



PRÓ-REITORIA ACADÊMICA
COORDENAÇÃO GERAL DE PÓS-GRADUAÇÃO
MESTRADO EM DESENVOLVIMENTO DE PROCESSOS AMBIENTAIS

Roberto César Mendes Marques dos Santos

**Estudo de parâmetros relevantes da poluição da
água por efluentes de lavanderia e tinturaria
industriais em um rio não perene**

**Recife
2008**

Roberto César Mendes Marques dos Santos

**Estudo de parâmetros relevantes da poluição da
água por efluentes de lavanderia e tinturaria
industriais em um rio não perene**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento de Processos Ambientais da Universidade Católica de Pernambuco como pré-requisito para obtenção do título de Mestre em **Desenvolvimento de Processos Ambientais**.

Área de Concentração: Desenvolvimento em Processos Ambientais

Linha de Pesquisa: Tecnologia e Meio Ambiente

Orientadora: Prof. Dra. Alexandra Amorim Salgueiro

Co-orientador: Prof. Dr. Valdemir Alexandre dos Santos

Recife

2008

S237e

Santos, Roberto C. M. M. dos

Estudo de parâmetros relevantes da poluição da água por efluentes de lavanderia e tinturaria industriais em um rio não perene/
Roberto César Mendes Marques dos Santos; orientador Alexandra Amorim Salgueiro; co-orientador Valdemir Alexandre dos Santos.

78f. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Católica de Pernambuco. Pró-reitoria Acadêmica. Curso de Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais, 2008.

1. Poluição - Aspectos ambientais. 2. Água – Poluição.
3. Recursos Hídricos. 4. Resíduos Industriais. I. Título

CDU 614.7

Estudo de parâmetros relevantes da poluição da água por efluentes de lavanderia e tinturaria industriais em um rio não perene

Roberto César Mendes Marques dos Santos

Prof. Dra. Alexandra Amorim Salgueiro
Universidade Católica de Pernambuco – UNICAP
(Orientadora)

Prof. Dr. Valdemir Alexandre dos Santos
Universidade Católica de Pernambuco – UNICAP
(Co-orientador)

Examinadores:

Prof. Dra. Lúcia Helena da Silva Maciel Xavier
Fundação Joaquim Nabuco - FUNDAJ

Prof. Dra. Eliane Cardoso de Vasconcelos
Universidade Católica de Pernambuco – UNICAP

Suplentes:

Prof. Dra. Christine Lamanha Luna
Universidade Católica de Pernambuco – UNICAP

Prof. Dr. Carlos Costa Dantas
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Aos meus familiares, amigos e, especialmente, à minha orientadora Profa. Alexandra Amorim Salgueiro do programa de Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais que não mediram esforços e tanto me apoiaram no decorrer desses dois anos.

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Profa. Dra. Alexandra Amorim Salgueiro, por suas sugestões, incentivo e orientações na elaboração deste trabalho.

À minha querida Jaqueline Calaça, pela compreensão, pelo estímulo e pela incansável luta em busca dos objetivos.

Aos professores Dr. Valdemir Alexandre dos Santos (co-orientador) e Dra. Eliane Cardoso por terem sido responsáveis pelas orientações e revisão do resumo referente a parte de modelagem.

À Profa. Dra. Leonie Asfora, pela tradução do resumo e abstract desta Dissertação.

À Coordenadora do Programa de Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais Profa. Dra. Galba Maria de Campos Takaki.

Aos demais professores do programa de mestrado que exerceram forte influência em minha formação.

A todos os funcionários da Biblioteca principalmente da Estação de Pesquisa.

Aos familiares, amigos e colegas de trabalho que direta ou indiretamente colaboraram na execução deste trabalho.

À meus pais Clóvis Marques e Antônia Cleta, irmãos e demais familiares que souberam compreender os momentos mais difíceis ajudando-me para que eu prosseguisse os meus estudos.

A Deus, pela oportunidade concedida, pela saúde e vida e, principalmente por ter tornado esse sonho em realidade.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	i
SUMÁRIO	ii
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABELAS	v
LISTA DE SÍMBOLOS	vi
LISTA DE ABREVIATURAS	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
CAPÍTULO 1	
1.1 INTRODUÇÃO	2
1.2 OBJETIVOS	4
1.2.1 Objetivo Geral	4
1.2.2 Objetivos Específicos	4
1.3 REVISÃO DA LITERATURA	5
1.3.1 Recursos Hídricos	5
1.3.2 Poluição da Água por Indústria	6
1.3.3 Regulamentação dos Recursos Hídricos	9
1.3.4 Qualidade de água	12
<u>1.3.4.1 Parâmetros físico-químicos</u>	13
<u>1.3.4.2 Parâmetros microbiológicos</u>	16
1.3.5 Autodepuração em Corpos Hídricos	16
1.3.6 Poluição do Pólo de Confeccões de Pernambuco	17
1.3.7 Transportes de materiais	18
1.3.8 Modelagem	25
<u>1.3.8.1 Histórico de modelos para qualidade da água</u>	27
<u>1.3.8.2 Classificação de modelos de qualidade da água</u>	28
<u>1.3.8.3 Modelos matemáticos para qualidade da água de rios</u>	30
<u>1.3.8.4 Aplicações de modelos matemáticos de qualidade da água</u>	31
<u>1.3.8.5 Potencialidades e limitações no uso de modelos</u>	33
1.4 REFERÊNCIAS	35

CAPÍTULO 2

Impacto na qualidade da água do rio Capibaribe por efluente de lavanderia e tinturaria industrial em Toritama, Pernambuco	41
2.1. RESUMO	42
2.2 ABSTRACT	43
2.3 INTRODUÇÃO	44
2.4 MATERIAL E MÉTODOS	46
2.4.1 Estações de Coletas de Água	46
2.4.2 Determinações Analíticas	46
2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
2.6 CONCLUSÕES	50
2.7 REFERÊNCIAS	51

CAPÍTULO 3

Estudo das condições de modelagem do fenômeno de poluição em um rio não perene por meio de efluentes de lavanderia e tinturaria industriais	54
3.1. RESUMO	55
3.2 ABSTRACT	56
3.3 INTRODUÇÃO	57
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	59
3.4.1 Estações de Coletas de Água	59
3.4.2 Determinações Analíticas	59
3.4.3 Seleção de critérios para classificação de modelos	60
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
3.6 CONCLUSÕES	70
3.7 REFERÊNCIAS	71

CAPÍTULO 4

CONCLUSÕES GERAIS	78
--------------------------	----

LISTA DE FIGURAS

1.3.2.1	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 oxigênio dissolvido (OD). Fonte: (RIBEIRO, 2001)	8
1.3.8.4.1	Modelos matemáticos de simulação de qualidade da água em rios	32
2.3.1	Localização do Pólo de Confecções do Agreste pernambucano	45
2.5.1	Contagem total de bactérias das amostras de água do rio Capibaribe e de efluente de lavanderia e tinturaria industrial	49
3.5.1	Lançamento de efluente de lavanderia e tinturaria industriais no rio Capibaribe em Toritama	61
3.5.2	Lançamento de esgotos domésticos in natura nas margens do rio Capibaribe	63
3.5.3	Barragem de água no rio Capibaribe a montante do descarte do efluente tratado de lavanderia e tinturaria industriais	65
3.5.4	Barragem de água no rio Capibaribe a jusante do descarte do efluente tratado de lavanderia e tinturaria industriais	66
3.5.5	Barragem de água no rio Capibaribe no período de estiagem a montante do descarte do efluente tratado de lavanderia e tinturaria industriais	67
3.5.6	Carga poluidora de corantes no rio Capibaribe	67

LISTA DE TABELAS

2.4.1.1	Estações de amostragem para coleta de água e de efluente industrial	46
2.5.1	Parâmetros físico-químicos da água do rio Capibaribe e de efluente de lavanderia e tinturaria industrial	47
3.4.1.1	Estações de amostragem para coleta de água e de efluente industrial	59
3.4.3.1	Parâmetros da água do rio Capibaribe e do efluente de lavanderia e tinturaria industriais	62

LISTA DE SÍMBOLOS

F_m	Fluxo Mássico por Área ($MT^{-1} \cdot L^{-2}$)
ε_t	Coefficiente de Difusão Turbulenta (MT^{-1})
μ	Viscosidade Dinâmica do Fluido
ρ	Densidade do Fluido
A	Área (L^2)
C	Concentração (ML^{-3})
D	Diâmetro para o Fluxo no tubo (L)
E	Coefficiente de Dispersão (L^2T^{-1})
J	Taxa de Descarga Mássica (MT^{-1})
L	Comprimento (L)
Pe	Número de Peclet
Q	Fluxo Volumétrico (L^3T^{-1})
Re	Coefficiente de Reynolds
u	Velocidade Média da Corrente (LT^{-1})
v	Velocidade Média do Fluido (LT^{-1})
V	Volume (L^3)

LISTA DE ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	American Public Health Association
CEPIS	Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRH	Companhia de Pesquisa de Recursos Hídricos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DHI	Danish Hydraulics Institute
DQO	Demanda Química de Oxigênio
HEC	Hydrologic Engineering Center
IAWQ	Task Group on River Water Quality Modelling
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Km	Quilômetro
LOIS	The Land Ocean Interaction Study
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MO	Matéria Orgânica
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PH	Potencial Hidrogeniônico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
SEBRAE	Serviço Brasileiro de Apoio a Micro e Pequenas Empresas
SEPA	Scottish Environmental Protection Agency
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNIS	Serviço Nacional de Informações Sanitárias
TWDB	Texas Water Development Board
USEPA	United States Environmental Agency
WRI	World Resources Institute

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar as condições para modelagem da poluição de um rio não perene por efluente de lavanderia e tinturaria industriais. Foram coletadas amostras do efluente tratado no município de Toritama, Pernambuco e do rio Capibaribe a montante e a jusante do lançamento desse efluente. Foram analisados: temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos sedimentáveis, condutividade elétrica, nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, contagem padrão de bactérias e coliformes totais e termotolerantes. Os resultados de temperatura, pH, cor, turbidez e sólidos sedimentáveis do efluente industrial não interferiram na qualidade da água do rio Capibaribe. A condutividade elétrica elevada devido ao excesso de sais existentes no efluente de lavanderia e tinturaria industriais foi um dos parâmetros responsável pelo desequilíbrio ecológico. A ausência de oxigênio dissolvido nesse efluente tratado foi um fator que desfavoreceu a autodepuração da água. O lançamento de matéria orgânica na água do rio Capibaribe, com baixa concentração de oxigênio dissolvido foi confirmado pelos valores elevados da demanda bioquímica de oxigênio. Os valores elevados de contaminação bacteriológica detectados também contribuíram para a poluição da água. A não perenidade do rio no período de estiagem e a dificuldade de determinar a vazão devido à existência de barragens no trecho analisado, foram fatores que dificultaram o desenvolvimento de uma metodologia para identificar o tipo de modelo matemático que deveria ser aplicado no referido estudo. A ocupação desordenada da região por Empresas desse segmento nas margens do Rio e a falta de saneamento básico nessa região foram os fatores que caracterizaram a poluição difusa. Então, a construção de um modelo para simular o impacto ambiental por efluente de lavanderia e tinturaria industriais foi inviável. As condições de investigação não ofereceram recursos mínimos necessários para a modelagem da água do rio Capibaribe em Toritama. Há necessidade de um levantamento de dados em pequenos trechos do Rio para que os resultados experimentais possam ser avaliados e interpretados, visando à elaboração de um modelo que possa auxiliar na gestão dos recursos hídricos da região.

Palavras-chave: recurso hídrico; efluente de tinturaria e lavanderia industrial; poluição; modelagem.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the conditions for modeling the pollution of a river by an effluent from laundry and dyeing industries. Samples were collected from this treated effluent in the city of Toritama, Pernambuco and in the Capibaribe river before and after the effluent launch. Temperature, pH, color, turbidity, sedimented solids, electrical conductivity, nitrogen (ammonium, nitrite and nitrate), dissolved oxygen, chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, bacteria counting pattern and coliforms (total and thermotolerant) were analyzed. The results of temperature, pH, color, turbidity and sedimented solids from the industrial effluent did not interfere in the water quality of the Capibaribe river. The high electrical conductivity due to the excess of salts in this effluent was one of the parameters responsible for the ecological imbalance. The absence of dissolved oxygen in the treated effluent was one of the factors that did not help the selfdepuration of water. The launch of organic material in the Capibaribe river water with low concentrations of dissolved oxygen was confirmed by the high biochemical oxygen demand. The high bacteriological contamination detected also contributed for the water pollution. The non sustainability of the river in the period of drought and the difficulty of determining the flow because of dams in the stretch examined, were determining factors that halted the development of a methodology to identify the type of the mathematic model that should be applied in this study. The disorderly occupation of laundry and dyeing industries on the banks of the river and the lack of sanitation in the region were the factors that characterized the diffuse pollution. Thus, the construction of a model to simulate the environmental impact of the effluents from the laundry and dyeing industries was not feasible. The conditions for this investigation did not offer minimal resources needed for the modeling of the River in Toritama. There is a need for a survey of data in small portions of the Rio so that the experimental results can be evaluated and interpreted, targeting the development of a model that could assist in the management of water resources in the region.

Keywords: water resource; effluent from dyeing and laundry industry; pollution; modeling.

CAPÍTULO 1

1.1 INTRODUÇÃO

A água na condição de solvente universal apresenta propriedades que são de suma importância para a existência da vida no nosso planeta. As necessidades humanas de água são complexas e representam em primeiro lugar uma demanda fisiológica. Em níveis bioquímico e celular, há necessidade de água para atuar como solvente dos nutrientes e para o funcionamento do organismo (SPERLING, 2007).

No Brasil, a contaminação hídrica por esgotos domésticos e industriais tem causado impactos ambientais. De acordo com dados do Sistema Nacional de Informação em Saneamento, enquanto 4.134 municípios brasileiros foram atendidos com serviço de água, apenas 935 municípios possuíam tratamento de esgotos (SNIS, 2005).

Em Pernambuco, o Rio Capibaribe recebe descargas distintas de poluentes, como deflúvio superficial urbano, águas residuárias agrícolas, efluentes domésticos e industriais, entre os quais se destacam os de indústrias têxteis de beneficiamento de confecções de jeans no Pólo de Confecções do Agreste, formado pelas cidades de Caruaru, Toritama e Santa Cruz do Capibaribe. Nesse pólo industrial de beneficiamento de confecções, Toritama é responsável por 15 % de todo jeans produzido no Brasil. Devido ao grande volume de água descartado e a diversidade na composição química, os efluentes dessa indústria são um dos maiores poluentes da indústria química (CPRH, 2004).

A grande preocupação em nível mundial é desenvolver uma cultura e gerar conhecimento dos problemas causados pelos impactos ambientais, visando principalmente à recuperação, melhoria e preservação dos ecossistemas terrestres e aquáticos.

A degradação da qualidade da água é controlada quantitativamente em função de níveis de parâmetros físico-químicos, bioquímicos e microbiológicos e de seus múltiplos-usos estabelecidos oficialmente pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 2005).

A bacia hidrográfica do Rio Capibaribe atravessa núcleos urbanos densamente povoados e, a maioria deles com saneamento básico deficiente ou até mesmo ausente. Durante a estação das chuvas, materiais acumulados em córregos, valas e rede de drenagem de chuvas são arrastados para o Rio. Devido à implementação crescente de atividades industriais e da ocupação populacional em torno da bacia do rio Capibaribe,

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

torna-se necessário avaliar os impactos ambientais sobre a Bacia em questão (CPRH, 2004).

As caracterizações do efluente de lavanderias e tinturarias e da água do rio Capibaribe para investigar a influência da poluição do Pólo de Confeções de Pernambuco na qualidade da água de um rio não perene, são ações que apóiam o desenvolvimento sustentável da região Agreste e a gestão dos recursos hídricos, considerando que a água é um bem de domínio público e de recurso natural limitado.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Investigar parâmetros e elaborar ferramentas para avaliação de impactos ambientais relacionados à poluição da água por efluentes de lavanderia e tinturaria industriais em um rio não perene.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Selecionar uma lavanderia e tinturaria industriais no pólo de confecções de Toritama;
- coletar amostras do efluente tratado e da água do rio Capibaribe no trecho selecionado;
- analisar parâmetros físico-químicos, bioquímicos e microbiológicos;
- criar uma base de dados para apoiar a rede de monitoramento de órgãos fiscalizadores ambientais;
- analisar o impacto ambiental de efluentes de lavanderia e tinturaria industriais em um rio não perene;
- identificar parâmetros relevantes da poluição pelo descarte de efluentes de lavanderia e tinturaria industriais na qualidade da água em um rio não perene.

1.3 REVISÃO DE LITERATURA

1.3.1 Recursos Hídricos

A água nos dias atuais é vista como uma questão de sobrevivência, apesar do nosso planeta apresentar cerca de 75 % de sua superfície recoberta por água. Essa quantidade é tanta que a terra tem sido considerada como o Planeta Água. Mas, no entanto, devemos levar em consideração que desse potencial hídrico da terra, 97,5 % está nos oceanos, 1,72 % em geleiras e apenas 0,78 % encontra-se disponível para o consumo (MOTA, 2000).

Entre as principais conseqüências das atividades desenvolvidas pelo homem, destacam-se a elevação da temperatura da Terra decorrente do efeito estufa, a poluição dos mananciais e o desperdício da água, tornando o homem cada vez mais responsável por essas questões. Portanto, uma discussão sobre o tema em busca de uma melhor conscientização da população, faz-se necessária como meta de grande relevância educacional (BAIRD, 2002).

Registros arqueológicos mostram o domínio da tecnologia de construções de poços para obtenção de água há milhares de anos antes da Era Cristã. Jericó, por exemplo, uma das cidades mais antigas do mundo, já possuía cacimbas de captação de água. Segundo o historiador grego Políbio, os persas, após conquistarem territórios, incentivavam a procura por novas fontes de água, dando terras a quem as descobrisse (TUNDISI, 2005).

Através dos séculos, a complexidade dos usos-múltiplos da água pelo homem aumentou e causou enorme degradação e poluição ambiental. Por outro lado, os usos excessivos e as retiradas permanentes para diversas finalidades têm diminuído consideravelmente a disponibilidade de água e causado inúmeros problemas de escassez em muitas regiões do país (TUNDISI, 2005).

Em pleno século XXI, em meio ao mundo globalizado, marcado pela ganância e avarícia da humanidade, uma das crises sérias consiste na ameaça permanente à humanidade e à sobrevivência da biosfera como um todo. A falta da água impõe dificuldades emergentes quanto ao desenvolvimento da região e têm causado conflitos, evidenciando as desigualdades entre regiões e países (MOTA, 2000).

Os usos-múltiplos da água: abastecimento público, hidroelétrica, agricultura, transporte, recreação, turismo, disposição de resíduos indústrias, todos são conflitantes e

têm gerado tensões, causando problemas legais em muitos casos resolvidas nos tribunais (TUNDISI, 2005).

Em Relatórios do Instituto Mundial de Recursos (WRI – World Resources Institute) do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA – UNEP), os resultados de análises de especialistas sobre as bases biogeofísicas da sustentabilidade, os volumes disponíveis de água e os efeitos dos usos-múltiplos apontam para uma crise sem precedentes na história da humanidade, crise esta que põe em risco a sobrevivência das espécies, inclusive a nossa, seres humanos. Esses Relatórios apontam para seis grandes alterações nos mecanismos e legislação sobre uso das águas, avaliação dos impactos, disponibilidade de água percapita e necessidades de gerenciamento integrado, como o controle de desperdício e dos desastres que podem ocorrer (TUNDISI, 2005).

O crescimento populacional, as demandas dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos e a ação degradadora do homem são algumas das causas fundamentais da crise da água em nível mundial (TUNDISI, 2005).

A água é um recurso estratégico e um bem comum que deve ser compartilhado por todos. “A água é muito mais do que um recurso natural. Ela é uma parte integral do nosso planeta. Está presente há bilhões de anos, e é parte da dinâmica funcional da natureza” (PIELOU, 1998).

Segundo Rebouças (2002), o Brasil possui grande disponibilidade hídrica, distribuída de forma desigual em relação à densidade populacional. A produção total de águas doces no País representa 53 % do continente sul-americano (334.000 m³/s) e 12 % do total mundial (1.488.000 m³/s).

1.3.2 Poluição da Água por Indústrias

As sociedades humanas poluem e degradam os recursos hídricos, tanto as águas superficiais como as subterrâneas embora dependam da água para a sobrevivência e para o desenvolvimento econômico (TUNDISI, 2005).

A diversificação dos usos-múltiplos, o despejo de resíduos líquidos e sólidos em rios, lagos e represas e a ocupação das áreas alagadas têm produzido contínua e sistemática deterioração, além de perdas extremamente elevadas em quantidade e qualidade da água. Como exerce um processo natural de escoamento, se não houver qualquer mecanismo de retenção na superfície, quer seja natural ou artificial, tais como lagos, represas e florestas, perdem-se quantidades enormes e diminuem-se as reservas. Esse processo também ocorre nos aquíferos subterrâneos cujas reservas são recarregadas pelas coberturas vegetais naturais (BAIRD, 2002).

A contaminação da água está relacionada à saúde, pois muitas doenças que afetam a espécie humana têm veiculação hídrica. Há organismos que se desenvolvem na água ou que têm parte de seu ciclo de vida em sistemas aquáticos. Vale aqui registrar que o consumo de água contaminada tem provocado cerca de 10 milhões de mortes por infecção intestinal a cada ano (DI-BERNARDO, 2005).

Os responsáveis pelo controle da qualidade da água de sistemas e de soluções alternativas de abastecimento suprido por manancial superficial devem coletar amostras semestrais de água bruta, no ponto de captação, para realização de análises de acordo com os parâmetros estabelecidos na legislação vigente de classificação e enquadramento das águas superficiais, avaliando a compatibilidade entre as características da água bruta e o tipo de tratamento existente (SPERLING, 2005).

As indústrias química, petroquímica, têxtil, de pesticida, tinta, medicamento e de papel e celulose são os setores que se caracterizam por apresentar potencial poluidor significativo, segundo dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2003).

Muitas indústrias tiveram e têm até os dias atuais a prática de descartar seus rejeitos nos rios e mares. Às vezes, o esgoto das cidades não tem tratamento adequado e são despejados *in natura* nos mananciais que são fontes de água potável (BAIRD, 2002).

As águas residuárias provenientes de processos industriais geralmente apresentam em sua composição uma grande diversidade de poluentes orgânicos e metálicos de difícil degradação. Esses compostos são geralmente tóxicos a diversos organismos e às vezes, potencialmente carcinogênicos. Conseqüentemente, os efluentes descartados devem ser cuidadosamente estudados quanto a sua biodegradabilidade e sua toxicidade, a fim de que sejam evitados, ou minimizados, os impactos ambientais causados pelos seus despejos (BAIRD, 2002).

Bactérias e fungos mais resistentes possuem a capacidade de remover compostos recalcitrantes através de suas reações metabólicas. Vários estudos vêm sendo conduzidos com o fungo filamentoso *Aspergillus niger* que atestam a capacidade dessa espécie em remover metais pesados entre outros compostos. Devido a essas características, a utilização desse fungo vem sendo pesquisada como uma boa alternativa para tratamento biológico de águas residuárias contaminadas por compostos de difícil degradação (SPERLING, 2005).

A figura 1.3.2.1 (a e b) demonstra como se processa o efeito da carga poluidora liberada em um manancial. O aumento da matéria orgânica ocorre após o despejo de efluente, os microrganismos multiplicam-se, degradam a carga orgânica, consomem o oxigênio dissolvido, sendo necessário uma re-aeração para restabelecimento dos níveis de oxigenação da água.

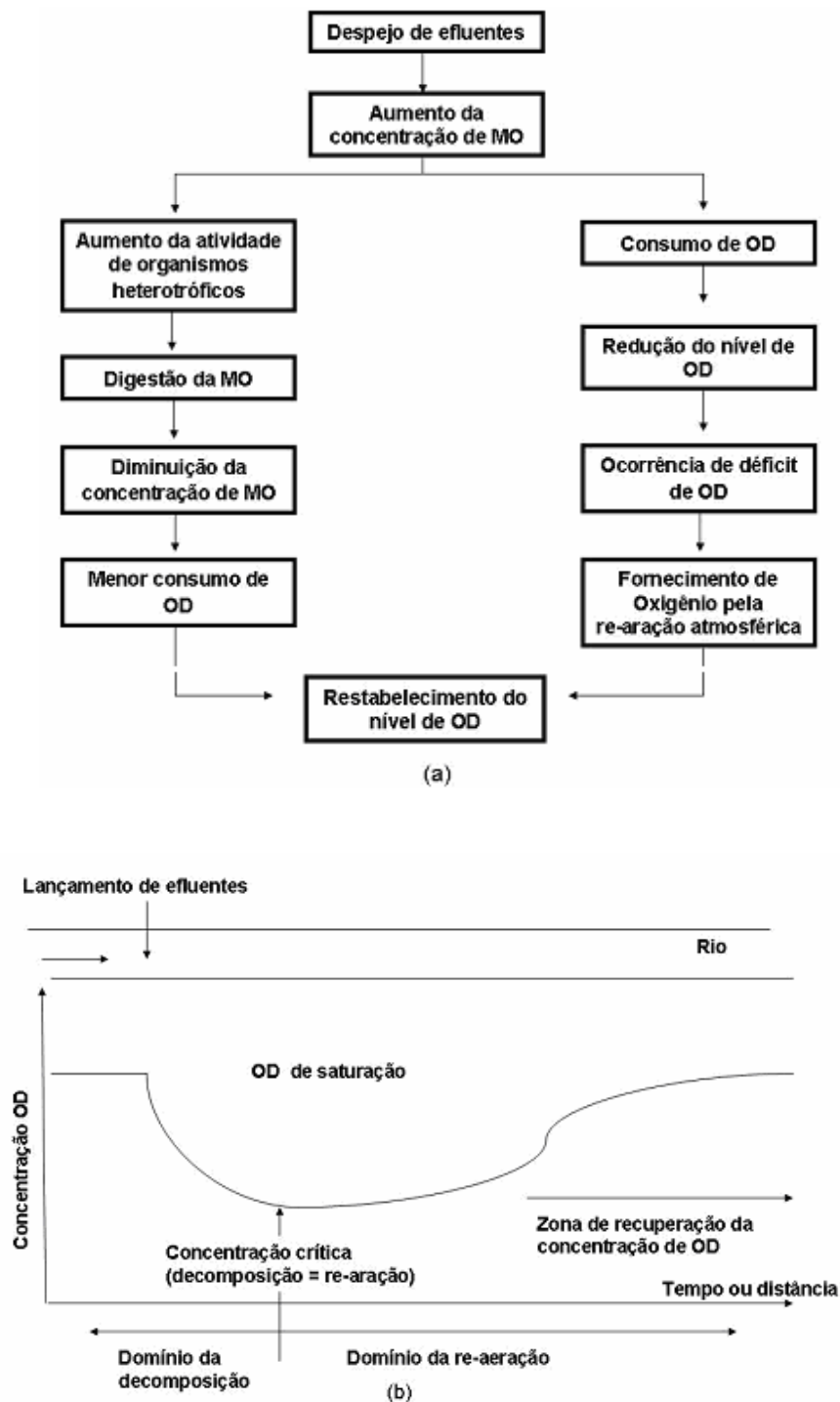


Figura 1.3.2.1 Efeito do lançamento de carga orgânica em rios: (a) decomposição e re-aeração após lançamento de efluentes contendo matéria orgânica (MO); (b) efeito sobre quantidade de oxigênio dissolvido (OD). Fonte: RIBEIRO, 2001

Embora, segundo a legislação vigente atualmente no País, não existam limites de toxicidade crônica e aguda estabelecidos para a emissão de efluentes, o efeito tóxico destes necessita ser avaliado. Levando-se em consideração que as análises químicas geralmente realizadas para o controle de despejos de efluentes em corpos d'água apenas

identificam e quantificam as substâncias presentes nesses, mas não detectam os efeitos sobre a biota, as análises ecotoxicológicas tornam-se indispensáveis, pois estão fundamentadas na utilização dos organismos que são diretamente afetados pelos desequilíbrios que eventualmente ocorrem nos ecossistemas aquáticos onde vivem (SPERLING, 2005).

Nas últimas décadas, houve um aumento no reconhecimento da importância da utilização de testes de toxicidade, devido ao aumento nas descargas de efluentes industriais e municipais e a uma crescente preocupação com a degradação ambiental. Como consequência, vários ensaios ecotoxicológicos foram desenvolvidos, utilizando grande variedade de organismos como indicadores de toxicidade (SOUSA, 2002).

1.3.3 Regulamentação dos Recursos Hídricos

O gerenciamento dos recursos hídricos é uma tarefa difícil quer pelas características, quer pela complexidade dos ecossistemas aquáticos. Qualquer processo nesse campo depende do conhecimento dos princípios de funcionamento desses sistemas e o gerenciamento sustentável só será possível com a gestão integrada (SOUZA e 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, é que o país passou a ter um acervo legal e um ordenamento institucional necessário ao tratamento das questões ambientais (MMA, 2003).

O Código das Águas de 1934 foi o marco inicial na gestão integrada dos recursos hídricos em nível nacional. A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, Lei das Águas, trouxe consigo um novo paradigma e marco legal, a gestão por bacia hidrográfica de forma compartilhada, integrada, participativa e descentralizada (ANA, 2002).

A Lei nº 9433 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 decorrente 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 as articulações 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).

A Política Nacional de Recursos Hídricos define seis instrumentos: planos de gestão 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; o sistema nacional de informações sobre recursos hídricos; e a compensação dos municípios (MMA, 2003).

A dimensão continental do País (Brasil), 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, 2002). A operacionalização desse novo modelo de gestão exige: a) o exercício das atribuições e responsabilidades da sociedade civil organizada e dos usuários, na prática da gestão da bacia e dos recursos hídricos; b) o exercício das atribuições e responsabilidades do poder público na gestão compartilhada; c) a criação de arranjos institucionais participativos, flexíveis e adaptáveis às diferentes realidades regionais – os Comitês de Bacia Hidrográfica.

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.

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

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 (BRASIL, 2005):

- **água doce** - compreende a classe especial e quatro classes numeradas de 1 a 4;
- **água salina** - compreende a classe especial e três classes numeradas de 1 a 3;
- **água salobra** - compreende 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 (SPERLING, 2005).

Os padrões de qualidade das águas estabelecidos na Resolução nº 357 (BRASIL, 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;
- **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** - uma substância ou outro indicador representativo da qualidade da água.

De acordo com o artigo 42 da Resolução nº 357, 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 (BRASIL, 2005).

O enquadramento dos cursos d'água 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. 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 (SPERLING, 2007).

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 que diversos segmentos sociais fiquem envolvidos, por meio de educação ambiental dialógico-problematizadora inspirada em Freire (1988) e defendida por Saito (2002) e Berlinck (2003). A conseqüência certamente será o fortalecimento das instituições e o debate mais amplo sobre modelos de desenvolvimento em bacias hidrográficas e gestão de recursos hídricos (SALLES, 2003).

1.3.4 Qualidade de Água

O controle de lançamentos de efluentes industriais nos ecossistemas aquáticos está fundamentalmente baseado nas análises físicas, químicas, bioquímicas e microbiológicas. Têm sido utilizados organismos aquáticos como indicadores da toxicidade de misturas complexas para a avaliação do seu impacto para o corpo receptor (SPERLING, 2005).

A caracterização da qualidade de águas e efluentes é essencial à adequação de seu uso (abastecimento, recreação, irrigação, etc.) e à minimização, a partir de tratamento adequado, do potencial de impacto ambiental decorrente de sua liberação no meio ambiente.

Enquanto que águas e efluentes líquidos de elevada coloração ou turbidez, contendo materiais e/ou substâncias flotantes em sua superfície (sólidos diversos, óleo ou espuma) ou apresentando odor pútrido, obviamente estão poluídos, uma série de outras substâncias e materiais invisíveis, inodoros e insípidos são igualmente responsáveis pela qualidade de águas e efluentes (BÁRBARA, 2005).

A verificação da presença e das quantidades dessas substâncias, juntamente com a quantificação de parâmetros físicos como temperatura, cor, turbidez e teor de sólidos da amostra, são, portanto, necessárias a uma determinação mais completa e segura dos padrões de uso e pureza de águas e efluentes.

Apesar do número de substâncias e espécies químicas potencialmente impactantes sobre a qualidade de águas e efluentes ser da ordem de milhares, as legislações ambiental e sanitária contemplam um número limitado destes parâmetros, restringindo-se àqueles sabidamente deletérios à saúde e ao meio ambiente e cuja ocorrência é mais provável. A Resolução nº 357, estabelece limites máximos de concentração para até 66 (classes de) substâncias potencialmente prejudiciais, além de definir limites e/ou condições para outros 10 parâmetros físico-químicos (BRASIL, 2005).

A mesma Resolução regulamenta o padrão de lançamento de efluentes líquidos de qualquer fonte poluidora, direta ou indiretamente, no ambiente aquático, incluindo limites máximos de concentração admissíveis para até 29 (classes de) substâncias e definindo limites e/ou condições para 5 outros parâmetros físico-químicos.

A Portaria que estabelece os padrões de potabilidade da água, publicada pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), define limites máximos de concentração para 54 substâncias químicas que representam riscos à saúde, além de regulamentar os níveis de turbidez, radioatividade, cloro residual livre e outros 20 parâmetros físico-químicos que influenciam o padrão de aceitação para consumo humano.

1.3.4.1 Parâmetros físico-químicos

A qualidade da água pode ser representada através de diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas e microbiológicas. A seguir são apresentadas considerações dos parâmetros físicos-químicos e microbiológicos.

- **temperatura** - determinada espécie animal ou cultura vegetal cresce melhor dentro de uma faixa de temperatura. Espécies de peixes de água quente crescem melhor a temperatura de 25 °C, mas se a temperatura ultrapassar os 35 °C, o crescimento pode ser prejudicado. Bactérias, fitoplâncton e plantas com raízes respondem favoravelmente ao aumento de temperatura. Microrganismos decompõem a matéria orgânica mais rápido a 30 que a 25 °C. A taxa da maioria dos processos que afetam a qualidade da água e do solo dobra a cada aumento de 10 °C na temperatura. Mesmo nos trópicos onde a temperatura é relativamente constante, pequenas diferenças nas temperaturas das estações podem influenciar o crescimento dos peixes (SPERLING, 2007).
- **pH (potencial hidrogeniônico)** é a medida da concentração relativa dos íons de hidrogênio numa solução; esse valor indica a acidez ou alcalinidade da solução. É calculado como o logaritmo negativo de base 10 da concentração de íons de hidrogênio em moles por litro. Um valor de pH 7 indica uma solução neutra: índices de

pH maior de 7 apresentam caráter básico, e os abaixo de 7 são ácidos. O potencial hidrogeniônico é formado pela presença de sólidos e gases dissolvidos no meio hídrico que, por sua vez, são oriundos da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese e, em especial, de efluentes de origem antrópica (LIMA, 2001).

- **condutividade elétrica** – a condutividade de uma solução aquosa, à determinada temperatura, é a medida de sua habilidade em transmitir a corrente elétrica e depende da quantidade de íons nela contidos; portanto, constitui-se como um bom indicador de concentração de sais presentes na água.
- **cor** – a cor na água pode derivar de íons metálicos, plâncton, algas húmus e efluentes industriais; depende do pH e aumenta com a sua elevação; é esteticamente inaceitável para o uso doméstico e industrial. Deve-se distinguir a cor verdadeira e aparente da água devido aos sólidos em suspensão.
- **turbidez** – é a ausência de transparência na amostra devido ao material em suspensão. A água isenta de turbidez é essencial para o consumo humano considerando que esse parâmetro está relacionado à presença de microrganismos na água.
- **sólidos sedimentáveis** – todos os contaminantes da água, exceto os gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos, razão pela qual são analisados de forma separadamente, antes de se apresentarem os diversos parâmetros de qualidade da água. Podem ser classificados de acordo com suas características físicas (tamanho e estado) ou suas características químicas. A presença de sólido de qualquer natureza na biota provoca a elevação da cor e da turbidez e a diminuição da transparência, podendo afetar a biota aeróbia e facultativa devido à diminuição da fotossíntese e, conseqüentemente, do oxigênio dissolvido no meio hídrico. (SPERLING, 2005).
- **nitrogênio total** – corresponde à soma do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato presentes na água. O nitrogênio junto ao fósforo são responsáveis pela alimentação de algas, vegetais superiores e outros organismos aquáticos. Em dosagens elevadas, podem provocar sérios problemas, como proliferação excessiva de algas, causando o fenômeno conhecido como eutrofização (boa nutrição) de lagos e represas. Nesses casos, a água tem mau cheiro, gosto desagradável e ocorre morte generalizada de organismos aquáticos (RODRIGUES et al., 2001).

- a) **nitrogênio amoniacal (amônia)** é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa e, sua concentração, que normalmente é baixa, não causa nenhum dano fisiológico aos seres humanos e animais. Grandes quantidades de amônia podem causar sufocamento de peixes. Ela é formada no processo de decomposição de matéria orgânica. Em locais poluídos, seu teor costuma ser alto. Na decomposição das substâncias orgânicas nitrogenadas, o primeiro estágio é amônia.
- b) **nitrito** é o produto intermediário da oxidação da amônia cuja presença indica poluição mais recente.
- c) **nitrato** é o produto final da oxidação do nitrogênio na água poluída; é tóxico. Alguns poços em zonas rurais acumulam nitratos provocando envenenamentos em quem consome suas águas.
-
- **oxigênio dissolvido (OD)** é a quantidade de gás oxigênio contido na água ou no efluente, dependente da temperatura e da pressão atmosférica. É uma medida da capacidade da água para sobrevivência de organismos aquáticos. A água com conteúdo de oxigênio dissolvido muito baixo, que é geralmente causada pela presença de matéria orgânica em excesso, não sustentam peixes e organismos similares. É um dos constituintes mais importantes do meio aquático uma vez que é de necessidade vital para a maioria dos organismos que nela vivem. É um bom indicador da capacidade que um corpo hídrico tem de promover a autodepuração da matéria orgânica descartada em seu curso (RIBEIRO, 2001).
 - **demanda química de oxigênio (DQO)** é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Um valor de DQO alto indica uma grande concentração de matéria orgânica e baixo teor de oxigênio. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial.
 - **demanda bioquímica de oxigênio (DBO)** é o parâmetro mais comumente utilizado na determinação do oxigênio dissolvido consumido pelos microrganismos aeróbios e facultativos no processo de oxidação da matéria orgânica biodegradável. Quanto mais elevada for a quantidade de matéria orgânica, mais oxigênio dissolvido será necessário para que os seres decompositores estabilizem a mesma (MOTA, 2000).

1.3.4.2 Parâmetros microbiológicos

- **Coliformes totais** - as bactérias do grupo coliforme são capazes de fermentar a lactose com produção de ácido e gás em 24 – 48 h a 35 °C. Esse grupo é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são bacilos Gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não esporulados que estão associadas com vegetação (solo) e com fezes de animais de sangue quente (APHA, 1995).
- **Coliformes termotolerantes** - as bactérias coliformes termotolerantes ou fecais reproduzem-se ativamente a 44,5 °C e são capazes de fermentar a lactose nessa temperatura. O uso da bactéria coliforme fecal para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo porque essas bactérias estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente, são mais resistentes que as patogênicas, são eliminadas em grande número e são facilmente isoladas e identificadas na água. Dentre as bactérias coliformes a *Escherichia coli* representa cerca de 95 % dos coliformes existentes nas fezes de um modo geral. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera (APHA, 1995).
- **Contagem padrão** – as bactérias heterotróficas utilizam diversos compostos orgânicos no seu metabolismo e embora não sejam consideradas patogênicas, essa pesquisa na água é realizada visando ao controle higiênico-sanitário das condições de abastecimento de água. A estimativa das bactérias heterotróficas, denominada de contagem padrão, indica a biomassa dessas bactérias presentes nos recursos hídricos e águas residuárias.

1.3.5 Autodepuração em Corpos Hídricos

Em um curso de água natural, observa-se a existência de vários ciclos tanto de nutrientes quanto de energia, que se processam de forma contínua e simultânea, obedecendo a mecanismos e processos químicos, físicos e biológicos que interagem entre si.

Normalmente esses corpos hídricos possuem uma capacidade natural de depuração já que são ecossistemas predominantemente heterotróficos. Entretanto, o lançamento indiscriminado de efluentes e o manejo inadequado do solo, podem ultrapassar a capacidade de suporte do ambiente aquático.

A introdução de matéria orgânica em um corpo d'água resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido. Esse fenômeno ocorre devido aos processos de estabilização da matéria orgânica, realizados pelas bactérias degradadoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para sua respiração. O processo biológico natural de depuração dos poluentes orgânicos depende dos microrganismos presentes (bactérias, algas, fungos, protozoários), das possibilidades de oxigenação e reoxigenação, da atmosfera e da luz (fotossíntese). O fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações introduzidas por despejos de efluentes. É de fundamental importância o conhecimento do fenômeno da autodepuração e da sua quantificação. Os gestores ambientais precisam conhecer a capacidade de assimilação dos rios para impedir ou regular o lançamento de despejos acima do que possa suportar o corpo d'água (SPERLING, 2005).

1.3.6 Poluição da água pelo Pólo de Confeções de Pernambuco

Os processos de tingimento de vestuários produzem resíduos, entre os quais metais pesados e corantes que são poluentes. Silva (2005), visando minimizar os impactos causados pelo descarte desses efluentes, desenvolveu uma técnica que remove cerca de 90 % de corantes e de metais pesados como cádmio, níquel, zinco, cromo, chumbo e cobre, utilizando a argila como adsorvente que retém substâncias liberadas no processo de beneficiamento de confeções. Segundo a pesquisadora, "O país não deve parar a indústria para que o meio ambiente seja conservado, mas buscar o equilíbrio entre o atendimento da necessidade humana e a preservação ambiental".

A descoloração de efluente típico de tinturaria e lavanderia de jeans foi também investigada por Silva (2005), utilizando a argila esmectita, resíduo de grande disponibilidade na região do Araripe em Pernambuco, a qual teve a capacidade de adsorver a cor do efluente em percentuais em torno de 99 %.

No agreste de Pernambuco, o município de Toritama é conhecido como a capital do jeans, com aproximadamente 900 empresas de confecção e outras 56 que realizam os processos de lavagem, amaciagem, tingimento e descoloração do tecido. Até o ano 2000, os efluentes eram despejados sem tratamento no Capibaribe, rio que abastece 11 municípios do estado. Além disso, a região possui pouca disponibilidade hídrica para

processos industriais como as lavanderias. Para enfrentar esses problemas, a Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Pernambuco (CPRH) realizou um trabalho para que as empresas não fossem fechadas, uma vez que a maioria da população vive em função da atividade têxtil. Em Toritama, quem não fabrica jeans, vende jeans. Dos 23 mil habitantes do município, 10 mil trabalham na indústria têxtil ou no comércio de roupas, ou seja, 97 % da sua população economicamente ativa (CPRH, 2004).

Na tentativa de minimizar a poluição causada pela indústria têxtil a CPRH pressionou as lavanderias para que adotassem medidas que viabilizem a redução dos danos acusados ao meio ambiente e à saúde. Para tanto, algumas empresas optaram por corantes não metálicos, que não produzem efluentes tóxicos de classe I (os que provocam riscos à saúde pública e ao meio ambiente). Embora essa Agência Estadual afirme que a aderência das empresas é grande, não existe estimativa sobre a quantidade dos que empregam esse tipo de corante.

Concomitantemente, a regulamentação das lavanderias de Toritama teve início no começo do século XXI e o levantamento global de resíduos e efluentes está em fase de elaboração. Em 2002, o Termo de Ajustamento de Conduta apresentou, de acordo com o tamanho da indústria, prazos que se estenderam até o ano de 2006, quando a Agência Estadual passou a fazer visitas periódicas para fiscalizar o procedimento das empresas. Apesar da aplicação de multas e a ameaça de fechamento das lavanderias, há casos de empresários que querem reduzir custos e por isso tratam os efluentes apenas quando desconfiam da presença de fiscalização de agentes ambientais.

1.3.7 Transporte de materiais

No transporte de materiais, a concentração dos componentes presentes depende da massa que entra menos a que sai, podendo as reações químicas entre as substâncias aumentar ou reduzir a concentração do material, conforme o esquema a seguir:

$$\text{ACÚMULO} = \text{ENTRADA DE MASSA} - \text{SAÍDA DE MASSA} \pm \text{REAÇÕES}$$

Existem inúmeros processos químicos e microbiológicos complexos que influenciam o transporte de poluentes (BIRD et al., 1960).

Os compostos químicos em baixa concentração podem estar dissolvidos ou se apresentar como fase adsorvida (sorbed phase). Os dissolvidos são levados pela corrente sem escorregamento, ficando totalmente inseridos na mesma. Os que se encontram como fase aderida em forma de colóides ou como sólidos suspensos, também são inseridos na corrente, mas podem sedimentar ou ser ressuspensos. Esses processos podem retardar o fluxo do contaminante (STREETER; BEDFORD; WYLIE, 1998).

A base de toda modelagem de transporte ambiental em sistema envolvendo escoamento de fluidos é representada pelas leis de conservação como o teorema do transporte de Reynolds que leva em consideração: (i) a variação temporal da quantidade de um volume de fluido no instante em que esse volume ocupa o volume fixo; (ii) a conservação de massa de um poluente ou qualquer espécie, a conservação da quantidade de movimento que rege o escoamento de um fluido; (iii) a conservação de energia caracterizada pela dissipação de energia mecânica provocada pela manutenção da temperatura de um fluido.

Naturalmente, outros processos de natureza física, química e biológica podem interferir no transporte de materiais como a radiação e balanço de massa, o balanço radioativo na superfície livre em contato com a atmosfera, estratificação vertical na dispersão de poluentes, sedimentação da partícula pelo particionamento de substâncias químicas no sedimento, decantação, ressuspensão, a influência da temperatura, o fenômeno da adsorção, dentre outros.

Considerando os processos naturais que influem no transporte de poluentes, os mais importantes são: advecção, difusão/dispersão e convecção (KOROTENKO; MAMEDOV; MOERS, 2000).

Advecção

A advecção é o transporte de materiais efetuado (eminentemente no plano horizontal) pelo escoamento. Esse movimento dos compostos dissolvidos ou muito finos ocorre com as linhas de corrente, à mesma velocidade e em qualquer das direções.

A expressão matemática estabelecida para o transporte advectivo é representada pela Equação (1):

$$j = u \cdot A \cdot C = Q \cdot C \quad (1)$$

Em que:

J = taxa de descarga mássica (MT^{-1})

u = velocidade média da corrente (LT^{-1})

A = área (L^2)

C = concentração (ML^{-3})

Q = fluxo volumétrico (L^3T^{-1})

Nas condições de fluxo não transiente $\frac{Q}{t} = 0$ e no estado estacionário de concentração $\frac{C}{t} = 0$, a taxa de descarga de massa é constante com o tempo.

No caso do fluxo ou a concentração passarem a variar no tempo, a taxa de descarga mássica também irá variar no tempo.

A massa dentro do volume de controle pode ser expressa pela Equação (2):

$$M = V C \quad (2)$$

Em que

V = volume (L^3)

C = concentração (ML^{-3}).

A variação de massa no tempo devido à advecção pode ser escrita como uma equação de diferenças de materiais que entram e que saem para um determinado ponto.

$$(V \cdot C) = (Q_a C_a - Q_b \cdot C_b) \quad t \quad (3)$$

$$\frac{(V \cdot C)}{t} = (Q_a \cdot C_a - Q_b \cdot C_b) \quad (4)$$

Considerando:

x = comprimento percorrido por um material (L) e, dividindo-se a Equação (4) pelo incremento de volume, obtém-se:

$$\frac{(V \cdot C)}{t \cdot A \cdot x} = - \frac{\Delta(Q \cdot C)}{A \cdot x}$$

Ou

$$\frac{C}{t} = - \frac{(Q \cdot C)}{A \cdot x} \quad (5)$$

Caso $x \rightarrow 0$

$$\frac{C}{t} = - \frac{1}{A} \frac{(Q \cdot C)}{x} = -u \cdot \frac{C}{x} \quad (6)$$

Sendo $u = \frac{Q}{A}$.

Para estimar a massa total que passou por um ponto, deve-se integrar:

$$M = \int Q(t) \cdot C(t) dt \quad (7)$$

Caso o escoamento seja invariável,

$$M = Q \cdot C(t) \cdot dt \quad (8)$$

Difusão/Dispersão

A difusão refere-se ao movimento da mistura do componente na coluna de fluido sem a ação mecânica da corrente, mas por forças eletrostáticas e químicas. É a modalidade de transporte passivo, na qual, o soluto passa da solução mais concentrada (hipertônica) para a menos concentrada (hipotônica). Isto ocorre com o objetivo delas apresentarem a mesma concentração (isotônica). Quanto maior for a diferença entre as concentrações, mais rápido será o transporte.

Os processos de difusão podem ser de natureza molecular ou turbulenta. A difusão molecular resulta de movimentos de translação, rotação e vibração das moléculas do fluido. É uma reação energeticamente espontânea e resulta do aumento de entropia, sendo proporcional à área transversal e ao gradiente de concentração. Esse fenômeno é representado pela lei de Fick, onde a descarga de massa é proporcional à área transversal e ao gradiente de concentração (BIRD; STEWART; LIGHTFOOT, 1960).

$$J = -D \cdot A \cdot \frac{dC}{dx} \quad (9)$$

Matematicamente, para tornar a Equação (8) uma igualdade é preciso uma constante de proporcionalidade que nesse caso, é chamada de coeficiente de difusão molecular, D ($L^2 \cdot T^{-1}$). Logo,

$$J_m = -D \cdot A \cdot \frac{dC}{dx} \quad (10)$$

A Equação (10) pode ser escrita em função do fluxo mássico por área, especificada na Equação 11:

$$F_m = -D \cdot \frac{dC}{dx} \quad (11)$$

Em que F_m é o fluxo mássico por área ($MT^{-1} \cdot L^{-2}$).

O coeficiente de dispersão molecular é uma propriedade do composto químico em relação ao solvente (normalmente a água). Pode ser encontrado em compêndios de propriedades físicas e químicas ou pode ser estimado a partir de propriedades básicas. Quando o valor obtido é na ordem de $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$, indica difusão muito lenta.

A difusão de natureza turbulenta (Eddy diffusion) é causada pela turbulência em microescala, no nível das linhas de corrente. Microescala é um processo advectivo sendo muitas ordens de magnitude maior que a difusão molecular. Pode também ocorrer nas três direções mas normalmente é anisotrópico (direções preferenciais em função do atrito entre linhas de corrente).

Comparando os fenômenos, no caso de difusão turbulenta, a equação 9 pode ser representada pela Equação 12:

$$J_{\epsilon} = \epsilon_t \cdot A \cdot \frac{dC}{dx} \quad (12)$$

Em que ϵ_t é o coeficiente de difusão turbulenta (MT^{-1}).

Por outro lado, a dispersão é a interação entre a difusão turbulenta e os gradientes de velocidade causados pelo atrito interno do fluxo. Esse fenômeno causa um grau de mistura ainda maior e é observado no transporte em lagos e estuários (BIRD et al., 1960).

Comparando os fenômeno, no caso de dispersão, a equação 9 pode ser representada pela Equação 13:

$$J_d = E \cdot A \cdot \frac{dC}{dx} \quad (13)$$

Em que E é o coeficiente de dispersão (MT^{-1}).

A força geradora do transporte de materiais é diferente, mas os efeitos são de mistura. A ordem de grandeza também é diferente, ou seja: $E \gg \epsilon_t \gg D$

O coeficiente D depende de propriedades químicas do fluido e do contaminante enquanto os coeficientes ϵ_t e E dependem apenas do regime de fluxo.

Segundo a lei de Fick, para modelar em estado não estacionário, deve-se prever a concentração do material transportado em relação ao tempo e à distância; por conseguinte, a Equação (10) pode ser escrita na forma da equação 14:

$$J = -D \cdot A \cdot \frac{\Delta C}{\Delta x} \quad (14)$$

O fluxo mássico é a relação de massa por tempo e, por conseguinte, substituindo na Equação 14, obtém-se a relação:

$$\frac{V \cdot \Delta C}{\Delta t} = -D \cdot A \cdot \frac{\Delta C}{\Delta x} \quad (15)$$

Dividindo pelo incremento de volume ($A \cdot \Delta x$) obtém-se:

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = -D \cdot \frac{\Delta C}{\Delta x \cdot \Delta x} \quad (16)$$

Caso $\lim \Delta t \rightarrow 0$, obtém-se:

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = -D \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (17)$$

A Equação (17) corresponde à difusão variável no tempo, unidimensional. É também de fundamental importância verificar a interação entre os tipos de transportes envolvendo a advecção e a dispersão, que pode ser expresso pela equação de Fick.

A equação básica que descreve a interação dos processos de advecção-dispersão é baseada no princípio da conservação de massa e da lei de Fick. Para uma substância conservativa, o princípio da conservação das massas pode ser escrito como (FOX et al., 1960):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u_i \cdot \frac{\partial C}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \cdot E_i \cdot \frac{\partial C}{\partial x_i} - R \quad (18)$$

Ou seja, a taxa de variação de massa no volume de controle corresponde ao somatório da variação de massa no controle devido à advecção e a variação de massa no controle devido a difusão, menos as reações químicas que podem ocorrer no processo.

É também importante salientar que as reações químicas que ocorrem no processo são provocadas pela autodepuração da matéria orgânica causando o desprendimento de substâncias que são devolvidas ao meio ambiente na forma de vapores.

Para um rio unidimensional em estado estacionário, tem-se:

$$\frac{\partial(A.C)}{\partial t} = \frac{\partial(Q.C)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(E.A. \frac{\partial C}{\partial x} \right) - A.R \quad (19)$$

Esta equação pode ser resolvida analiticamente se for possível estabelecer relações exatas para A, Q e E. Na prática a equação de transporte não estacionário é resolvida numericamente e é acoplada às soluções numéricas de fluxo em canais, como equações de Saint Venant - equação diferencial às derivadas parciais que permitem o cálculo do vazão e da altura da lâmina de água como funções do tempo e do espaço (MORAN et al., 2005).

Se a velocidade e a área forem praticamente constantes, mas variam na direção longitudinal, obtém-se a Equação (20):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{1}{A} \cdot \frac{\partial(Q.C)}{\partial x} + \frac{1}{A} \cdot \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \cdot A \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right) - R \quad (20)$$

A forma mais simples da equação é para um rio unidirecional com A, Q e E constantes, logo a equação 21 pode ser expressa por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + E_x \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - R \quad (21)$$

Não é exata, mas pode ser aplicada em trechos do rio.

A solução para a equação de advecção-dispersão, por exemplo, para um corante sem reação poder ser expressa por:

$$C = \frac{M}{2 \cdot \pi \cdot (2 \cdot E_x \cdot t)^{\frac{1}{2}} \cdot (2 \cdot E_y \cdot t)^{\frac{1}{2}} \cdot (2 \cdot E_z \cdot t)^{\frac{1}{2}}} \cdot \exp \left\{ -\frac{1}{2} \left[\frac{(x - u_x \cdot t)^2}{2 \cdot E_x \cdot t} + \frac{(y - u_y \cdot t)^2}{2 \cdot E_y \cdot t} + \frac{(z - u_z \cdot t)^2}{2 \cdot E_z \cdot t} \right] \right\} \quad (22)$$

A convecção é o transporte vertical induzido por instabilidade hidrostática (gradientes de densidade) e que podem ser provenientes de diferenças de temperatura. O movimento do fluido pode ocorrer em escoamento ascendente ou descendente.

1.3.8 Modelagem

A redução da disponibilidade de água em relação às necessidades do ser humano e também à biodiversidade natural da fauna e da flora aquáticas é muito preocupante e em muitos casos, ocasiona uma situação grave. Considerando seus usos, disponibilidade 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 na tomada de decisão. 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.

A aplicação 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, ressalta Tundisi (1999).

Um dos principais aspectos do gerenciamento da qualidade da água envolve a modelagem realizada 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.

Pode-se considerar de modo geral, que os modelos são versões simplificadas do mundo real (JORGENSEN, 1994). Essa simplificação é determinada pelas características dos sistemas e do problema em foco. O 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 predições e controle, assim como para síntese, análises e instrumentação. 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).

Os modelos apresentam um grande potencial como ferramenta para avaliação de impactos sobre o meio líquido, resultantes de atividades humanas no meio ambiente. 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. O

número e os detalhes dos processos variam de acordo com a proposta do modelo e com o que é requerido (FERRAZ; BRAGA, 1998).

Modelos de qualidade da 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 e 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.

Dessa forma, podem auxiliar planejadores na identificação e avaliação de plano 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 e MENDONÇA, 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 (2001), 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.

Apresenta-se a seguir uma breve revisão dos principais modelos matemáticos para qualidade da água, iniciando-se com um relato 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 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.

1.3.8.1 Histórico de modelos para qualidade de água

Os 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).

Já em 1925, foi publicado o trabalho pioneiro de Streeter e Phelps, que desenvolveu a relação entre o decaimento de matéria orgânica, medido pela DBO e OD em rios, produzindo o modelo “*curva sag*” para oxigênio dissolvido. Essas equações foram definidas a base de muitos modelos para qualidade da água desenvolvidos ao longo do tempo.

Os modelos pioneiros simulavam somente os parâmetros OD e DBO. Posteriormente foram introduzidos os ciclos do nitrogênio e do fósforo, a produção de algas e outros componentes (TUCCI, 2001). 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 e 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 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 consideração 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.

Desde que foi criada a IAWQ - 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, a descrição dos processos nos modelos para qualidade da água tem recebido impulso marcante. Em 1998, foi publicada uma série de três artigos, 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. No outro artigo de (SHANAHAN et al., 1998), são discutidas as limitações e problemas dos modelos. O terceiro artigo trata do futuro dos modelos para qualidade da água em rios, em particular para especificação e padronização de processos e variáveis de estado (SOMLYÓDY et al., 1998).

1.3.8.2 Classificação de modelos de qualidade da água

Pode-se classificar de diferentes maneiras os modelos para qualidade da água, e a grande maioria desses modelos pode ser disposta em uma ou mais classes. Há na literatura uma grande variedade de classificações para os modelos e aqui são listadas algumas delas.

Christofolletti (2000) propõe um conjunto de tipologias dos modelos, entre elas a que distingue às 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 fundamentam-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. Os modelos matemáticos determinísticos procuram representar o comportamento de um sistema utilizando, sempre que possíveis, princípios fundamentais observados na natureza e comportamentos peculiares de cada tipo de fenômeno.

Os 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 e Barbosa (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. 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.

Tucci (2001) 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 e os problemas de qualidade da água diferem em função do tipo de corpo d'água: rios e estuários ou lagos e reservatórios. 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; MENDONÇA, 2001).

Quanto à variação no tempo, os modelos podem ser classificados 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 (SPERLING, 2007).

Os parâmetros de qualidade da água podem definir a terceira classe de modelos matemáticos de simulação, segundo Tucci (2000). 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 OD. A classe de modelos denominada modelos de cargas diz respeito à forma como as substâncias ingressam nos corpos d'água.

1.3.8.3 Modelos matemáticos para qualidade da água em rios

Os modelos matemáticos para qualidade da água em rios são representados por um conjunto 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. Esses modelos buscam descrever mudanças espaciais e temporais dos constituintes (RAUCH et al., 1998).

Os 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 e MENDONÇA, 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; RIBEIRO, 2001; LIMA, 2001) apresentam modelos disponíveis para avaliação da qualidade da águas em rios, cujas características encontram-se expressas no figura 1.3.7.3.1.

Os modelos mais utilizados simulam tradicionalmente o conjunto dos denominados parâmetros sanitários tais como: DBO, OD e amônia. 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.

1.3.8.4 Aplicações de modelos matemáticos de qualidade da água

O processo de 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.

Para modelos de qualidade da água em rios, a literatura disponível demonstrou que foram produzidos cerca de centenas de 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.

O modelo QUAL2E, desenvolvido pela United States Environmental Agency (USEPA), é também utilizado largamente no Brasil, Europa, Ásia e Austrália, 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 freqüentemente usado.

A Europa também têm produzido modelos específicos, voltados ao desenvolvimento de ferramentas de planejamento específicas para cada corpo d'água em particular. 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 freqüentemente 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. Os modelos da série QUASAR fazem parte do programa LOIS – The Land Ocean Interaction Study (BOORMAN, 2003) também têm sido usados, especialmente para simular o OD em águas doces.

Figura 1.3.8.4.1 Modelos matemáticos de simulação de qualidade da água em rios

Nome do Modelo	Características	Referência
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.	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-advectação. Requer uma grande quantidade de dados para calibragem.	TWDB
QUAL II	Modificação do QUAL I aplicável a rios profundos e dentríticos. Pode simular variações temporais e espaciais de até 13 parâmetros de qualidade da água	USEPA
SIMOX (I, II e III)	Modelo para simulação da dinâmica do OD. Utiliza as equações de Streeter-Phelps para (OD) e (DBO) e a Lei de Chick para bactérias. As variáveis simuladas são OD, DBO, bactérias e substância conservativas. Sua aplicação está restrita a sistemas unidimensionais.	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.	Water Resource Engineering
CE-QUAL-W2	Inclui temperatura, salinidade, concentrações de OD/carbono, concentrações de nitrogênio e fósforo, fitoplâncton e bactéria.	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.	USEPA
MIKE-11	Modelo concebido de forma modular. É amplamente utilizado para simulação de poluição urbana.	Danish Hydraulics Institute - DHI
QUASAR, HERMES - QUESTOR	Modelos denominados atualmente apenas como QUASAR. São capazes de simulações com múltiplas influências.	Scottish Environmental Protection Agency
WASP	Modelo para simulação e análise da água. Tem sido usado largamente nos EUA e na América Latina	Hydroscience
WQRRS	Modelo de qualidade da água para sistemas de rios e reservatórios	Hydrologic Engineering Center

Fonte: Ribeiro, 2001

Os modelos da série QUASAR 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 Tâmsa, Ouse, Pelenna e Rheidol. Segundo 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.

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. 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.

O modelo QUAL2E foi também 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.

Pereira e Mendonça (2005) na simulação de parâmetros de qualidade de água relacionados com o nitrogênio em curso d'água e utilizaram o modelo computacional QUAL2E para analisar a concentração de compostos nitrogenados no curso d'água. Nesse trabalho foi simulada a influência do descarte pontual de esgoto projetado ao longo de 92 Km de extensão de um rio, sendo considerado o fluxo unidirecional. O rio foi dividido em trechos e sub trechos com extensão média de 0,2 a 0,4 Km, onde três simulações foram realizadas considerando as vazões extremas (máxima e mínima) para o rio investigado e também a vazão média estabelecida entre os extremos. Outras três simulações foram realizadas visando a redução das concentrações dos compostos nitrogenados em percentuais de 80 e 95 %, para atender aos limites determinados na Resolução CONAMA, utilizando as condições críticas que correspondem a menor vazão. Os resultados obtidos experimentalmente para o nitrogênio amoniacal (NH_3) não ionizável, para o nitrito (NO_2^-) e para o nitrato (NO_3^-) foram determinados utilizando o QUAL2E. Observou-se que apenas as concentrações do NO_2^- sob condições de vazão mínima e de simulação de 80 e de 95 % do tratamento do esgoto, apresentaram valores bem acima dos limites máximos permitidos pela legislação, caracterizando assim uma fase intermediária de nitrificação e por conseguinte, um estágio intermediário de poluição no corpo receptor, deixando como contribuição a necessidade do tratamento do efluente antes de seu lançamento no corpo d'água.

1.3.8.5 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 (CHRISTOFOLETTI, 2000). 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 e 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 desses 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.

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. No Brasil, muitas vezes a ausência de informações impossibilita a utilização desses modelos.

1.4 Referências

Agência Nacional de Águas – ANA. **Evolução da Organização e Implementação da Gestão de Bacias no Brasil**. Brasília: 2002, 24 p.

APHA - American Public Health Association, AWWA American Water Works Association, WPCF - Water Pollution Control Federation. **Standard Methods of Water and Wastewater**, 1995, 19 ed. Washington.

AZEVEDO T. G. L.; PORTO, R. L. L. Sistema de Apoio a Decisão para o Gerenciamento integrado de Quantidade e Qualidade da Água: Metodologia e Estudo de Caso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. vol. 3, n. 1, Jan/Mar, 1998.

BÁRBARA, V. F.; CUNHA, A. C.; SIQUEIRA, E. Q. Análise da qualidade das águas do Rio Araguari (AP) utilizando o sistema de modelagem QUAL2E. In: CONGRESSO DE PESQUISA, ENSINO E EXTENSÃO DA UFG - CONPEEX, 2., 2005, Goiânia. **Anais...**, Goiânia: UFG, 2005.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookmam, 2002, 622 p.

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.

BERLINK, C. N. **Comitê de Bacia Hidrográfica: educação ambiental e investigação**. 2003. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, M. D. Bases para Estruturação de Indicadores de Qualidade de Águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 5, n. 1, 2003, p. 37-60.

BRAGA, B.; BARBOSA, P. S. F. Sistemas de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 3, n. 3, jul/set, p. 73-95, 1998.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 13 mar. 2006.

_____. Portaria no 518 do Ministério da Saúde de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**. Brasília. 26 mar. 2004.

BROWN, L. C.; 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.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2000, 236 p.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Relatório de Monitoramento das Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2004**. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br>>. Acesso em: 21 mar. 2005.

DI-BERNARDO, Luiz; DANTAS, Ângela Di-Bernardo. Tecnologia de tratamento. In: _____. **Métodos e técnicas de tratamento de água**, 2 ed. São Carlos: RiMa, v. 1, 2005. p. 5-40.

FERRAZ, A. R. G.; BRAGA, B. Modelo Decisório para a Outorga de Direito ao Uso da Água no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 3, n. 1, p. 5–19, 1998.

FREIRE, P. **Pedagogia do Oprimido**. Rio de Janeiro: Ed. Paz e Terra, 1988, 218 p.

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 p.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

JORGENSEN, S. E. **Lake Management**. Oxford: Pergamon Press, 1994, 167 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. Dissertação (Doutorado em Engenharia Civil-COPPE) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

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.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2000, 416 p.

PEREIRA T. V. MENDONÇA A. S. F. **Aplicação de modelagem computacional na simulação de parâmetros de qualidade da água relacionados com nitrogênio em curso d'água**. Espírito Santo: ABES, 2005, 10 p.

PIELOU, E. C. **Freshwater**. Chigago: The University of Chigago Press, 1998, 275 p.

RAUCH, W. et al. **River water quality modelling: I. State of the art**. Water Science Technology, v.38, n.11, pp. 237-244., 1998.

REBOUÇAS, A. C. **Águas doces no Brasil - capital ecológico, uso e conservação**. Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (orgs.). São Paulo: Escrituras Editora, 2002, 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. **Ecologia**. ano 1, v. 2, p. 47-56, 2001.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

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.

SALLES, P., BREDWEG, B.; ARAÚJO, S. C. S. Estudo preliminar sobre o uso de modelagem qualitativa na recuperação de rios degradados. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15. Curitiba. **Anais ...** Curitiba: ABRH, 2003.

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 modeling - II Problems of the art. **Water Science Technology**. v. 38, n. 11, p. 245-252, 1998.

SILVA, G. L. **Redução de corantes em efluente de processo de tingimento de lavanderias industriais por adsorção em argila**. 2005. 116f. Dissertação (Doutorado em Engenharia de Processos). Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em: <http://www.pmss.gov.br/snis/> . Acesso em: 08 jun. 2006.

SOUZA, A. F. S. **Poluição Ambiental Decorrente da Disposição Inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos no Solo - Estudo de Caso: Lixão de Cuiabá**, 2002. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente) - UFMT, Mato Grosso.

SOMLYÓDY, L.; KONCSOS, L.; SZLÁGYI, F. **Guanabara Bay Water Quality Policy Model and its Applications**. Report Synthesis Bra/90/010, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 1998.

TCHOBANOGLIOUS, G.; SCHROEDER, E. D. **Water Quality**. Addison-Wesley Pub.Inc. 1985.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO N. O. **Gestão da Água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001, 192 p.

_____. Cenários da Gestão da Água no Brasil: Uma Contribuição para a Visão Mundial da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 5, n. 3, p. 31-42, jul/set, 2000.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI**: enfrentando a escassez. São Carlos: RIMA, 2. ed., 2005, 248 p.

SPERLING, M. Análise dos Padrões Brasileiros de Qualidade de Corpos d' água e de Lançamento de Efluentes Líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 3, n. 1, p. 111-132, jan/mar, 2005.

ZEILHOFER, P. et al. Um Ambiente SIG para Modelagem Integrada da Qualidade da Água Utilizando QUAL2E. **Caminhos da Geografia**. v. 8, p. 107-125, 2003.

CAPÍTULO 2

**IMPACTO NA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO CAPIBARIBE POR EFLUENTE DE
LAVANDERIA E TINTURARIA INDUSTRIAL EM TORITAMA, PERNAMBUCO ***

Roberto César Mendes Marques dos Santos²;
Sérgio de Carvalho Paiva³;
Alexandra Amorim Salgueiro⁴

¹Suporte financeiro: Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP);

²Mestrando do Curso de Desenvolvimento de Processos Ambientais, UNICAP;

³Químico, Professor do Centro de Ciências e Tecnologia, Laboratório de Análises
Químicas, UNICAP;

⁴Professora do Centro de Ciências e Tecnologia, Núcleo de Pesquisas em Ciências
Ambientais, UNICAP;

Rua do Príncipe, 526, Boa Vista, CEP 50.050-900, Recife, PE; aas@unicap.br.

* Trabalho apresentado no 4º Encontro Nacional das Águas e publicado por Orgs. A. S. Messias e M. R. N. Costa. **Água: tratamentos e políticas públicas**. Série Encontro das Águas, n. 4, Recife: UNICAP, 2007, p. 183-192.

2.1 RESUMO

As indústrias têxteis descartam em seus efluentes pelo menos 20 % dos corantes decorrentes de perdas ocorridas durante o processo de lavagem e fixação da tintura às fibras. A ação dessas substâncias tem contaminado os ambientes aquáticos por serem, os corantes, substâncias tóxicas aos seres vivos. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência do lançamento de efluente de lavanderia e tinturaria industrial no rio Capibaribe em Toritama, Pernambuco. Amostras de água do rio Capibaribe foram coletadas a montante e a jusante de uma lavanderia e tinturaria industrial, além de uma amostra do seu efluente. Foram avaliados: cor (aspecto macroscópico), temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos sedimentáveis e contagem padrão de bactérias. Os resultados de cor, temperatura, turbidez e sólidos sedimentáveis do efluente industrial não interferiram na qualidade da água do rio Capibaribe. Os valores elevados de condutividade elétrica e de contaminação bacteriológica detectados alteraram as características da água do rio. O lançamento do efluente tratado de tinturaria e lavanderia industrial no rio Capibaribe não contribui para a poluição, sendo apenas responsável pelo aumento do teor de sais minerais na água.

Palavras-chave: recurso hídrico; indústria têxtil; propriedades da água.

2.2 ABSTRACT

IMPACT ON THE WATER QUALITY OF THE CAPIBARIBE RIVER FOR EFFLUENT OF LAUNDRY AND DYING PROCESS INDUSTRY IN TORITAMA, PERNAMBUCO

The textile industry effluents have about 20 % of dyes eliminated in the processes of laundering and setting of the dye to staple fibres. The action of these substances has contaminated aquatic environments for being the dyes toxic organisms. The objective of this work was to evaluate the influence of the launching of laundry and dying process industry in the Capibaribe river in Toritama, Pernambuco. Water samples of this River were collected the sum and downstream of a laundry and dying process industry and a treated sample of its effluent. Color, temperature, pH turbidity, electrical conductivity, sedimented solids and standard counting of bacteria were evaluated. The results of color, temperature, pH, turbidity and sedimented solids did not impact on the water quality of the River. The high values detected of electrical conductivity and total counting of bacteria modified the water River characteristics. The microbiological contamination was due to launching of domestic sewers in the River. The launching of effluent treated of the laundry and dying process industry in the Capibaribe river does not contribute for the environmental pollution, being only responsible for the increase of the salinity in the water.

Keywords: water resource; textile industry; water properties.

2.3 INTRODUÇÃO

A complexidade dos usos-múltiplos da água pelo homem aumentou e causou degradação e poluição dos recursos hídricos. Por outro lado, os usos excessivos e as retiradas permanentes para diversas finalidades têm diminuído consideravelmente a disponibilidade de água e provocado inúmeros problemas de escassez em muitas regiões do país. Os usos da água geram conflitos em função de sua multiplicidade e finalidades diversas, as quais demandam quantidades e qualidades diferentes. O uso da água no abastecimento público, indústria, hidroelétrica, agricultura e disposição de efluente tem gerado tensões cujos conflitos, em muitos casos, têm sido resolvidos em tribunais (TUNDISI, 2005).

Os resultados apresentados em relatórios do Instituto Mundial de Recursos do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - PNUMA (WRI, 2007) sobre as bases biogeofísicas da sustentabilidade, os volumes disponíveis de água e os efeitos dos usos-múltiplos, indicam uma crise sem precedentes na história da humanidade; crise esta que põe em risco a sobrevivência das espécies, inclusive a nossa, seres humanos. Tais relatórios apontam para seis grandes alterações nos mecanismos e na legislação sobre o uso das águas, avaliação dos impactos, a disponibilidade de água per capita e as necessidades de gerenciamento integrado do controle de desperdício e dos desastres ambientais que podem ocorrer.

As extensões superficiais de água dos rios, correntes e lagos, além das águas subterrâneas, estão sujeitas à poluição de natureza contínua ou pontual, por descarga de efluentes domésticos e industriais ou por acidentes ambientais. Este é um fenômeno gradualmente crescente que acompanha o desenvolvimento dos centros urbanos e que atinge a saúde da população pela contaminação da água de abastecimento público.

O despejo de resíduos líquidos e sólidos em águas superficiais e a destruição das áreas alagadas, têm causado contínua e sistemática deterioração e perdas extremamente elevadas em quantidade e qualidade da água. O controle de lançamentos de efluentes industriais nos ecossistemas aquáticos está fundamentalmente baseado nas características físicas, químicas e microbiológicas do efluente e do corpo receptor além da vazão do rio ou córrego no qual o efluente é lançado (MOTA, 2000).

A indústria têxtil é um dos mais importantes segmentos de transformação industrial no Brasil e em todo mundo. O pólo de confecção é uma atividade extremamente importante e conhecida no Estado de Pernambuco. Considerando que o beneficiamento de

cada peça de vestuário consome em média 40 litros de água, são gerados cerca de 1.000.000 m³/ano de efluente líquido, e a maior parte dele é descartada diretamente na bacia do rio Capibaribe, sem o devido tratamento (SEBRAE, 2000).

O maior volume desses efluentes é gerado nas etapas de lavagem, alvejamento, tingimento, desengomagem e acabamento. Possuem elevada carga poluidora, constituída por compostos orgânicos como: amido, graxa, pectinas, álcoois, corantes e sabões, além de sais inorgânicos, hidróxido de sódio e detergentes, resultantes das várias etapas do processo (BALAN, 2000).

O pólo de confecção pernambucano está localizado no Agreste abrangendo três importantes municípios: Caruaru, Santa Cruz do Capibaribe e Toritama que respondem por 15 % da produção nacional de jeans. No ano 2000, o município de Toritama foi responsável pela maior concentração de tinturarias e lavanderias, demandando um consumo mensal de 50.000 a 300.000 litros de água (IBGE, 2007).

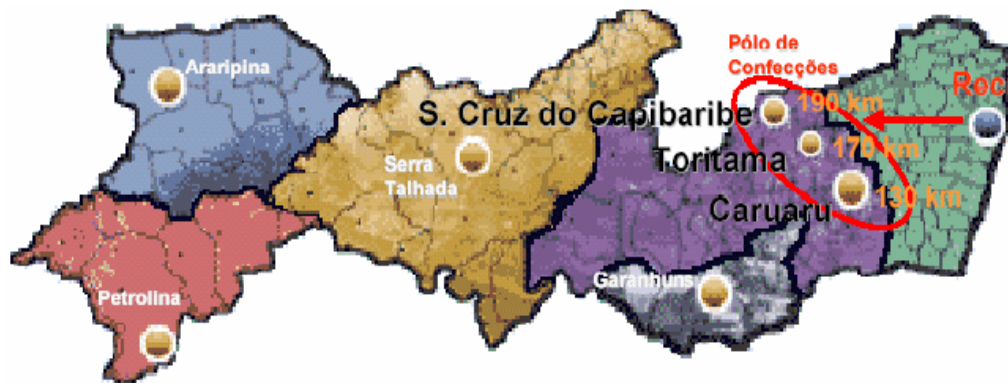


Figura 2.3.1 Localização do Pólo de Confecções do Agreste Pernambucano

O presente estudo tem como objetivo principal avaliar a influência do efluente de lavanderia e tinturaria industrial no rio Capibaribe em Toritama, Pernambuco, verificando possíveis efeitos da agressão ao ambiente, produzidos pelo descarte desse efluente, que pode repercutir em toda extensão da bacia hidrográfica do rio Capibaribe.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 Estações de coleta de água

A Tabela 2.4.1.1 apresenta as estações de coleta de água no rio Capibaribe, a montante (E1) e a jusante (E3) de uma lavanderia e tinturaria industrial e uma estação de coleta do efluente industrial (E2). Três coletas foram realizadas na ausência de chuvas nos dias 05, 12 e 19 de julho de 2006 em Toritama, Pernambuco.

Tabela 2.4.1.1 Estações de amostragem para coleta de água e de efluente industrial

Estação de coleta	Local
E1	Água do rio Capibaribe, a montante de uma lavanderia e tinturaria industrial.
E2	Efluente de uma lavanderia e tinturaria industrial próxima à ponte em Toritama.
E3	Água do rio Capibaribe, a jusante de uma lavanderia e tinturaria industrial.

2.4.2 Determinações analíticas

Nas amostras de água coletadas, foram realizadas as análises físico-químicas de temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos sedimentáveis e contagem padrão de bactérias utilizando placas de Petrifilm (APHA, 1998).

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As estações de coleta de água da bacia hidrográfica do rio Capibaribe, selecionadas nesse trabalho, pertencem à Classe 1, de acordo com a legislação estadual (PERNAMBUCO, 1986). As águas dessa Classe são utilizadas para abastecimento

humano após tratamento simplificado, para proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário e irrigação de hortaliças e de frutas (BRASIL, 2005).

As amostras de água do rio Capibaribe e do efluente tratado apresentaram aspecto visual límpido e incolor apesar do efluente da lavanderia e tinturaria industrial ser de coloração azul intensa.

Os resultados físico-químicos das amostras de água do rio Capibaribe a montante e a jusante de uma tinturaria e lavanderia industrial e das amostras do seu respectivo efluente estão ilustrados na tabela 2.5.1.

Tabela 2.5.1 Parâmetros físico-químicos da água do rio Capibaribe e de efluente de lavanderia e tinturaria industrial

Estação de coleta	Parâmetro	Data da amostragem		
		05 jul	12 jul	19 jul
Temperatura (°C)				
E1		28	27	27
E2		26	27	26
E3		25	26	27
pH				
E1		8,0	7,7	9,0
E2		7,3	7,2	6,8
E3		7,6	7,4	7,9
Condutividade elétrica (µS/cm)				
E1		1940	780	1810
E2		2460	2240	2970
E3		1999	1430	1930
Turbidez (UT)				
E1		8,0	3,0	14,0
E2		4,5	13,0	44,0
E3		2,7	8,0	22,0
Sólidos sedimentáveis (mL.L ⁻¹)				
E1		0,5	0,1	0,5
E2		0,1	0,5	0,1
E3		0,5	0,1	0,5

A temperatura das amostras do efluente coletadas permaneceu praticamente a mesma 26 - 27 °C. Considerando que o valor máximo permitido para efluentes é de 40 °C, os valores determinados obedeceram à legislação vigente (BRASIL, 2005). A temperatura

do efluente apresentou valores em torno da temperatura do meio hídrico 25 - 28 °C. Logo, o metabolismo dos seres aquáticos não é alterado pelo lançamento do efluente no rio Capibaribe, preservando o equilíbrio ecológico.

Analisando os valores de pH, todas as amostras do efluente coletado apresentaram pH menor que os valores determinados para a água do rio Capibaribe a montante da indústria. Por conseguinte, os valores desse parâmetro da água do rio a jusante foram menores quando comparados aos valores a montante. Logo, o efluente contribuiu com a redução do pH da água do rio Capibaribe. O valor mínimo determinado para as amostras do efluente correspondeu a pH 6,8 enquanto uma das amostras de água do rio Capibaribe, coletada a montante da indústria, apresentou 9,0 como valor máximo de pH. Todos os valores determinados enquadraram-se na faixa de $6,0 < \text{pH} < 9,0$, obedecendo à legislação vigente (BRASIL, 2005).

De acordo com os valores determinados de condutividade elétrica, tanto a água do rio como do efluente tratado, foram classificados como águas salobras (BRASIL, 2005). Os valores desse parâmetro para o efluente industrial foram cerca de duas vezes maiores que os da água e, por conseguinte, as condutividades elétricas, determinadas a jusante, foram maiores que a montante do rio Capibaribe. Os resultados do Relatório do CPRH (2004) confirmaram que a água do rio Capibaribe, em Surubim, apresentou alto risco de salinidade enquanto a água desse mesmo Rio e do rio Tabocas, em Santa Cruz do Capibaribe e Toritama, respectivamente, apresentaram baixos riscos de salinidade.

Com relação à turbidez, os valores determinados para o efluente industrial variaram de 4,5 a 44 UT enquanto a água do rio apresentou turbidez variando de 2,7 a 22 UT, obedecendo à legislação vigente cujo valor máximo permitido é 40 UT para a água de Classe 1 (BRASIL, 2005).

Todos os valores determinados para os sólidos sedimentáveis do efluente foram menores que o máximo permitido, 1 mL.L^{-1} , conforme está apresentado na tabela 2 (BRASIL, 2005).

A figura 2.5.1 ilustra os resultados determinados na contagem padrão de bactérias das amostras investigadas. Ressalta-se que foi observado que a estação de coleta a jusante da indústria, fica localizada próximo a umas residências cujas canalizações de esgotos estavam direcionadas ao rio. O número de bactérias elevado na água a jusante da indústria foi confirmado ser de origem fecal, atingindo valores da ordem de grandeza 10^5 UFC.mL^{-1} em testes específicos para coliformes termotolerantes por filtração de 100 mL de amostra utilizando membrana filtrante (APHA, 1998).

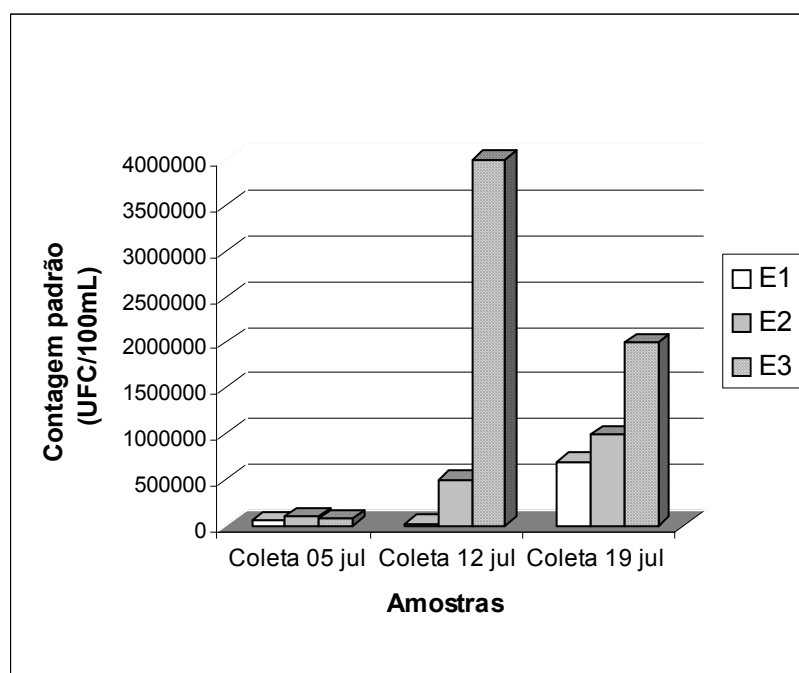


Figura 2.5.1 Contagem total de bactérias das amostras de água do rio Capibaribe e de efluente de lavanderia e tinturaria industrial

A presença de coliformes termotolerantes de origem fecal indica a possibilidade de existir organismos patogênicos que acarretam graves problemas de saúde ao homem. Os agentes patogênicos mais freqüentemente transmitidos pela água são aqueles que causam infecções de trato intestinal, dentre elas: as febres tifóides e paratífóides, as disenterias bacilar e amebiana e a cólera. Os microrganismos responsáveis por essas doenças estão presentes nas fezes ou na urina de pessoas infectadas e, quando liberados, podem contaminar uma extensão hídrica e, em última análise, poluir uma possível fonte de água potável (DI- BERNARDO e DANTAS, 2005).

O Relatório do CPRH (2004) referente ao monitoramento da qualidade da água dos rios do estado de Pernambuco apresenta as estações: CB02 no rio Capibaribe em Santa Cruz do Capibaribe (antes de Toritama), CB05 no rio Tabocas em Toritama e CB07 no rio Capibaribe em Surubim (após Toritama). De acordo com os resultados das análises realizadas nos meses de novembro e dezembro de 2006, a amostra CB02 apresentou o menor IQA cujo valor foi 76 e por isso a água foi classificada como poluída enquanto que as amostras de água nas estações CB05 (IQA 87) e CB07 (IQA 80) foram classificadas como ótimas. Conseqüentemente, indústrias de lavanderia e tinturaria em Toritama, localizadas às margens do rio Capibaribe estão lançando efluentes cumprindo a legislação, não sendo responsáveis pela carga poluidora existente nesse Rio.

2.6 CONCLUSÕES

- O lançamento de efluente tratado de lavanderia e tinturaria industrial no rio Capibaribe não contribui para a poluição com relação a cor, temperatura, turbidez e sólidos sedimentáveis;
- a alta condutividade elétrica do efluente indica impacto na água do rio Capibaribe por aumentar a salinidade enquanto a contaminação bacteriológica é devida principalmente ao lançamento de esgotos domésticos pela população.

2.7 REFERÊNCIAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20.th ed., Washington: APHA, 1998. 1268 p.

BALAN, D. S. L. Biodegradação e toxicidade de efluentes têxteis. **Revista da ABIT**, 2000, p. 16 – 20.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 13 mar. 2006.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Relatório de Monitoramento das Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco, 2006**. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br>>. Acesso em: 21 mar. 2007.

DI-BERNARDO, Luiz; DANTAS, Ângela Di Bernardo. Tecnologia de tratamento. In: _____. **Métodos e técnicas de tratamento de água**, 2 ed. São Carlos: RiMa, v. 1, 2005a. p. 5-40.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://ibge.gov.br>>. Acesso em: 28 mar. 2007.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 416 p.

PERNAMBUCO. Decreto nº 11.358, de 29 de abril de 1986. Enquadra os cursos d'água das Bacias Hidrográficas dos Rios Jaboatão e Pirapama. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**. Recife, 30 abr. 1986. p. 2.

TUNDISI, José Galizia. **Água no Século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA, 2.ed., 2005, 248 p.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio a Micro e Pequenas Empresas. Eficiência da Economia e a Competitividade da Cadeia Têxtil Brasileira, 2000. Disponível em: <http://www.sebrae.com.br/br/cooperecrescer/cadeiaproductivas_vj.asp>. Acesso em: 26 mar. 2007.

WRI – World Resources Institute. Relatório do Instituto Mundial de Recursos. Disponível em: <<http://www.wri.org>>. Acesso em: 26 mar. 2007.

CAPÍTULO 3

**ANÁLISE PRELIMINAR DAS CONDIÇÕES DE MODELAGEM DA POLUIÇÃO POR
MEIO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA E TINTURARIA INDUSTRIAIS EM UM RIO
NÃO PERENE****

Roberto César Mendes Marques dos Santos¹;
Valdemir Alexandre dos Santos²;
Alexandra Amorim Salgueiro³

¹Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais, UNICAP;

² Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP;

³Centro de Ciências e Tecnologia, Núcleo de Pesquisas em Ciências Ambientais, UNICAP;
Rua do Príncipe, 526, Boa Vista, CEP 50.050-900, Recife, PE; aas@unicap.br.

** Manuscrito a ser submetido a uma revista científica.

3.1 RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar as condições para modelagem da poluição de um rio não perene por efluente de lavanderia e tinturaria industriais. Foram coletadas amostras do efluente tratado no município de Toritama, Pernambuco e do rio Capibaribe a montante e a jusante do lançamento desse efluente. Foram analisados: temperatura, pH, cor, turbidez, sólidos sedimentáveis, condutividade elétrica, nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes. Os resultados de temperatura, pH, cor, turbidez e sólidos sedimentáveis do efluente industrial não interferiram na qualidade da água do rio Capibaribe. A condutividade elétrica elevada e a ausência de oxigênio dissolvido nesse efluente foram fatores responsáveis pelo desequilíbrio ecológico. Os valores elevados da demanda bioquímica de oxigênio e a contaminação bacteriológica também contribuíram para a poluição da água. A não perenidade do rio no período de estiagem e a dificuldade de determinar a vazão devido à existência de barragens no trecho analisado, foram fatores que dificultaram o desenvolvimento de uma metodologia para identificar o tipo de modelo matemático que deveria ser aplicado no referido estudo. A ocupação desordenada da região por Empresas desse segmento nas margens do Rio e a falta de saneamento básico nessa região foram os fatores que caracterizaram a poluição difusa e inviabilizaram a construção de um modelo para simular o impacto ambiental por efluente de lavanderia e tinturaria industriais. As condições de investigação não ofereceram recursos mínimos necessários para a modelagem da água do rio Capibaribe em Toritama. Há necessidade de um levantamento de dados em pequenos trechos do Rio para que os resultados experimentais possam ser avaliados e interpretados, visando à elaboração de um modelo que possa auxiliar na gestão dos recursos hídricos da região.

Palavras-chave: recurso hídrico; efluente de tinturaria e lavanderia industrial; poluição; modelagem.

3.2 ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the conditions for modeling the pollution of a river by an effluent from laundry and dyeing industries. Samples were collected from this treated effluent in the city of Toritama, Pernambuco and in the Capibaribe river before and after the effluent launch. Temperature, pH, color, turbidity, sedimented solids, electrical conductivity, nitrogen (ammonium, nitrite and nitrate), dissolved oxygen, chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand and coliforms thermotolerant were analyzed. The results of temperature, pH, color, turbidity and sedimented solids from the industrial effluent did not interfere in the water quality of the Capibaribe river. The high electrical conductivity and the absence of dissolved oxygen were the factors responsible for the ecological imbalance. The high biochemical oxygen demand and the bacteriological contamination detected also contributed to the water pollution. The non sustainability of the river in the period of drought and the difficulty of determining the flow because of dams in the stretch examined, were determining factors that halted the development of a methodology to identify the type of the mathematic model that should be applied in this study. The disorderly occupation of laundry and dyeing industries on the banks of the river and the lack of sanitation in the region were the factors that characterized the diffuse pollution. Thus, the construction of a mode to simulate the environmental impact of the effluents from the laundry and dyeing industries was not feasible. The conditions for investigation did not offer minimal resources needed for the modeling of the River in Toritama. There is a need for a survey of data in small portions of the Rio so that the experimental results can be evaluated and interpreted, targeting the development of a model that could assist in the management of water resources in the region.

Keywords: water resource; effluent from dyeing and laundry industry; pollution; modeling.

3.3 INTRODUÇÃO

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 (DI BERNARDO, 2000).

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).

De acordo com Tundisi (2005), 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.

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 das atividades antrópicas, alterando as características da água na bacia hidrográfica.

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, gerenciamento e na tomada de decisão sobre questões relacionadas aos recursos hídricos (TUNDISI, 2005).

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 (SPERLING, 2007).

As abordagens em raciocínio qualitativo 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 válida, mesmo em condições de dados escassos e conhecimento incompleto sobre determinados problemas (FOX, 2006).

Neste trabalho, foi realizado um estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Capibaribe, em trecho localizado especificamente em Toritama, para avaliar as condições de modelagem da poluição deste rio, proveniente do descarte de efluente produzido por uma lavanderia e tinturaria industrial.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Estações de coleta de água

A tabela 3.4.1.1 apresenta as estações de coleta de água no rio Capibaribe, a montante (E1) e a jusante (E3) de uma lavanderia e tinturaria industrial e uma estação de coleta do efluente industrial (E2). Todas as coletas foram realizadas na ausência de chuvas nos anos de 2006 e 2007.

Tabela 3.4.1.1 Estações de amostragem para coleta de água e de efluente industrial

Estação de coleta	Local
E1	Água do rio Capibaribe, a montante de uma lavanderia e tinturaria industriais.
E2	Efluente de uma lavanderia e tinturaria industriais próxima à ponte em Toritama.
E3	Água do rio Capibaribe, a jusante de uma lavanderia e tinturaria industriais.

3.4.2 Determinações analíticas

As coordenadas geográficas foram medidas com auxílio do GPS e determinadas a seguir: para o ponto de coleta E1, L 0823966 UTM, 9113180; para o ponto de coleta E3, L 0290720 UTM, 9125062 e finalmente para E2, L 0824002 UTM, 9113208. Para as amostras de água coletadas e do efluente tratado, foram determinados os parâmetros cor (aspecto macroscópico), temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos sedimentáveis, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato) e coliformes termotolerantes (APHA, 1998).

3.4.3 Seleção de critérios para classificação de modelos

A escolha de um modelo pode ser avaliada em função da análise de números adimensionais que dependem principalmente do transporte de materiais (ALVES et al., 2003).

O Número de Peclet (Pe) é um valor adimensional que assim como o número de Reynolds, indica a razão entre a intensidade dos fenômenos advectivos e difusivos. Quanto maior Pe, maior a intensidade da advecção, ou seja, mais livres estarão os vetores de velocidade para mudar a direção e mais desordenados parecerá o campo de velocidades. Dessa forma,

$$Pe = u \cdot \frac{L}{E} \quad (23)$$

Em que:

u = velocidade média ($L \cdot T^{-1}$)

L = comprimento

E = coeficiente de dispersão cujo significado é $L^2 T^{-1}$

Assim, quando:

Pe > 1 - significativamente, predomina a advecção;

Pe < 1 - predomina a dispersão.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

As amostras de água do rio Capibaribe e do efluente tratado apresentaram aspecto visual límpido e incolor apesar do efluente da lavanderia e tinturaria industrial *in natura* ser de coloração azul intensa. A figura 3.4.3.1 ilustra o descarte do efluente sem tratamento prévio no rio Capibaribe realizado por Empresas do segmento.



Figura 3.5.1 Lançamento de efluente de lavanderia e tinturaria industriais no rio Capibaribe em Toritama

As médias dos resultados físico-químicos de quatro amostras analisadas nesse trabalho, referentes à água do rio Capibaribe a montante e a jusante de uma tinturaria e lavanderia industrial e de seu respectivo efluente tratado, estão ilustradas na tabela 3.4.3.1.

Foram comparados os valores médios determinados na água do rio Capibaribe a montante de uma Empresa (E1) com os valores a jusante da mesma (E3) e os limites previstos na legislação (tabela 3.4.3.1).

Tabela 3.4.3.1 Parâmetros da água do rio Capibaribe e do efluente de lavanderia e tinturaria industriais

Parâmetros	MÉDIAS			Legislação*	
	E1	E2	E3	Rio Classe 1	Efluente
Temperatura (°C)	26,5	26,7	27,5	-	< 40
pH	8,3	7,2	7,8	6 a 9	5 a 9
Cor aparente (mg Pt/L)	25	23,7	23,7	natural	-
Turbidez (UNT)	9,0	16,1	9,9	100	-
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	0,4	0,3	0,4	-	≤ 1
Condutividade (µS/cm)	2110	3202	2319	≤ 450	-
OD (mg/L O ₂)	4,3	0	1,1	≥ 6	-
DQO (mg/L O ₂)	203	280	159	-	-
DBO (mg/L O ₂)	9	88	27	≤ 3	-
Amônia (mg/L)	0,17	0,15	0,19	1,0	20
Nitrito (mg/L)	0,13	0,17	0,30	1,0	-
Nitrato (mg/L)	1,6	1,2	1,3	10,0	-
Coliformes termotolerantes (UFC/100 mL)	6 x 10 ⁴	1 x 10 ⁶	9 x 10 ⁵	200	-

*BRASIL, 2005

Legenda: E1 - Água do rio a montante de uma lavanderia e tinturaria industrial

E2 - Efluente tratado de uma lavanderia e tinturaria industrial

E3 - Água do rio a jusante de uma lavanderia e tinturaria industrial

As médias dos parâmetros temperatura determinados nesse trabalho: pH, cor aparente, turbidez e sólidos sedimentáveis do efluente tratado de lavanderia e tinturaria industrial (E2) bem como das amostras de água do Rio coletadas a montante e a jusante da descarga desse efluente obedeceram à legislação. Para esses parâmetros analisados, o efluente descartado não alterou as características da água do rio Capibaribe no trecho investigado, conforme exige a legislação (BRASIL, 2005).

A legislação estadual estabelece que a água do rio Capibaribe pertence à Classe 1, sendo classificada como água doce e por conseguinte o limite máximo de salinidade permitida corresponde a 450 µS/cm (PERNAMBUCO, 1986). O rio Capibaribe cuja nascente está localizada em Santa Cruz do Capibaribe, um dos centros do Pólo de Confecções de Pernambuco, sofre influência na qualidade da água com relação ao teor de salinidade, provocado pelo descarte de efluente desse segmento têxtil que apresenta elevada condutividade elétrica. Por essa razão, constatou-se que a água do rio Capibaribe a montante do lançamento do efluente tratado apresentou elevada condutividade elétrica, não obedecendo ao limite máximo permitido para água doce (BRASIL, 2005).

Na caracterização do efluente tratado, a elevada condutividade elétrica determinada, atingiu o valor médio de 3202 µS/cm e aumentou a concentração de sais na água do rio Capibaribe a jusante da Empresa, elevando em cerca de 10 % a condutividade elétrica da água (tabela 3.4.3.1).

Comparando-se o valor médio da condutividade elétrica da água no rio com os relatórios do CPRH (2006), onde em 13 amostras de água constatou-se a salinidade da água e a caracterização de água salobra, obteve-se a confirmação desses resultados com os que foram obtidos nesse estudo. A elevada concentração de sais presente na água causa problemas ambientais relacionados ao potencial osmótico que influencia na vida dos seres aquáticos de águas doces enquanto altera o gosto e provoca efeito laxativo quando utilizada para abastecimento público sem um adequado tratamento.

Os valores de OD determinados nas amostras da água do rio Capibaribe a montante e a jusante do lançamento do efluente tratado encontram-se abaixo do valor mínimo permitido pela legislação. Com relação ao efluente tratado, a quantidade de OD foi zero (condição de anaerobiose) e conseqüentemente, reduziu em 25 % o valor desse parâmetro na amostra de água a jusante (tabela 3.4.3.1).

As causas antrópicas que mais contribuem para a diminuição do OD na água são as descargas de esgotos domésticos além de resíduos sólidos orgânicos lançados pelas indústrias (SPERLING, 2007). Ressalta-se que apesar de depender da temperatura do meio, cujo parâmetro no caso investigado, não alterou o OD uma vez que o efluente tratado apresentou temperatura média em equilíbrio com a do corpo d'água.

Os resultados obtidos de OD são indicativos da presença de elevada concentração de matéria orgânica na água. Considerando que nessa região não há esgotamento sanitário, parte dessa poluição provavelmente é originada de esgotos domésticos,. A figura 3.5.2 ilustra o lançamento de esgotos domésticos ao longo das margens do rio no trecho investigado.



Figura 3.5.2 Lançamento de esgotos domésticos in natura nas margens do rio Capibaribe

A concentração de oxigênio na água é essencial para os organismos aeróbicos aquáticos. Segundo Sperling (2007), para valores de OD inferior ou igual a 2 mg/LO₂, praticamente todos os peixes morrem. A matéria orgânica presente na água favorece o crescimento e a multiplicação de microrganismos que consomem o oxigênio em processos respiratórios. Esse parâmetro é um dos indicativos das alterações na qualidade da água. O OD promove a autodepuração da matéria orgânica, sendo consumido e conseqüentemente, alterando o equilíbrio ecológico do corpo receptor.

Os valores de DQO determinados indica a presença de matéria orgânica na água do rio Capibaribe e no efluente industrial. Esse parâmetro avalia de forma indireta o consumo de oxigênio necessário para degradar quimicamente toda a matéria orgânica. Segundo Sperling (2007), os esgotos domésticos podem atingir o valor médio de DQO de 600 mg/LO₂. Para os efluentes industriais no Pólo de Confecções de Pernambuco, a substância orgânica que predomina são apenas corantes e por conseguinte, o efluente tratado de lavanderia e tinturaria industriais apresentou um valor médio de DQO de 280 mg/L O₂ (tabela 3.4.3.1).

Os valores de DBO determinados nas amostras da água do rio Capibaribe foram 9 mg/L O₂ a montante e 27 mg/L O₂ a jusante do lançamento do efluente tratado, caracterizando um aumento de 300 % desse parâmetro devido à contribuição do efluente tratado (88 mg/L O₂). Os resultados de DBO determinados na água do Rio a montante e a jusante foram três e nove vezes maiores respectivamente que o valor máximo permitido na legislação (BRASIL, 2005).

O ciclo do nitrogênio foi avaliado pelas determinações de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato cujos resultados do efluente e da água do rio Capibaribe obedeceram aos limites estabelecidos pela legislação, não contribuindo para a poluição do corpo receptor (tabela 3.4.3.1).

A forma predominante do nitrogênio nas amostras investigadas foi a de nitrato cujos valores atingiram 1,2 a 1,6 mg/L, cerca de dez vezes maiores que os de nitrito e de amônia determinados, indicando uma poluição remota por esgotos domésticos, excrementos de animais e ou fertilizantes. O baixo teor de nitrogênio nos efluentes de lavanderia e tinturaria industriais é justificado por não conterem sua composição, proteínas que muito contribuem para aumentar a presença desse elemento na água (SPERLING, 2007).

A contéudo bacteriológico atingiu o valor máximo no efluente tratado de 1×10^6 UFC/100mL em relação aos coliformes termotolerantes. Os valores elevados dessa contaminação é devido principalmente à falta de saneamento básico na região onde há um crescimento habitacional desordenado nas margens do rio Capibaribe (figura 3.4.3.3). No trecho investigado, os valores determinados para coliformes termotolerantes não obedeceram à legislação, contribuindo para a poluição do corpo receptor.

Com relação ao transporte de materiais no rio Capibaribe no trecho analisado, próximo a ponte localizada a 340 m acima do nível do mar e que se constitui como a principal via de acesso ao município de Toritama e elo de ligação com as cidades de Caruaru e Santa Cruz do Capibaribe, do Pólo de confecções do Agreste, o fenômeno da advecção é desprezível considerando as duas barragens de água existentes. Uma dessas barragens é uma fonte de abastecimento de água de uma empresa de beneficiamento de confecções, onde as amostras E1 foram coletadas (figura 3.5.3). Essa fonte de água é regularizada oficialmente, pela Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente do Governo de estado de Pernambuco, através da Secretaria Executiva de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, que outorga o direito de uso de água do rio Capibaribe (Barragem), a um volume máximo de 300 m³/dia (4,17 L/s) para o abastecimento industrial. Após o processo industrial, a água tratada é devolvida ao manancial em condições de preservação do meio ambiente conforme os limites permitidos pela legislação em vigor (CPRH, 2006). A outra barragem de água é utilizada por outra indústria que trabalha no mesmo segmento têxtil e fica localizada próxima à estação de coleta E3 (figura 3.5.4).



Figura 3.5.3 Barragem de água no rio Capibaribe a montante do descarte do efluente tratado de lavanderia e tinturaria industriais



Figura 3.5.4 Barragem de água no rio Capibaribe a jusante do descarte do efluente tratado de lavanderia e tinturaria industriais

A indústria têxtil pesquisada em Toritama apresenta licença de operação de nº 02089/2007 concedida pela Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – CPRH (2007), enquadrando a empresa na tipologia de acabamento em fios, tecidos e artigos têxteis, código 3.1.1.1.2 – 7.5, do Decreto Estadual de nº 28.787/05, com atividade de lavagem e tingimento de roupas jeans. A presente licença faculta como exigência que os efluentes sanitários sejam encaminhados à rede coletora de esgotos, e que a empresa deverá realizar a manutenção preventiva no filtro e que dará o destino adequado ao resíduo sólido provenientes do tratamento do efluente industrial, conforme legislação em vigor.

Em janeiro/2008, constatou-se *in loco* que as condições da barragem nesse período é muito precária, com volume de água mínimo para capacidade de operação da indústria (figura 3.5.5). Paralelamente, nesse período, há uma redução significativa nos níveis de produção da indústria devido à demanda do mercado consumidor.



Figura 3.5.5 Barragem de água no rio Capibaribe no período de estiagem a montante do descarte do efluente tratado de lavanderia e tinturaria industriais

Nessa área, há muitas empresas de pequeno porte distribuídas na extensão das margens do rio Capibaribe até a ponte onde é realizada a coleta da água do Rio a jusante do lançamento do efluente investigado. A figura 3.5.6 ilustra a poluição do rio Capibaribe pelo lançamento de efluentes ao corpo receptor sem o devido tratamento (*in natura*), contribuindo em muito para o processo de poluição ambiental, caracterizando um transporte de poluentes de natureza difusa além da descarga de esgotos domésticos localizados às margens do Rio.



Figura 3.5.6 Carga poluidora de corantes no rio Capibaribe

Segundo Von Sperling (2007), uma eficiente forma de avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, bem como de analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental, é através da utilização de modelos matemáticos de qualidade das águas.

Considerando as condições geográficas e de poluição difusa no trecho investigado do Rio Capibaribe pelas lavanderias e tinturarias industriais de Toritama, não foi possível utilizar os softwares aplicados na simulação de poluição em corpos d'água.

A irregularidade apresentada nas condições da barragem com relação a seu porte hídrico que depende naturalmente das condições pluviométricas da região, que segundo dados do relatório CPRH (2004) é de 300 mm por ano, um dos menores índices da região do agreste, em períodos como nos meses de julho, estação chuvosa e de dezembro, estação de estiagem, alteram significativamente as condições do corpo receptor, diminuindo sua vazão, contribuindo, dessa forma, com a falta de re-aração e com o porte de água muito baixo, não sendo capaz de minimizar os efeitos da carga poluidora provenientes do descarte do efluente e dos esgotos domésticos.

A utilização de um modelo de simulação por natureza já possui alguns fatores que limitam sua aplicação e que em condições plenamente desfavoráveis, tornam o processo praticamente inviável.

Na simulação realizada por Pereira e Mendonça (2005), foi utilizado o software QUAL2E e foi avaliado o comportamento do transporte pontual de poluentes nitrogenados na extensão de 92 Km de um rio de forma unidirecional. Nessas condições de trabalho, foi possível simular para 80 e 95 % do tratamento de esgoto realizado e sob condições de vazão mínima, as concentrações de NH_3 e de NO_3^- , obedeceram à legislação em vigor.

Paralelamente, a dificuldade apresentada pela forte sazonalidade do trecho investigado e por ser uma barragem que naturalmente dificulta o fluxo da água, tornou-se praticamente impossível a determinação do número de Reynolds (Re), coeficiente ou número adimensional usado em mecânica dos fluidos para o cálculo do regime de escoamento de determinado fluido sobre uma superfície. O seu significado físico é um quociente de forças: forças de inércia ($v\rho$) e forças de viscosidade (μ/D). Sua equação é expressa da seguinte forma:

$$\text{Re} = \rho D v / \eta$$

Onde:

v - velocidade média do fluido

D - longitude característica do fluxo, o diâmetro para o fluxo no tubo

μ – viscosidade dinâmica do fluido

ρ – densidade do fluido

A grande importância do número de Reynolds é que ele permite avaliar o tipo do escoamento (a estabilidade do fluxo) e pode indicar se flui de forma laminar ou turbulenta. Para o caso de um fluxo de água num tubo cilíndrico, admite-se os valores de 2.000 e 3.000 como limites. Dessa forma, para valores menores que 2.000 o fluxo será laminar e para valores maiores que 3.000 o fluxo será turbulento. Entre estes dois valores o fluxo é considerado como de transição.

Devido a presença de uma barragem retendo o fluxo da água, sua velocidade é praticamente zero o que dificulta, de forma significativa, a determinação do número de Reynolds inviabilizando a aplicação de critérios convencionais para classificar o regime de transporte desses poluentes no rio e conseqüentemente a aplicação de um modelo para avaliar o impacto ambiental causado pelo descarte desse efluente.

3.6 CONCLUSÕES

- O lançamento de efluente tratado de lavanderia e tinturaria industriais no rio Capibaribe não contribui para a poluição com relação a temperatura, pH, cor, turbidez e sólidos sedimentáveis;
- a alta condutividade elétrica do efluente tratado evidencia impacto na água do rio Capibaribe por aumentar a salinidade enquanto a elevada concentração de coliformes termotolerantes é devido ao lançamento de esgotos domésticos pela população;
- a presença de corantes e esgoto doméstico nos efluentes de lavanderia e tinturaria industriais lançados (tratados e “in natura”) no Rio diminui a concentração de OD na água do rio Capibaribe;
- a poluição difusa resultante da contribuição de lavanderias e tinturarias industriais localizadas nas margens do rio Capibaribe, a sazonalidade desse Rio e a existência de barragens de nível no trecho investigado elevou as condições de complexidade dos fenômenos que caracterizam o trecho observado nesse estudo. Dessa forma, recomenda-se estratégias especiais para reavaliação das condições de escoamento em diferentes épocas do ano, visando a elaboração de modelos que possam simular os fenômenos de interesse em função dessa sazonalidade.

3.7 REFERÊNCIAS

ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Rio Grande do Sul: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2000, 943 p.

Agência Nacional de Águas – ANA. **Evolução da Organização e Implementação da Gestão de Bacias no Brasil**. Brasília: 2002, 24 p.

APHA - American Public Health Association, AWWA American Water Works Association, WPCF - Water Pollution Control Federation. **Standard Methods of Water and Wastewater**, 1995, 19 ed. Washington.

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: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 5., 2001, Porto Alegre. **Anais ...** Porto Alegre, 2001, p. 1040-1041.

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. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, v. 3, n. 1, p. 21-51, jan/mar, 1998.

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. 176

BESSA M., V.; BREDEWEG, B. Building Qualitative Models with HOMER: A Study in Usability and Support. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON QUALITATIVE REASONING (QR'03), 17. **Proceedings...** Brasilia, 2003, p. 39-46.

BIRD, R. B.; STEWART, W. E.; LIGHTFOOT, E. N. **Transport phenomena**. New York: John Wiley and Sons, 1960. 780 p.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

BRAGA, B.; BARBOSA, P. S. F. N. Sistemas de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 3 n. 3, jul./set., p. 73-95, 1998.

BRASIL. Portaria nº 518 do Ministério da Saúde de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União. Brasília. 26 mar. 2004.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 13 mar. 2006.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: **Documentation and User Manual**. EPA 600/3-87/007. U.S. , Washington: Environmental Protection Agency, Office of Water. 1987.

CETESB - COMPANHIA DE SANEAMENTO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 2005**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Água/rios/relatórios.asp>>. Acesso em: 02 maio 2006.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2000, 236 p.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Relatório de Monitoramento das Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2004**. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br>>. Acesso em: 21 mar. 2006.

DI-BERNARDO, Luiz; DANTAS, Ângela Di-Bernardo. Tecnologia de tratamento. In: _____. **Métodos e técnicas de tratamento de água**, 2 ed. São Carlos: RiMa, v. 1, 2005. p. 5-40.

FERRAZ, A. R. G.; BRAGA, B. Modelo Decisório para a Outorga de Direito ao Uso da Água no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 3, n. 1, p. 5–19, 1998.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

FOX, R. W.; McDONALD, A. T.; PRITCHARD, P. J. **Introdução à Mecânica dos Fluidos**. Rio de Janeiro: LTC, 2006. 798 p.

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 p.

KOROTENKO, K. A., MAMEDOV, R. M., MOERS, C., N., K.. Prediction of the Dispersal of Oil Transport in the Caspian Sea Resulting from a Continuous Release, **Spill Science & Technology Bulletin**, Vol. 6, No. 5/6, p. 323-339, 2000.

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. Dissertação (Doutorado em Engenharia Civil-COPPE) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MERRET, S. **Introduction to the economic of water resources - an International perspective**. UCL. Press Limited, 1982, 211 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.

_____. 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.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

MORAN, M. J; SHAPIRO, H. N.; MUNDSON, B. R.; DeWITT, D. P., **Introdução à Engenharia de Sistemas Térmicos**: termodinâmica, mecânica dos fluidos e transferência de calor. Rio de Janeiro: LTC, 2005. 604 p.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2000, 416 p.

PAIVA, E. M. C. D. (orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001, 625 p.

PEREIRA T. V. MENDONÇA A. S. F. **Aplicação de modelagem computacional na simulação de parâmetros de qualidade da água relacionados com nitrogênio em curso d'água**. Espírito Santo: ABES, 2005, 10 p.

PERNAMBUCO. Decreto nº 11.358, de 29 de abril de 1986. Enquadra os cursos d'água das Bacias Hidrográficas dos Rios Jaboatão e Pirapama. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**. 30 abr. 1986.

RIBEIRO, M.O. Estudo da Poluição e Autodepuração nos Rios Melchior e Descoberto, na bacia do descoberto, DF/GO, com auxílio de modelos. **Ecologia**. ano 1, v. 2, p. 47-56, 1998.

ROQUE, W. et al. Sobre o Design de um Sistema de Suporte à Decisão para Estações Tratamento de Água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15. 2003, Curitiba. **Anais.....**, 2003, Curitiba: ABRH, 2003b.

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. Política Nacional de Educação Ambiental e Construção da cidadania: desafios contemporâneos. In: Ruscheinsky, A. **Educação Ambiental - abordagens múltiplas**. Porto Alegre: Artmed, 2002, 47 p.

SANTOS, A. C. K. Implementando ambientes de aprendizagem baseados em sistemas computacionais de modelagem para o pensamento sistêmico. In: SEMINÁRIO CREF E

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

MPEF. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004. Disponível em: <<http://www.fisica.furg.br/arion/implementando%20ambientes/>>. Acesso em: 23 jul. 2006.

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. 2006.

SOUZA, A. D. G.; TUNDISI, J. G. Hidrogeochemical comparatives study of the Jaú and Jacaré-Guaçu river watersheds. **Revista Brasileira Biologia**. v. 60, p. 563-570, 2000.

STREETER, V. L.; BEDFORD, K. W.; WYLIE, E. B., **Fluid Mechanics**. New York: McGraw-Hill, 1998. 752 p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; SCHROEDER, E. D. **Water Quality**. Addison-Wesley Pub.Inc. 1985.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO N. O. **Gestão da Água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001, 192 p.

_____. Cenários da Gestão da Água no Brasil: Uma Contribuição para a Visão Mundial da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 5, n. 3, p. 31-42, jul/set, 2000.

TUNDISI, J. G.. **Água no Século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA, 2. ed., 2005, 248 p.

VON SPERLING, M. Análise dos Padrões Brasileiros de Qualidade de Corpos d' água e de Lançamento de Efluentes Líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 3, n. 1, p. 111-132, jan/mar, 2005.

WORLD BANK GROUP. **Water Quality Models. Implementing Policies - Water Quality Management**. Pollution Prevention Abatement Handbook, 1998.

WUHRMANN, K. **Water Pollution Microbiology**. Mitchell R. ed. John Wiley & Sons, Inc., 1972, 416 p.

Santos, R. C. M. M. dos. Estudo de parâmetros relevantes da poluição..., Recife, 2008.

ZEILHOFER, P. et al. Um Ambiente SIG para Modelagem Integrada da Qualidade da Água Utilizando QUAL2E. **Caminhos da Geografia**. v. 8, p. 107-125, 2003.

CAPÍTULO 4

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O lançamento de efluentes de lavanderia e tinturaria industriais tratados contribui para a poluição do rio Capibaribe em Toritama por aumentar a salinidade, diminuir a concentração de OD e elevar a contaminação bacteriológica da água;
- a determinação das condições mínimas para elaboração de um modelo para simulação do impacto ambiental causado pelo descarte do efluente é impossibilitada pela poluição difusa de lavanderias e tinturarias industriais localizadas nas margens do rio Capibaribe, sazonalidade desse Rio e existência de barragens de nível no trecho investigado;
- há necessidade de definir condições e parâmetros que possibilitem a criação de um modelo para simular a poluição no trecho investigado causada por efluentes de lavanderia e tinturaria industriais, para dar suporte à gestão de recursos hídricos na região.