de corpo d'água que recebe cargas difusas

Os resultados obtidos durante a simulação qualitativa (figura 5.22) demonstram que os modelos representam adequadamente o comportamento de um trecho na bacia hidrográfica que recebe cargas difusas (ponto MD01). Durante a simulação, a quantidade *Conc_OD* permanece sempre com valores superiores ao limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº. 357/2005, ou seja $Conc_OD > 5 \text{ mg/L}$.

³⁸ Estes resultados correspondem aos resultados das simulações do cenário 11e.

Ademais, os modelos qualitativos são capazes de identificar comportamentos qualitativamente distintos entre essa localidade e o ponto inserido no interior de uma Unidade de Conservação (figura 5.7), o que pode ser comprovado pela ocorrência de estados qualitativos que indicam ingresso de nutrientes no ponto MDO1: *Concentração_Nutrientes* <pequeno, plus>, a partir de cargas geradas pela ação antrópica na superfície do terreno (*Concentração_Nutrientes (cargas)* <pequeno, ?>).

A CAESB (2003) já reconhece a existência de problemas na qualidade da água dos mananciais do ribeirão Mestre D’Armas, cuja captação encontra-se comprometida em face da ocupação urbana nas suas proximidades.

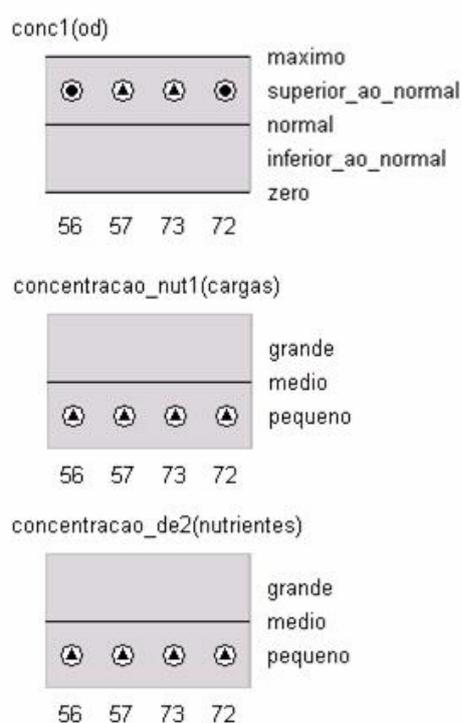


Figura 5.22 - Resultados da simulação³⁹ com o cenário inicial 2. Valores iniciais das quantidades: *Conc_OD* <superior_ normal, ?>; *Concentração_Nutrientes (cargas)* <pequeno, ?>; e *Concentração_Nutrientes* <pequeno, ?>.

5.4.2.3 Cenário 3: Trecho de corpo d’água que recebe cargas pontuais

O exame dos resultados obtidos na simulação (figura 5.23) permite verificar que os valores de *Conc_OD* encontram-se sempre abaixo do valor requerido para a Classe 2, indicando que a qualidade da água encontra-se comprometida nesse

³⁹ Esses resultados correspondem aos resultados das simulações do cenário 13a.

trecho, para os usos a que se destina. Do mesmo modo, esses resultados foram encontrados nas análises estatísticas (5.11).

As simulações qualitativas demonstram a habilidade que os modelos qualitativos propostos possuem de representar trechos diferentes na bacia hidrográfica, produzindo para cada um deles um grafo de estado característico. Nesse caso, os modelos distinguem os comportamentos de trecho com carga pontual, de trecho com carga difusa.

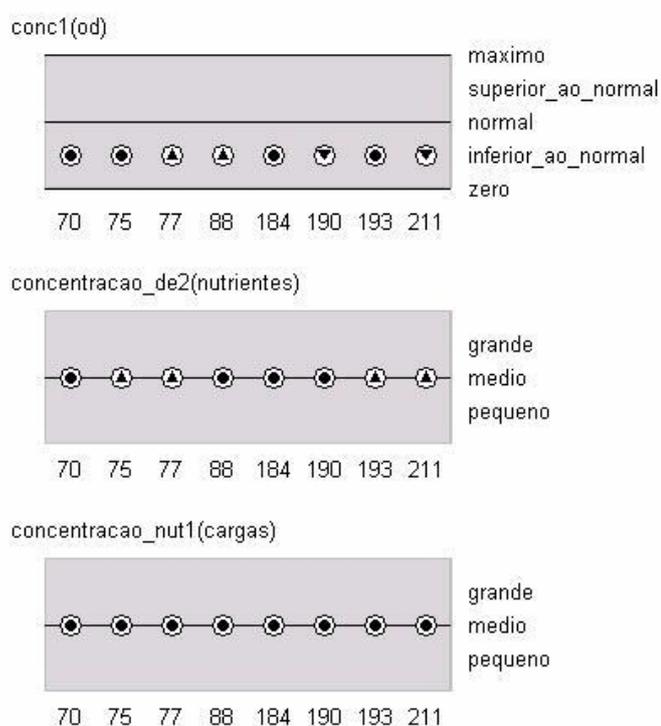


Figura 5.23 - Resultados da simulação⁴⁰ com o cenário inicial 3. Valores iniciais das quantidades: *Conc_OD* <inferior_ normal, ?>; *Concentração_Nutrientes (cargas)* <médio,?>; e *Concentração_Nutrientes* <médio,?>.

5.4.2.4 Cenário 4: Trecho de corpo d'água onde ocorre a remoção de cargas por meio de ETE

Os resultados obtidos nos modelos qualitativos demonstram que o procedimento de remoção de cargas de matéria orgânica e nutrientes por meio do tratamento e controle de efluentes auxilia na recuperação gradual do conteúdo de OD em corpos d'água (figura 5.24). A remoção de matéria orgânica e nutrientes em estação de tratamento de efluentes (ETE) é usualmente a estratégia de controle de

⁴⁰ Esses resultados correspondem aos resultados das simulações do cenário 12b.

poluição de corpos d'água mais empregada (Von Sperling, 1996a). De acordo com Luca (1991), é a melhor maneira de combater efeitos deletérios decorrentes do lançamento de cargas pontuais, principalmente a depleção de OD.

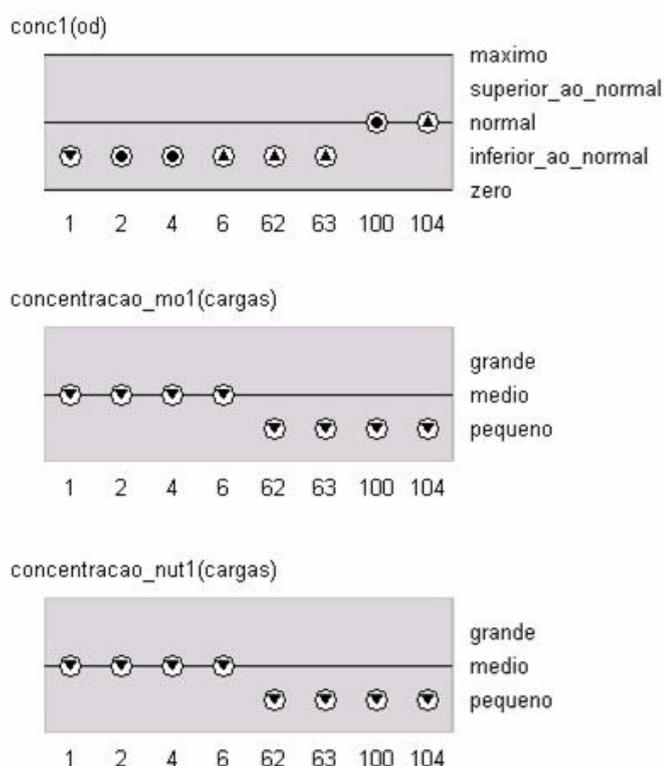


Figura 5.24 - Resultados da simulação⁴¹ com o cenário inicial 4. Valores iniciais das quantidades: *Conc_OD* <inferior_ normal, ?>; *Concentração_MO* (cargas) <medio, ?>; e *Concentração_Nutrientes* (cargas) <médio, ?>.

Para as quantidades que correspondem aos conteúdos de matéria orgânica e nutrientes, *Concentração_MO* e *Concentração_Nutrientes*, respectivamente, os modelos propostos identificam comportamentos qualitativamente diferentes para os trechos representados pelos pontos MD03 e MD02 (figuras 5.23 e 5.25). As análises estatísticas, porém, indicam que não há diferenças significativas entre os pontos de coleta (tabelas 5.11, 5.12 e 5.13), embora demonstre uma diminuição nos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Fósforo Total em MD02, após a operação da ETE Planaltina.

⁴¹ Esses resultados correspondem aos resultados das simulações do cenário 12a.

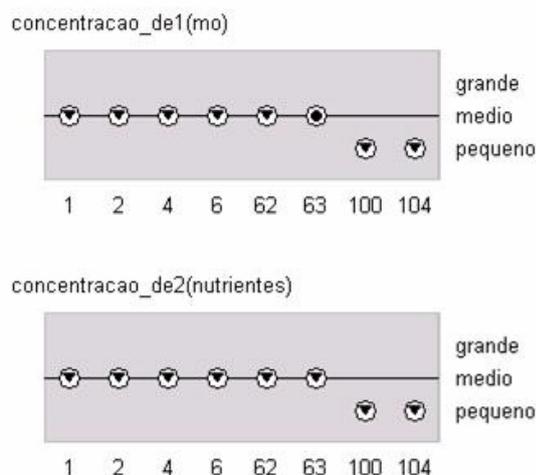


Figura 5.25 - Resultados da simulação⁴² com o cenário inicial 4. Valores iniciais das quantidades: *Concentração_MO* <médio, ?>; e *Concentração_Nutrientes* <médio, ?>.

5.5 Considerações Finais

Os resultados obtidos no estudo de caso da bacia do rio Monteiro demonstram a capacidade dos modelos qualitativos propostos em gerar explicações e realizar previsões para a avaliação da qualidade da água. Isso significa que esses modelos são válidos para o que se propõem, apesar das limitações verificadas.

Os modelos utilizados mostraram-se bastante eficientes para identificar comportamentos qualitativamente diferentes nas diversas situações encontradas na bacia hidrográfica, principalmente no que diz respeito aos efeitos decorrentes do processo de urbanização pelo qual vem passando a Região Administrativa de Planaltina e da implantação da ETE Planaltina e conseqüente remoção de cargas poluentes.

Estudos futuros deverão trazer mais detalhes aos modelos propostos para a avaliação da qualidade da água, em termos da dinâmica do oxigênio dissolvido, contribuindo para ampliar a variedade dos cenários construídos. Deve-se, também, empreender esforços no sentido de integrar os modelos qualitativos aos resultados obtidos nos modelos para estimativa de exportação de cargas difusas, melhorando o desempenho dessas ferramentas de gestão integrada dos recursos hídricos no âmbito da bacia hidrográfica.

⁴² Esses resultados correspondem aos resultados das simulações do cenário 12a.

6. RACIOCÍNIO QUALITATIVO COMO FERRAMENTA DE APRENDIZADO – EXPERIÊNCIA ADQUIRIDA AO MODELAR

6.1 Introdução

O processo de modelagem é uma experiência que pode ser explorada para o aprendizado (Santos & Ogborn, 1992; Salles, 1997; Santos A., 2004). A atividade de modelar requer a compreensão de um problema a ser solucionado, a avaliação de prioridades e a habilidade de representar o conhecimento em termos de uma linguagem computacional. O aprendizado adquirido na formulação, teste e revisão de modelos é um aspecto essencial para formalizar o conhecimento (Bredeweg & Forbus, 2004).

Como utilizar a modelagem baseada em Raciocínio Qualitativo (RQ) para auxiliar no processo de aprendizagem do modelador? O aprendizado pode ser obtido pela compreensão do funcionamento do sistema, em termos da possibilidade de realizar previsões e gerar explicações sobre o sistema modelado. A idéia é que a construção de modelos em RQ permite ao modelador formular uma estrutura para descrever o comportamento do sistema, testar em simulações e revisar o que é necessário. Essas são habilidades muito importantes, que devem ser adquiridas no processo de aprendizagem.

Os modelos construídos com o uso de técnicas de Raciocínio Qualitativo, modelos qualitativos, possuem características que propiciam ao modelador aprofundar o processo de aprendizagem ao interagir com a simulação (Salles & Bredeweg, 1997). O RQ proporciona meios para formalizar o conhecimento acerca de conceitos tais como objetos e relações que constituem a estrutura do sistema, fenômenos que marcam o início e o final dos processos, premissas e condições sob as quais fatos são verdadeiros e a representação de conhecimento qualitativamente relevante (Bessa Machado *et al.*, 2005).

De acordo com Forbus (1996), o RQ possui formalismos que combinam representações qualitativas e quantitativas para auxiliar no processo de criação e refinamento de modelos, como a modelagem composicional (Falkenhainer & Forbus, 1991), a noção de biblioteca de fragmentos de modelo e a definição de premissas.

Bredeweg & Forbus (2004) discutem a modelagem qualitativa no processo educacional. A idéia é “*aprender fazendo*”, ou seja, novas possibilidades de experimentação que vão desde a definição da estrutura até a interação com os resultados da simulação, permitindo que ocorra um processo iterativo e heurístico em que o modelador amadureça no processo. De acordo esses autores, as diversas abordagens em RQ proporcionam ferramentas básicas para a aquisição do conhecimento. Ou seja, permitem adquirir e articular idéias para a representação formal de determinado campo do saber, induzindo o aprendiz.

A construção de modelos qualitativos é um processo complexo durante o qual uma multiplicidade de aspectos deve ser administrada pelo modelador (Bessa Machado & Bredeweg, 2003). Para criar um modelo, é necessário não apenas identificar os objetos relevantes e suas interações, suas propriedades e quantidades importantes, mas, também, determinar o que é relevante e o que pode ser negligenciado (Bredeweg & Struss, 2004). Ao desempenhar a tarefa de construir modelos qualitativos, o modelador utiliza linguagem formal para expressar os elementos do modelo e desenvolver inferências sobre o sistema modelado.

Em nossa pesquisa, queremos demonstrar que a construção de modelos qualitativos, baseados na dinâmica do oxigênio dissolvido, para avaliação da qualidade da água, permite ao modelador formalizar suas percepções de como o sistema funciona a partir de relações de causalidade, orientadas pelo conhecimento formal sobre o tema. Usando RQ, o modelador pode testar, refinar, remover erros e associar os resultados para fomentar o aprendiz.

O objetivo deste capítulo é apresentar a experiência adquirida na construção de modelos qualitativos e na exploração dos resultados da simulação qualitativa. Para isso, é apresentada uma visão geral dos modelos qualitativos propostos, seguida de uma descrição do processo de modelagem. As premissas adotadas estão definidas, bem como considerações sobre como os erros contribuem para o aprendiz. Por fim, é discutido o potencial heurístico da modelagem baseada em RQ e são feitas algumas considerações finais.

6.2 Modelagem da Qualidade da Água em uma abordagem de Raciocínio Qualitativo

O Raciocínio Qualitativo (RQ) é uma técnica inovadora, originária da Inteligência Artificial (Forbus, 1984) que proporciona oportunidades para ampliar o nível de conhecimento sobre um sistema a ser modelado. De acordo com Tullos *et al.* (2004), o RQ satisfaz as necessidades de agregação, articulação e abstração requeridas para a representação de conhecimentos sobre a qualidade da água. Este trabalho descreve modelos baseados em RQ, modelos qualitativos construídos, para descrever e prever de mudanças na qualidade da água induzidas por atividades antrópicas em uma bacia hidrográfica.

A representação do conhecimento ecológico sobre o metabolismo da qualidade da água foi efetuada em termos da dinâmica do oxigênio dissolvido (OD), parâmetro amplamente utilizado para determinar o impacto de cargas poluidoras em corpos d'água. A figura 6.1 apresenta os principais processos modelados.

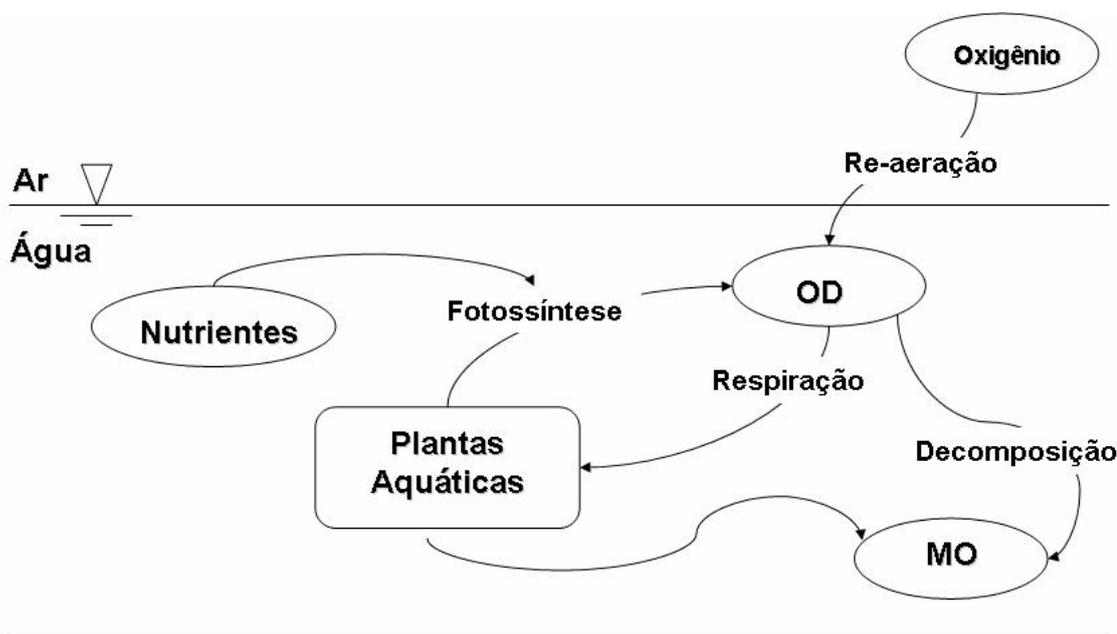


Figura 6.1 - Sumário dos processos simulados nos modelos qualitativos implementados. Modificado de Whitehead *et al.* (1997); Brown & Barnwell (1987); Eatherall *et al.* (1998).

Os modelos qualitativos propostos para a dinâmica do (OD) foram descritos a partir de uma abordagem composicional (Falkenhainer & Forbus, 1991), que compreende o desenvolvimento e a agregação de componentes parciais para

representar o comportamento geral do sistema. Isso corresponde, em uma linguagem de RQ, à representação das relações causais entre os componentes do sistema a partir da Teoria Qualitativa dos Processos descrita por Forbus (1984).

Na Teoria Qualitativa dos Processos (TQP), são estabelecidas as definições estruturais de como quantidades e processos relacionados à dinâmica do OD interagem. Essas relações causais são explicitadas por influências diretas ($I+$ e $I-$) e proporcionalidades qualitativas ($P+$ e $P-$). As influências diretas, ou simplesmente influências, são introduzidas por processos e provocam as mudanças iniciais no sistema. As proporcionalidades qualitativas ou influências indiretas são usadas para representar a propagação de mudanças dentro do sistema e expressam alguma função monotônica desconhecida que relaciona duas variáveis. Desse modo, as proporcionalidades qualitativas podem ser usadas para construir equações nos modelos qualitativos. Influências diretas e proporcionalidades representam as relações causais e matemáticas entre as variáveis do sistema a ser modelado.

Os processos modelados para descrever a dinâmica do OD, representados por *taxas*, foram: fotossíntese, respiração, decomposição e re-aeração. Os dois primeiros foram agregados no processo produção líquida. Nos modelos propostos, o corpo d'água é compreendido como um recipiente que contém substâncias dissolvidas como OD, matéria orgânica (MO) e nutrientes, e entidades biológicas, como plantas aquáticas e decompositores. Os possíveis valores de todas as quantidades são representados em conjuntos chamados espaços quantitativos, correspondentes a pontos e intervalos. Um diagrama causal que descreve objetos, processos e quantidades e as interações entre eles e o conteúdo de OD está apresentado na figura 6.2.

Os modelos foram construídos usando uma interface gráfica HOMER (Bessa Machado & Bredeweg, 2002; 2003), simuladas em uma ferramenta de simulação qualitativa, GARP (Bredeweg, 1992), e inspecionada no VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001).

GARP é uma ferramenta de simulação qualitativa que implementa características importantes do Raciocínio Qualitativo. O simulador qualitativo trabalha com cenários e biblioteca de fragmentos de modelo (FM). Os fragmentos de

modelo capturam o conhecimento sobre a estrutura e o comportamento parcial do sistema e são reunidos para formar os estados que descrevem comportamento (Godijn *et al.*, 2003) e para criar simulações diferentes e mais complexas (Salles, 2005). Os cenários especificam situações para o simulador iniciar uma predição de comportamento do sistema. A biblioteca de fragmentos de modelo é composta de 30 FM e foram simulados 42 cenários iniciais, ao total.

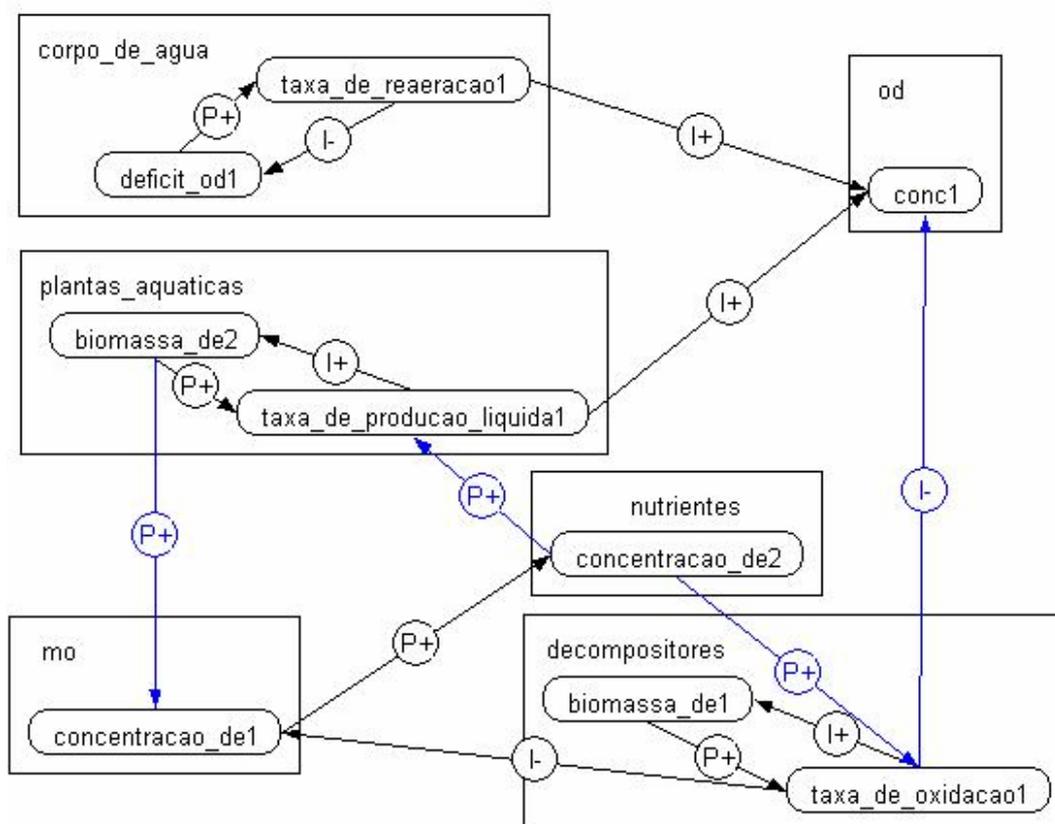


Figura 6.2 - Diagrama causal⁴³ para o estado 3 do cenário 11(e).

Depois de rodar a simulação, o simulador qualitativo produz um grafo de estados (figura 6.3), o qual descreve todos os possíveis comportamentos de um sistema. Cada estado corresponde a um comportamento único que o sistema pode manifestar (Bredeweg, 1992).

⁴³ Os diagramas foram gerados no VISIGARP (Bouwer & Bredeweg, 2001).

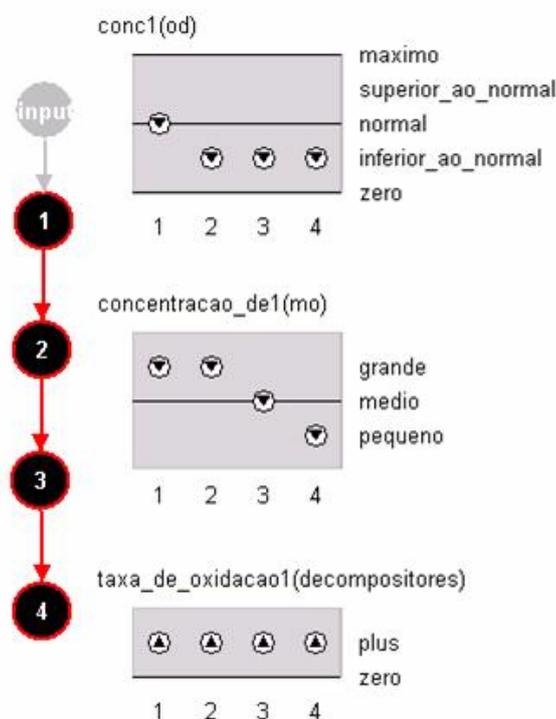


Figura 6.3 - Resultados de uma simulação⁴⁴ que descreve o processo de decomposição: consumo de MO e conseqüente depleção de OD.

6.3 Processo iterativo e incremental

Os modelos qualitativos foram construídos de forma iterativa e incremental (figura 6.4). A noção de iterativo corresponde à idéia de melhorar ou refinar pouco a pouco. A representação do sistema é melhorada em iterações sucessivas. O conceito de modelagem incremental permite aumentar ou alargar pouco a pouco a complexidade do modelo. O processo iterativo e incremental tem como vantagem a possibilidade de avaliar mais cedo os riscos e pontos críticos ou mais significativos e identificar medidas para solucionar os erros.

As iterações sucessivas podem ser compreendidas como um processo de refinamento dos modelos. A cada iteração, o modelo é testado e os resultados são avaliados. O processo de refinamento é concluído com sucesso quando é obtido, para cada um dos cenários, o grafo de comportamento desejado ou o resultado desejado para o comportamento do sistema (Bessa Machado & Bredeweg, 2003).

⁴⁴ Os estados são identificados por números criados pelo simulador GARP (Bredeweg, 1992). Esses números não refletem, necessariamente, a seqüência dos comportamentos, mas tão somente a ordem em que foram gerados pelo simulador.

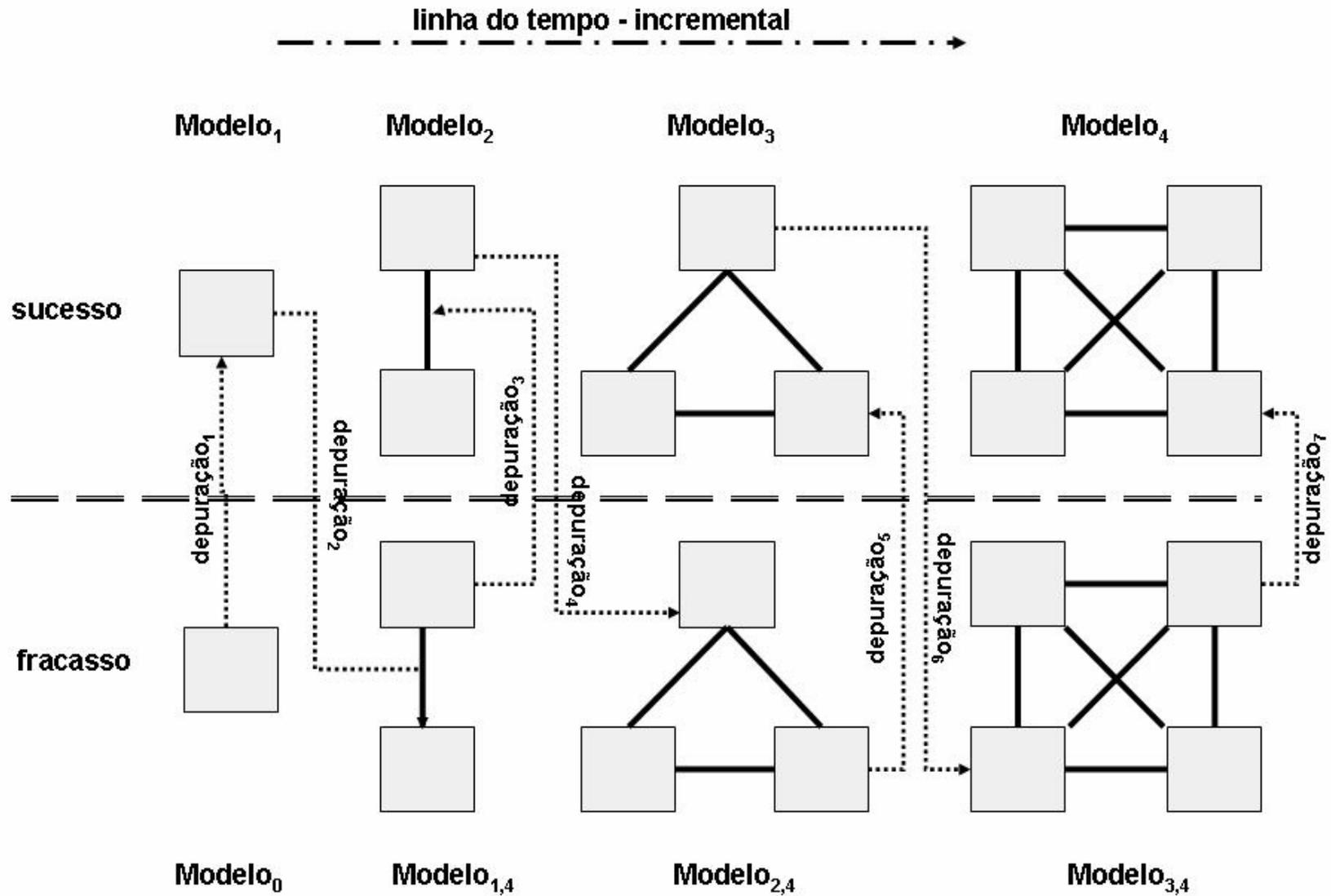


Figura 6.4 - Processo de construção dos modelos qualitativos. Modelo₁: Fotossíntese. Modelo₂: Fotossíntese + Respiração. Modelo₃: Fotossíntese + Respiração + Re-aeração. Modelo₄: Fotossíntese + Respiração + Re-aeração + decomposição.

No processo de depuração, é possível regressar a uma tarefa anterior de forma a contemplar alterações funcionais e/ou técnicas que tenham surgido em virtude de um maior ou novo conhecimento que se tenha obtido. A principal consequência dessa aproximação iterativa é que o modelo vai sendo amadurecido e completado e de cada iteração é possível obter um produto final.

Por exemplo, o Modelo₁, após uma depuração do Modelo₀, está apto a representar o processo da fotossíntese na formulação mais simples possível, sendo indicadas apenas as quantidades *plantas aquáticas* e *Conc_OD* e o processo de fotossíntese (*taxa_de_fotossíntese*). Dessa formulação mais simples, é possível extrair explicações sobre o funcionamento da produção fotossintética de OD pelas plantas aquáticas, permitindo ao modelador explorar espaços quantitativos e estabelecer os efeitos sobre o conteúdo de OD (figura 6.5).

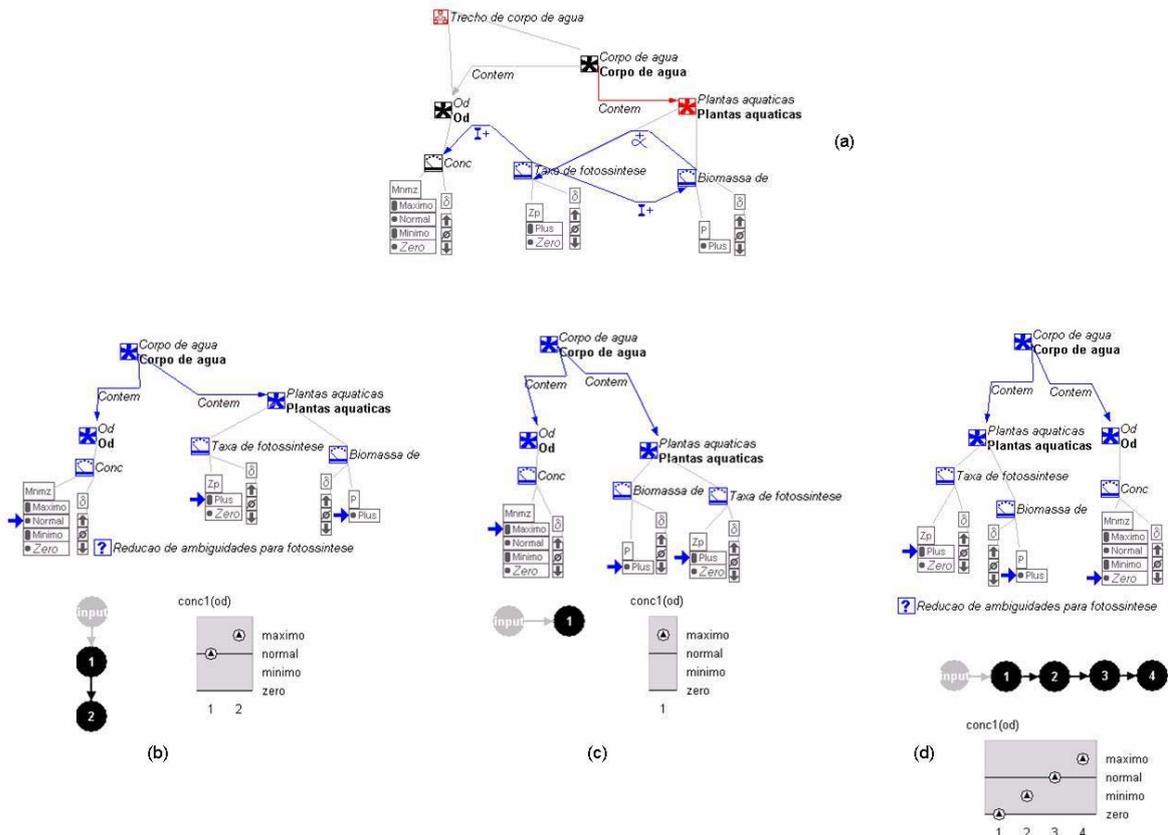


Figura 6.5 - Resultados do Modelo₁: (a) FM: *Produção fotossintética de OD por plantas aquáticas*; (b) cenário1_a valor inicial de *Conc_OD* <normal, ?>; (c) cenário1_b valor inicial de *Conc_OD* <maximo, ?>; (d) cenário1_c valor inicial de *Conc_OD* <zero ?>.

Quando o comportamento de uma parte mais simples do sistema é entendido com sucesso, é possível progredir para modelos e cenários mais complexos, em termos do número de componentes ou da quantidade de detalhes. Isso permite ao modelador passar a um nível hierárquico seguinte na estrutura do sistema, de maior complexidade, em um processo incremental (figura 6.4). Ou seja, a partir do sucesso obtido na etapa imediatamente anterior, a estrutura dos modelos é ampliada introduzindo-se novos conceitos.

No entanto, à medida que a estrutura torna-se mais complexa, o modelador passa a lidar com problemas novos, não previstos, que surgem ao se alterar a complexidade da estrutura, obrigando-o a investigar (McMenamim & Palmer, 1984). Por exemplo, ao se introduzir o conceito da Respiração de plantas aquáticas, no Modelo_{1,4}, são adicionados novos fragmentos de modelo e cenários. Ocorre que, mesmo sem um comando explícito do modelador, o simulador raciocina sobre esta nova estrutura alterando os resultados que eram obtidos anteriormente, nos cenários que descreviam o processo de fotossíntese funcionando independentemente. Nesses cenários, o simulador introduz automaticamente a *Taxa de respiração*, visto que ambas, *Taxa de fotossíntese* e *Taxa de respiração*, alteram a *Conc_OD*. Não é isso que deseja o modelador. Ele quer manter o controle sobre as simulações e somente ao seu comando o simulador deverá juntar os dois processos num cenário específico.

O modelador observa que os elementos estão inter-relacionados de tal modo, que mudanças em um deles, ou em um dos relacionamentos, acarretam mudanças de todo o conjunto, ou seja, dos demais elementos e relações. Esses problemas decorrem, principalmente, em função de dois dos atributos da estrutura identificados por Saito (1998): atributo da totalidade, pelo qual se entende a estrutura como um conjunto com identidade e características próprias, maior do que a soma das partes; e o atributo da interdependência entre as partes, cada qual contribuindo complementarmente, para a consecução dos objetivos gerais da estrutura.

Para eliminar o efeito da estrutura, que, se não compromete o resultado final, contribui para aumentar o tempo da simulação e pode produzir ambigüidades, o modelador pode lançar mão de um artifício, modelar restrições que permitam um

maior controle da simulação. Essas restrições são denominadas premissas⁴⁵, nos modelos qualitativos, e serão tratadas detalhadamente no item a seguir.

6.4 Lidando com ambigüidades: o uso de premissas

A introdução de premissas permite reduzir ambigüidades e lidar com o efeito da estrutura (aumento da complexidade). A racionalidade para o uso de premissas nos modelos qualitativos propostos apóia-se na experiência do modelador. Ele conhece as limitações e as potencialidades da ferramenta de simulação qualitativa e os conceitos teóricos sobre os fenômenos que interagem no balanço de oxigênio dissolvido.

As premissas são implementadas em FM do tipo estático. Esses fragmentos descrevem relações entre entidades e quantidades que não envolvem processos. Portanto, não introduzem mudanças no sistema. Premissas são usadas para refinar o modelo pelo estabelecimento de restrições ou limites às possibilidades de ramificações das simulações, evitando ambigüidades desnecessárias e permitindo manejar a complexidade do sistema modelado.

Nos modelos propostos, a introdução de uma premissa associada ao conceito de *Produção Líquida de OD por plantas aquáticas* demonstra a possibilidade de combinar os dois requisitos básicos: potencialidade da ferramenta qualitativa e a introdução de um conceito ecológico bem conhecido.

A ferramenta usada possui um bloco construtivo que permite modelar a operação matemática da subtração. Esse primitivo de modelagem é utilizado para introduzir a quantidade *Taxa de Produção Líquida* (calculada como *Taxa de fotossíntese – Taxa de respiração*) em um FM, que recebe o rótulo *Cálculo da Taxa de Produção Líquida*.

O uso dessa premissa reduz a complexidade da simulação. Ao invés de utilizarmos duas taxas, elas são sintetizadas por um processo agregado, resultante de uma operação matemática, a subtração entre duas variáveis. A consequência do uso da premissa é que a simulação produz 9 estados ao total, ao invés dos 15 que

⁴⁵ O termo premissas é uma tradução livre do termo *assumptions*, definido em Falkenhainer & Forbus (1991).

foram produzidos antes da introdução da restrição (figura 6.6). Ressalte-se que a qualidade das previsões e das explicações não é comprometida.

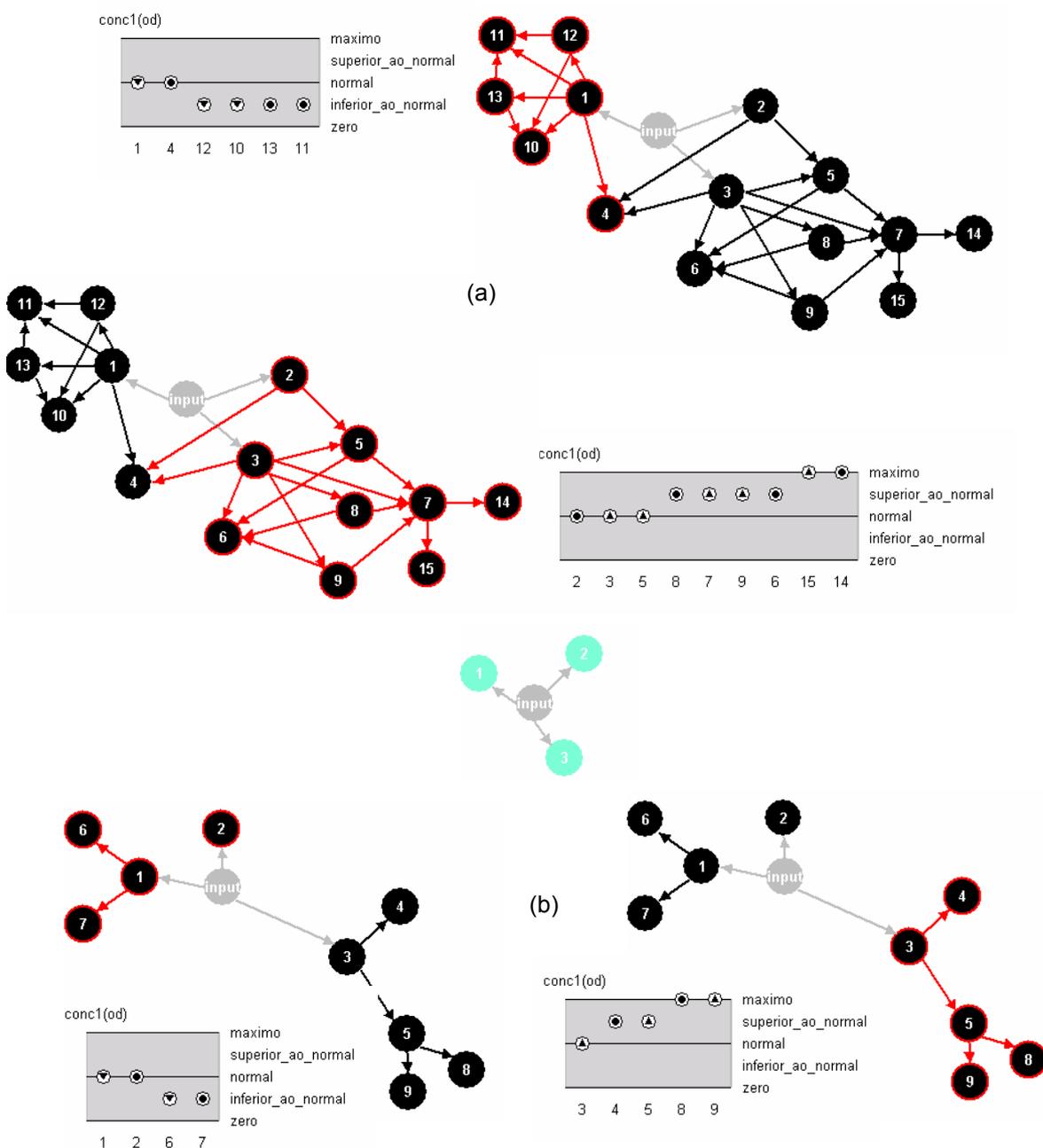


Figura 6.6 - Efeitos da introdução do conceito de *Taxa de Produção Líquida de OD*⁴⁶. (a) Resultados da simulação antes da introdução da premissa; (b) Resultado da simulação após o uso de premissa para selecionar o FM *Taxa de Produção*.

As duas simulações são empreendidas a partir de três estados iniciais e em ambas é possível identificar um comportamento de ramificação. Os resultados que

⁴⁶ As setas pretas indicam a trajetória dos estados no grafo de estados. Na figura as setas vermelhas indicam a trajetória de estados selecionados.

seguem a face esquerda das simulações representam situações nas quais o consumo de OD é maior que a sua produção, conduzindo a uma condição de depleção do conteúdo de OD no corpo d'água. Do outro lado, na face direita, são apresentadas situações, nas quais, o conteúdo de OD vai sendo gradativamente incrementado até que se chegue ao valor de saturação desse gás. Isso significa que os processos de produção superam os de consumo.

A figura 6.7 apresenta um exemplo típico de utilização de premissas para a remediação do efeito da estrutura. Isso pode ser observado nas alternativas encontradas pelo modelador para evitar as ambigüidades que são geradas quando é acrescido à estrutura do Modelo₁ o conceito de respiração. Os resultados da simulação demonstram que o simulador produz um conjunto de estados intermediários decorrentes da *Taxa de respiração de plantas aquáticas* ter sido instanciada à revelia da vontade do modelador expressa na estrutura proposta (Modelo_{1,4}).

Para solucionar esse problema, o modelador adiciona à biblioteca um fragmento de modelo que representa o processo de fotossíntese funcionando independente do processo de respiração (Modelo₂). Nesse caso, uma premissa *Fotossíntese Ativa* é usada para trazer mais detalhes aos fragmentos de modelo e permitir ao modelador maior controle sobre a simulação. A premissa é implementada no FM *Funcionamento Independente da Fotossíntese* e o comportamento da quantidade *Taxa de Respiração* fica com valor <zero, plus> durante toda a simulação.

Os resultados obtidos demonstram que o modelador desenvolveu a habilidade de lidar com o aumento da complexidade e ele poderá replicar esse procedimento sempre que for necessário durante a construção dos modelos qualitativos.

De modo geral, a modelagem de premissas por meio de fragmentos de modelo permite avaliar o conhecimento usado nos modelos, ratificando e aprimorando o conhecimento teórico do modelador.

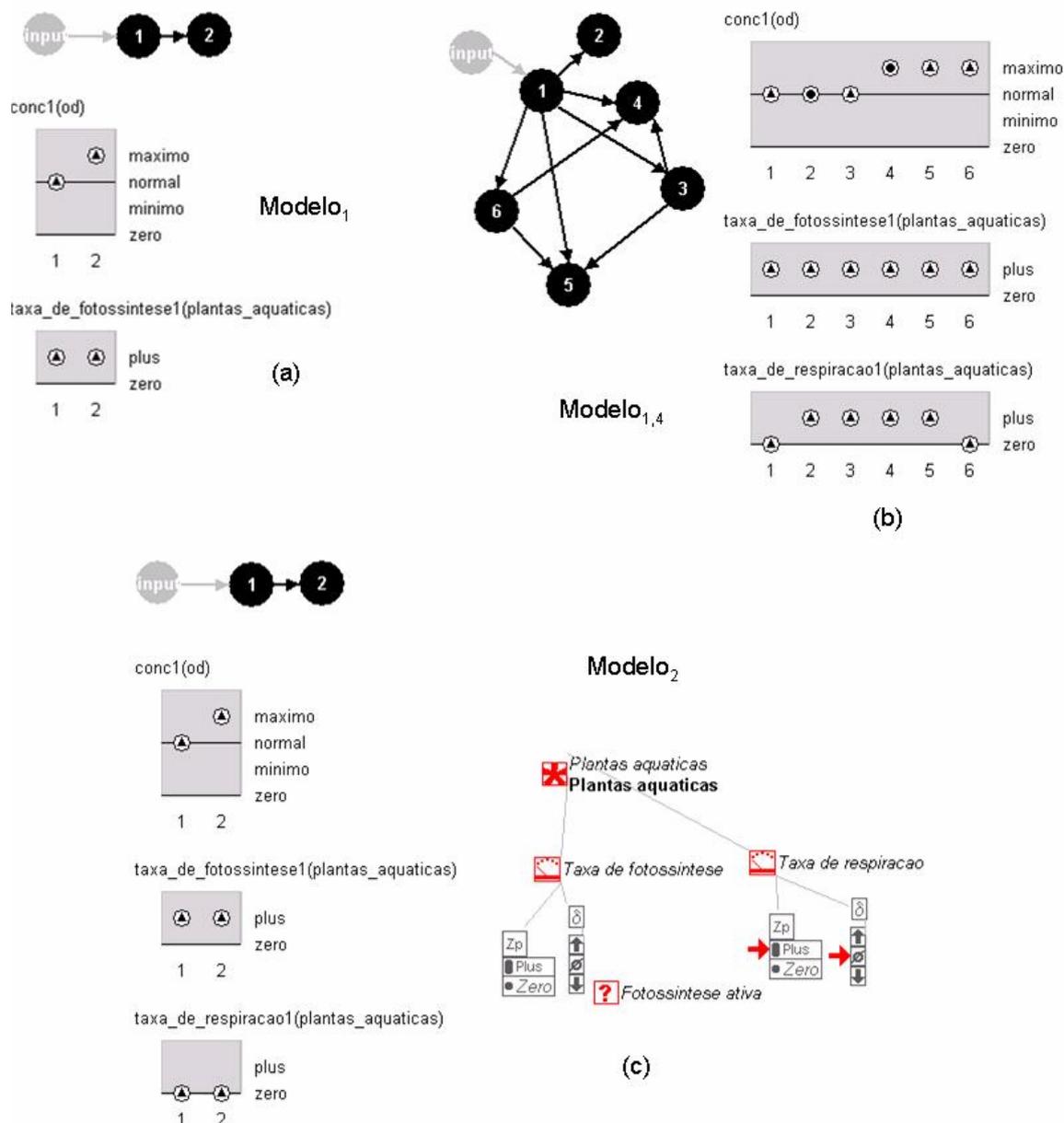


Figura 6.7 (a) Resultados da simulação do cenário de *Fotossíntese* no Modelo₁; (b) Resultados da simulação do cenário de *Fotossíntese* no Modelo_{1,4}; (c) Resultados da simulação do cenário de *Fotossíntese* no Modelo₂.

6.5 Aprendizado pelo erro

É sabido que as pessoas aprendem com os erros. O valor do aprendizado pelo erro tem sido reconhecido como de grande valia no processo educacional. Erros podem ser úteis para ajustar e refinar os modelos construídos pelo modelador Koning & Bredeweg (1998). O conhecimento obtido por meio de processos de “*tentativa e erro*” pode fazer com que o aprendizado se dê de maneira mais efetiva e eficiente.

Diferentemente do que ocorre na simulação quantitativa tradicional, a explicitação do comportamento a partir da estrutura do sistema obtida nos modelos qualitativos permite que a simulação seja acompanhada ou avaliada de trás para frente. Desse modo é possível encontrar erros. O elemento mais importante diz respeito à verificação de relações causais e à identificação de comportamentos espúrios (Bouwer & Bredeweg, 2001). O aprendizado dos modeladores avança na medida em que cresce sua percepção do comportamento do sistema por tentativas e erros realizados na modelagem (Bessa Machado & Bredeweg, 2003).

Identificação e remoção de erros constituem etapas do processo iterativo e incremental para a construção de modelos qualitativos (figura 6.4). O modelador somente avança para um nível hierárquico seguinte, de maior complexidade na simulação, quando obtém sucesso na tarefa anterior. Ou seja, são identificadas medidas para eliminar possíveis erros.

Outra tarefa importante é explorar as razões para a ocorrência de comportamentos indesejados nos resultados da simulação. Mais uma vez, trata-se de um exercício que induz o modelador ao aprendizado. À medida que este é capaz de encontrar os erros e as razões para sua ocorrência, vão sendo adquiridas habilidades que permitem lidar com modelos cada vez mais complexos.

Nos modelos qualitativos propostos, as razões que levaram ao erro foram agrupadas em três grandes grupos: *(i)* representação equivocada de um conceito ecológico; *(ii)* ausência de conhecimento pleno das limitações e potencialidades do simulador; e *(iii)* aplicação incorreta dos primitivos de modelagem do Raciocínio Qualitativo.

6.6 O Potencial Heurístico da Modelagem Qualitativa

De acordo com Santos A. (2004), o procedimento de modelagem tem sido valorizado pelo seu potencial heurístico porque promove habilidades de inquirição básica como o entendimento das relações de causalidade.

O processo de modelagem é iniciado a partir de um dado problema. O objetivo final do processo é identificar e representar o sistema de modo a capturar seu comportamento (Bessa Machado & Bredeweg, 2002). De acordo com Santos A.

(2004), um modelo explicita as relações causais através de uma topologia específica e transforma-se em um objeto de análise, que estará disponível para exploração e mesmo modificação pelo modelador.

Simulações qualitativas incorporam um rico vocabulário para percepções articuladas sobre os sistemas e seus comportamentos, incluindo noções como constituintes estruturais, comportamentos qualitativamente distintos, e dependências causais que governam o comportamento de um sistema. Como resultado, a construção de modelos qualitativos induz o aprofundamento da compreensão de um sistema e seu comportamento, revelado a partir de grafos de estados (Bessa Machado & Bredeweg, 2001).

A pesquisa em grafos para a solução de problemas pode, entretanto, conduzir ao problema da explosão combinatória, devido à proliferação de alternativas (Bratko, 1990). O potencial heurístico como procedimento ou metodologia usado para resolver problemas a partir de uma solução satisfatória representa uma maneira de combater tal situação. A idéia é continuar sempre a partir da alternativa mais promissora dentre as que compõem o conjunto de candidatas.

Na modelagem qualitativa, a exploração dos grafos de comportamento permite avançar no processo de modelagem pela escolha da formulação mais promissora entre as diversas que estão à disposição do modelador (Bessa Machado & Bredeweg, 2002). Desse modo, o potencial heurístico dos modelos qualitativos, tal como definido por Saito (1997), revela-se pela possibilidade de acessar as relações estruturais e causais que promovem mudanças no sistema modelado, durante a simulação qualitativa.

A observação dos grafos de estados ou de comportamento (figura 6.8) serve para testar a acurácia das predições e proporciona retro-alimentação no processo de construção dos modelos, permitindo ao modelador aprender no processo.

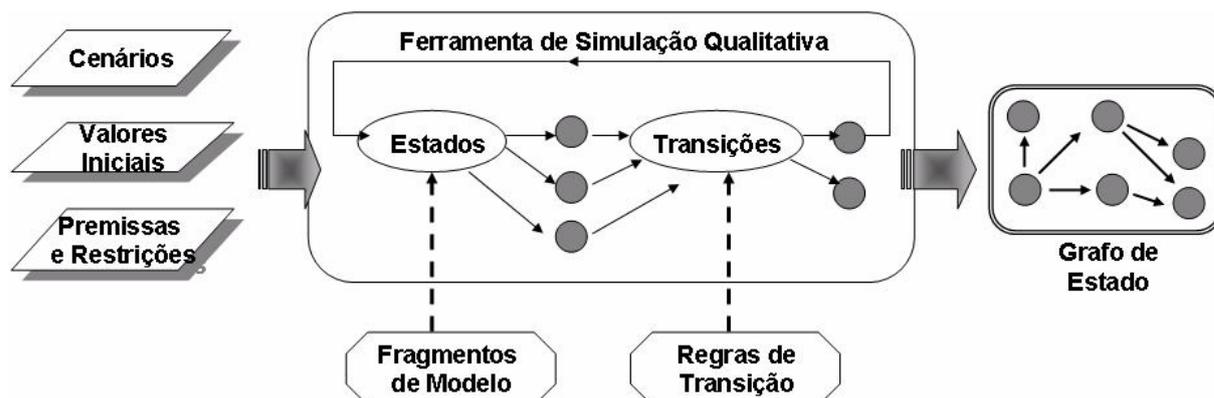


Figura 6.8 - Simulação qualitativa. Modificado Bessa Machado & Bredeweg (2003).

6.7 Considerações Finais

O Raciocínio Qualitativo (RQ) é frequentemente visto como um poderoso fundamento para a geração de explicações, porque os comportamentos de interesse do sistema modelado são explicitamente representados em termos de componentes relevantes, processos, relações causais, espaços quantitativos, premissas e estados qualitativos. Os modelos baseados em RQ, modelos qualitativos, permitem lidar com questões, problemas, tarefas e explicações nos níveis conceitual e intuitivo.

Em nossa pesquisa, consideramos que a construção de modelos qualitativos é um importante aspecto da aprendizagem porque permite ao modelador expressar suas concepções e exercitar formas de pensamento, de modo a aprofundar o conhecimento do sistema e de seu comportamento.

O modelador adquire experiência na atividade de modelagem qualitativa pela execução de uma série de tarefas. A primeira compreende a busca de elementos relevantes e a determinação do local em que cada um dos objetos ficará localizado nos modelos. Isso corresponde à construção da biblioteca de fragmentos de modelo e à definição de cenários iniciais.

A tarefa seguinte é o estabelecimento de premissas a partir do conhecimento teórico sobre o sistema modelado. Essas premissas dão relevância aos fragmentos de modelo. A identificação de erros e as razões para sua ocorrência são tarefas que o modelador precisa executar para que os modelos construídos possam capturar percepções e detalhes com respeito ao comportamento do sistema modelado, evitando o aparecimento de comportamentos espúrios na simulação.

A última tarefa consiste em orientar a modelagem diretamente para o objetivo a ser alcançado, explorando o potencial heurístico dos modelos qualitativos, evitando-se caminhos improdutivos.

Nos modelos qualitativos propostos neste trabalho, o RQ proporciona oportunidades de aprendizagem sobre os mecanismos que determinam a qualidade da água, em termos da dinâmica do OD, e sobre o processo de modelagem em si. Nesse sentido, a experiência adquirida ao modelar permitiu o modelador ampliar o seu conhecimento sobre o sistema modelado.

Os desafios que devem ser enfrentados no futuro dizem respeito à avaliação das potencialidades dos modelos qualitativos no aprendizado e na geração de explicações para não-especialistas, especialmente os diversos atores sociais interessados no problema da qualidade da água em bacias hidrográficas.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A grande maioria dos corpos d'água que atravessam as cidades brasileiras apresentam degradação de sua qualidade resultante de problemas que estão ocorrendo ao longo de toda a bacia hidrográfica. Esse quadro exige a utilização de ferramentas que ajudem a sociedade a compreender os mecanismos que determinam a qualidade das águas em bacias hidrográficas e os elementos causadores dos processos de degradação da qualidade da água, permitindo elaborar cenários alternativos que englobam o diagnóstico das diversas situações de uso e ocupação da terra em uma bacia hidrográfica.

As limitações impostas aos modelos de simulação usados tradicionalmente, mais diretamente àquelas relacionadas com a base de dados escassa e/ou inexistente, à explicitação de mecanismos que ainda não estão bem esclarecidos e à interpretação dos resultados, têm levado à busca de novas abordagens para o desenvolvimento de modelos de simulação, de modo a contribuir para melhorar a tomada de decisão em escala correspondente à bacia hidrográfica, unidade funcional de planejamento para os recursos hídricos.

Nesse contexto, esta pesquisa desenvolveu modelos baseados em Raciocínio Qualitativo (RQ), ou simplesmente modelos qualitativos, destinados a facilitar a compreensão integrada de um complexo conjunto de fatores naturais e antrópicos que interagem continuamente na determinação da qualidade das águas em uma bacia hidrográfica. Os modelos qualitativos podem ser uma boa alternativa, porque proporcionam novas oportunidades para o conhecimento articulado, particularmente para representar aspectos que, em geral, são dificilmente capturados em outras ferramentas para modelagem, como explicações causais ou informações incompletas e esparsas.

Proporcionam, ainda, a disponibilidade de conhecimentos sobre sistemas para os não-especialistas, favorecendo a mediação de conflitos, porque as simulações permitam aos atores, gerentes e tomadores de decisão compreender as relações de causalidade que se estabelecem para a qualidade da água em determinado sistema aquático, usando cenários específicos.

Nesta pesquisa, foram construídos modelos baseados em RQ para a avaliação da qualidade da água, considerando-se oxigênio como um conceito-chave. No processo construtivo, considerou-se que o raciocínio sobre mudanças na qualidade da água requer conhecimento, sobre a dinâmica do oxigênio. Essas mudanças ocorrem, principalmente, em resposta às atividades antrópicas na bacia hidrográfica.

Os modelos desenvolvidos descrevem o metabolismo do oxigênio dissolvido em um corpo d'água a partir de um conjunto de processos: fotossíntese, respiração, re-aeração e decomposição da matéria orgânica. Nos modelos, uma série de equações é descrita para cada um dos processos.

Os modelos qualitativos foram construídos a partir de partes, os *fragmentos de modelo* (FM), que são combinados para formar modelos completos. Esses FM são organizados em uma biblioteca construída de forma incremental, iniciando com um núcleo de FM que representam conceitos básicos sobre a dinâmica do oxigênio. Uma vez estabelecida a biblioteca básica, novos FM foram agregados de modo a permitir simulações mais complexas incluindo outros fatores ou parâmetros ambientais.

Essa abordagem assegura que o número de fragmentos de modelo e sua complexidade aumentem à medida que a biblioteca cresce. A habilidade para usar e combinar informações parciais permite uma modelagem composicional, que aumenta a reutilização de fragmentos de modelo já existentes e possibilita a combinação de modelos mais simples para aumentar a escala para problemas mais complexos.

De modo a assegurar que os modelos de simulação construídos tivessem a habilidade de representar adequadamente os aspectos da dinâmica do OD e, por conseguinte, o metabolismo dos corpos d'água, foi efetuada uma validação dos resultados, utilizando-se para isso dados de qualidade da água coletados pela CAESB na bacia hidrográfica do rio Monteiro.

Para a execução da validação, procedeu-se à segmentação dessa bacia em trechos característicos, representados nos modelos qualitativos desenvolvidos. Os

dados de qualidade da água foram analisados para verificar a existência de comportamentos qualitativamente diferentes, assim como para estabelecer os efeitos decorrentes da remoção de cargas poluidoras, sobre a qualidade da água, a partir da implantação de sistema de tratamento e controle de cargas pontuais.

Os modelos qualitativos foram capazes de representar a qualidade da água nas diversas situações encontradas na bacia hidrográfica, principalmente no que diz respeito aos efeitos decorrentes do processo de urbanização pelo qual vem passando a Região Administrativa de Planaltina. Essa conclusão é alcançada quando os modelos propostos, ao predizem as mudanças na qualidade da água a partir de situações semelhantes às encontradas na bacia-piloto, apresentaram resultados compatíveis com os dados de qualidade da água coletados pela CAESB, para os mesmos trechos da bacia.

Os resultados obtidos demonstraram a habilidade dos modelos desenvolvidos para reproduzir os processos que ocorrem no interior de uma bacia hidrográfica e que promovem alteração na qualidade da água, avaliada em termos da dinâmica do oxigênio dissolvido. Foram, entretanto, verificadas limitações.

Essas limitações dizem respeito ao fato de os modelos qualitativos implantados não terem a habilidade de identificar comportamentos qualitativamente relevantes, partindo-se de um mesmo cenário inicial. Ou seja, não atribuem grau de intensidade à qualidade da água, determinando, por exemplo, dentro de uma mesma configuração de uso e ocupação da terra, qual trecho apresenta melhor condição de qualidade.

Outra conclusão importante foi a constatação de que os modelos, sob certos aspectos, superestimam o papel da implantação de controle e tratamento de efluentes por meio de uma ETE, na medida em que os resultados obtidos na simulação apresentam o corpo d'água com conteúdos de matéria orgânica e nutrientes, após o processo de remoção de cargas, menores do que os encontrados na realidade.

Assim, recomenda-se que para remediar esses problemas, estudos futuros deverão trazer mais detalhes aos modelos propostos para a avaliação da qualidade

da água, em termos da dinâmica do oxigênio dissolvido, contribuindo para ampliar a variedade dos cenários construídos. O processo de modelagem foi concebido como primeiro passo na construção de ferramenta permanente de planejamento e gestão da bacia, com uma estrutura que permite aperfeiçoamentos progressivos na medida em que novas informações e conhecimentos sejam obtidos.

Deverão também ser empreendidos esforços no sentido de integrar os modelos qualitativos aos resultados obtidos nos modelos para estimativa de exportação de cargas difusas, melhorando o desempenho dessas ferramentas de gestão integrada dos recursos hídricos no âmbito da bacia hidrográfica.

A modelagem qualitativa dos recursos hídricos poderá ser utilizada, no futuro, para o estudo da ocupação de bacias hidrográficas existentes no Distrito Federal, tendo em conta o rápido crescimento urbano experimentado desde a fundação de Brasília.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Águas – ANA. **Evolução da Organização e Implementação da Gestão de Bacias no Brasil**. Brasília: 2002a, 24 p.
- Agência Nacional de Águas - ANA. **A Evolução da Gestão de Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília: 2002b, 32 p.
- Allan, J.D. **Stream Ecology: structure and function of running waters**. Chapman & Hall, 1995, 388 p.
- Alshawabkeh, A.; Adrian, D.D. Analytical water quality model for a sinusoidal varying BOD discharge concentration. **Wat. Res.** v. 31, n. 5, p. 1207–1215, 1997.
- Angelini, R. Ecosistema e Modelagem Ecológica. In: Pompêo, M.L.M. (editor). **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. São Luís: Gráfica Editora União, 1999, 191p.
- Antunes, M.P. *et al.* A New Method for Qualitative Simulation for Water Resources Systems, 1. **Applications. Water Resources Research**, v. 23, n. 11, p. 2019-2022, 1987.
- Araújo, S.C.S.; Saito, C.H. Sistema de Avaliação Ambiental (SAA) para qualidade de água em circunstâncias de informações limitadas – uma proposta metodológica. In: V CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2001, Porto Alegre. **Anais do V Congresso de Ecologia do Brasil**, 2001, p. 1040-1041.
- Araújo, S.C.S.; Salles, P.; Saito, C.H. Modelos Qualitativos para Qualidade da Água - Protótipo: Modelos para Fotossíntese e Respiração. In: VI CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2003, Fortaleza. **Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil**, 2003, p. 471-472.
- Araújo, S.C.S.; Salles, P.; Saito, C.H. Modelos Qualitativos, baseados na dinâmica do Oxigênio Dissolvido, para Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica. In: Saito, C.H., (org.). **Desenvolvimento tecnológico e metodológico para mediação entre usuários e comitês de bacia hidrográfica**. Brasília: Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, 2004, 138p.
- Azevedo, L.G.T.; Porto, R.L.L.; Porto, M. Sistemas de Apoio a Decisão para o Gerenciamento Integrado de Quantidade e Qualidade da Água: Metodologia e Estudo de Caso. **RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, v. 3, n. 1, p. 21-51, jan/mar, 1998.
- Beck, M.B. Coping with ever larger problems, models, and data bases. **Wat. Sci. Tech.** v. 39, n. 4, p. 1-11, 1999.
- Benedetti L.; Sforzi, J. **Dynamic Integrated Modelling: A Case Study on the Lambro Catchment**. Universiteit Gent. Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, 1999, 208 p.
- Benetti, A.; Bidone, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: Tucci, C.E.M. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2000, 973 p.

Berlink, C.N. **Comitê de Bacia Hidrográfica: educação ambiental e investigação-ação**. 2003. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia)—Departamento de Ecologia—Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

Bessa Machado, V.; Bredeweg, B. Towards Interactive Tools for Constructing Articulate Simulations. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING, QR'01. **Proceedings** of the International Workshop on Qualitative Reasoning, QR'01, San Antonio, Texas, 2001, p. 98-104.

Bessa Machado, V.; Bredeweg, B. Investigating the Model Building Process with HOMER. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON MODEL-BASED SYSTEMS AND QUALITATIVE REASONING FOR INTELLIGENT TUTORING SYSTEMS. **Proceedings** of the International workshop on Model-Based Systems and Qualitative Reasoning for Intelligent Tutoring Systems, San Sebastian, Spain; 2002, p. 1-13.

Bessa Machado, V.; Bredeweg, B. Building Qualitative Models with HOMER: A Study in Usability and Support. In: 17th INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR'03). **Proceedings** of the 17th International Workshop on Qualitative Reasoning (QR'03), Brasilia, Brazil, 2003, p. 39-46.

Bessa Machado, V.; Groen; R. and Bredeweg, B. Towards suport in buiding qualitative Knowledge models. In: 19th WOKSHOP ON QUALITATIVE REASONING QR-05. **Proceedings** of the 19th Wokshop on Qualitative Reasoning QR-05. Graz University of Technology, Graz, Austria, 2005. Disponível em <<http://qr05.tugraz.at/files/p17.pdf>>. Acesso em 26 jun. 2005.

Bianchini Jr, I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: Pompêo, M.L.M. (editor). **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999, 191 p.

Boorman, D.B. LOIS. In-stream water quality modeling. Part 1. Catchments and methods **The Science of the Total Environmental** 314/316 379–395, 2003.

Botelho, R.G.M. Planejamento Ambiental em Microbacia Hidrográfica. In: Guerra, A.J. T., Silva, A.S., Botelho, R.G.M. (orgs.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999, 340 p.

Bouwer, A.; Bredeweg, B. Explanation and Qualitative Reasoning. In: QR'99 INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING. **Proceedings** of QR'99 International Workshop on Qualitative Reasoning, Loch Awe, Scotland, 1999, p. 27-31.

Bouwer, A.; Bredeweg, B. VISIGARP: Graphical Representation of Qualitative Simulation Models. In Moore, J.D., Redfield, G.L. and Johnson, J.L. (Eds.), **Artificial Intelligence in Education: AI-ED in the Wired and Wireless Future**. IOS-Press/Ohmsha, Osaka, Japan, 2001, p. 294-305.

Braga, B. *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002, 305 p.

Braga, B.; Barbosa, P.S.F.N. **Sistemas de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos**.

RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, v. 3 n. 3, jul/set, p. 73-95, 1998.

Brajnik G.; Line, M. Qualitative modeling and simulation of socioeconomic phenomena. **Journal of Artificial and Social Simulation** (1)1, 1998. Disponível em: <www.soc.surrey.ac.uk/JASS/1/1/2.html>. Acesso em 27 jun. 2005.

Branco, S M. A Água e o Homem. In: Porto, R. L.L. (org.). **Hidrologia Ambiental.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

Bratko, I. **PROLOG, Programming for Artificial Intelligence.** 2nd ed. Addison _Wesley Publishing Company, 1990, 597 p.

Bredeweg B.; Winkels R. Qualitative Models in Interactive Learning Environments: an Introduction. **Interactive Learning Environments**, v. 5, n. 1-2, p. 1-18, 1998.

Bredeweg, B. **Expertise in Qualitative Prediction of Behavior.** 1992. 217p. PhD thesis, University of Amsterdam, Amsterdam, 1992.

Bredeweg, B.; Sallles, P.; Neumann, M. Ecological Applications of Qualitative Reasoning. In: Recknagel, F. (ed.). **Ecological Informatics. Understanding Ecology by Biologically-Inspired Computational** (2nd version), 2004.

Bredeweg, B.; Forbus, K.. Qualitative Modeling in Education. **AI Magazine** v. 24 n. 4, p. 35-46, 2004.

Bredeweg, B.; Struss, P. Current Topics in Qualitative Reasoning. **AI Magazine** v. 24 n. 4, p. 13-16, 2004.

Brown, L.C., and Barnwell, T.O. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: **Documentation and User Manual.** EPA 600/3-87/007. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, 1987.

CAESB. **Siágua: Sinopse do Sistema de Abastecimento de Água do Distrito Federal.** Brasília, 2003: Disponível em <www.caesb.df.gov.br/Siagua_2004>. Acesso em 13 maio 2005.

Camara, A.S. *et al.* A New Method for Qualitative Simulation for Water Resources Systems, 1. Theory. **Water Resources Research**, v. 23, n. 11, p. 2015-2018.1987.

Christofolletti, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais.** São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 2000, 236 p.

CNEC/JNS – Engenharia, Consultoria e Gerenciamento S/C Ltda. **Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Guarapiranga – PDPA.** São Paulo, jan. 1997, 57 p.

Coulson, R.N.; Folse. J.L.; Loh, D.K. Artificial Intelligence and Natural Resource Management. **Science**, v. 237, p. 262-297, 1987.

Cox, B.A. A review of currently available in-stream water-quality models and their

applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **The Science of the Total Environment** 314/316, p. 335-377, 2003.

de Kleer, J. Multiple representations of knowledge in a mechanics problem-solver. In: Weld, D.S. and de Kleer, J., (eds.). **Readings in Qualitative Reasoning about Physical Systems**. San Mateo, CA, Morgan Kaufmann, 1990.

de Kleer, J.; Brown, J.S. A qualitative physics based on confluences. **Artificial Intelligence**, v. 24, n. 1-3, p. 7-83, 1984.

Eatherall, A *et al.* Modelling in-stream water quality in LOIS. **The Science of the Total Environment** 210/211, p. 499 – 517, 1998.

Eiger, S. Qualidade da água em Rios e Estuários. In: Porto, R. La Laina (org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

Eiger, S. **Modelos de Correlação. Uso do solo e qualidade da água**. Programa Guarapiranga. Unidade de Gerenciamento do Programa. CG12, 1997, 35 p.

Eisenack K.; Kropp, J. Assessment of Management Options in Marine Fisheries by Qualitative Modeling Techniques. **Marine Pollution Bulletin**, v. 43, n. 7-12, p. 215-224, 2001.

Esteves, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. – Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602 p.

Falkenhainer, B.; Forbus, K. Compositional modeling: Finding the right model for the Job. **Artificial Intelligence**, 51(1), p. 95-143, 1991.

Ferraz, A.R.G.; Braga, B. Modelo Decisório para a Outorga de Direito ao Uso da Água no Estado de São Paulo. **RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 3, n. 1, jan/mar. 1998, p. 5–19.

Flickinger, H.G. O ambiente epistemológico da Educação Ambiental. **Revista Educação & Realidade** 19(2): 197, 1994.

Forbus K.D. Qualitative Process Theory. **Artificial Intelligence**, 24, p. 85–168, 1984.

Forbus, K.D. Qualitative Physics: Past, Present, and Future. In: Shrobe H.E. (ed). **Exploring Artificial Intelligence**. San Francisco, Calif.: Morgan Kaufmann, 1988, p. 239-296.

Forbus, K.D. **Qualitative Reasoning**. CRC Hand-book of Computer Science and Engineering. CRC Press, 1996.

Forbus, K.D.; Falkenhainer, B. Self-explanatory simulations: An integration of qualitative and quantitative knowledge. In: AAAI-90. **Proceedings AAAI-90**, Boston, MA, 1990, p. 380-387.

Freire, P. **Pedagogia do Oprimido**. Rio de Janeiro: Ed. Paz e Terra, 1988, 218p.

Freitas A.J. Gestão de Recursos Hídricos. In: Silva, D.D., Pruski, F.F. (editores). **Gestão de Recursos Hídricos: aspectos legais, econômicos e sociais**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos; Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000, 659 páginas.

Friedman, J. **Empowerment: the politics of the alternative development**. Cambridge: Blackwell Publishers, 1992.

Gastaldini, M.C.C.; Mendonça, A.S.F. Conceitos para a avaliação da qualidade da água. In: Paiva, J.B.D.; Paiva, E.M.C.D. (orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001, 625 páginas.

Gastaldini, M.C.C.; Teixeira, E.C. Avaliação da qualidade da água. In: Paiva, J.B.D.; Paiva, E.M.C.D. (orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001, 625 páginas.

GDF, CODEPLAN. **Dados Demográficos do DF e região**. Brasília: CODEPLAN, 2001. Disponível em < www.codeplan.df.gov.br>. Acesso em 1 jul. 2001.

Gilvear, D.J.; Heal, K.V.; Stephen, A. Hydrology and the ecological quality of Scottish river ecosystems. **The Science of the Total Environment International**, 294, p. 131-159, 2002

Goddijn, F.; Bouwer, A.; Bredeweg, B. Automatically Generation Tutoring for Qualitative Simulations. In: 17th INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR'03). **Proceedings** of the 17th International Workshop on Qualitative Reasoning (QR'03), Brasilia, Brazil, 2003, p. 39-46.

Guerri, F. Qualitative reasoning about an ecological process: interpretation in hydroecology. **Ecological Modelling**, 59, p. 165-201, 1991.

Guerri, F. Model – Based Interpretation of Measurements, Analyses and Observations of an Ecological Process. **AI Application**, 3, p. 89-101, 1992.

Guerrin, F.; Dumas, J. Knowledge representation and qualitative simulation of salmon reed functioning. Part I: qualitative modelling and simulation. **BioSystems**, v. 59, p. 75-84, 2001a.

Guerrin, F.; Dumas, J. Knowledge representation and qualitative simulation of salmon reed functioning. Part II: qualitative modelling of redds. **BioSystems**, v. 59, p. 85-108, 2001b.

Haefner, J. W. **Modeling Biological Systems. Principles and Applications**. Chapman & Hall, 1996.

Heller U.; Struss, P. Transformation of Qualitative Dynamic Models_ Application in Hydro-Ecology. In: TENTH INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR-96). **Workshop Notes** of the Tenth International Workshop on Qualitative Reasoning (Qr-96), AAAI Press, 1996.

Horne, A.J. ;Goldman, C.R. **Limnology**. 2nd Edition. MacGraw-Hill Inc., 1994, 576 p.

Jorgensen, S.E. Models instruments for combination of ecological theory and environmental practice. **Ecological Modelling**, 75/76, p. 5–20, 1994.

Koning, K.; Bredeweg, B. Use GDE in Educational Systems. In: 12th INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR'98). **Proceedings** of the 12th International Workshop on Qualitative Reasoning (QR'98), AAAI, USA, 1998, p. 42-49.

Kuipers, B. Qualitative simulation. **Artificial Intelligence**, v. 29, p. 289-388, 1986.

Kuipers, B.J. Reasoning with qualitative model. **Artificial Intelligence** 59, p. 125–132, 1993.

Kuipers, B.J.; Berleant, D. Using incomplete quantitative knowledge in qualitative reasoning. In: AAAI-88. **Proceedings** AAAI-88. St. Paul, MN, 1988, p. 324-329.

Lanna, A.E. Introdução. In: Porto, R.L.L.. **Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1997, 420 p.

Lanna, A.E. Hidroeconomia. In: Rebouças, O.C.; Braga, B.; Tundisi, J.G. (orgs.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 1999, 717 p.

Lanna, A.E. A Inserção da Gestão das Águas na Gestão Ambiental. In: Muñoz, R. H. (org.). **Interfaces da gestão de recursos hídricos: desafios da Lei das Águas de 1997**. 2 ed. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000, 421 p.

Lima, E.B.N.R. **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)-COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

Luca, S. J. Alternativas de Controle de Poluição. In: Porto, R.L. L. (org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

Machado, R.B. *et al.* Áreas de risco no entorno de unidades de conservação: estudo de caso da estação ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF. In: Marinho Filho, J.; Rodrigues, F.E; Guimarães, M. **Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas: história natural e ecológica em um fragmento de cerrado do Brasil Central**. Brasília: IBAMA, 1998.

Maciel Jr., P. **Zoneamento das Águas**. 1ª edição. Belo Horizonte, 2000.

Mahamah, D.S. Simplifying assumptions in water quality modeling. **Ecological Modeling**, 109, p. 295–300, 1998.

Margalef, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983, 1009 p.

Martinelli, L.A., *et al.* Effects of sewage on the chemical composition of Piracicaba River, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, 110, p. 67-79, 1999.

Masters, G.M. **Introduction to Environmental Engineering and Science**. Prentice Hall International Editions, 1991, 460 p.

McIntosh, B.S. Qualitative Model with imprecise ecological knowledge: a framework for simulation. **Environmental Modeling & Software** 18, p. 295-307, 2003.

McMenamin, S.M. and Palmer, J.F. **Essential Systems Analysis**. Prentice-Hall, Inc. 1984, 392 p.

Ministério de Meio Ambiente – MMA. Secretaria de Recursos Hídricos. Agência Nacional de Águas. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Documento Base de Referência. Novembro: Brasília, 2003, 383 p.

Ministério de Meio Ambiente – MMA. Coordenação do Plano Nacional de Recursos Hídricos GAP/DPE/SRH/MMA. **Resumo do Processo de Elaboração do Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília, Outubro, 2004, 23 p.

Moliner, J.; Burke, R.A. Relations between land use and stream nutrient concentrations for small watersheds in the Georgia Piedmont. In: GEORGIA WATER RESOURCES CONFERENCE. **Proceedings** of the 2003 Georgia Water Resources Conference. Institute of Ecology, The University of Georgia, Athens, Georgia, 2003.

Naiman, R.J. The annual pattern and spatial distribution of aquatic oxygen metabolism in boreal forest watersheds. **Ecological Monographs**, 53(1), p. 73 -94, 1983.

Neal, C. *et al.* Foreword to especial issue: Water quality and biological of UK rivers entering the North Sea: The Land Ocean Interaction Stud (LOIS) and associated work. **The Science of the Total Environment** 210/211, p. 1–4, 1998.

Neumann, M.; Bredeweg, B. A qualitative model of the nutrient spiraling in lotic ecosystems to support decision makers for river management. In: 18th INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR'04). **Proceedings** of the 18th International Workshop on Qualitative Reasoning (QR'04), Evanston, USA, 2004, p. 159-164.

Novais Pinto, M., Caracterização Morfológica do Curso Superior do rio São Bartolomeu – DF. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 48, n. 4, p 377 – 379, 1986.

Nuttle, T; Bredeweg, B; Salles, P. A Qualitative Model of Plant Growth Based on Exploitation of Resources. In: 19th WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING QR-05. **Proceedings** of the 19th Workshop on Qualitative Reasoning QR-05. Graz University of Technology, Graz, Austria, 2005.

Ometo, J.P.H.B. *et al.* Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, southeast Brazil. **Freshwater Biology**, 44, p. 327-337, 2000.

Park, S.S.; Lee, Y.S. A water quality modeling study of the Nakdong River. **Ecological Modeling**, 152, p. 65-75, 2002.

Peláez-Rodríguez, M., *et al.* Análise da Qualidade da Água e Aplicação do Índice de

Proteção da Vida Aquática (IVA) em duas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu. In: Espíndola, E.L.G. *et al.* (orgs.). **Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI**. São Carlos: RiMa Editora, 2000.

Pinelli, Marcelo P. (1999). **Geoquímica de Águas e sedimentos da Bacia do São Bartolomeu**. 1999. 81 f. Dissertação (Mestrado em Geologia)–Departamento de Geologia–Universidade de Brasília, Brasília, 1999.

Porto, M.F.A. Estabelecimento de Parâmetros de Controle de Poluição. In: Porto, R. L.L. (org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

Rauch, W. *et al.* River Water Quality: I – State of the Art. **Water Science and Technology**, 38(11), p. 237–244, 1998.

Rebouças, A.C. Água Doce no Mundo e no Brasil. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J.G. (orgs.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 1999, 717 p.

Ribeiro, M.O. **Estudo da Poluição e Autodepuração nos Rios Melchior e Descoberto, na Bacia do Descoberto – DF/GO, com auxílio de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, para estudos de seu comportamento atual e futuro**. 2001. 177 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)-Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2001.

Rocha, A.J.A. Caracterização Limnológica. In: Novais Pinto, M. (org.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2ª ed. Brasília: EdUnB/SEMATEC, 1993, p. 469 – 492.

Rocha, O.; Pires, J.S.R.; Santos, J. E. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e planejamento. In: Espíndola, E.L.G. *et al.* (orgs.). **A bacia hidrográfica do rio Monjolinho: Uma abordagem ecossistêmica e a Visão Interdisciplinar**. São Carlos: Rima Editora, 2000, 188 p.

Roque, W. *et al.* Design de um Sistema de Suporte à Decisão para o Tratamento de Água. In: I WORKSHOP DE TEC DA INF. APL. AO MEIO AMBIENTE. **Anais** do Workshop de Tec da Inf. Apl. ao Meio Ambiente, 2003a.

Roque, W. *et al.* Sobre o Design de um Sistema de Suporte à Decisão para Estações Tratamento de Água. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Anais** do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH, Curitiba (PR), 2003b.

Rump, H. H.; Krist, H.J. **Laboratory Manual for the Examination of Water, Waste Water and Soil**. VHC Publishers, 1988, 190 p.

Rykiel, E.J. Artificial Intelligence and Expert Systems in Ecology and Natural Resource Management. **Ecological Modelling**, v. 46, p. 3-8, 1989.

Rykiel, Edward J. Testing ecological models: the meaning of validation. **Ecological Modelling** 90, p. 229 – 244, 1996.

Saito, C.H. Política Nacional de Educação Ambiental e Construção da cidadania: desafios contemporâneos. In: Ruscheinsky, A. **Educação Ambiental: abordagens múltiplas**. Porto Alegre: Artmed, 2002, 47 p.

Saito, C.H. *et al.* A utilização do geoprocessamento na identificação de formas de uso e ocupação da terra que oferecem riscos à qualidade da água na bacia do rio Monteiro, Planaltina-DF. In: 2º Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste. **Anais** do 2º Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste, 2002. Trab-058.

Saito, C.H. Un. I. A política nacional de recursos hídricos e o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos. Un. II. Gestão de bacias e participação. Un. III. Temas relevantes para a problemática dos usos múltiplos de recursos hídricos. In: Aquino Leite, A.L.T.; Mininni-Medina, N. **Educação ambiental: curso básico à distância: documentos e legislação da educação ambiental**. 5 v., 2ª edição ampliada. MMA, Brasília, 2001, 75 p.

Saito, C.H. Considerações teórico–metodológicas acerca do potencial heurístico no uso de Sistema de Informação Geográfica integrado a Banco de Dados Relacional em diagnóstico de risco à saúde populacional devido a poluição industrial. **Revista Brasileira de Ecologia**, ano 1, n.2, p. 15-21, 1997.

Saito, C.H. O Estruturalismo na Ecologia da Paisagem. **Revista Brasileira de Ecologia**, ano 1, v.2, p. 47-56, 1998.

Salles, P. **Qualitative models in ecology and their use in learning environments**. 1997. 298 p. Ph.D. thesis, University of Edinburgh, Edinburgh, Scotland, UK. 1997.

Salles, P. Comitê de Gestão da Bacia do Paranoá. In: Fonseca, F.O. (org.). **Olhares sobre o Lago Paranoá**. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001, 425 p.

Salles, P.; Bredeweg, B. Building Qualitative Models in Ecology. In: 11th INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR'97). **Proceedings** of the 11th International Workshop on Qualitative Reasoning (QR'97). Instituto di Analisi Numerica C.N.R., Pubblicazioni n. 1036 , Pavia,Italy. 1997.

Salles, P.; Bredeweg, B. Qualitative Reasoning about Population and Community Ecology. **AI Magazine**, v. 24, n. 4, p. 77-90, 2004.

Salles, P. *et al.* Qualitative Models of interactions between two populations. In: QR – 2002, SIXTEENTH INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING. **Proceedings** of the QR – 2002 – Sixteenth International Workshop on Qualitative Reasoning, 2002, p. 143 - 150.

Salles, P.; Muetzelfeldt, R.I.; Pain, H. Qualitative Models in Ecology and their Use in Intelligent Tutoring Systems. In: 10th INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR'96). **Proceedings** of 10th International Workshop on Qualitative Reasoning (QR'96). AAAI Technical Report WS, 1996a, p. 96 - 101.

Salles, P.; Muetzelfeldt, R.I.; Pain, H. **The applicability of Qualitative Process Theory to ecological modeling**. Unpublished manuscript. Institute of Ecology and

Resource Management, University of Edinburgh, U.K. 1996b.

Salles, P. Qualitative Representations of Indicators of Environmental Sustainability of the Millennium Development Goals. In: 19th WOKSHOP ON QUALITATIVE REASONING QR-05. **Proceedings** of the 19th Wokshop on Qualitative Reasoning QR-05. Graz University of Technology, Graz, Austria, 2005.

Salles, P., Bredweg, B.; Araújo, S.C.S. Estudo preliminar sobre o uso de modelagem qualitativa na recuperação de rios degradados. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Anais** do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH, Curitiba (PR), 2003b.

Salles, P.; Bredweg, B.; Araújo, S.C.S. An exploratory study of qualitative modeling on stream ecosystem recovery. In; QR'2003 – SEVENTEENTH INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING. **Proceedings** of the QR'2003 – Seventeenth International Workshop on Qualitative Reasoning, 2003a.

Santos, A.C.K. Implementando ambientes de aprendizagem baseados em sistemas computacionais de modelagem para o pensamento sistêmico. Hipertexto introdutório ao assunto. In: Seminário CREF e MPEF. **Resumos** de seminários e colóquios promovidos pelo MPEF. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004. Disponível em <<http://www.fisica.furg.br/arion/implementando%20ambientes/>>. Acesso em 23 de julho de 2005.

Santos, A.C.K.; Ogborn, J. A model for teaching and research into computational modeling. **Journal of Computer Assisted Learning**, 8, p. 67– 8, 1992.

Santos, I. A. **Participação Social, Gestão de recursos hídricos e negociação social: impasses e perspectivas**. 2004. 209 f. Tese (Doutorado em Políticas Públicas e Gestão Ambiental)-Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

Santos, I.A. *et al.* The Centrality Of The “Mediation” Concept In The Participatory Management Of Water Resources. **Canadian Journal of Environmental Education**, 10, Spring, 180-194, 2005.

Sawyer, C.N., McCarty, P.L; Parkin, G.N. **Chemistry for Environmental Engineering**. 4th ed., Mc Graw Hill. 1994.

SEMA, SEC. Coordenadoria de Áreas de Proteção Ambiental. **Caracterização e diretrizes gerais de uso da APA do Rio São Bartolomeu, na escala 1:100.000**. Brasília, 1985, 53 p.

Setti, A.A. *et al.* **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional de Água, 2001, 328 p.

Shanahan, P. *et al.* River Water Quality: II – Problems of the Art. **Water Science and Technology**, 38(11), p. 245-252, 1998.

SMA – Secretaria de Estado de Meio Ambiente Calibração do Sistema Relacional de Correlação do Manejo do Território e da Qualidade Ambiental para o Reservatório Billings – **Relatório Parcial RT-2**. São Paulo, 2003, 37 p. Disponível em <http://www.institutoacqua.com.br/Subportais/pt_raiz/PRIME_Outubro%202003.pdf>.

Acesso em 07 jul. 2004.

Somlyódy, L. *et al.* River Water Quality: III – Future of the Art. **Water Science and Technology**, 38(11), p. 253-260, 1998.

Souza, A.D.G.; Tundisi, J.G. Hidrogeochemical comparatives study of the Jaú and Jacaré-Guaçu river watersheds, São Paulo, Brazil. **Rev. Brasil. Biol.**, 60(4), p. 563-570, 2000.

Steinke, E.T. **Considerações sobre variabilidade e mudança climática no Distrito Federal, suas repercussões nos recursos hídricos e informação ao grande público.** 2004. 201 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. Instituto de Biologia. Departamento de Ecologia, 2004.

Steinke, V.A. *et al.* Estimativa de Exportação de Cargas poluidoras em Bacia Hidrográfica por Geoprocessamento. In: Saito, C.H. (org.). **Desenvolvimento tecnológico e metodológico para mediação entre usuários e comitês de bacia hidrográfica.** Brasília: Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, 2004, 138 p.

Struss, P. Fundamentals of Model-Based Diagnosis of Dynamic Systems. In: 15th INTERNATIONAL JOINT ARTIFICIAL INTELLIGENCE. **Proceedings** of the 15th International Joint artificial Intelligence, Nagoya, Japan, 1997.

Struss, P. Fundamentals of Model-Based Diagnosis of Dynamic Systems. In: Haassis, H.D.; Ranze, K.C. (eds.) **Computer Science for the Environmental Protection.** Metropolis Verlag, Marburg, 1998.

Struss, P.; Heller, U. Model-Based Support for Water Treatment. In: WORKSHOP KRR-4 AT THE 16th INTERNATIONAL JOINT CONFERENCE ON ARTIFICIAL INTELLIGENCE. **Proceedings** of the Workshop KRR-4 at the 16th International Joint Conference on Artificial Intelligence, Stockholm, 1999, p 84 - 90.

Struss, P. *et al.* Design of. a Model-based Decision Support System for Water Treatment. In: 18th INTERNATIONAL JOINT CONFERENCE ON ARTIFICIAL INTELLIGENCE (UACAT). **Proceedings** of the 18th International Joint Conference on Artificial Intelligence (UACAT), Mexico, 2003.

Struss, P; Roque, W.; Salles, P.; Heller, U. Model- based Decision Support Systems - an Application to Water Treatment. **Environment Progress and Challenge**, p. 47-58, 2004.

Tchobanoglous, G.; Schroeder, E.D. **Water Quality.** 1th edition, Addison-Wesley Pub. Inc. 1985.

Thomann, V.R.; Mueller. **Principles of surface Water Quality Modeling and Control.** Harper & Row Publishers, EUA, 1987.

Toledo, L.G.; Nicolella, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, 59, p. 181-186, 2002.

Towsend C.R. The Patch Dynamics Concept of Stream Community Ecology. **Journal**

of the North American Benthological Society, 8 (1), p. 36-50, 1989.

Travè-Massuyes, L., Ironi, L.; Dague, P. Mathematical Foundations of Qualitative Reasoning. **AI Magazine**, v. 24, n. 4, p. 91-106, 2004.

Tucci, C.E.M.; Hespanhol, I.; Cordeiro Netto, O. **Gestão da Água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001, 192 p.

Tucci, C.E.M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1998, 669 p.

Tucci, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000, 943 p.

Tucci, C.E.M.; Hespanhol, I.; Cordeiro Netto, O.M. Cenários da Gestão da Água no Brasil: Uma Contribuição para a “Visão Mundial da Água”. **RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre/RS, v. 5, n. 3, p. 31-42, jul/set, 2000.

Tullos, D.D.; Neumann, M.; Sanchez, J.J.A. Development of a Qualitative Model for Investigation Benthic Community Response to Anthropogenic Activities. In: 18th INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR'04). **Proceedings** of the 18th International Workshop on Qualitative Reasoning (QR'04), Evanston, USA, 2004.

Tundisi, J.G. **Limnologia no Século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, 1999, 24 p.

Van Waveren, R.H. Application os models in water management I the Netherlands: past, present and future. **Wat. Sci. Tech.** v. 39, n. 4, p.. 13-20, 1999.

Vannote, R. L. *et al.* The River Continuum Concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 37, p.130-137, 1980.

Von Sperling, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª ed. – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 1996a, 242 p.

Von Sperling, M. Padrões de Efluentes e de Corpos d'água adotados no Brasil. Uma Análise de Resolução CONAMA nº020/86. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS. **Anais** do Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários. CAESB, Brasília, 1996b.

Von Sperling, M. Análise dos Padrões Brasileiros de Qualidade de Corpos d' água e de Lançamento de Efluentes Líquidos. **RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre/RS, v. 3, n. 1, p. 111-132, jan/mar, 1998.

Warn A.E.; Brew, J.S. Mass Balance. **Water Research** v. 14, p. 1427–1434, 1979.

Webb, B.W. *et al.* Load estimation methodologies for British rivers and their relevance to the LOIS RASC(R) programme. **The Science of the Total Environmental** 194/195, p. 379–389, 1997.

- Wetzel, R.G. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, 1993, 901 p.
- Wetzel, R.G.; Likens, G.E. **Limnological Analyses**. Second Edition. Springer-Verlag New York, Inc., 1991, 391 p.
- Whitehead, P.G.; Williams, R.J.; Lewis, D.R. Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development. **The Science of the Total Environmental** 194/195, p. 447–456, 1997.
- Whitton, B. A. **River Ecology**. Oxford: Alden Press, 1975, 725 p.
- Williams, B.C.; de Kleer, J. Qualitative reasoning about physical systems: a return to roots. **Artificial Intelligence** 5, p. 1–9, 1991.
- Wong, Y.H.; Rad, A.B.; Wong, Y.K. Qualitative Modeling and Control of Dynamic Systems. **Engng Applic. Artif. Intell.** v. 10, n. 5, p. 429-439, 1997.
- World Bank Group. **Water Quality Models. Implementing Policies: Water Quality Management**. Pollution Prevention Abatement Handbook, 1998.
- Wuhrmann, K. Stream Purification. In: Mitchell R. (editor). **Water Pollution Microbiology**. John Wiley & Sons, Inc., 1972, 416 p.
- Zar, J.H. **Biostatistical Analysis**. 4th ed. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 1998, 663 p.
- Zeilhofer, P. *et al.* Um Ambiente SIG para Modelagem Integrada da Qualidade da Água Utilizando QUAL2E. **Caminhos da Geografia** 8(10), p. 107-125, 2003.

APÊNDICES

Apêndice A⁴⁷ – Entidades incluídas nos modelos qualitativos desenvolvidos

⁴⁷ Arquivo contendo as informações do apêndice A encontra-se em CD-ROM, apensado a essa tese.

Apêndice B⁴⁸ – Quantidades e espaços quantitativos dos modelos desenvolvidos

⁴⁸ Arquivo contendo as informações do apêndice B encontra-se em CD-ROM, apensado a essa tese.

Apêndice C⁴⁹ – Biblioteca de fragmentos de modelo

⁴⁹ Arquivo contendo as informações do apêndice C encontra-se em CD-ROM, apensado a essa tese.

Apêndice D⁵⁰ – Cenários nos modelos desenvolvidos

⁵⁰ Arquivo contendo as informações do apêndice D encontra-se em CD-ROM, apensado a essa tese.

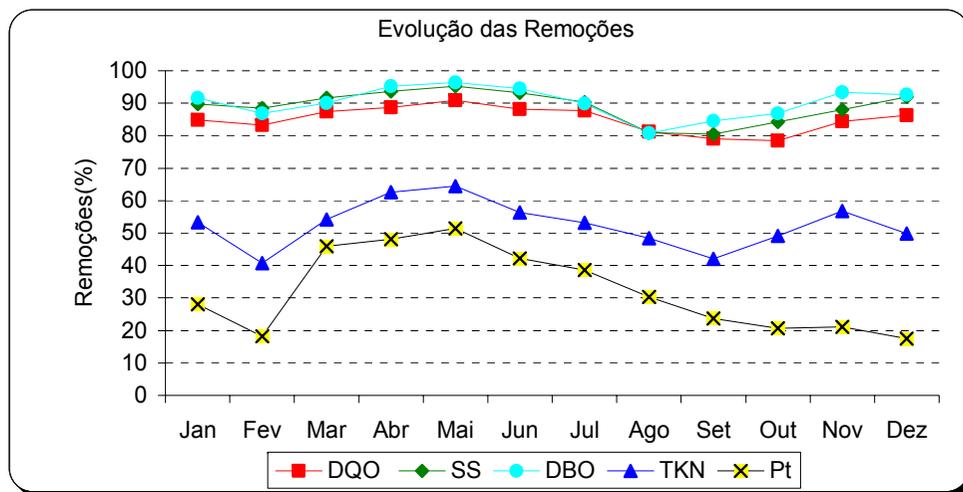
Apêndice E - Dados da ETE Planaltina, operada pela CAESB

Desempenho Operacional das Estações de Tratamento de Esgotos

caesb			ETE PLANALTINA - 2004																	
Mês	Vol. Afluente (m³/mês)	Vazão Real/Proj (%)	DBO			DQO			TKN			PT			SS			CF		
			Conc. (mg/l)		Rem. (%)	Conc. (mg/l)		Rem. (%)	Conc. (mg/l)		Rem. (%)	Conc. (mg/l)		Rem. (%)	Conc. (mg/l)		Rem. (%)	Conc. (NMP/100ml)		Rem. (%)
			Afl.	Efl.		Afl.	Efl.		Afl.	Efl.		Afl.	Efl.		Afl.	Efl.		Afl.	Efl.	
Jan	304.631	44,60	600	50	92	782	118	85	69,9	32,6	53	10,00	7,20	28	344	35	90	7,00E+07	2,20E+02	99,9997
Fev	408.022	59,74	600	79	87	796	134	83	53,9	31,9	41	6,60	5,40	18	362	42	89	5,00E+08	7,40E+02	99,9999
Mar	476.716	69,80	558	56	90	817	102	87	58,5	26,8	54	7,40	4,00	46	328	27	92	1,10E+08	9,50E+01	99,9999
Abr	279.009	40,85	704	33	95	882	100	89	76,6	28,7	63	7,90	4,10	48	456	29	94	1,10E+08	6,50E+02	99,9994
Mai	200.973	29,43	760	28	96	1.072	98	91	92,9	33,0	64	10,30	5,00	51	569	27	95	NA	2,00E+01	-
Jun	177.849	26,04	707	39	94	994	118	88	87,1	38,0	56	9,70	5,60	42	556	38	93	NA	NA	-
Jul	184.570	27,02	823	83	90	1.189	145	88	99,6	46,6	53	10,90	6,70	39	631	61	90	1,70E+07	2,90E+02	99,9983
Ago	177.090	25,93	750	144	81	996	187	81	91,0	47,0	48	10,20	7,10	30	481	92	81	3,00E+07	2,00E+03	99,9933
Set	182.755	26,76	772	120	85	1.087	227	79	86,4	50,1	42	10,10	7,70	24	592	115	81	5,00E+07	1,50E+04	99,9700
Out	204.957	30,01	615	81	87	897	193	79	90,5	46,0	49	9,70	7,70	21	480	76	84	1,40E+08	1,50E+04	99,9893
Nov	204.235	29,90	700	47	93	1.055	165	84	101,6	43,9	57	9,00	7,10	21	466	56	88	5,00E+08	4,20E+02	99,9999
Dez	210.135	30,77	725	54	93	938	129	86	77,3	38,8	50	9,70	8,00	18	468	38	92	1,70E+08	2,50E+02	99,9999
Média	250.912	36,74	693	68	90	959	143	85	82,1	38,6	53	9,29	6,30	32	477,7	53	89	1,70E+08	3,15E+03	99,9950

Vazão média de projeto(l/s): 255

População de saturação: 138.000



Legenda:

- DBO-Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO-Demanda Química de Oxigênio
- TKN-Nitrogênio Total Kjeldahl
- PT-Fósforo Total
- SS-Sólidos Suspensos
- CF-Coliformes Fecais

Tratamento:

Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA)/Lagoa Facultativa (LF) + Lagoa de Maturação (LM)

Corpo Receptor: Ribeirão Mestre D'Armas

Apêndice F - Parâmetros de ajuste de regressão para oxigênio dissolvido (OD)

Local	Ano	a	b	c	var	R2	
brejinho	2002	-4,51000	5,280000	-0,60000	0,018	0,98	
	2003	4,98000	0,555714	-0,05000	0,6394	0,56	
	2004	4,87000	1,096071	-0,12679	0,1069	0,92	
fumal	2002	12,78500	-3,70500	0,475000	0,4205	0,85	
	2003	4,300000	0,600000	0,071429	0,6828	0,34	
	2004	5,350000	-0,191071	0,080357	0,4846	0,84	
m.d'armas1	1993	-6,9650	6,99500	-0,8250	0,000500	0,99	
	1994	3,420000	1,822857	-0,22857	2,2137	0,56	
	1995	5,98000	0,752143	-0,08214	0,3122	0,71	
	1996	6,71333	0,390000	-0,083333	0,0640	0,74	
	1997	4,530000	1,753929	-0,20893	1,3440	0,69	
	1998	5,440000	1,135000	-0,13929	0,9877	0,54	
	1999	8,880000	-0,88714	0,135714	0,9965	0,43	
	2000	6,360000	0,700714	-0,08214	0,5648	0,48	
	2001	6,205000	0,000893	0,015179	0,6285	0,24	
	2002	4,236000	1,238643	-0,12964	0,6251	0,80	
	2003	6,95400	0,219214	-0,05393	0,0933	0,85	
2004	4,920000	1,380000	-0,18571	1,3337	0,51		
m.d'armas2	1993	7,81000	-1,68000	0,100000	1,4580	0,67	
	1994	2,935455	-0,224091	0,001364	0,6938	0,53	
	1995	2,120000	-0,487857	0,117857	2,3322	0,51	
	1996	-0,686667	2,090000	-0,133333	0,1690	0,99	
	1997	2,080000	-0,426429	0,039286	0,7294	0,38	
	1998	0,610000	0,373929	-0,06607	0,2680	0,52	
	1999	4,020000	-1,76286	0,285714	6,4565	0,38	
	2000	3,400000	1,742857	-0,25714	2,6942	0,48	
	2001	3,990000	0,596071	-0,055357	1,3846	0,38	
	2002	4,288000	0,881643	-0,11750	1,3222	0,30	
	2003	4,494000	1,393500	-0,23964	0,9498	0,78	
2004	4,40000	0,517857	-0,05357	0,1157	0,80		
m.d'armas3	1993	-7,71500	3,995000	-0,42500	0,0405	0,95	
	1994	-0,222000	2,104500	-0,300357	18,2880	0,15	
	1995	0,560000	0,868571	-0,100000	1,2377	0,41	
	1996	1,140000	1,120000	-0,100000	4,0960	0,40	
	1997	0,930000	0,453929	-0,008929	0,4640	0,85	
	1998	1,770000	0,324643	-0,041071	1,1412	0,07	
	1999	3,290000	-0,141786	0,026786	1,7966	0,03	
	2000	3,030000	1,064643	-0,16964	3,1497	0,29	
	m.d'armas3	2001	2,820000	0,831429	-0,14286	1,5171	0,45
		2002	0,787000	2,765321	-0,40839	8,4486	0,43
		2003	0,688000	2,309857	-0,33643	2,7883	0,60
2004		-0,320000	2,534286	-0,31429	1,0651	0,84	

ANEXOS

Anexo A - Fotos da Lagoa Bonita. Localizada no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas



Créditos: Rui Faquini/SEMATEC.



Créditos: Carlos Terrana.

Anexo B - Fotos Córrego Fumal. Localizado no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas.



Créditos: Dalmi Rodrigues/CESB.



Créditos: CAESB. SIAGUA, 2003.

Anexo C - Foto Córrego Brejinho. Localizado no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas.



Créditos: Dalmi Rodrigues/CAESB.

Anexo D - Foto vista aérea da ETE Planaltina.



Créditos: CAESB. SIAGUA, 2003.

Apêndice A - Entidades incluídas nos modelos qualitativos desenvolvidos.

```
/*
Garp-model : Modelo OD_2005. hgp
isa
Automatically generated by HOMER
*/

%%%Entities%%%
isa(entity, nil).
isa(entidades_biológicas, entity).
isa(decompositores, entidades_biológicas).
isa(plantas_aquáticas, entidades_biológicas).
isa(homem, entity).
isa(acao, homem).
isa(cargas, acao).
isa(cargas_difusas, cargas).
isa(cargas_pontuais, cargas).
isa(controle_e_tratamento_para_cargas_pontuais, acao).
isa(geracao_de_cargas_distribuídas, acao).
isa(objetos, entity).
isa(container, objetos).
isa(corpo_de_agua, container).
isa(representacao_do_fenomenos, entity).
/* na estrutura do modelo estao previstas representacoes
dos fenomenos na
superficies do terreno, onde estao as cargas poluidoras e
na lamina d
agua, excluidos processos nos sedimentos */
isa(superficie_do_terreno, representacao_do_fenomenos).
isa(trechos_de_corpo_de_agua, representacao_do_fenomenos).
isa(substancias_dissolvidas, entity).
isa(mo, substancias_dissolvidas).
isa(nutrientes, substancias_dissolvidas).
isa(od, substancias_dissolvidas).
isa(transporte_de_gases_na_interface, entity).
isa(atmosfera, transporte_de_gases_na_interface).
isa(superficie_da_agua, transporte_de_gases_na_interface).

%%%Agents%%%
isa(agent, nil).
isa(cargas_poluidoras_difusas, agent).
isa(cargas_poluidoras_pontuais, agent).

%%%Assumptions%%%
isa(assumption, nil).
isa(ausencia_de_lancamento_de_cargas, assumption).
isa(condicoes_aerobicas, assumption).
isa(controle_do_funcionamento_dos_processos, assumption).
isa(fotossintese_funcionando_sem_respiracao, controle_do_funcionamento_dos_processos).
isa(respiracao_funcionando_sem_fotossintese, controle_do_funcionamento_dos_processos).
isa(geracao_de_cargas_internas, assumption).
isa(mecanismo_unico_para_reaeracao, assumption).
isa(deficit_de_oxigenio, mecanismo_unico_para_reaeracao).
isa(simplificacoes_de_processos, assumption).
isa(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, simplificacoes_de_processos).
```

```
i sa(reducao_de_ambientais_para_fotossintese, simplificacoes_de_processos).
i sa(reducao_de_ambientais_para_producao_ligada_ao_odo, simplificacoes_de_processos).
i sa(reducao_de_ambientais_para_reaeracao, simplificacoes_de_processos).
i sa(reducao_de_ambientais_para_respiracao, simplificacoes_de_processos).
i sa(taxa_de_producao_ligada_ao_positiva, assumptio).
i sa(tratamento_e_controle, assumptio).
i sa(ausencia_de_tratamento, tratamento_e_controle).
i sa(existencia_de_tratamento, tratamento_e_controle).
i sa(eficiencia_de_ete, existencia_de_tratamento).
/* considera-se que a ETE e suficientemente eficiente que
faz diminuir
consideravelmente as cargas adicionais */
i sa(valor_maximo_odo, assumptio).
```

Apêndice B - Quantidades e espaços quantitativos dos modelos desenvolvidos

```
/*
```

```
Garp-model : Modelo OD_2005. hgp  
quantity_space  
Automatically generated by HOMER 2.03  
*/
```

```
%M  
quantity_space(m, X, [  
    point(maximo(X))  
]).
```

```
/* Mzp  
Fixed quantity space for derivatives. If needed, you can use  
this one for quantities too.  
*/
```

```
quantity_space(mzp, _, [  
    min,  
    point(zero),  
    plus  
]).
```

```
%P  
quantity_space(p, X, [  
    point(plus(X))  
]).
```

```
%Pmg  
quantity_space(pmg, X, [  
    pequeno,  
    point(medio(X)),  
    grande  
]).
```

```
%Zin sm  
quantity_space(zin sm, X, [  
    point(zero),  
    inferior_ao_normal ,  
    point(normal (X)),  
    superior_ao_normal ,  
    point(maximo(X))  
]).
```

```
%Zp  
quantity_space(zp, _, [  
    point(zero),  
    plus  
]).
```

Apêndice C - Biblioteca de fragmentos de modelos

```
/*
```

```
Garp-model : Modelo OD_2005. hgp  
library  
Automatically generated by HOMER 2.03  
*/
```

```
%Calculo da producao liquida de od pelas plantas aquaticas  
/* Estimativa do od produzido na equacao de balanço de massa  
onde  
taxa de producao liquida = fotossintese - respiracao.  
Em geral se considera a respiracao total do segmento incluindo  
na  
respiracao o oxigenio necessario a oxidacao da materia  
organica pelo  
organismos decompositores, no entanto nesse modelo se  
considera a  
respiracao como sendo aquela feita por plantas aquaticas.
```

```
Fonte Thomann & Mueller 1987 */
```

```
system_structures(calculo_da_producao_liqui da_de_od_pel as_pl an  
tas_aquaticas(Plantas_aquaticas),  
isa([description_view]),  
conditions([  
system_elements([  
%Entity Instances:  
instance(Plantas_aquaticas, plantas_aquaticas)  
]),  
parameters([  
%%local conditional parameters:  
  
taxa_de_respiracao(Plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _  
, zp),  
  
taxa_de_fotossintese(Plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossi nte  
se, _, zp)  
]),  
par_values([  
]),  
par_relations([  
]),  
system_structures([  
])  
]),  
givens([  
system_elements([  
]),  
parameters([  
  
taxa_de_producao_liqui da(Plantas_aquaticas, Taxa_de_produc  
ao_liqui da, _, mzp)  
]),  
par_values([  
]),  
par_relations([
```

```

        equal (Taxa_de_producao_ligandami n(Taxa_de_fotossintese, Taxa_de_respiracao))
    ]),
    system_structures([])
)
).

%Calculo de deficit de oxigenio
/* deficit de oxigenio dissolvido = concentracao de saturacao
- concentracao
existente no trecho do corpo de agua */
system_structures(calculo_de_deficit_de_oxigenio((Corpo_de_agua, Od)),
    isa([composicao_view]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            instance(Od, od),
            %Configurations:
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Od)
        ]),
        parameters([
            %local conditional parameters:
            conc_od_sat(Corpo_de_agua, Conc_od_sat, _, m),
            conc(Od, Conc, _, zism)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([
        ])
    ]),
    givens([
        system_elements([
        ]),
        parameters([
            deficit_od(Corpo_de_agua, Deficit_od, _, mzp)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
            equal (Deficit_od, min(Conc_od_sat, Conc))
        ]),
        system_structures([])
    ])
).

%Conceito de geracao de cargas internas
/* Parte do conceito que a fotossintese e o principal processo
utilizado
pelos autotrophicos para a sintese de materia organica
Von Sperling 1996 */
system_structures(conceito_de_geracao_de_cargas_internas((Corpo_de_agua, Mo, Plantas_aquaticas, Nutrientes)),
    isa([composicao_view]),
    conditions([

```

```

system_elements([
    %Entity Instances:
    instance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
    instance(Mo, mo),
    instance(Nutrientes, nutrientes),
    instance(Plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
    %Assumption Instances:

    instance(Geracao_de_cargas_internas, geracao_de_cargas_internas),

    %Configurations:

    has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Plantas_aquaticas),
    has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Nutrientes),
    has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Mo)
]),
parameters([
]),
par_values([
]),
par_relations([
]),
system_structures([
]),
]),
givens([
    system_elements([
]),
    parameters([
        concentracao_de(Mo, Concentracao_de, _, pmg),

        concentracao_de(Nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
        biomassa_de(Plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
]),
    par_values([
]),
    par_relations([
        prop_pos(Concentracao_de, Biomassa_de),
        prop_pos(Concentracao_de2, Concentracao_de)
]),
    system_structures([])
]),
]).

```

%Condição para ocorrência da reaeração
/* A reaeração atmosférica e o transporte de oxigênio na interface ar água que introduz O₂ no corpo de água.

A condição para a ocorrência da reaeração e a existência de O₂ em teores

inferiores aos de saturação - máximo */

```

system_structures(condicao_para_ocorrencia_da_reaeracao(Corpo_de_agua),

```

```

    isa([description_view]),

```

```

    conditions([

```

```

        system_elements([

```

```

            %Entity Instances:

```

```

            instance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),

```

```

            %Assumption Instances:

```

```

instance(Mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao)
    ],
    parameters([
        %%local conditional parameters:

        taxa_de_reaeracao(Corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        defici_tod(Corpo_de_agua, Defici_tod, _, mzp)
    ]),
    par_val ues([
        val ue(Defici_tod, _, plus, _)
    ]),
    par_relati ons([
    ]),
    system_structures([
    ])
]),
givens([
    system_el ements([
    ]),
    parameters([
    ]),
    par_val ues([
        val ue(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relati ons([
    ]),
    system_structures([])
])
).

```

```

%Controle de cargas lancadas atraves de ete
/* considera-se que a ETE e suficientemente eficiente que faz
diminuir
consideravelmente as cargas adicionadas */
system_structures(control_e_de_cargas_lancadas_atraves_de_ete((
Cargas, Homem, Corpo_de_agua, Nutrientes, Mo)),
    isa([composi_tion_vie w]),
    condi_tions([
        system_el ements([
            %%Entity Instances:
            instance(Cargas, cargas),
            instance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            instance(Homem, homem),
            instance(Mo, mo),
            instance(Nutrientes, nutrientes),
            %%Assumpti on Instances:
            instance(Efici enci a_de_ete, efici enci a_de_ete),
            %%Confi gurati ons:

            has_attri bute(Homem, al teracao_da_qual idade_da_agua, Corpo_
de_agua),
            has_attri bute(Corpo_de_agua, contem, Nutrientes),
            has_attri bute(Corpo_de_agua, contem, Mo),
            has_attri bute(Homem, lancamento_de, Cargas)
        ]),
        parameters([
            %%local conditional parameters:
            concentracao_nut(Cargas, Concentracao_nut, _, pmg),

```

```

        concentracao_mo(Cargas, Concentracao_mo, _, pmg),
        taxa_de_remocao(Cargas, Taxa_de_remocao, _, zp),
        concentracao_de(Mo, Concentracao_de, _, pmg),
    concentracao_de(Nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg)
    ],
    par_values([
        value(Taxa_de_remocao, _, plus, zero)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([
    ])
]),
givens([
    system_elements([
    ]),
    parameters([
    ]),
    par_values([
        value(Concentracao_mo, _, pequeno, _),
        value(Concentracao_nut, _, pequeno, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
])
).

%Definicao do valor maximo de od
/* od final é sempre menor ou igual a concentracao de
saturacao */
system_structures(definicao_do_valor_maximo_de_od((Corpo_de_agua, Od)),
    isa([composicao_view]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            instance(Od, od),
            %Assumption Instances:
            instance(Valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),
            %Configurations:
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Od)
        ]),
        parameters([
            %%local conditional parameters:
            conc_od_sat(Corpo_de_agua, Conc_od_sat, _, m),
            conc(Od, Conc, _, zinsm)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([
        ])
    ]),
    givens([
        system_elements([
        ])
    ])
)

```

```

        parameters([
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([
            greater_or_equal (Conc_od_sat, Conc)
            ]),
        system_structures([])
    ])
).

%Efeito da fotossíntese sem considerar a respiração
/* Deseja-se verificar como o processo de fotossíntese atua
sobre a
concentração de  $OD$  independentemente dos outros processos que
atuam
no balanço de massa */
system_structures(efeito_da_fotossintese_sem_considerar_a_resp
iracao(Plantas_aquaticas),
    isa([description_view]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
            %Assumption Instances:

            instance(Fotossintese_funcionando_sem_respiracao, fotossin
tese_funcionando_sem_respiracao)
            ]),
        parameters([
            %%local conditional parameters:

            taxa_de_respiracao(Plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

            taxa_de_fotossintese(Plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossinte
se, _, zp)
            ]),
        par_values([
            value(Taxa_de_respiracao, _, plus, zero)
            ]),
        par_relations([
            ]),
        system_structures([
            ])
    ]),
    givens([
        system_elements([
            ]),
        parameters([
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([
            ]),
        system_structures([])
    ])
).

%Efeito da respiração sem considerar a fotossíntese

```

```

/* Deseja-se verificar como o processo de respiracao atua
sobre a
concentracao de od independentemente dos outros processos que
atuam
no balanco de massa */
system_structures(efeito_da_respiracao_sem_considerar_a_fotoss
intese(Plantas_aquaticas),
    isa([description_view]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
            %Assumption Instances:

            instance(Respiracao_funcionando_sem_fotossintese, respi rac
ao_funcionando_sem_fotossintese)
        ]),
        parameters([
            %%local conditional parameters:

            taxa_de_respiracao(Plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

            taxa_de_fotossintese(Plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossi nte
se, _, zp)
        ]),
        par_values([
            value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, zero)
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([
        ])
    ]),
    givens([
        system_elements([
        ]),
        parameters([
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([])
    ])
).

%Estabelecimento de condicoes aerobicas
/* Ambiente aerobico: Od > 0, em qualquer situacao de balanco
de massa de
OD. */
system_structures(estabelecimento_de_condicoes_aerobicas((Corp
o_de_agua, Od)),
    isa([composition_view]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            instance(Od, od),
            %Assumption Instances:

```

```

instance(Condi coes_aerobi cas, condi coes_aerobi cas),
    %Confi gurati ons:
    has_attri bute(Corpo_de_agua, contem, 0d)
    ],
    parameters([
    ]),
    par_val ues([
    ]),
    par_rel ati ons([
    ]),
    system_structures([
    ])
    ],
    gi vens([
    system_el ements([
    ]),
    parameters([
    conc(0d, Conc, _, zi nsm)
    ]),
    par_val ues([
    ]),
    par_rel ati ons([
    greater(Conc, zero)
    ]),
    system_structures([])
    ])
    ).

%Producao li qui da posi ti va
/* No computo geral os seres autotrofos realizam mais
fotossi ntese
do que respi racao gerando um superavit de oxigenio que permi te
a
respi racao dos outros organi smos heterotrofi cos.

Fonte von Sperling 1996 */
system_structures(producao_li qui da_posi ti va(Pl antas_aquati cas)
'
    isa([descri pti on_vi ew]),
    condi ti ons([
    system_el ements([
    %Enti ty Instances:
    instance(Pl antas_aquati cas, pl antas_aquati cas),
    %Assumpti on Instances:

    instance(Taxa_de_producao_li qui da_posi ti va, taxa_de_produc
ao_li qui da_posi ti va)
    ]),
    parameters([
    %%local condi ti onal parameters:

    taxa_de_respi racao(Pl antas_aquati cas, Taxa_de_respi racao, _
, zp),

    taxa_de_fotossi ntese(Pl antas_aquati cas, Taxa_de_fotossi nte
se, _, zp)
    ]),
    par_val ues([
    ]),

```

```

        par_relations([
            greater(Taxa_de_fotossintese, Taxa_de_respiracao)
        ]),
        system_structures([
        ]),
    ],
    givens([
        system_elements([
        ]),
        parameters([
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([])
    ])
).

```

```

%Trecho de corpo de agua 1 decomposicao
/* Trecho de corpo de agua contendo decompositores, onde e
materia organica
proprios a descricao de decomposicao da forma mais simples */
system_structures(trecho_de_corpo_de_agua_1_decomposicao((Corpo
de_agua, Decompositores, Mo, Od)),

```

```

    isa([composicion_view]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            instance(Decompositores, decompositores),
            instance(Mo, mo),
            instance(Od, od),
            %Configurations:
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Mo),
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Od),

```

```

            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Decompositores)
        ]),
        parameters([
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([
        ])
    ],

```

```

    givens([
        system_elements([
        ]),
        parameters([
            biomassa_de(Decompositores, Biomassa_de, _, p),
            concentracao_de(Mo, Concentracao_de, _, pmg),
            conc(Od, Conc, _, zism)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
    ])

```

```

        system_structures([])
    1)
).

%Trecho de corpo de agua 1 foto e resp
/* Trecho de corpo de agua contendo apenas od e plantas
aquaticas proprios
a descricao dos processos de fotossintese e respiracao da
forma mais
simples */
system_structures(trecho_de_corpo_de_agua_1_foto_e_resp((Corpo
_de_agua, Pl antas_aquati cas, Od)),
    isa([composi ti on_vi ew]),
    condi ti ons([
        system_el ements([
            %Enti ty Instances:
            i nstance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            i nstance(Od, od),
            i nstance(Pl antas_aquati cas, pl antas_aquati cas),
            %Confi gurati ons:
            has_attri bute(Corpo_de_agua, contem, Od),

            has_attri bute(Corpo_de_agua, contem, Pl antas_aquati cas)
        ]),
        parameters([
        ]),
        par_val ues([
        ]),
        par_relati ons([
        ]),
        system_structures([
        ])
    ]),
    gi vens([
        system_el ements([
        ]),
        parameters([
            conc(Od, Conc, _, zi nsm),
            bi omassa_de(Pl antas_aquati cas, Bi omassa_de, _, p)
        ]),
        par_val ues([
        ]),
        par_relati ons([
        ]),
        system_structures([])
    ])
).

```

```

%Trecho de corpo de agua 1 reaeracao
/* Trecho de corpo de agua contendo apenas od e deficit de
oxigenio
propri os a descricao de reaeracao da forma mais simples */
system_structures(trecho_de_corpo_de_agua_1_reaeracao((Corpo_d
e_agua, Od)),
    isa([composi ti on_vi ew]),
    condi ti ons([
        system_el ements([
            %Enti ty Instances:
            i nstance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            i nstance(Od, od),

```

```

        %Configurati ons:
        has_attri bute(Corpo_de_agua, contem, 0d)
    ]),
    parameters([
    ]),
    par_val ues([
    ]),
    par_rel ati ons([
    ]),
    system_structures([
    ])
    ],
    gi vens([
    system_el ements([
    ]),
    parameters([
        defi ci t_od(Corpo_de_agua, Defi ci t_od, _, mzp),
        conc_od_sat(Corpo_de_agua, Conc_od_sat, _, m),
        conc(0d, Conc, _, zi nsm)
    ]),
    par_val ues([
        val ue(Conc_od_sat, _, maxi mo(Conc_od_sat), zero)
    ]),
    par_rel ati ons([

        dir_v_correspondence(Conc_od_sat, maxi mo(Conc_od_sat), Conc
, maxi mo(Conc))
    ]),
    system_structures([])
    ])
    ).

%Trecho de corpo de agua l ancamento de cargas di fusas
/* As cargas di fusas caracterizam-se pela entrada de efluentes
de forma
distribuida e em concentracoes baixas */
system_structures(trecho_de_corpo_de_agua_l ancamento_de_cargas
_di_fusas((Homem, Cargas, Corpo_de_agua, Mo, Nutri entes, Superfi cie_
do_terreno)),
    isa([composi ti on_vie w]),
    condi ti ons([
    system_el ements([
        %Enti ty Instances:
        i nstance(Cargas, cargas),
        i nstance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        i nstance(Homem, homem),
        i nstance(Mo, mo),
        i nstance(Nutri entes, nutri entes),

        i nstance(Superfi cie_do_terreno, superfi cie_do_terreno),
        %Configurati ons:

        has_attri bute(Homem, al teracao_da_qual idade_da_agua, Corpo_
de_agua),
        has_attri bute(Corpo_de_agua, contem, Mo),
        has_attri bute(Corpo_de_agua, contem, Nutri entes),

        has_attri bute(Superfi cie_do_terreno, geracao_de, Cargas),

```

```

        has_attribute(Homem, uso_e_ocupacao_da_terra, Superficie_do
_terreno)
            ],
            parameters([
            ]),
            par_values([
            ]),
            par_relations([
            ]),
            system_structures([
            ])
    ],
    gi_vens([
        system_elements([
        ]),
        parameters([
            concentracao_mo(Cargas, Concentracao_mo, _, pmg),
            concentracao_nut(Cargas, Concentracao_nut, _, pmg),
            concentracao_de(Mo, Concentracao_de, _, pmg),

            concentracao_de(Nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
            prop_pos(Concentracao_de, Concentracao_mo),
            prop_pos(Concentracao_de2, Concentracao_nut),

            dir_q_correspondence(Concentracao_nut, Concentracao_de2),

            dir_q_correspondence(Concentracao_mo, Concentracao_de)
        ]),
        system_structures([])
    ])
).

```

%Trecho de corpo de agua lancamento de cargas pontuais
/* cargas poluidoras sao a dicao de substancias que direta ou
indiretamente
alteram a natureza do corpo de agua

```

Fonte von Sperling 1996 */
system_structures(trecho_de_corpo_de_agua_lancamento_de_cargas
_pontuais((Homem, Corpo_de_agua, Cargas, Mo, Nutrientes)),
    isa([composi ti on_vi ew]),
    condi ti ons([
        system_el ements([
            %Enti ty Instances:
            i nstance(Cargas, cargas),
            i nstance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            i nstance(Homem, homem),
            i nstance(Mo, mo),
            i nstance(Nutri entes, nutri entes),
            %Confi gurati ons:

            has_attribute(Homem, al teracao_da_qual idade_da_agua, Corpo_
de_agua),
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Mo),
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Nutri entes),

```

```

        has_attribute(Homem, Lancamento_de, Cargas)
    ],
    parameters([
    ]),
    par_values([
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([
    ])
    ],
    givens([
        system_elements([
        ]),
        parameters([
            concentracao_nut(Cargas, Concentracao_nut, _, pmg),
            concentracao_mo(Cargas, Concentracao_mo, _, pmg),
            concentracao_de(Mo, Concentracao_de, _, pmg),

            concentracao_de(Nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
            prop_pos(Concentracao_de, Concentracao_mo),
            prop_pos(Concentracao_de2, Concentracao_nut)
        ]),
        system_structures([])
    ])
    ).

```

%Trecho de corpo de agua sem lancamento de cargas
/* Por se tratar de um modelo que descreve o ambiente natural
sem a
interferencia ou adicao de cargas e razoavel considerar que a
quantidade
de materia organica sera sempre pequena

Fonte Tchobanoglous e Schoroeder 1985 */

```

system_structures(trecho_de_corpo_de_agua_sem_lancamento_de_ca
rgas((Corpo_de_agua, Mo, Nutrientes)),
    isa([composicao_view]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Corpo_de_agua, corpo_de_agua),
            instance(Mo, mo),
            instance(Nutrientes, nutrientes),
            %Assumption Instances:

            instance(Ausencia_de_lancamento_de_cargas, ausencia_de_lan
camento_de_cargas),
            %Configurations:
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Nutrientes),
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Mo)
        ]),
        parameters([
        ]),
        par_values([
        ]),

```

```

        par_relations([
            ]),
        system_structures([
            ])
    ],
    givens([
        system_elements([
            ]),
        parameters([
            concentracao_de(Mo, Concentracao_de, _, pmg),
            concentracao_de(Nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg)
            ]),
        par_values([
            value(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
            value(Concentracao_de, _, pequeno, _)
            ]),
        par_relations([
            ]),
        system_structures([])
    ])
).

%Consumo de oxigenio na respiracao de plantas aquaticas 1
/* Fragmento de modelo para respiracao contendo apenas od e
plantas
aquaticas proprios a descricao do processo de respiracao
da forma mais simples */
system_structures(consumo_de_oxigenio_na_respiracao_de_plantas
_aquaticas_1((Corpo_de_agua, Plantas_aquaticas, 0d)),
    isa([process]),
    conditions([
        system_elements([
            ]),
        parameters([
            %%imported relevant parameters:
            conc(0d, Conc, _, zinsm),
            biomassa_de(Plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([
            ]),
        system_structures([
            trecho_de_corpo_de_agua_1_foto_e_resp((Corpo_de_agua, Pl an
tas_aquaticas, 0d))
            ])
    ]),
    givens([
        system_elements([
            ]),
        parameters([
            taxa_de_respiracao(Plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp)
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([

```

```

        prop_pos(Taxa_de_respiracao, Biomassa_de),
        inf_neg_by(Conc, Taxa_de_respiracao)
    ]),
    system_structures([])
1)
).

%Decomposicao de materia organica
/* Fragmento de modelo para decomposicao contendo od, materia
organica e decompositores proprios a descricao dos processo de
decomposicao da forma mais simples */
system_structures(decomposicao_de_materia_organica((Corpo_de_a
gua, Decompositores, Mo, Od, Nutrientes)),
    isa([process]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Nutrientes, nutrientes),
            %Configurations:
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Nutrientes)
        ]),
        parameters([
            %%imported relevant parameters:
            biomassa_de(Decompositores, Biomassa_de, _, p),
            concentracao_de(Mo, Concentracao_de, _, pmg),
            conc(Od, Conc, _, zism)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([

            trecho_de_corpo_de_agua_1_decomposicao((Corpo_de_agua, Dec
ompositores, Mo, Od))
                ]),
            giuens([
                system_elements([
                ]),
                parameters([

                    taxa_de_oxidacao(Decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
                    concentracao_de(Nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg)
                ]),
                par_values([
                ]),
                par_relations([
                    inf_neg_by(Conc, Taxa_de_oxidacao),
                    inf_neg_by(Concentracao_de, Taxa_de_oxidacao),
                    inf_pos_by(Biomassa_de, Taxa_de_oxidacao),
                    prop_pos(Taxa_de_oxidacao, Biomassa_de),
                    prop_pos(Taxa_de_oxidacao, Concentracao_de2)
                ]),
                system_structures([])
            ])
        ])
    ).

%Producao fotossintetica de oxigenio 1

```

```

/* Fragmento de modelo para fotossíntese contendo apenas od e
plantas
aquáticas próprios a descrição dos processos de fotossíntese da
forma
mais simples */
system_structures(producao_fotossintetica_de_oxigenio_1((Corpo
_de_agua, Plantas_aquaticas, Od, Nutrientes)),
    isa([process]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:
            instance(Nutrientes, nutrientes),
            %Configurations:
            has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Nutrientes)
        ]),
        parameters([
            %%imported relevant parameters:
            conc(Od, Conc, _, zism),
            biomassa_de(Plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([

            trecho_de_corpo_de_agua_1_foto_e_resp((Corpo_de_agua, Pl an
            tas_aquaticas, Od))
                ]),
            givens([
                system_elements([
                ]),
                parameters([

                    concentracao_de(Nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),

                    taxa_de_fotossintese(Plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossi nte
                    se, _, zp)
                        ]),
                    par_values([
                    ]),
                    par_relations([
                        inf_pos_by(Conc, Taxa_de_fotossintese),
                        inf_pos_by(Biomassa_de, Taxa_de_fotossintese),
                        prop_pos(Taxa_de_fotossintese, Biomassa_de),
                        prop_pos(Taxa_de_fotossintese, Concentracao_de)
                    ]),
                    system_structures([])
                ]),
            ]),
        ]).

%Producao líquida de OD pelas plantas aquáticas
/* Avalia o efeito líquido que a fotossíntese e a respiração
produzem na
concentração de OD */
system_structures(producao_liquida_de_od_pelas_plantas_aquatic
as((Corpo_de_agua, Plantas_aquaticas, Od, Nutrientes)),
    isa([process]),
    conditions([

```

```

system_elements([
    %Entity Instances:
    instance(Nutrientes, nutrientes),
    %Configurations:
    has_attribute(Corpo_de_agua, contem, Nutrientes)
]),
parameters([
    %%imported relevant parameters:
    conc(0d, Conc, _, zinsm),
    biomassa_de(Plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
]),
par_values([
]),
par_relations([
]),
system_structures([

    trecho_de_corpo_de_agua_1_foto_e_resp((Corpo_de_agua, Plantas_aquaticas, 0d))
]),
givens([
    system_elements([
]),
    parameters([

        concentracao_de(Nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),

        taxa_de_producao_liquida(Plantas_aquaticas, Taxa_de_producao_liquida, _, mzp)
]),
    par_values([
]),
    par_relations([
        inf_pos_by(Conc, Taxa_de_producao_liquida),

        inf_pos_by(Biomassa_de, Taxa_de_producao_liquida),
        prop_pos(Taxa_de_producao_liquida, Biomassa_de),

        prop_pos(Taxa_de_producao_liquida, Concentracao_de)
]),
    system_structures([])
])
).

%Transporte de O2 na interface reaeracao
/* e a passagem do oxigenio atmosferico para a massa liquida
*/
system_structures(transporte_de_od_na_interface_reaeracao((Corpo_de_agua, 0d)),
    isa([process]),
    conditions([
        system_elements([
]),
        parameters([
            %%imported relevant parameters:
            deficit_od(Corpo_de_agua, Deficit_od, _, mzp),
            conc(0d, Conc, _, zinsm)
]),
        par_values([

```

```

    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([
trecho_de_corpo_de_agua_1_reaeracao((Corpo_de_agua, 0d))
    ]),
givens([
    system_elements([
    ]),
    parameters([
taxa_de_reaeracao(Corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp)
    ]),
    par_values([
    ]),
    par_relations([
        inf_pos_by(Conc, Taxa_de_reaeracao),
        inf_neg_by(Defici_t_od, Taxa_de_reaeracao),
        prop_pos(Taxa_de_reaeracao, Defici_t_od)
    ]),
    system_structures([])
    ])
).

%Lancamento de cargas di fusas
/* cargas di fusas dependem do uso da terra */
system_structures(lancamento_de_cargas_di_fusas((Homem, Cargas, C
orpo_de_agua, Mo, Nutrientes, Superficie_do_terreno, Cargas_poluid
oras_di_fusas)),
    isa([qualitativo_state]),
    conditions([
        system_elements([
            %Agent Instances:

instance(Cargas_poluidoras_di_fusas, cargas_poluidoras_di fu
sas)
    ]),
    parameters([
        %%imported relevant parameters:
        concentracao_mo(Cargas, Concentracao_mo, _, pmg),
        concentracao_nut(Cargas, Concentracao_nut, _, pmg)
    ]),
    par_values([
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([

trecho_de_corpo_de_agua_lancamento_de_cargas_di_fusas((Hom
em, Cargas, Corpo_de_agua, Mo, Nutrientes, Superficie_do_terreno)
    ]),
givens([
    system_elements([
    ]),
    parameters([

```

```

        taxa_de_exportacao(Superficie_do_terreno, Taxa_de_exportac
ao, _, zp)
    ],
    par_values([
        value(Taxa_de_exportacao, _, plus, zero)
    ]),
    par_relations([
        inf_pos_by(Concentracao_nut, Taxa_de_exportacao),
        inf_pos_by(Concentracao_mo, Taxa_de_exportacao)
    ]),
    system_structures([])
    ])
).

```

%Lancamento de cargas poluidoras pontuais
/* cargas pontuais caracterizam-se pelos poluentes atingem o
corpo de
agua de forma concentrada

```

Fonte von Sperling 1996 */
system_structures(Lancamento_de_cargas_poluidoras_pontuais((Ho
mem, Corpo_de_agua, Cargas, Mo, Nutrientes, Cargas_poluidoras_pontu
ais, Controle_e_tratamento_para_cargas_pontuais)),
    isa([qualitativo_state]),
    conditions([
        system_elements([
            %Entity Instances:

            instance(Controle_e_tratamento_para_cargas_pontuais, contr
ole_e_tratamento_para_cargas_pontuais),
            %Agent Instances:

            instance(Cargas_poluidoras_pontuais, cargas_poluidoras_pon
tuais),
            %Configurations:

            has_attribute(Homem, operacao_de, Controle_e_tratamento_par
a_cargas_pontuais)
        ]),
        parameters([
            %imported relevant parameters:
            concentracao_mo(Cargas, Concentracao_mo, _, pmg),
            concentracao_nut(Cargas, Concentracao_nut, _, pmg)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([

            trecho_de_corpo_de_agua_lancamento_de_cargas_pontuais((Ho
mem, Corpo_de_agua, Cargas, Mo, Nutrientes))
        ]),
        givens([
            system_elements([
            ]),
            parameters([

```

```

        taxa_de_remocao(Control_e_e_tratamento_para_cargas_pontuai
s, Taxa_de_remocao, _, zp)
        ],
        par_val ues([
        ]),
        par_rel ati ons([
            inf_neg_by(Concentracao_nut, Taxa_de_remocao),
            inf_neg_by(Concentracao_mo, Taxa_de_remocao)
        ]),
        system_structures([])
    ])
).

```

```

%Relacao entre defici t de od e valor maximo de od
/* Od = 0
maximo defici t = 0 */
system_structures(relacao_entre_defi ci t_de_od_e_val or_maxi mo_d
e_od((Corpo_de_agua, Od)),
    isa([cal cul o_de_defi ci t_de_oxi geni o((Corpo_de_agua, Od))])
,
    condi ti ons([
        system_el ements([
            %Assumpti on I nstances:

            i nstance(Defi ci t_de_oxi geni o, defi ci t_de_oxi geni o)
            ],
            parameters([
                %%i mported relevant parameters:
                defi ci t_od(Corpo_de_agua, Defi ci t_od, _, mzp),
                conc(Od, Conc, _, zi nsm)
            ]),
            par_val ues([
                val ue(Conc, _, maxi mo(Conc), _)
            ]),
            par_rel ati ons([
            ]),
            system_structures([
            ])
        ]),
        gi vens([
            system_el ements([
            ]),
            parameters([
            ]),
            par_val ues([
                val ue(Defi ci t_od, _, zero, _)
            ]),
            par_rel ati ons([
            ]),
            system_structures([])
        ])
    ])
).

```

```

%Simpl i fi cacao consumo oxigenio a 1
/* Fragmento de modelo para fotossintese contendo apenas od e
plantas
aquaticas proprios a decricao dos processo de fotossintes e
respiracao

```

```

da forma mais simples, onde se estabelece condicao para que a
simulacao
seja simplificada e reduzidas as ambiguidades: d_taxa de
respiracao =
d_biomassa de plantas aquaticas */
system_structures(simplificacao_consumo_oxigenio_a_1((Corpo_de
_agua, Plantas_aquaticas, 0d)),
    isa([consumo_de_oxigenio_na_respiracao_de_plantas_aquatic
as_1((Corpo_de_agua, Plantas_aquaticas, 0d))])),
    conditions([
        system_elements([
            %Assumption Instances:

            instance(Reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao)
        ]),
        parameters([
            %%imported relevant parameters:

            taxa_de_respiracao(Plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),
                biomassa_de(Plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([
        ])
    ]),
    givens([
        system_elements([
        ]),
        parameters([
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
            d_equal (Biomassa_de, Taxa_de_respiracao)
        ]),
        system_structures([])
    ])
).

```

```

%Simplificacao para decomposicao de materia organica
/* condicao para que a simulacao seja simplificada e reduzidas
as
ambiguidades: d_taxa dedecomposicao = d_biomassa de
decompositores */
system_structures(simplificacao_para_decomposicao_de_materia_o
rganica((Corpo_de_agua, Decompositores, Mo, Od, Nutrientes)),
    isa([decomposicao_de_materia_organica((Corpo_de_agua, Deco
mpositores, Mo, Od, Nutrientes))])),
    conditions([
        system_elements([
            %Assumption Instances:

            instance(Reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reduca
o_de_ambiguidades_para_decomposicao)
        ]),

```

```

        parameters([
            %%i mported relevant parameters:

            taxa_de_oxi dacao(Decomposi tores, Taxa_de_oxi dacao, _, zp),
                bi omassa_de(Decomposi tores, Bi omassa_de, _, p)
            ]),
        par_val ues([
            ]),
        par_rel ati ons([
            ]),
        system_structures([
            ])
    ],
    gi vens([
        system_el ements([
            ]),
        parameters([
            ]),
        par_val ues([
            ]),
        par_rel ati ons([
            d_equal (Bi omassa_de, Taxa_de_oxi dacao)
            ]),
        system_structures([])
    ])
).

%Simpl i fi cacao para producao fotossi nteti ca de od 1
/* Fragmento de modelo para fotossi ntese contendo apenas od e
plantas
aquaticas proprios a decricao dos processo de fotossi ntes e
respi racao
da forma mais simples, onde se estabelece condi cao para que a
simul acao
seja simpl i fi ca e reduzi das as ambi gui dades: d_taxa de
fotossi nte =
d_bi omassa de plantas aquaticas */
system_structures(simpl i fi cacao_para_producao_fotossi nteti ca_d
e_od_1((Corpo_de_agua, Pl antas_aquati cas, Od, Nutri entes)),
    isa([producao_fotossi nteti ca_de_oxi geni o_1((Corpo_de_agua
, Pl antas_aquati cas, Od, Nutri entes))] ),
    condi ti ons([
        system_el ements([
            %%Assumpti on I nstances:

            i nstance(Reducao_de_ambi gui dades_para_fotossi ntese, reduca
o_de_ambi gui dades_para_fotossi ntese)
            ]),
        parameters([
            %%i mported relevant parameters:

            taxa_de_fotossi ntese(Pl antas_aquati cas, Taxa_de_fotossi nte
se, _, zp),
                bi omassa_de(Pl antas_aquati cas, Bi omassa_de, _, p)
            ]),
        par_val ues([
            ]),
        par_rel ati ons([
            ]),
        system_structures([

```

```

    ]),
    givens([
        system_elements([
            ]),
        parameters([
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([
            d_equal (Biomassa_de, Taxa_de_fotossintese)
            ]),
        system_structures([])
    ])
).

%Simplificacao para producao liquida de od
/* Fragmento de modelo para producao liquida contendo apenas
od e plantas
aquaticas proprios a descricao dos processo de fotossintese e
respiracao
da forma mais simples, onde se estabelece condicao para que a
simulacao
seja simplificada e reduzidas as ambiguidades: d_taxa de
producao liquida
= d_biomassa de plantas aquaticas
Fragmento de modelo para
producao liquida contendo apenas od e plantas
aquaticas proprios a descricao dos processo de fotossintese e
respiracao
da forma mais simples, onde se estabelece condicao para que a
simulacao
seja simplificada e reduzidas as ambiguidades: d_taxa de
producao liquida
= d_biomassa de plantas aquaticas */
system_structures(simplificacao_para_producao_liquida_de_od((C
orpo_de_agua, Plantas_aquaticas, Od, Nutrientes)),
    isa([producao_liquida_de_od pelas_plantas_aquaticas((Corp
o_de_agua, Plantas_aquaticas, Od, Nutrientes))])),
    conditions([
        system_elements([
            %Assumption Instances:

            instance(Reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de_od)
            ]),
        parameters([
            %%imported relevant parameters:

            taxa_de_producao_liquida(Plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_liquida, _, mzp),
            biomassa_de(Plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([
            ]),
        system_structures([
            ])
    ]),
    givens([

```

```

        system_elements([
            ]),
        parameters([
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([
            d_equal (Bi omassa_de, Taxa_de_producao_l i qui da)
            ]),
        system_structures([])
    ])
).

%Simplificacao para reaeracao
/* Fragmento de modelo onde se estabelece condicao para que a
simulacao
seja simplificada e reduzidas as ambiguidades: d_taxa de
reaeracao =
d_deficit de od */
system_structures(simplificacao_para_reaeracao((Corpo_de_agua,
0d)),
    isa([transporte_de_od_na_interface_reaeracao((Corpo_de_ag
ua, 0d))])),
    conditions([
        system_elements([
            %Assumption Instances:

            instance(Reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao)
            ]),
        parameters([
            %%imported relevant parameters:

            taxa_de_reaeracao(Corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, __, zp),
            deficit_od(Corpo_de_agua, Deficit_od, __, mzp)
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([
            ]),
        system_structures([
            ])
    ]),
    givens([
        system_elements([
            ]),
        parameters([
            ]),
        par_values([
            ]),
        par_relations([
            d_equal (Deficit_od, Taxa_de_reaeracao),

            dir_v_correspondence(Taxa_de_reaeracao, plus, Deficit_od, pl
us)
            ]),
        system_structures([])
    ])
).

```

```

%Sem efetivo controle
/* sem controle da poluição pontual por meio dos esgotos
previamente tratados */
system_structures(sem_efetivo_controle((Homem, Corpo_de_agua, Ca
rgas, Mo, Nutrientes, Cargas_poluidoras_pontuais, Controle_e_trata
mento_para_cargas_pontuais)),
    isa([Lancamento_de_cargas_poluidoras_pontuais((Homem, Corp
o_de_agua, Cargas, Mo, Nutrientes, Cargas_poluidoras_pontuais, Cont
role_e_tratamento_para_cargas_pontuais))]),
    conditions([
        system_elements([
            %Assumption Instances:

            instance(Ausencia_de_tratamento, ausencia_de_tratamento)
        ]),
        parameters([
            %%imported relevant parameters:

            taxa_de_remocao(Controle_e_tratamento_para_cargas_pontuai
s, Taxa_de_remocao, _, zp)
        ]),
        par_values([
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([
        ])
    ]),
    givens([
        system_elements([
        ]),
        parameters([
        ]),
        par_values([
            value(Taxa_de_remocao, _, zero, zero)
        ]),
        par_relations([
        ]),
        system_structures([])
    ])
).

```

```

%Com efetivo controle e tratamento
/* controle da poluição pontual por meio dos esgotos
previamente tratados */
system_structures(com_efetivo_controle_e_tratamento((Homem, Corp
o_de_agua, Cargas, Mo, Nutrientes, Cargas_poluidoras_pontuais, Con
trole_e_tratamento_para_cargas_pontuais)),
    isa([Lancamento_de_cargas_poluidoras_pontuais((Homem, Corp
o_de_agua, Cargas, Mo, Nutrientes, Cargas_poluidoras_pontuais, Cont
role_e_tratamento_para_cargas_pontuais))]),
    conditions([
        system_elements([
            %Assumption Instances:

            instance(Existencia_de_tratamento, existencia_de_tratament
o),

```

```

instance(Existencia_de_tratamento2, existencia_de_tratamen
to)
    ],
    parameters([
        %%imported relevant parameters:

        taxa_de_remocao(Control_e_e_tratamento_para_cargas_pontuai
s, Taxa_de_remocao, _, zp)
        ],
        par_values([
            ],
            par_relations([
                ],
                system_structures([
                    ])
            ],
            gi_vens([
                system_elements([
                    ],
                    parameters([
                        ],
                    par_values([
                        value(Taxa_de_remocao, _, plus, zero)
                    ],
                    par_relations([
                        ],
                    system_structures([])
                ])
            ])
        ).

```

Apêndice D - Cenários nos modelos desenvolvidos

/*

Garp-model : Modelo OD_2005. hgp
input_system
Automatically generated by HOMER 2.03
*/

```
%Cenario 01a fotossíntese od normal 1 cond aer
/* condi coes aerobicas.
simplificacao para fotossíntese
restricao ao funcionamento da respiracao
od valor inicial =normal */
smd(input_system('Cenario 01a fotossíntese od normal 1 cond
aer'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:
        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossíntese, reducao
o_de_ambiguidades_para_fotossíntese),
        instance(fotossíntese_funcionando_sem_respiracao, fotossíntese
funcionando_sem_respiracao),
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p),
        taxa_de_fotossíntese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossíntese
se, _, zp)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_fotossíntese, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).
```

```
%Cenario 01b fotossíntese od normal sem condi coes aerobicas 1
/* sem condi coes aerobicas.
simplificacao para fotossíntese
```

```

restricao ao funcionamento da respiracao
od valor inicial =normal */
smd(input_system(' Cenario 01b fotossintese od normal sem
condicoes aerobicas 1'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
o_de_ambiguidades_para_fotossintese),

        instance(fotossintese_funcionando_sem_respiracao, fotossin
tese_funcionando_sem_respiracao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p),

        taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossinte
se, _, zp)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenario 01c fotossintese od max 1 cond aer
/* considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
condicoes aerobicas.
simplificacao para fotossintese
restricao ao funcionamento da respiracao
od valor inicial = maximo */
smd(input_system(' Cenario 01c fotossintese od max 1 cond
aer'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

```

```

instance(fotossintese_funcionando_sem_respiracao, fotossintese_funcionando_sem_respiracao),
instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese),
%Configuracoes:
has_atribute(corpo_de_agua, contem, od),
has_atribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

has_atribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zism),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p),

taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossintese, _, zp)
]),
par_valores([
valor(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
valor(Conc, _, superior_ao_normal, _),
valor(Concentracao_de, _, pequeno, _),
valor(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _)
]),
par_relacoes([
]),
system_structures([])
).

```

```

% Cenario 02a respiracao com od normal 1 cond aer
/* considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
condicoes aerobicas.
simplificacao para respiracao
restricao ao funcionamento da fotossintese
od valor inicial =normal */
smd(input_system('Cenario 02a respiracao com od normal 1 cond
aer'),
system_elements([
%Entity Instances:
instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
instance(od, od),
instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
%Assumption Instances:

instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_de_ambiguidades_para_respiracao),
instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

instance(respiracao_funcionando_sem_fotossintese, respiracao_funcionando_sem_fotossintese),
%Configuracoes:
has_atribute(corpo_de_agua, contem, od),

has_atribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)

```

```

    ]),
    parameters([
        conc(od, Conc, _, zinsm),
        bi_omassa_de(plantas_aquaticas, Bi_omassa_de, _, p),
        taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp)
    ]),
    par_values([
        value(Bi_omassa_de, _, plus(Bi_omassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

%Cenario 02b respiracao od normal sem cond aer
/* considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
sem condicoes aerobicas.
simplificacao para respiracao
restricao ao funcionamento da fotossintese
od valor inicial =normal */
smd(input_system('Cenario 02b respiracao od normal sem cond
aer'),

```

```

    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:
        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
        instance(respiracao_funcionando_sem_fotossintese, respirac
ao_funcionando_sem_fotossintese),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        conc(od, Conc, _, zinsm),
        taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),
        bi_omassa_de(plantas_aquaticas, Bi_omassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Bi_omassa_de, _, plus(Bi_omassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),

```

```

    system_structures([])
).

% Cenário 02c respiração com O2 max 1 cond aer
/* considerando apenas relação entre biomassa de plantas
aquáticas e
concentração de oxigênio dissolvido.
condições aeróbicas.
simplificação para respiração
restrição ao funcionamento da fotossíntese
od valor inicial = máximo */
smd(input_system(' Cenário 02c respiração com O2 max 1 cond
aer')),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),

        instance(respiracao_funcionando_sem_fotossintese, respirac
ao_funcionando_sem_fotossintese),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        conc(od, Conc, _, zism),

        taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, superior_ao_normal, _),
        value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenário 02d respiração O2 max sem cond aer 1
/* considerando apenas relação entre biomassa de plantas
aquáticas e
concentração de oxigênio dissolvido.
sem condições aeróbicas.
simplificação para respiração
restrição ao funcionamento da fotossíntese
od valor inicial = máximo */
smd(input_system(' Cenário 02d respiração O2 max sem cond aer
1')),

```

```

system_elements([
    %Entity Instances:
    instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
    instance(od, od),
    instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
    %Assumption Instances:

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),

    instance(respiracao_funcionando_sem_fotossintese, respirac
ao_funcionando_sem_fotossintese),
    %Configurations:
    has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),

    has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([
    conc(od, Conc, _, zism),

    taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),
    biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
]),
par_values([
    value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
    value(Conc, _, superior_ao_normal, _),
    value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])
).

```

```

%Cenario 03a foto sem rest od normal 1 cond aer
/* considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
condicoes aerobicas.

```

```

simplificacao para fotossintese
sem restricoes ao funcionamento da respiracao
od valor inicial =normal */
smd(input_system('Cenario 03a foto sem rest od normal 1 cond
aer'),

```

```

system_elements([
    %Entity Instances:
    instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
    instance(nutrientes, nutrientes),
    instance(od, od),
    instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
    %Assumption Instances:
    instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reduca
o_de_ambiguidades_para_fotossintese),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
    %Configurations:

```

```

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
]),
parameters([
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zism),

taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossintese,
_, _, zp),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
]),
par_values([
value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
value(Conc, _, normal(Conc), _),
value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])
).

```

```

% Cenário 03b foto sem rest od normal 1 sem cond aer
/* considerando apenas relação entre biomassa de plantas
aquáticas e
concentração de oxigênio dissolvido.
sem condições aeróbicas.
simplificação para fotossíntese
sem restrições ao funcionamento da respiração
od valor inicial =normal */
smd(input_system(' Cenário 03b foto sem rest od normal 1 sem
cond aer' ),
system_elements([
%Entity Instances:
instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
instance(nutrientes, nutrientes),
instance(od, od),
instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
%Assumption Instances:

instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
de_ambiguidades_para_fotossintese),
%Configurations:
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zism),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p),

taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossintese,
_, _, zp)
]),
par_values([

```

```

        val ue(Bi omassa_de, _, pl us(Bi omassa_de), _),
        val ue(Conc, _, normal (Conc), _),
        val ue(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        val ue(Taxa_de_fotossi ntese, _, pl us, _)
    ]),
    par_relati ons([
    ]),
    system_structures([])
).

%Cenario 04a resp sem rest od normal 1 cond aer
/* considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio di ssol vi do.
condicoes aerobi cas.
simpl i fi cacao para respi racao
sem restricoes ao funcionamento da fotossi ntese
od valor inicial =normal */
smd(input_system('Cenario 04a resp sem rest od normal 1 cond
aer'),
    system_el ements([
        %Enti ty Instances:
        i nstance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        i nstance(od, od),
        i nstance(pl antas_aquati cas, pl antas_aquati cas),
        %Assumpti on Instances:

        i nstance(reducao_de_ambi gui dades_para_respi racao, reducao_
de_ambi gui dades_para_respi racao),
        i nstance(condicoes_aerobi cas, condicoes_aerobi cas),
        %Confi gurati ons:
        has_attri bute(corpo_de_agua, contem, od),

        has_attri bute(corpo_de_agua, contem, pl antas_aquati cas)
    ]),
    parameters([
        conc(od, Conc, _, zism),
        bi omassa_de(pl antas_aquati cas, Bi omassa_de, _, p),

        taxa_de_respi racao(pl antas_aquati cas, Taxa_de_respi racao, _
, zp)
    ]),
    par_val ues([
        val ue(Bi omassa_de, _, pl us(Bi omassa_de), _),
        val ue(Conc, _, normal (Conc), _),
        val ue(Taxa_de_respi racao, _, pl us, _)
    ]),
    par_relati ons([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

%Cenario 04b resp sem rest od normal 1 sem cond aer
/* considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio di ssol vi do.
condicoes aerobi cas.
simpl i fi cacao para respi racao

```

```

sem restricoes ao funcionamento da fotossintese
od valor inicial =normal */
smd(input_system(' Cenario 04b resp sem rest od normal 1 sem
cond aer' ),
system_elements([
%Entity Instances:
instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
instance(od, od),
instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
%Assumption Instances:

instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
%Configurations:
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([
conc(od, Conc, _, zinsm),

taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
]),
par_values([
value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
value(Conc, _, normal(Conc), _),
value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])
).

```

```

% Cenario 05a foto e resp relacionados cond aer
/* introducao do conceito de taxa de producao liquida
considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
condicoes aerobicas
od valor inicial =normal */
smd(input_system(' Cenario 05a foto e resp relacionados cond
aer' ),
system_elements([
%Entity Instances:
instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
instance(nutrientes, nutrientes),
instance(od, od),
instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
%Assumption Instances:

instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
de_ambiguidades_para_fotossintese),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),
%Configurations:

```

```

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
]),
parameters([
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zism),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p),

taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossinte
se, _, zp)
]),
par_values([
value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
value(Conc, _, normal(Conc), _),
value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])
).

```

```

% Cenario 05b foto e resp relacionados sem cond aer
/* introducao do conceito de taxa de producao liquida
considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
od valor inicial =normal
sem condicoes aerobicas */
smd(input_system('Cenario 05b foto e resp relacionados sem
cond aer'),
system_elements([
%Entity Instances:
instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
instance(nutrientes, nutrientes),
instance(od, od),
instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
%Assumption Instances:

instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
de_ambiguidades_para_fotossintese),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
%Configurations:
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zism),

```

```

    taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),
    taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossinte
se, _, zp),
    biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
]),
par_values([
    value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
    value(Conc, _, normal(Conc), _),
    value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
    value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
    value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])
).

```

```

% Cenario 05c foto e resp com tpl p em cond aer
/* introducao do conceito de taxa de producao liquida
considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
od valor inicial =normal
fossintese > respiracao tpl positiva
condicoes aerobicas */
smd(input_system(' Cenario 05c foto e resp com tpl p em cond
aer'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
de_ambiguidades_para_fotossintese),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),

        instance(taxa_de_producao_liquida_positiva, taxa_de_produc
ao_liquida_positiva),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),

        taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

```

```

        bi_omassa_de(pl_antas_aquaticas, Bi_omassa_de, _, p),
        taxa_de_fotossintese(pl_antas_aquaticas, Taxa_de_fotossintese,
se, _, zp)
    ]),
    par_values([
        val ue(Bi_omassa_de, _, plus(Bi_omassa_de), _),
        val ue(Conc, _, normal(Conc), _),
        val ue(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        val ue(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
        val ue(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

% Cenario 05d foto e resp com tpl p sem cond aer
/* introducao do conceito de taxa de producao liquida
considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
od valor inicial =normal
fotossintese > respiracao tpl positiva
sem condicoes aerobicas */
smd(input_system(' Cenario 05d foto e resp com tpl p sem cond
aer'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(pl_antas_aquaticas, pl_antas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
de_ambiguidades_para_fotossintese),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),

        instance(taxa_de_producao_liquida_positiva, taxa_de_produc
ao_liquida_positiva),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, pl_antas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),

        taxa_de_respiracao(pl_antas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

        taxa_de_fotossintese(pl_antas_aquaticas, Taxa_de_fotossintese,
se, _, zp),
        bi_omassa_de(pl_antas_aquaticas, Bi_omassa_de, _, p)

```

```

    ]),
    par_values([
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
        value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

% Cenário 06a produção líquida de O2 em cond. aer.
/* introdução do conceito de taxa de produção líquida
considerando apenas relação entre biomassa de plantas
aquáticas e
concentração de oxigênio dissolvido.
condições aeróbicas.
todas as simplificações são usadas
o valor inicial = normal
fotossíntese e respiração e tp não relacionados */
smd(input_system('Cenário 06a produção líquida de O2 em cond.
aer'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de_od),

        instance(taxa_de_producao_liquida_positiva, taxa_de_produc
ao_liquida_positiva),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),

        taxa_de_producao_liquida(plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_liquida, _, mzp),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_producao_liquida, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),

```

```

    system_structures([])
).

% Cenário 06b produção líquida de OD sem cond aer
/* introdução do conceito de taxa de produção líquida
considerando apenas relação entre biomassa de plantas
aquáticas e
concentração de oxigênio dissolvido.
sem condições aeróbicas.
todas as simplificações são usadas
od valor inicial =normal
fossintese e respiração e tpl relacionados */
smd(input_system(' Cenário 06b produção líquida de OD sem cond
aer'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de_od),

        instance(taxa_de_producao_liquida_positiva, taxa_de_produc
ao_liquida_positiva),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, Zism),

        taxa_de_producao_liquida(plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_liquida, _, mzp),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_producao_liquida, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenário 07a tpl positiva foto e resp cond aer
/* introdução do conceito de taxa de produção líquida
considerando apenas relação entre biomassa de plantas
aquáticas e
concentração de oxigênio dissolvido.
condições aeróbicas.

```

```

todas as simplificações são usadas
od valor inicial =normal
fossintese e respiração e tpl relacionados
taxa de produção líquida de od positiva */
smd(input_system(' Cenario 07a tpl positiva foto e resp cond
aer' ),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
o_de_ambiguidades_para_fotossintese),
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de_od),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),

        instance(taxa_de_producao_liquida_positiva, taxa_de_produc
ao_liquida_positiva),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),

        taxa_de_producao_liquida(plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_liquida, _, mzp),

        taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

        taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossinte
se, _, zp),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
        value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

%Cenario 07b efeito da tpl foto e resp sem cond aer

```

/* introducao do conceito de taxa de producao liquida
considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
sem condicoes aerobicas.
todas as simplificaciones são usadas
od valor inicial =normal
fossintese e respiracao e tpl relacionados
taxa de producao liquida de od positiva */
smd(input_system(' Cenario 07b efeito da tpl foto e resp sem
cond aer' ),
system_elements([
%Entity Instances:
instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
instance(nutrientes, nutrientes),
instance(od, od),
instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
%Assumption Instances:

instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
de_ambiguidades_para_fotossintese),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de_od),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),

instance(taxa_de_producao_liquida_positiva, taxa_de_produc
ao_liquida_positiva),
%Configurations:
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
conc(od, Conc, _, Zinsem),

taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p),

taxa_de_producao_liquida(plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_liquida, _, mzp),

taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossi nte
se, _, zp)
]),
par_values([
value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
value(Conc, _, normal(Conc), _),
value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])

```

).

```
%Cenario 07c tpl foto e resp cond aer
/* introducao do conceito de taxa de producao liquida
considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
condicoes aerobicas.
todas as simplificacoes são usadas
od valor inicial =normal
fossintese e respiracao e tpl relacionados */
smd(input_system('Cenario 07c tpl foto e resp cond aer'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
o_de_ambiguidades_para_fotossintese),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de_od),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, Zinsem),

        taxa_de_producao_liquida(plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_liquida, _, mzp),

        taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

        taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossinte
se, _, zp),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
        value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
```

).

```
%Cenario 07d tpl foto e resp sem cond aer
/* introducao do conceito de taxa de producao liquida
considerando apenas relacao entre biomassa de plantas
aquaticas e
concentracao de oxigenio dissolvido.
condicoes aerobicas.
todas as simplificaciones são usadas
od valor inicial =normal
fossintese e respiracao e tpl relacionados */
smd(input_system('Cenario 07d tpl foto e resp sem cond aer'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao
o_de_ambiguidades_para_fotossintese),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liquida_de_od),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, Zinsem),

        taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

        taxa_de_producao_liquida(plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_liquida, _, mzp),

        taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossi nte
se, _, zp),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
        value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).
```

```

% Cenario 08a reaeracao cond aero mec uni
/* processo de reaeracao considerando
condicoes aerobicas
reducao de ambiguidades devido a reaeracao
mecanismo unico */
smd(input_system(' Cenario 08a reaeracao cond aero mec uni '),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),
        instance(deficit_de_oxigenio, deficit_de_oxigenio),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
    ]),
    parameters([
        taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        conc_od_sat(corpo_de_agua, Conc_od_sat, _, m),
        deficit_od(corpo_de_agua, Deficit_od, _, mzp),
        conc(od, Conc, _, zinsm)
    ]),
    par_values([
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Conc_od_sat, _, maximo(Conc_od_sat), _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
    ).

```

```

% Cenario 08b reaeracao sem cond aero mec uni
/* processo de reaeracao considerando
condicoes aerobicas
reducao de ambiguidades devido a reaeracao
mecanismo unico */
smd(input_system(' Cenario 08b reaeracao sem cond aero mec
uni '),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),
        %Configurations:

```

```

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
    ]),
    parameters([
        deficit_od(corpo_de_agua, Deficit_od, _, mzp),

        taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        conc_od_sat(corpo_de_agua, Conc_od_sat, _, m),
        conc(od, Conc, _, zinsm)
    ]),
    par_values([
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Conc_od_sat, _, maximo(Conc_od_sat), _),
        value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

%Cenario 08c reaeracao cond aero mec uni
/* processo de reaeracao considerando
condicoes aerobicas
reducao de ambiguidades devido a reaeracao
mecanismo unico
sem deficit no cenario inicial
sem valor de od saturacao */
smd(input_system('Cenario 08c reaeracao cond aero mec uni'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),
        instance(deficit_de_oxigenio, deficit_de_oxigenio),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
    ]),
    parameters([

        taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        conc(od, Conc, _, zinsm)
    ]),
    par_values([
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

%Cenario 08d reaeracao sem cond aero mec uni

```

```

/* processo de reaeracao considerando
sem condicoes aerobicas
reducao de ambiguidades devido a reaeracao
mecanismo unico
sem deficit no cenario inicial
sem valor de od saturacao */
smd(input_system(' Cenario 08d reaeracao sem cond aero mec
uni '),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
    ]),
    parameters([
        taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        conc(od, Conc, _, zinsm)
    ]),
    par_values([
        value(Conc, _, normal(Conc), _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
]).

```

```

% Cenario 08e reaeracao cond aer
/* processo de reaeracao considerando
condicoes aerobicas
reducao de ambiguidades devido a reaeracao
mecanismo unico
valor maximo de od menor ou igual ao valor de saturacao */
smd(input_system(' Cenario 08e reaeracao cond aer '),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),
        instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
    ]),
    parameters([

```

```

        taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        conc(od, Conc, _, zinsm)
    ]),
    par_values([
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenário 08f reaeracao sem cond aer
/* processo de reaeracao considerando
sem condicoes aerobicas
reducao de ambiguidades devido a reaeracao
mecanismo unico
valor maximo de od menor ou igual ao valor de saturacao */
smd(input_system('Cenário 08f reaeracao sem cond aer'),

```

```

    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),
        instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od)
    ]),
    parameters([

    taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
    conc(od, Conc, _, zinsm)
    ]),
    par_values([
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenário 09a foto resp tpl e rear cond aero
/* condicoes aerobicas
todas as restricoes e simplificacoes ativas */
smd(input_system('Cenário 09a foto resp tpl e rear cond
aero'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),

```

```

instance(od, od),
instance(pl antas_aquat_i cas, pl antas_aquat_i cas),
%Assumpti on I nstances:
instance(condi coes_aerobi cas, condi coes_aerobi cas),

instance(mecani smo_uni co_para_reaeracao, meca_ni smo_uni co_p
ara_reaeracao),

instance(reducao_de_ambi gui dades_para_fotossi ntese, reduca
o_de_ambi gui dades_para_fotossi ntese),

instance(reducao_de_ambi gui dades_para_producao_l i qui da_de
_od, reducao_de_ambi gui dades_para_producao_l i qui da_de_od),

instance(reducao_de_ambi gui dades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambi gui dades_para_reaeracao),

instance(reducao_de_ambi gui dades_para_respi racao, reducao_
de_ambi gui dades_para_respi racao),
instance(val or_maxi mo_de_od, val or_maxi mo_de_od),

instance(taxa_de_producao_l i qui da_posi ti va, taxa_de_produc
ao_l i qui da_posi ti va),
%Confi gurati ons:
has_attri bute(corpo_de_agua, contem, od),
has_attri bute(corpo_de_agua, contem, nutri entes),

has_attri bute(corpo_de_agua, contem, pl antas_aquat_i cas)
]),
parameters([

taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
concentracao_de(nutri entes, Concentracao_de, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zi nsm),

taxa_de_respi racao(pl antas_aquat_i cas, Taxa_de_respi racao, _
, zp),

taxa_de_fotossi ntese(pl antas_aquat_i cas, Taxa_de_fotossi nte
se, _, zp),
bi omassa_de(pl antas_aquat_i cas, Bi omassa_de, _, p)
]),
par_val ues([
val ue(Bi omassa_de, _, pl us(Bi omassa_de), _),
val ue(Conc, _, normal (Conc), _),
val ue(Concentracao_de, _, pequeno, _),
val ue(Taxa_de_fotossi ntese, _, pl us, _),
val ue(Taxa_de_reaeracao, _, pl us, _),
val ue(Taxa_de_respi racao, _, pl us, _)
]),
par_relati ons([
]),
system_structures([])
).

```

```

%Cenario 09b foto resp tpl e rear sem cond aero
/* sem condi coes aerobi cas
todas as restri coes e simpl i ficacoes ativas */

```

```

smd(input_system(' Cenario 09b foto resp tpl e rear sem cond
aero' ),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reduca
o_de_ambiguidades_para_fotossintese),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liganda_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liganda_de_od),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),

        instance(taxa_de_producao_liganda_positiva, taxa_de_produc
ao_liganda_positiva),
        instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([

        taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),

        taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp),

        taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossinte
se, _, zp),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
        value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _),
        value(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenário 09c reaeracao e tpl
smd(input_system(' Cenário 09c reaeracao e tpl '),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liganda_de
_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liganda_de_od),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),

        instance(taxa_de_producao_liganda_positiva, taxa_de_produc
ao_liganda_positiva),
        instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reduca
o_de_ambiguidades_para_fotossintese),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),

        taxa_de_producao_liganda(plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_liganda, _, mzp),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de, _, p)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_producao_liganda, _, plus, _),
        value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenário 10a decomposicao cond aer
/* processo de decomposicao considerando

```

```

condicoes_aerobicas
reducao_de_ambiguidades_devido_a_decomposicao */
smd(input_system(' Cenario 10a decomposicao cond aer' ),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(decompositores, decompositores),
        instance(mo, mo),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores)
    ]),
    parameters([
        taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
        biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),
        concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism)
    ]),
    par_values([
        value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
        value(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenario 10b decomposicao sem cond aer
/* processo de decomposicao considerando
sem condicoes aerobicas
reducao de ambiguidades devido a decomposicao */
smd(input_system(' Cenario 10b decomposicao sem cond aer' ),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(decompositores, decompositores),
        instance(mo, mo),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),

```

```

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores)
    ]),
parameters([
    taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
    biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),
    concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
    concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
    conc(od, Conc, _, zism)
]),
par_values([
    value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
    value(Conc, _, normal(Conc), _),
    value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
    value(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
    value(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])
).

```

```

% Cenario 10c decomposicao cond aer mo med
/* processo de decomposicao considerando
condicoes aerobicas
reducao de ambiguidades devido a decomposicao
mo = medio */
smd(input_system('Cenario 10c decomposicao cond aer mo med'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(decompositores, decompositores),
        instance(mo, mo),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores)
    ]),
parameters([
    taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
    biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),
    concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
    concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
    conc(od, Conc, _, zism)
]),
par_values([
    value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
    value(Conc, _, normal(Conc), _),

```

```

        val ue(Concentracao_de, _, medio(Concentracao_de), _),
        val ue(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
        val ue(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

%Cenario 10d decomposicao cond aer mo g
/* processo de decomposicao considerando
condicoes aerobicas
reducao de ambi guidades devido a decomposicao
mo = grande */
smd(input_system('Cenario 10d decomposicao cond aer mo g'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(decompositores, decompositores),
        instance(mo, mo),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(reducao_de_ambi guidades_para_decomposicao, reducao_de_ambi guidades_para_decomposicao),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores)
    ]),
    parameters([

        taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
        biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),
        concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism)
    ]),
    par_values([
        val ue(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
        val ue(Conc, _, normal(Conc), _),
        val ue(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
        val ue(Concentracao_de, _, grande, _),
        val ue(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

%Cenario 11a foto resp tpl rear decom cond aer
/* condicoes aerobicas
todas as restricoes e simplifi cacoes ativas */
smd(input_system('Cenario 11a foto resp tpl rear decom cond aer'),

```

```

system_elements([
    %Entity Instances:
    instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
    instance(decompositores, decompositores),
    instance(mo, mo),
    instance(nutrientes, nutrientes),
    instance(od, od),
    instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
    %Assumption Instances:
    instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

    instance(geracao_de_cargas_internas, geracao_de_cargas_internas),

    instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_para_reaeracao),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_ligulada_de_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_ligulada_de_od),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_de_ambiguidades_para_respiracao),

    instance(taxa_de_producao_ligulada_positiva, taxa_de_producao_ligulada_positiva),
    instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),
    %Configurations:
    has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
    has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
    has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores),
    has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

    has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([

    taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
    biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),

    taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
    concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
    concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
    conc(od, Conc, _, zism),
    biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de2, _, p),

    taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossintese, _, zp),

    taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _, zp)
]),

```

```

par_val ues([
    val ue(Bi omassa_de2, _, pl us(Bi omassa_de2), _),
    val ue(Bi omassa_de, _, pl us(Bi omassa_de), _),
    val ue(Conc, _, normal (Conc), _),
    val ue(Concentracao_de, _, pequeno, _),
    val ue(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
    val ue(Taxa_de_fotossi ntese, _, pl us, _),
    val ue(Taxa_de_oxi dacao, _, pl us, _),
    val ue(Taxa_de_reaeracao, _, pl us, _),
    val ue(Taxa_de_respi racao, _, pl us, _)
]),
par_rel ati ons([
    ]),
system_structures([])
).

% Cenario 11b foto resp tpl rear decom sem cond aer
/* condi coes aerobi cas
todas as restri coes e simplifi cacoes ativas */
smd(input_system(' Cenario 11b foto resp tpl rear decom sem
cond aer' ),
    system_el ements([
        %Enti ty Instances:
        i nstance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        i nstance(decomposi tores, decomposi tores),
        i nstance(mo, mo),
        i nstance(nutri entes, nutri entes),
        i nstance(od, od),
        i nstance(pl antas_aquati cas, pl antas_aquati cas),
        %Assumpti on Instances:

        i nstance(geracao_de_cargas_i nternas, geracao_de_cargas_i nt
ernas),

        i nstance(mecani smo_uni co_para_reaeracao, mecani smo_uni co_p
ara_reaeracao),

        i nstance(reducao_de_ambi gui dades_para_decomposi cao, reduca
o_de_ambi gui dades_para_decomposi cao),

        i nstance(reducao_de_ambi gui dades_para_fotossi ntese, reduca
o_de_ambi gui dades_para_fotossi ntese),

        i nstance(reducao_de_ambi gui dades_para_producao_l i qui da_de
_od, reducao_de_ambi gui dades_para_producao_l i qui da_de_od),

        i nstance(reducao_de_ambi gui dades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambi gui dades_para_reaeracao),

        i nstance(reducao_de_ambi gui dades_para_respi racao, reducao_
de_ambi gui dades_para_respi racao),

        i nstance(taxa_de_producao_l i qui da_posi ti va, taxa_de_produc
ao_l i qui da_posi ti va),
        i nstance(val or_maxi mo_de_od, val or_maxi mo_de_od),
        %Confir mati ons:
        has_attri bute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attri bute(corpo_de_agua, contem, mo),
        has_attri bute(corpo_de_agua, contem, decomposi tores),

```

```

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
parameters([
    taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),
    taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
        concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),
        biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de2, _, p),
    taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossintese,
se, _, zp),
    taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _
, zp)
    ]),
par_values([
    val ue(Biomassa_de2, _, plus(Biomassa_de2), _),
    val ue(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
    val ue(Conc, _, normal(Conc), _),
    val ue(Concentracao_de, _, pequeno, _),
    val ue(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
    val ue(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
    val ue(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _),
    val ue(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _),
    val ue(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
    ]),
par_relations([
    ]),
system_structures([])
).

```

```

% Cenário 11c foto resp tpl rear decom cond aer sem cargas
/* condições aeróbicas
todas as restrições e simplificações ativas
nova assumption ausência de lançamento de cargas */
smd(input_system('Cenário 11c foto resp tpl rear decom cond
aer sem cargas'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(decompositores, decompositores),
        instance(mo, mo),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

        instance(geracao_de_cargas_internas, geracao_de_cargas_int
ernas),

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_p
ara_reaeracao),

```

```

instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liganda_de_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liganda_de_od),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_de_ambiguidades_para_respiracao),

instance(taxa_de_producao_liganda_positiva, taxa_de_producao_liganda_positiva),
instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),

instance(ausencia_de_lancamento_de_cargas, ausencia_de_lancamento_de_cargas),
%Configurati ons:
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([

taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),

taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zinsm),

taxa_de_fotossintese(plantas_aquaticas, Taxa_de_fotossintese, _, zp),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de2, _, p),

taxa_de_respiracao(plantas_aquaticas, Taxa_de_respiracao, _, zp)
]),
par_val_ues([
val ue(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
val ue(Biomassa_de2, _, plus(Biomassa_de2), _),
val ue(Conc, _, normal(Conc), _),
val ue(Concentracao_de, _, pequeno, _),
val ue(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
val ue(Taxa_de_fotossintese, _, plus, _),
val ue(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _),
val ue(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _),
val ue(Taxa_de_respiracao, _, plus, _)
]),
par_rel_ati ons([
]),

```

```

    system_structures([])
).

%Cenario 11d foto resp tpl rear decom sem cond aer e sem
cargas
/* sem condicoes aerobicas
todas as restricoes e simplifcacoes ativas
nova assumption ausencia de lancamento de cargas */
smd(input_system('Cenario 11d foto resp tpl rear decom sem
cond aer e sem cargas'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(decompositores, decompositores),
        instance(mo, mo),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Assumption Instances:

        instance(geracao_de_cargas_internas, geracao_de_cargas_internas),

        instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_para_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_liqui_da_de_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_liqui_da_de_od),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao),

        instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_de_ambiguidades_para_respiracao),

        instance(taxa_de_producao_liqui_da_positiva, taxa_de_producao_liqui_da_positiva),
        instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),

        instance(ausencia_de_lancamento_de_cargas, ausencia_de_lancamento_de_cargas),
        %Configurations:
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores),
        has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

        has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
    ]),
    parameters([
        taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),

```

```

        taxa_de_oxi_dacao(decomposi_tores, Taxa_de_oxi_dacao, _, zp),
        concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
        concentracao_de(nutri_entes, Concentracao_de2, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zi_nsm),

        taxa_de_fotossi_ntese(pl_antas_aquati_cas, Taxa_de_fotossi_nte
se, _, zp),
        bi_omassa_de(pl_antas_aquati_cas, Bi_omassa_de2, _, p),

        taxa_de_respi_racao(pl_antas_aquati_cas, Taxa_de_respi_racao, _
, zp)
    ]),
    par_val_ues([
        val_ue(Bi_omassa_de, _, pl_us(Bi_omassa_de), _),
        val_ue(Bi_omassa_de2, _, pl_us(Bi_omassa_de2), _),
        val_ue(Conc, _, normal(Conc), _),
        val_ue(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        val_ue(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
        val_ue(Taxa_de_fotossi_ntese, _, pl_us, _),
        val_ue(Taxa_de_oxi_dacao, _, pl_us, _),
        val_ue(Taxa_de_reaeracao, _, pl_us, _),
        val_ue(Taxa_de_respi_racao, _, pl_us, _)
    ]),
    par_relati_ons([
    ]),
    system_structures([])
).

```

%Cenario 11e tpl reaeracao e decomposicao

```

smd(input_system('Cenario 11e tpl reaeracao e decomposicao'),
    system_elements([

```

```

        %Entity Instances:

```

```

        i_nstance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        i_nstance(decomposi_tores, decomposi_tores),
        i_nstance(mo, mo),
        i_nstance(nutri_entes, nutri_entes),
        i_nstance(od, od),
        i_nstance(pl_antas_aquati_cas, pl_antas_aquati_cas),
        %Assumpti on Instances:

```

```

        i_nstance(ausenci_a_de_l_ancamento_de_cargas, ausenci_a_de_l_ancamento_de_cargas),
        i_nstance(condi_coes_aerobi_cas, condi_coes_aerobi_cas),

```

```

        i_nstance(geracao_de_cargas_i_nternas, geracao_de_cargas_i_nternas),

```

```

        i_nstance(mecani_smo_uni_co_para_reaeracao, meca_ni_smo_uni_co_para_reaeracao),

```

```

        i_nstance(reducao_de_ambi_gui_dades_para_decomposi_cao, reducao_de_ambi_gui_dades_para_decomposi_cao),

```

```

        i_nstance(reducao_de_ambi_gui_dades_para_fotossi_ntese, reducao_de_ambi_gui_dades_para_fotossi_ntese),

```

```

        i_nstance(reducao_de_ambi_gui_dades_para_producao_l_i_qui_da_de_od, reducao_de_ambi_gui_dades_para_producao_l_i_qui_da_de_od),

```

```

instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_d
e_ambiguidades_para_reaeracao),

instance(taxa_de_producao_ligida_positiva, taxa_de_produc
ao_ligida_positiva),
instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_
de_ambiguidades_para_respiracao),
instance(deficit_de_oxigenio, deficit_de_oxigenio),
%Configurati ons:
has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas)
]),
parameters([

taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),

taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zism),

taxa_de_producao_ligida(plantas_aquaticas, Taxa_de_produc
ao_ligida, _, mzp),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de2, _, p)
]),
par_values([
value(Biomassa_de2, _, plus(Biomassa_de2), _),
value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
value(Conc, _, normal(Conc), _),
value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
value(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
value(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _),
value(Taxa_de_producao_ligida, _, plus, _),
value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])
).

```

```

% Cenario 12a Lancamento de cargas com efetivo controle
/* controle da poluicao pontual por meio dos esgotos
previamente tratados
condicoes aerobicas
restricoes ativas exceto ausencia de cargas
simplificacoes ativas */
smd(input_system('Cenario 12a Lancamento de cargas com efetivo
controle'),
system_elements([
%Entity Instances:
instance(cargas, cargas),

```

```

instance(control_e_e_tratamento_para_cargas_pontuais, control_e_e_tratamento_para_cargas_pontuais),
instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
instance(decompositores, decompositores),
instance(homem, homem),
instance(mo, mo),
instance(nutrientes, nutrientes),
instance(od, od),
instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
%Agent Instances:

instance(cargas_poluidoras_pontuais, cargas_poluidoras_pontuais),
%Assumption Instances:
instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

instance(geracao_de_cargas_internas, geracao_de_cargas_internas),

instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_para_reaeracao),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_ligulada_de_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_ligulada_de_od),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao),

instance(taxa_de_producao_ligulada_positiva, taxa_de_producao_ligulada_positiva),

instance(existencia_de_tratamento, existencia_de_tratamento),
instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),
instance(eficiencia_de_ete, eficiencia_de_ete),
instance(deficit_de_oxigenio, deficit_de_oxigenio),
%Configurations:

has_attribute(homem, alteracao_da_qualidade_da_agua, corpo_de_agua),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
has_attribute(homem, lancamento_de, cargas),

has_attribute(homem, operacao_de, controle_e_e_tratamento_para_cargas_pontuais)
]),
parameters([
concentracao_nut(cargas, Concentracao_nut, _, pmg),

```

```

        concentracao_mo(cargas, Concentracao_mo, _, pmg),
        conc_od_sat(corpo_de_agua, Conc_od_sat, _, m),

    taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
        bi_omassa_de(decompositores, Bi_omassa_de, _, p),

    taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
        concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
        concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
        conc(od, Conc, _, zism),
        bi_omassa_de(plantas_aquaticas, Bi_omassa_de2, _, p),

    taxa_de_producao_liguida(plantas_aquaticas, Taxa_de_producao_liguida, _, mzp)
    ]),
    par_values([
        value(Bi_omassa_de, _, plus(Bi_omassa_de), _),
        value(Bi_omassa_de2, _, plus(Bi_omassa_de2), _),
        value(Conc, _, normal(Conc), _),
        value(Conc_od_sat, _, maximo(Conc_od_sat), _),
        value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
        value(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
        value(Concentracao_mo, _, medio(Concentracao_mo), _),
        value(Concentracao_nut, _, medio(Concentracao_nut), _),
        value(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _),
        value(Taxa_de_producao_liguida, _, plus, _),
        value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
    ]),
    par_relations([
    ]),
    system_structures([])
).

```

```

% Cenario 12b Lancamento de cargas sem efetivo controle
/* poluicao distribuida
condicoes aerobicas
restricoes ativas exceto ausencia de cargas
simplificacoes ativas */
smd(input_system('Cenario 12b Lancamento de cargas sem efetivo
controle'),
    system_elements([
        %Entity Instances:
        instance(cargas, cargas),

        instance(controle_e_tratamento_para_cargas_pontuais, controle_e_tratamento_para_cargas_pontuais),
        instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
        instance(decompositores, decompositores),
        instance(homem, homem),
        instance(mo, mo),
        instance(nutrientes, nutrientes),
        instance(od, od),
        instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),
        %Agent Instances:

        instance(cargas_poluidoras_pontuais, cargas_poluidoras_pontuais),

        %Assumption Instances:
        instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

```

```

instance(geracao_de_cargas_internas, geracao_de_cargas_internas),

instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_para_reaeracao),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_ligulida_de_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_ligulida_de_od),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao),

instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_de_ambiguidades_para_respiracao),

instance(taxa_de_producao_ligulida_positiva, taxa_de_producao_ligulida_positiva),

instance(ausencia_de_tratamento, ausencia_de_tratamento),
instance(valor_maximo_de_od, valor_maximo_de_od),
instance(deficit_de_oxigenio, deficit_de_oxigenio),
%Confi gurati ons:

has_attribute(homem, alteracao_da_qualidade_da_agua, corpo_de_agua),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, nutrientes),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, mo),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, od),
has_attribute(corpo_de_agua, contem, decompositores),

has_attribute(corpo_de_agua, contem, plantas_aquaticas),
has_attribute(homem, lancamento_de, cargas),

has_attribute(homem, operacao_de, controle_e_tratamento_para_cargas_pontuais)
]),
parameters([
concentracao_nut(cargas, Concentracao_nut, _, pmg),
concentracao_mo(cargas, Concentracao_mo, _, pmg),

taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
conc_od_sat(corpo_de_agua, Conc_od_sat, _, m),

taxa_de_oxidacao(decompositores, Taxa_de_oxidacao, _, zp),
biomassa_de(decompositores, Biomassa_de, _, p),
concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
concentracao_de(nutrientes, Concentracao_de2, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zinsm),

taxa_de_producao_ligulida(plantas_aquaticas, Taxa_de_producao_ligulida, _, mzp),
biomassa_de(plantas_aquaticas, Biomassa_de2, _, p)
]),

```

```

par_values([
    value(Biomassa_de2, _, plus(Biomassa_de2), _),
    value(Biomassa_de, _, plus(Biomassa_de), _),
    value(Conc, _, normal(Conc), _),
    value(Conc_od_sat, _, maximo(Conc_od_sat), _),
    value(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
    value(Concentracao_de, _, pequeno, _),
    value(Concentracao_mo, _, medio(Concentracao_mo), _),
    value(Concentracao_nut, _, medio(Concentracao_nut), _),
    value(Taxa_de_oxidacao, _, plus, _),
    value(Taxa_de_producao_ligulida, _, plus, _),
    value(Taxa_de_reaeracao, _, plus, _)
]),
par_relations([
]),
system_structures([])
).

% Cenário 13a Lançamento de cargas difusas cond aer
smd(input_system('Cenário 13a Lançamento de cargas difusas cond aer'),
system_elements([
    %Entity Instances:
    instance(cargas, cargas),
    instance(corpo_de_agua, corpo_de_agua),
    instance(decompositores, decompositores),
    instance(homem, homem),
    instance(mo, mo),
    instance(nutrientes, nutrientes),
    instance(od, od),
    instance(plantas_aquaticas, plantas_aquaticas),

    instance(superficie_do_terreno, superficie_do_terreno),
    %Agent Instances:

    instance(cargas_poluidoras_difusas, cargas_poluidoras_difusas),
    %Assumption Instances:
    instance(condicoes_aerobicas, condicoes_aerobicas),

    instance(geracao_de_cargas_internas, geracao_de_cargas_internas),

    instance(mecanismo_unico_para_reaeracao, mecanismo_unico_para_reaeracao),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao, reducao_de_ambiguidades_para_decomposicao),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese, reducao_de_ambiguidades_para_fotossintese),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_producao_ligulida_de_od, reducao_de_ambiguidades_para_producao_ligulida_de_od),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao, reducao_de_ambiguidades_para_reaeracao),

    instance(reducao_de_ambiguidades_para_respiracao, reducao_de_ambiguidades_para_respiracao),

```

```

instance(taxa_de_producao_l i qui da_posi ti va, taxa_de_produc
ao_l i qui da_posi ti va),
instance(valor_maxi mo_de_od, valor_maxi mo_de_od),
instance(defi ci t_de_oxi geni o, defi ci t_de_oxi geni o),
%Confirurati ons:

has_attri bute(homem, al teracao_da_qual i dade_da_agua, corpo_
de_agua),
has_attri bute(corpo_de_agua, contem, od),
has_attri bute(corpo_de_agua, contem, nutri entes),
has_attri bute(corpo_de_agua, contem, mo),

has_attri bute(corpo_de_agua, contem, pl antas_aquati cas),
has_attri bute(corpo_de_agua, contem, decomposi tores),

has_attri bute(superfi cie_do_terreno, geracao_de, cargas),

has_attri bute(homem, uso_e_ocupacao_da_terra, superfi cie_do
_terreno)
]),
parameters([
concentracao_mo(cargas, Concentracao_mo, _, pmg),
concentracao_nut(cargas, Concentracao_nut, _, pmg),

taxa_de_reaeracao(corpo_de_agua, Taxa_de_reaeracao, _, zp),
conc_od_sat(corpo_de_agua, Conc_od_sat, _, m),

taxa_de_oxi dacao(decomposi tores, Taxa_de_oxi dacao, _, zp),
bi omassa_de(decomposi tores, Bi omassa_de, _, p),
concentracao_de(mo, Concentracao_de, _, pmg),
concentracao_de(nutri entes, Concentracao_de2, _, pmg),
conc(od, Conc, _, zi nsm),

taxa_de_producao_l i qui da(pl antas_aquati cas, Taxa_de_produc
ao_l i qui da, _, mzp),
bi omassa_de(pl antas_aquati cas, Bi omassa_de2, _, p)
]),
par_val ues([
val ue(Bi omassa_de, _, pl us(Bi omassa_de), _),
val ue(Bi omassa_de2, _, pl us(Bi omassa_de2), _),
val ue(Conc, _, normal (Conc), _),
val ue(Conc_od_sat, _, maxi mo(Conc_od_sat), _),
val ue(Concentracao_de, _, pequeno, _),
val ue(Concentracao_de2, _, pequeno, _),
val ue(Concentracao_mo, _, pequeno, _),
val ue(Concentracao_nut, _, pequeno, _),
val ue(Taxa_de_oxi dacao, _, pl us, _),
val ue(Taxa_de_producao_l i qui da, _, pl us, _),
val ue(Taxa_de_reaeracao, _, pl us, _)
]),
par_relati ons([
]),
system_structures([])
).

```

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](#)