

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA (UNB)

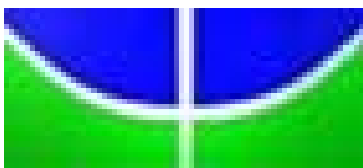
**FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO, CONTABILIDADE E
CIÊNCIA DA INFORMAÇÃO E DOCUMENTAÇÃO (FACE)**

DEPARTAMENTO DE ECONOMIA

**CUSTO-EFETIVIDADE E PADRÕES AMBIENTAIS:
IMPLICAÇÕES PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS
NO BRASIL**

ATTILA MORAES JARDIM JUNIOR

BRASÍLIA-DF
2006



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA (UNB)

**FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO, CONTABILIDADE E
CIÊNCIA DA INFORMAÇÃO E DOCUMENTAÇÃO (FACE)**

DEPARTAMENTO DE ECONOMIA

CUSTO-EFETIVIDADE E PADRÕES AMBIENTAIS: IMPLICAÇÕES PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS NO BRASIL

ATTILA MORAES JARDIM JUNIOR

Dissertação apresentada ao Departamento de Economia da Universidade de Brasília para cumprimento parcial dos requisitos exigidos, visando a obtenção de título de Mestre em Economia – Gestão Econômica do Meio Ambiente.

Orientadora: Prof. Dr. Denise Imbroisi

BRASÍLIA - DF
2006

ATTILA MORAES JARDIM JÚNIOR

***“Custo Efetividades e Padrões Ambientais: Implicações para
Tratamento de Esgoto no Brasil”***

Dissertação aprovada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Gestão Econômica do Meio Ambiente** do Programa de Pós-Graduação em Economia – Departamento de Economia da Universidade de Brasília, por intermédio do Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA). Comissão Examinadora formada pelos professores:

Prof^a. Dr^a. Denise Imbroisi
Instituto de Química – UnB

Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira
Departamento de Economia – UnB

Prof. Dr. Ricardo Coelho de Farias
Universidade Católica de Brasília – UCB

Brasília, 06 de novembro de 2006.

À memória de meu pai Atilla Moraes Jardim

Que com amor, simplicidade e retidão buscou me abrir os olhos para a vida.

À minha mãe Maria, meus irmãos Gustavo, Paula e Guilherme, e meus filhos Frederico, Pedro e Vítor

Que me acolheram como um ente querido na família e de tudo fazem para que nossas vidas sejam repletas de amor, alegria, dignidade e esperança.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho só existiu pela capacidade, esforço e dedicação do corpo docente do Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura do Departamento de Economia da Universidade de Brasília (CEEMA). Manifestamos nossa lembrança do Professor Cleandro Bustomante (*in memoriam*). Particularmente, reverenciamos o professor Dr. Jorge Madeira Nogueira pela obstinação acadêmica, dinamismo e incentivo.

Agradecemos especialmente à pessoa e à orientadora deste trabalho, Prof^a. Dr^a. Denise Imbroisi. Sua determinação e conhecimento foram muito valiosos para o nosso estudo. Sempre nos estimulou a suplantar limitações, apontando-nos alternativas e evidenciando que a busca do conhecimento representa um atalho ao pesquisador.

Ressaltamos a iniciativa e a participação da Uni-Anhanguera na promoção do Mestrado em Goiânia. Nossa lembrança aos seus colaboradores que sempre apoiaram a nossa turma.

Agradecemos aos colegas mestrandos pela amizade e gratuidade dos momentos difíceis e prazerosos que vivenciamos juntos. Essa oportunidade foi muito preciosa em nossa vida. Manifestamos gratidão, sobretudo, à tolerância coletiva às nossas excessivas intervenções durante as aulas. Repartimos esta nossa conquista à força e ao apoio que sempre de vocês recebemos. Ao Daniel Ferreira, pelo exemplo de desprendimento e coleguismo, nosso muito obrigado. Nossos sinceros agradecimentos ao Claudinei Rigonatto e à Vivian Aranha pela cordial atenção de sempre ouvirem e esclareceram as nossas dúvidas. Agradecemos ainda ao Wiliam da Costa, pela imprescindível ajuda na reta final.

Somos gratos aos colegas da SANEAGO, engenheiros Ana Lucia C. L. Rocha, Eduardo J. de Sousa e Marisa P. Sant'Ana pela revisão do Apêndice 2. Agradecemos também o apoio dos engenheiros Godard T. Vieira e Myriam V. C. Marins na definição da ETE apropriada à modelagem do Capítulo 5 e na atualização do seu orçamento. Agradecemos, por fim, às colegas engenheira Juliana M. Sousa e advogada Simone C. Vilela no entendimento da lei do saneamento.

Resumo

Esta dissertação aborda o estabelecimento de ações governamentais para o equacionamento dos serviços de saneamento objetivando a proteção dos recursos hídricos no Brasil. Há um leque de iniciativas necessárias, boa parte delas requerendo elevados investimentos, que quase nunca têm sido disponibilizados em tempo desejável. O trabalho apresenta as perspectivas dos setores de saneamento e de recursos hídricos no Brasil com a promulgação da Lei Federal 11.445/2007. Com relação à alocação de recursos, a dissertação ressalta que ela tem que ser custo-efetiva e que o estabelecimento de padrões deve ter suporte na teoria econômica ambiental. A revisão literária evidenciou que, quando há escassez, o enfoque de atribuir elevados padrões para tratamento de esgotos sem preocupação com custos e prazos envolvidos não oportuniza os maiores ganhos sociais. A diluição de esgoto nos corpos hídricos deveria assumir um nível ótimo de poluição, permitindo que a meta ambiental proporcionasse a maior satisfação à sociedade. Afinal, de um lado, a sociedade deseja recursos hídricos com qualidade ambiental e, de outro, acaba pagando pelos serviços de saneamento na condição de usuária. A dissertação evidencia a complexidade desse tema e avalia, por meio de modelagem, dois tipos de etapalização na implantação de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) no Brasil: I) abordagem usual à engenharia; e II) abordagem equi-marginal. A modelagem comparativa de implantação por etapas de 4 ETEs, ao longo de 20 anos, com desembolso de 6 parcelas de mesmo valor nominal, para 4 cargas poluidoras fixas, evidenciou que o enfoque da análise agregada, com o uso do Princípio da Equi-Marginalidade, apresenta ganhos ambientais acumulados 68% superiores ao caminho usual de implantação por etapas de ETEs. Ao mesmo tempo, os ganhos iniciais do enfoque agregado apresentaram-se comparativamente muito superiores. Já na primeira parcela de recursos liberados, a razão entre os níveis de proteção atingidos foi de 3,75. Embora aparentemente paradoxal, o trabalho mostra que na recuperação de cursos hídricos degradados, na condição atual brasileira, a redução imediata dos padrões pode conduzir à obtenção de maior proteção ambiental.

Palavras chave: custo-efetividade, gradualização de padrões, princípio da equi-marginalidade.

Abstract

This essay deals with the establishment of government actions to offer sanitation services, aiming the protection of the hydro resources in Brazil. There is a variety of necessary initiatives, a great many of them requiring high cost investments, which are never available in time. The work presents the perspectives of the sanitation and hydro sectors in Brazil with the issuing of the Federal Law 11,445/2007. In relation to the liberation of financial resources, the study points out that they must be cost-effective and that the establishment of standards must be supported by the environmental economic theory. The bibliographic revision evidenced that, when there is scarcity, attributing high standards for the treatment of sewage without worrying about the costs and deadlines involved does not give conditions to achieve higher social gains. The dilution of sewage into the water bodies should assume an optimal level of pollution, allowing this environmental goal to provide the society with a higher level of satisfaction. Thus, on one hand, the society wants water resources with environmental quality and, on the other hand, it has to pay for the sanitation services, as a user. The work analyses the complexity of this theme and evaluates, by means of modeling, two kinds of steps in the implementation of Wastewater Treatment Plants Owned and Operated by Municipalities and Local Sewer Districts (POTWs) in Brazil: I) the usual engineering approach; and II) the equimarginal approach. The comparative modeling of implantation by steps of 4 POTWs, during 20 years with the payment in 6 equal parcels, for 4 fixed polluting cargoes, has made evident that the aggregate analysis with the use of the Principle of Equi-marginality has presented accumulated environmental gains 68% higher than the usual way of implementation of POTWs by steps. At the same time, the initial gains of the aggregated approach presented comparatively higher levels. Even in the first parcel of authorized resources, the rate between the levels of protection attained has been of 3.75 (equimarginal/engineering approach). Though, supposedly a paradox, the study shows that in the recovery of degraded water streams, in the present Brazilian condition, immediate reduction of the standards may lead to a better environment protection.

Key words: cost-effectiveness, gradualization of standards, principle of equi-marginality

Lista de Figuras

Figura 2.1: Trocas em uma Caixa de Edgeworth	6
Figura 2.2: Ilustração esquemática das áreas de estudo da economia ambiental	8
Figura 2.3: O funcionamento do sistema econômico e a poluição.....	10
Figura 2.4: Inter-relações e níveis de atuação política econômica	18
Figura 3.1: Solução de barganha para uma externalidade	32
Figura 5.1: Aspectos importantes observados na seleção de sistemas de tratamento de esgoto entre as nações pobres e ricas	73
Figura 5.2: Estação modular de tratamento: “ETE Modelo”	76
Figura 5.3: Forma comum aos projetos de engenharia de conceber etapas de implantação de lagoas de estabilização na implementação de ETES	77
Figura 5.4: Forma proposta nesta dissertação de conceber etapas para implantação de lagoas de estabilização na implementação de ETES	78
Figura 5.5: Componentes implantados com o 1º desembolso	84
Figura 5.6: Componentes implantados com o 2º desembolso	85
Figura 5.7: Componentes implantados com o 3º desembolso	86
Figura 5.8: Componentes implantados com o 4º desembolso	87
Figura 5.9: Componentes implantados com o 5º desembolso	86
Figura 5.10: Componentes implantados com o 6º desembolso	89
Figura 5.11: Custo Marginal de recuperação da poluição	91
Figura 5.12: Componentes implantados com o 1º desembolso	92
Figura 5.13: Componentes implantados com o 2º desembolso	93
Figura 5.14: Componentes implantados com o 3º desembolso	94
Figura 5.15: Componentes implantados com o 4º desembolso	95
Figura 5.16: Componentes implantados com o 5º desembolso	96
Figura 5.17: Componentes implantados com o 6º desembolso	97
Figura 5.18: Abatimento acumulado da poluição ao longo dos 20 anos.....	100
Figura 5.19: Abatimento comparativo da poluição em cada período	101
Figura 5.20: Capacidade de redução da poluição instalada (em relação ao fim do plano)	102

Lista de Gráficos

Gráfico 2.1: Custo de produção total, receita total e benefício total da produção.....	12
Gráfico 2.2: Benefício total da produção e benefício marginal da poluição.....	13
Gráfico 2.3: Dano marginal da poluição.....	13
Gráfico 2.4: Poluição ótima	14
Gráfico 2.5: Abatimento de uma carga poluidora quando se utiliza o mesmo custo marginal de redução da poluição para as indústrias A e B	39
Gráfico 2.6: Custos marginais para redução da poluição para as indústrias A e B quando se utiliza o mesmo padrão de emissão	40

Lista de Quadros

Quadro 3.1: Critérios de seleção/avaliação de instrumentos de gestão ambiental	36
Quadro 3.2: Parâmetros usuais de qualidade de água	43
Quadro 5.1: Tipos de processos de tratamento de esgotos usuais no Brasil em função do poluente a reduzir	67
Quadro 5.2: Obtenção de níveis de tratamento com diferentes sistemas	67
Quadro 5.3: Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos em nível secundário	68
Quadro 5.4: Custo dos componentes da ETE	80
Quadro 5.5: Valores de projeto adotados para as taxas de redução da poluição, expressa em DBO, por fase de tratamento	81
Quadro 5.6: Taxas de redução da poluição por fase de tratamento	81
Quadro 5.7: Valores nominais das parcelas e seus períodos de desembolso ...	82
Quadro 5.8: Valores nominais e presentes das parcelas e seus períodos de desembolso	83

Quadro 5.9: Investimentos efetuados e ganhos ambientais decorrentes da implementação das ETEs segundo alternativa usual à engenharia	90
Quadro 5.10: Obtenção do custo marginal de redução da poluição em cada fase de tratamento da ETE	91
Quadro 5.11: Investimentos efetuados e ganhos ambientais decorrentes segundo a implementação proposta nesta dissertação	98
Quadro 5.12: Interferência dos desembolsos aos recursos efetivamente aplicados nas alternativas	99

Lista de Abreviaturas

ACB – Análise de Custo Benefício

ACE – Análise de Custo-Efetividade

ANA – Agência Nacional de Águas

BNH – Banco Nacional de Habitação

CC – Comandos e Controles

CD – Controle Diretos

CESBs – Companhias Estaduais de Saneamento Básico

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DNAEE – Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

L.A. – Lagoa Anaeróbia

L.F. – Lagoa Facultativa

L.M.A – Lagoa de Maturação A

L.M.B – Lagoa de Maturação B

FUNASA – Fundação Nacional da Saúde

IE – Instrumentos Econômicos

IP – Instrumentos de Persuasão

OMS – Organização Mundial de Saúde

PLANASA – Plano Nacional do Saneamento

POTWs - Wastewater Treatment Plants Owned and Operated by Municipalities and
Local Sewer Districts

Lista de Anexos

ANEXO 1 – Síntese da Revisão do Projeto de Esgotamento Sanitário da Bacia Oeste de Rio Verde – GO	114
--	------------

ANEXO 2 – Orçamento Atualizado da Estação de Tratamento de Esgoto da Bacia Oeste da Cidade de Rio Verde – Goiás	118
--	------------

Lista de Apêndices

APÊNDICE 1 – Uso Prático do Princípio da Equi-Marginalidade	125
--	------------

APÊNDICE 2 – Processo de Tratamento de Esgoto	129
--	------------

CUSTO-EFETIVIDADE E PADRÕES AMBIENTAIS: IMPLICAÇÕES PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS NO BRASIL

Sumário

1. INTRODUÇÃO	1
2. A INCORPORAÇÃO DA TEORIA ECONÔMICA AMBIENTAL PARA FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS	5
2.1 A Economia do Bem-Estar Social e a Eficiência Econômica em Mercados Competitivos	5
2.2 Os Fundamentos da Economia Ambiental Neoclássica e a Teoria da Poluição de Fluxo	7
2.3 Fins e objetivos governamentais: a teoria econômica e a formulação das políticas públicas	15
2.4 Ferramentas de avaliação econômica ambiental para a análise de política pública. O uso de Análise Custo-Efetividade (ACE)	20
3. DEFINIÇÃO DE POLÍTICA AMBIENTAL	24
3.1 Intervenção Governamental para Gestão Ambiental – justificativas e fragilidades	25
3.2 Instrumentos de Gestão Ambiental – <i>uma abordagem sintética</i>	27
3.2.1 Instrumentos de Persuasão (IP)	27
3.2.2 Instrumentos Econômicos (IE)	28
3.2.3 Legislação como Instrumento de Gestão Ambiental.....	30
3.2.3.1 Leis de Responsabilidade.....	30
3.2.3.2 Negociações com Direitos de Propriedade Definidos	31
3.2.3.3 Comandos e controles (CC)	33
3.2.4 Considerações Gerais	35
3.3 O Uso de Padrões Ambientais	35
3.3.1 Padrões ambientais	37
3.3.2 Padrões de emissão	37

3.3.3 Padrões tecnológicos	38
3.4 O Princípio de Equi-Marginalidade	38
3.5 Padrões para diluição de esgotos sanitários no Brasil	41
4.0 O GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E O ESTABELECIMENTO DE POLÍTICAS DE SANEAMENTO COMPATÍVEIS: Implicações Sobre a Diluição de Esgotos Sanitários no Brasil	44
4.1 O Gerenciamento do Recurso Natural Água	44
4.2 A Gestão dos Recursos Hídricos e os Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário	49
4.3 A Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil	52
4.4 Os Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário no Brasil	54
4.5 O Quadro Atual Brasileiro: <i>as perspectivas da interface dos setores de Saneamento e Recursos Hídricos mediante as novas políticas públicas</i>	59
4.6 Aspectos técnicos do novo quadro institucional que buscam equacionar o esgotamento sanitário e a conservação dos recursos hídricos	63
5. A RECUPERAÇÃO DE CURSOS HÍDRICOS DEGRADADOS E A CUSTO-EFETIVIDADE DA OBTENÇÃO GRADUAL DA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO ...	65
5.1 Processos de Tratamento de Esgoto	65
5.1.1 Classificação dos processos de tratamento de esgoto	65
5.1.2 Níveis de tratamento de esgoto	66
5.1.3 Sistemas de tratamento de esgoto	66
5.1.4 Tratamento e disposição final de lodo	69
5.2 Selecionando plantas de tratamento de esgoto	69
5.3 Concepção de um Modelo para a Análise da Custo-Efetividade (ACE) da Gradualização de Padrões na Recuperação de Corpos Hídricos Degradados por Diluição de Esgoto Doméstico no Brasil	73
5.3.1 Objetivo da modelagem	74
5.3.2 Escolha do tipo desejável de sistema de tratamento para a modelagem ..	74
5.3.3 Evidência de dois caminhos diferenciados para implantação de ETEs, um	

utilizado pela engenharia e o outro sugerido pela economia ambiental	76
5.3.4 Dados referentes às ETEs não considerados na modelagem	79
5.3.5 Custos dos componentes da ETE.....	80
5.3.6 Taxas de redução da poluição para diferentes etapas (expressas em % DBO)	80
5.3.7 Desembolso dos recursos de investimento	82
5.3.8 Taxa de correção financeira dos investimentos	83
5.4 Desenvolvimento de Análise da Custo-Efetividade (ACE) da Gradualização de Padrões na Recuperação de Corpos Hídricos Degradados por Diluição de Esgoto Sanitário no Brasil	83
5.4.1 Avaliação da implantação das 4 ETEs por etapas, durante 20 anos, segundo o enfoque usual à engenharia	83
5.4.2 Avaliação da implantação das 4 ETEs por etapas, durante 20 anos, segundo o Princípio da Equi-Marginalidade	90
5.5 Análise dos resultados obtidos na modelagem	98
5.5.1 Interferências dos desembolsos vinculados às fases de obra e as decorrentes implicações à ACE	98
5.5.2 Análise do alcance ambiental das alternativas estudadas	100
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110

1. INTRODUÇÃO

*“Depende de nós / Que já foi ou ainda é criança
Que acredita ou tem a esperança / Que faz tudo prum mundo melhor...
Depende de nós / Se esse mundo ainda tem jeito
Apesar do que o homem tem feito / Se a vida sobreviverá”*

Trecho da letra de Vitor Martins para música de Ivan Lins

No Brasil, o índice médio de atendimento à população urbana com coleta de esgoto é de 47%, enquanto apenas 31,7% da população urbana tem seu esgoto coletado e tratado, segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto (MCIDADES, 2006). A diferença entre os índices de coleta e tratamento de esgoto, na ordem de 15,3%, implica que as empresas de saneamento fazem um despejo de 6,4 mil toneladas de DBO_{20} /dia, na forma de esgoto bruto, nos cursos hídricos (MMA b, 2006 p.185). Esse quadro representa um grave problema ambiental com reflexos na qualidade de vida e na saúde pública.

A recuperação desses cursos hídricos degradados demanda elevado gasto financeiro. Tomando-se por base a fraca capacidade de expansão do setor de saneamento nas duas últimas décadas, é de se supor que a correção desse problema seja tarefa de longo prazo. Por isso, o Estado deve preocupar-se em buscar os meios de se atingir os melhores resultados com os escassos recursos disponíveis. O presente trabalho evidencia na teoria econômica ambiental um suporte que pode contribuir para solução desse problema com custo-efetividade.

O principal objetivo desta dissertação é o de avaliar se a implantação gradual de padrões para tratamento de esgoto no Brasil poderia trazer grande impacto comparativo inicial e maiores ganhos ambientais acumulados na recuperação dos corpos de água degradados, já que existe escassez de recursos para financiamento do setor e essa tarefa apresenta-se de longo prazo. O trabalho explora dois caminhos para aplicação de recursos financeiros de implantação de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) nos cursos hídricos atualmente poluídos: 1) a forma usual de se projetar ETEs buscando-se atendimento aos padrões ambientais vigentes e a viabilidade econômica da exploração da atividade, na recuperação de cada fonte poluidora, isoladamente, e; 2) a análise da recuperação ambiental

agregada, ou seja, o caminho de se aplicar recursos financeiros buscando-se os maiores ganhos ambientais acumulados, independentemente de se observar, caso a caso, a obtenção dos padrões atuais estipulados pelo governo. A dissertação não propõe a desobediência às leis, simplesmente compara a realidade atual de degradação ambiental, em que poucas ETEs podem ser construídas na sua integralidade, pelo rigor das exigências, com a possibilidade de se implementar proporcionalmente um número muito maior de ETEs com menores taxas individuais de tratamento, porém buscando-se maiores ganhos acumulados. Nesse caso, os processos de tratamento conjuntamente, seriam aprimorados gradativamente, ao longo do prazo possível de financiamento do setor.

A questão é paradoxal, pois pressupõe que em um programa de recuperação dos recursos hídricos poluídos, a redução imediata das exigências ofereceria um maior nível de proteção. Nesse aspecto, o estudo poderia contribuir de forma relevante e original para a expansão do saneamento. A idéia séria gradualizar as exigências em um horizonte de médio prazo, uma vez reduções mais exigentes apresentam custos extremamente elevados.

Outro objetivo é o de reforçar a necessidade do fortalecimento das instituições ambientais e de saneamento, pela utilização de políticas consistentes que promovam efetivamente a sustentação desses setores. A Análise de Custo Efetividade – ACE é uma ferramenta que pode ser valiosa no alcance de metas sob regime de forte escassez de recursos financeiros. Sua utilização é apropriada, sobretudo, em países em desenvolvimento e é discutida nesta dissertação.

Os capítulos iniciais do trabalho consistem em uma revisão da literatura em teoria econômica ambiental e do setor do saneamento. No segundo capítulo, trata-se da incorporação da teoria econômica ambiental na formulação de políticas públicas. Salientam-se os fundamentos da economia ambiental e o seu enfoque em poluição de fluxo, evidenciando-se as externalidades e as dificuldades do mercado livre responder à degradação ambiental. Assim, justifica-se a necessidade do governo intervir sobre a economia por implementação de políticas públicas consistentes, que promovam a valorização das instituições públicas e que assegurem sustentação dos recursos hídricos e viabilidade econômica dos serviços de saneamento. Ao se descrever programas governamentais, ressalta-se a necessidade de utilização de

instrumentos de avaliação de políticas públicas. O segundo capítulo faz ainda uma abordagem de Análise de Custo-Efetividade (ACE) para projetos ambientais. Afinal, a fixação de metas representa um custo à economia do país. O uso de ACE favorece a obtenção dos meios de atingir-se metas aos menores custos ou, a partir de um recurso limitado, alcançar-se os melhores resultados.

O terceiro capítulo aborda a definição de política ambiental. Sinteticamente, apresentam-se os instrumentos de gestão ambiental: Instrumentos de Persuasão (IP); Instrumentos Econômicos (IE); e o uso de legislação. Dentre os diversos usos da legislação como instrumento de gestão ambiental, aborda-se especialmente a aplicação de Comandos e Controles (CC). Ressalta-se então a utilização de padrões, evidentemente, porque o controle sobre a diluição de esgotos se dá por limitação da poluição em um nível exigido por lei, ou seja, pelo uso de padrões. Nesse capítulo é apresentado, por fim, o Princípio da Equi-Marginalidade, que oferece aos setores de saneamento e recursos hídricos uma concepção diferenciada de proposição de padrões. O seu uso conduz a recuperação de cursos hídricos pela equiparação dos custos marginais de recuperação da poluição entre os diversos agentes poluidores. Esse princípio é custo-efetivo. Sua adoção pode contribuir para que as agências ambientais, sob escassez de recursos, implementem o gradualismo nas exigências ambientais.

O quarto capítulo trata do gerenciamento de recursos hídricos e o estabelecimento de políticas de saneamento compatíveis, abrangendo as implicações da diluição de esgotos sanitários no Brasil. Inicialmente, busca-se apresentar o caminho tomado por diversos países na proteção dos seus recursos hídricos. Da mesma forma, descrevem-se os serviços de abastecimento de água e coleta/tratamento de esgoto. Posteriormente, essas análises recaem sobre o caso brasileiro, com ênfase no novo quadro regulatório do Brasil. A Lei 11.445/2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, é retratada. Em princípio, foca-se a sua eficácia para a pretendida universalização do saneamento, à luz da teoria de formulação de política pública, apresentada no Capítulo 2. Em seguida, busca-se descrever as perspectivas de interface entre os setores do saneamento e de recursos hídricos, mediante o novo cenário institucional brasileiro.

O quinto capítulo descreve a recuperação de cursos hídricos degradados pela implementação gradual de redução da poluição em ETEs e sua custo-efetividade. Apresenta-se uma abordagem sintética da engenharia do processo de tratamento de esgoto evidenciando que o tratamento é um processo seqüencial e que se dá por fases ou níveis de tratamento, possibilitando assim sua modulação, visando a implantação por etapas. Um modelo para estudo da custo-efetividade de implantação gradual de ETEs, sob restrições econômicas, em longo prazo, é concebido objetivando a recuperação de cursos hídricos degradados. O trabalho propõe análise comparativa entre duas formas de se estabelecer etapas para a implantação de ETEs. Enquanto a engenharia busca a adequação às exigências ambientais e à viabilidade individual de projetos, esta dissertação, valendo-se do Princípio da Equi-Marginalidade da economia ambiental, propõe a análise agregada de implantação de ETEs.

No último capítulo, apresentam-se as considerações finais da dissertação. Analisam-se as vantagens oferecidas pela modelagem na implantação agregada de ETEs por etapas com a utilização do Princípio da Equi-Marginalidade. Evidencia-se a possibilidade dessa proposta representar uma das ferramentas para formulação de um programa de recuperação dos cursos hídricos degradados no Brasil. As análises sugerem que o gerenciamento dos setores de saneamento e recursos hídricos necessita de um leque de iniciativas. Essas iniciativas, em sua maioria, demandam elevados recursos financeiros, nem sempre disponíveis em tempo desejável. Assim, questiona-se o novo quadro institucional do país, mediante a nova lei do saneamento, Lei Federal 11.445/2007. Trará ele respostas às demandas dos setores?

2. A INCORPORAÇÃO DA TEORIA ECONÔMICA AMBIENTAL PARA FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS

2.1 A Economia do Bem-Estar Social e a Eficiência Econômica em Mercados Competitivos.

O tratamento predominante da comunidade econômica contemporânea às questões ambientais fundamenta-se nos preceitos da economia neoclássica. Nesta, a escolha social é feita a partir de valores individuais, onde os agentes tomam decisões, buscando maximizar suas utilidades. À análise conjunta das utilidades individuais denomina-se economia do bem estar social. A teoria do bem estar social, representa a base de sustentação da teoria do equilíbrio geral, onde os mercados são interdependentes e por isto as condições de um mercado podem interferir nas condições de outro, por meio de sucessivos processos de realimentação, até se obter o equilíbrio conjunto (PINDYCK & RUBINFELD, 2002, p. 5-6, 567-571).

Quando se analisa o equilíbrio geral, o estudo da economia das trocas representa uma alternativa eficaz para o entendimento do conceito de eficiência econômica, ou eficiência de Pareto. De uma maneira geral, trocas voluntárias representam vantagens aos agentes econômicos se existem informações completas a respeito das preferências e se essas trocas não envolvem custos significativos. O conceito de Pareto pressupõe que em uma distribuição eficiente das mercadorias, ninguém, ou nenhum país, consegue aumentar o seu bem estar sem reduzir o bem estar de alguma outra pessoa, ou de algum outro país (PINDYCK & RUBINFELD, 2002, p. 569-573).

O estudo da economia das trocas e eficiência econômica pode ser tratado por um modelo de simples visualização, intitulado “caixa de Edgeworth”. A Figura 2.1 mostra esse diagrama. O eixo horizontal descreve a quantidade de mercadorias “A”, enquanto o eixo vertical, a quantidade da mercadoria “B”. As quantidades pertencentes ao agente “1” são vistas a partir do ponto de origem “ O_1 ”, enquanto as quantidades do agente “2” são vistas a partir do ponto de origem “ O_2 ”. Cada ponto nesta “caixa” mostra as cestas de mercado de ambos os consumidores. As linhas em vermelho U_1 representam curvas de indiferença do agente 1, enquanto as linhas em azul U_2 representam as curvas de indiferença do agente 2. Todos os pontos fora da

curva de contrato são ineficientes e representam possibilidades de ganhos para um dos agentes, ou para ambos. Os pontos que formam a curva de contrato representam as alocações eficientes. Ao longo dela qualquer ganho de um dos agentes representa inevitável perda de utilidade ao outro (PINDYCK & RUBINFELD, 2002, p. 573-579).

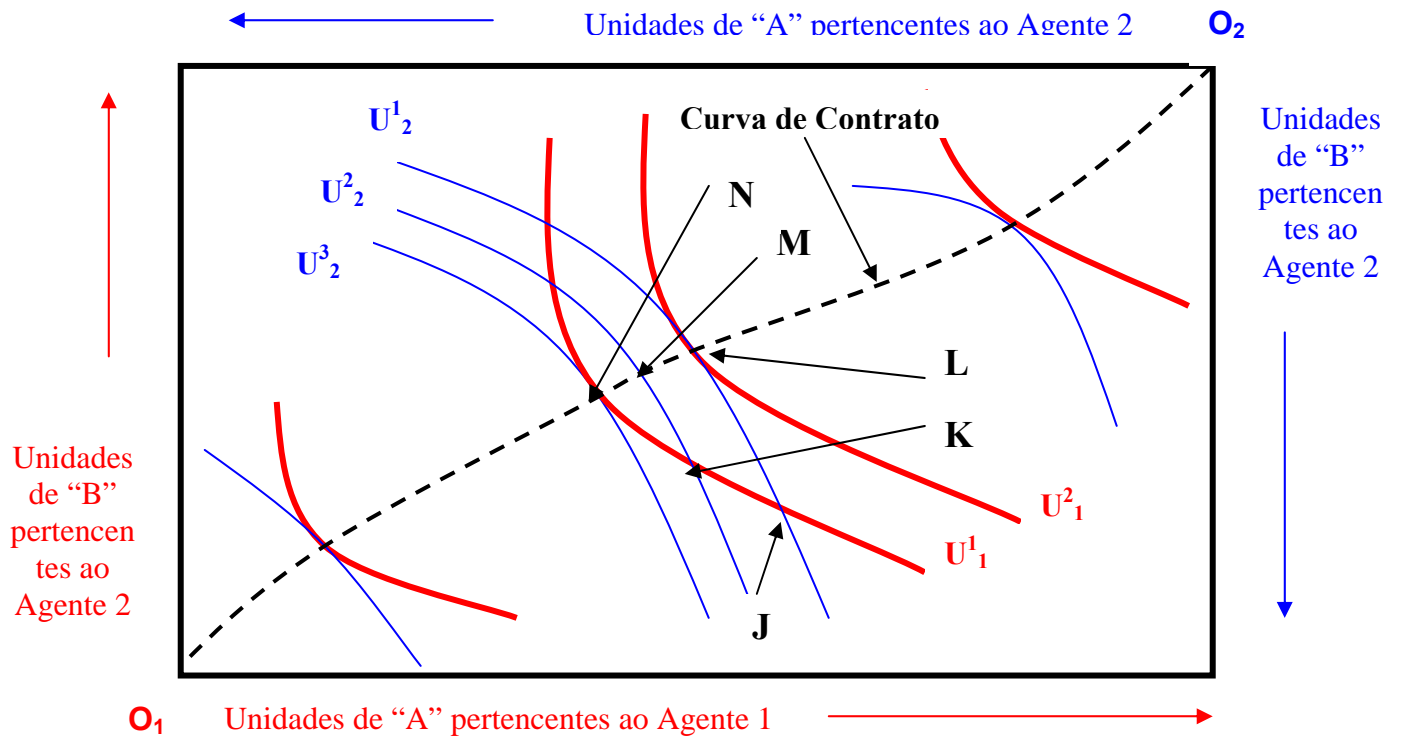


Figura 2.1: Trocas em uma Caixa de Edgeworth

Fonte: Pindyck e Rubinfeld, 2002, p. 575.

O diagrama ilustra a possibilidade de agentes consumidores aumentarem suas satisfações por meio de trocas de produtos. Sendo **J** o ponto de alocação inicial, o ponto **K** representa uma possibilidade de troca em que a utilidade do agente "1" permanece a mesma, mas a utilidade do agente "2" é aumentada, embora não tenha ocorrido ainda uma troca eficiente. Os pontos compreendidos ao longo da curva de contrato, entre **L** e **N**, representam as possibilidades de alocações eficientes, a partir da alocação inicial **J**. O ponto **M** representa uma possibilidade de troca em que ambos saem ganhando.

Assim, pode-se afirmar que o resultado do equilíbrio competitivo fatalmente representará a eficiência de Pareto. Esta idéia é descrita como primeiro teorema do bem-estar econômico, que afirma o seguinte: *“Em uma economia competitiva, um equilíbrio do mercado é um ponto ótimo no sentido de Pareto”*.

Ao mesmo tempo, a partir de qualquer alocação inicial, pode-se observar que em um mercado competitivo os agentes tenderão a fazer trocas até atingirem a maximização de suas utilidades. A alocação de equilíbrio fatalmente recairá sobre a curva de contrato e portanto será eficiente. Trata-se da forma mais direta de ilustrar o modo de funcionamento da famosa *mão invisível* de Adam Smith. Esta idéia pode ser sintetizada pelo segundo teorema do bem-estar econômico, que afirma o seguinte: *“Em uma economia competitiva, qualquer alocação inicial ineficiente é conduzida a uma alocação ótima de Pareto, desde que se operem livremente as forças do mercado”* (KOLSTAD, 2001, p.71; PINDYCK & RUBINFELD, 2002, p. 578).

Os Fundamentos da Economia Ambiental Neoclássica e a Teoria da Poluição de Fluxo.

A economia ambiental trata precisamente dos efeitos da economia sobre o meio ambiente, a importância do meio ambiente para a economia e a forma apropriada de regular a atividade econômica, de tal maneira que se obtenha um equilíbrio entre os objetivos ambientais, econômicos e sociais (KOLSTAD, 2001, p. 1; FIELD, 1995, p. 26).

A definição desse equilíbrio para compatibilizar objetivos de diferentes áreas das ciências vem gerando controvérsias no meio acadêmico. Para muitos, definir uma economia sustentável ambientalmente demanda uma revisão da concepção neoclássica linear e “aberta” dos livros atuais de economia, que apresentam uma visão frágil da dimensão dos problemas que deveriam focar. Para tratar da relação da economia com o meio ambiente, o princípio simplificado do balanço de materiais e energia, deixa evidente a existência de dois ramos principais de enfoque da economia ambiental (Figura 2.2). Ao se inserir o processo econômico no meio ambiente, pode-se visualizar que os materiais e energia extraídos do meio ambiente são estudados pela “economia dos recursos naturais”. Esses materiais e energia após passarem pelos processos de produção e consumo, voltam ao meio ambiente

na forma de resíduos e rejeitos, e são estudados pela “teoria econômica da poluição” (MUELLER, 2003, p. 58; FIELD, 1995, p.26).

Hoje, a corrente principal da economia apóia-se na teoria neoclássica para tratar esses dois ramos. A definição do nível de proteção ambiental se dá a partir da teoria do bem estar social. A mão invisível do mercado, sugerida por Adam Smith, em mercados competitivos e perfeitos por certo conduz às melhores soluções econômicas, sociais e ambientais.

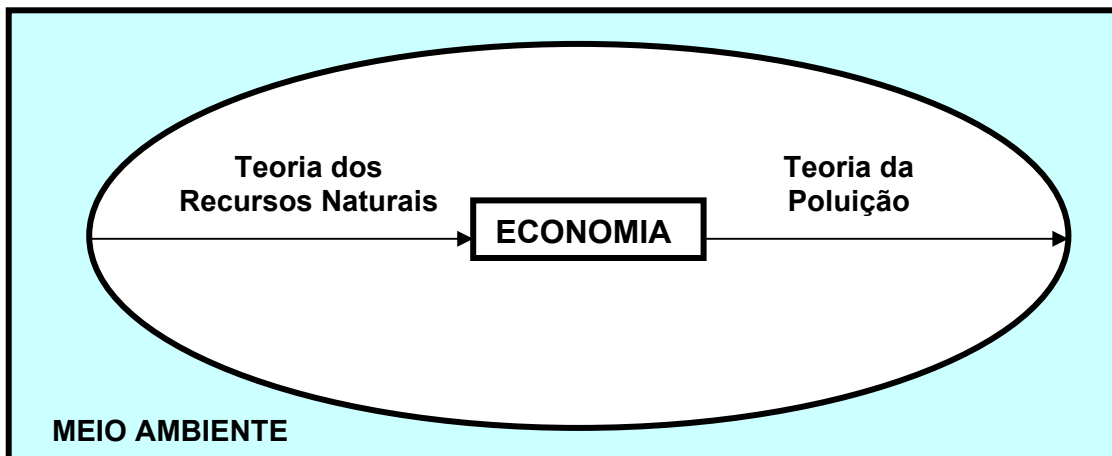


Figura 2.2: Ilustração esquemática das áreas de estudo da economia ambiental
Fonte: Field, 1995, p. 26.

No entanto, mercados reais frequentemente apresentam imperfeições¹. Assim, os danos ambientais estão relacionados a dois tipos comuns de falhas: externalidades e bens públicos². Contador (2000, p.251-253) descreve sobre duas características comuns às externalidades. A primeira é que elas geralmente decorrem de definição imprecisa de direito de propriedade e não do comportamento perverso ou bondoso dos indivíduos e empresas. A segunda é o seu caráter incidental, ou seja, a empresa que polui, ou a pessoa que joga papel no chão não tem interesse nenhum em poluir, mas sim produzir ou desfazer do invólucro do

¹ Para que mercados fossem perfeitos, algumas condições básicas teriam que ser simultaneamente atendidas, tais como: existência de muitos compradores e vendedores; os agentes aceitariam preços; os produtos seriam homogêneos e teriam preços bem definidos; as empresas teriam livre entrada e saída; os direitos de propriedade seriam bem definidos; os agentes deveriam ter informações completas e precisas sobre o mercado; e os agentes não provocariam externalidades em suas ações, entre outras (Pindyck e Rubinfeld, 2002, p. 8, 250, 292).

² Uma externalidade ocorre quando alguma atividade de produção ou de consumo traz um efeito indireto sobre outras atividades de produção ou consumo, que não se reflete diretamente nos preços de mercado, enquanto bens públicos apresentam características de serem não exclusivos e não disputáveis, portanto não têm direito de propriedade bem definidos (Pindyck e Rubinfeld, 2002, p. 631-660).

sorvete. Nesse caso a poluição pode ser entendida como uma consequência e não propriamente um objetivo.

Define-se poluição como a denominação genérica dos fluxos de resíduos, de dejetos de materiais, gerados pelo sistema econômico e despejados no meio ambiente. Esses resíduos e dejetos são depositados na atmosfera, nas águas, no solo e na biota, gerando impactos negativos. A magnitude dos danos depende da intensidade da emissão e da resiliência do meio ambiente, ou seja, da capacidade que este tem de absorver tais emissões e se regenerar. A poluição engloba diferentes categorias de características e impactos. Algumas vezes representam fenômenos não totalmente compreendidos ainda pela ciência. Os danos totais da poluição, em um dado período de tempo, decorrem tanto de fluxos de poluentes, ocasionando a chamada poluição de fluxo, como do seu acúmulo no meio ambiente, tendo a denominação de poluição de estoque. A Figura 2.3 evidencia a inter-relação do sistema econômico com o meio ambiente, mostrando como a poluição é ocasionada (MUELLER, 2003, p. 34-38).

O modelo de equilíbrio geral, descrito na seção 2.1, representa a sustentação da teoria da poluição. Ele demonstra que milhares de agentes econômicos, atuando em mercados de bens e serviços e de fatores de produção, cada um se esforçando para maximizar sua satisfação, ou o seu lucro, conduz o sistema econômico, em seu todo, a uma situação de equilíbrio geral eficiente. Mas como, na realidade, mercados são imperfeitos, o sistema econômico, livre da ação governamental, não atinge as condições de maximização da utilidade do conjunto dos agentes (MUELLER, 2003, p. 63).

A poluição ambiental representa uma externalidade, no sentido em que os agentes econômicos que a emitem, geralmente, impõem de forma involuntária custos a outros agentes econômicos, sem compensá-los por isto. Uma empresa, por exemplo, que lança dejetos em um rio, pode provocar danos diversos a outros agentes. Pode gerar doenças a trabalhadores, que terão despesas com suas reabilitações e ainda estarão sujeitos a perderem dias de trabalho. Pode gerar custos de purificação da água para outras empresas situadas a jusante, que utilizam esse recurso natural. E quanto maior for o nível de produção da empresa poluidora, maiores serão os custos externos envolvidos. De acordo com a teoria neoclássica,

esta seria uma representação típica, onde a poluição gerada por um dos agentes diminuiria a função utilidade de tantos outros que a utilidade total ficaria diminuída com o incremento de produção do agente poluidor (MUELLER, 2003, p. 61-65).

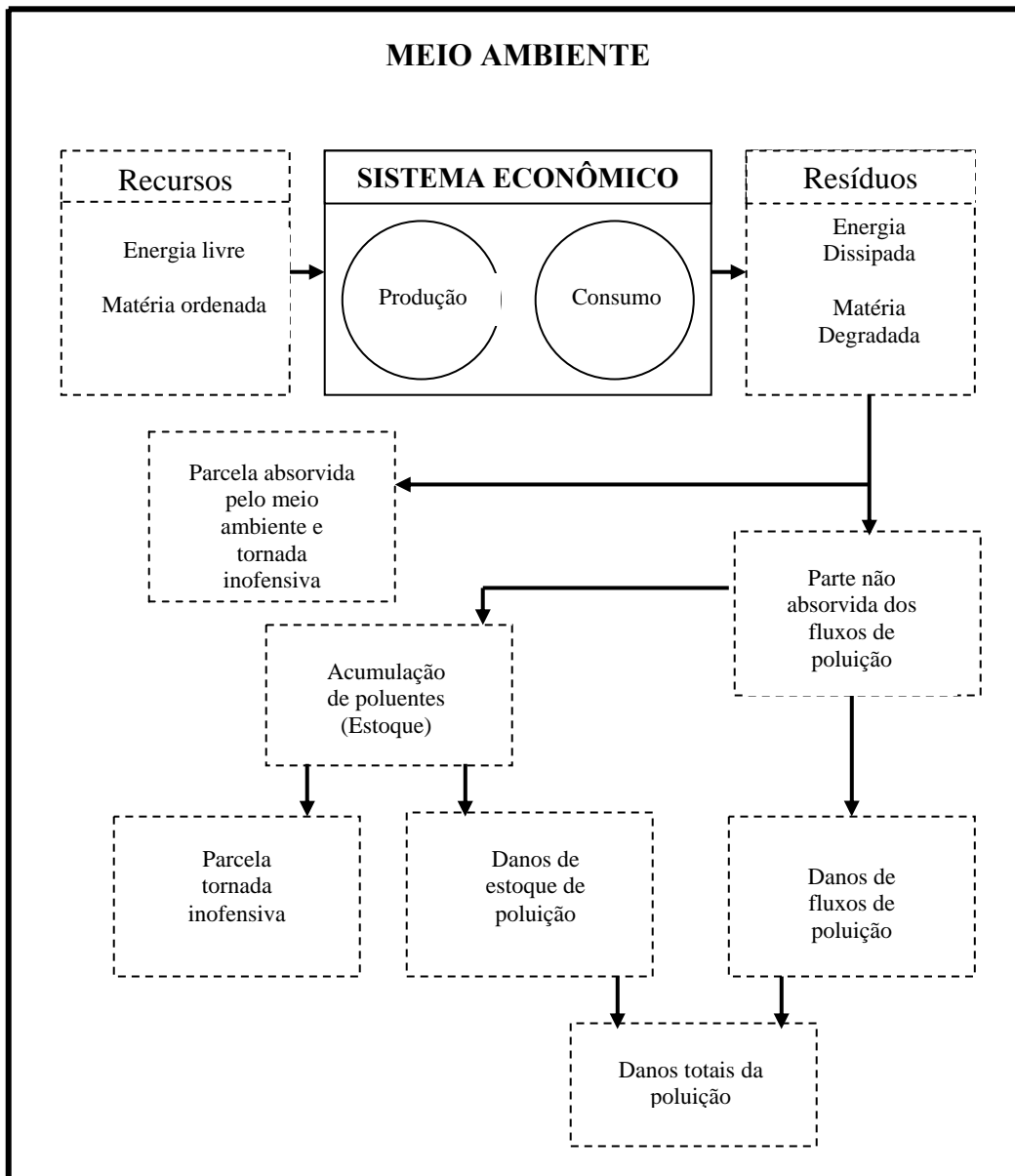


Figura 2. 3 O funcionamento do sistema econômico e a poluição.
 Fonte: Mueller, 2003, p.35

A obtenção do ótimo de Pareto pressupõe a necessidade de atuação de um planejador onisciente que, conhecendo a função-utilidade de todos os indivíduos e a função de produção de todas as empresas, possa então definir o nível de

intervenção sobre o mercado para maximizar a utilidade em seu todo, atendendo ainda à condição de que ninguém tenha sua utilidade total diminuída. A necessidade desse planejador ser onisciente prende-se a dois motivos básicos: em primeiro lugar, pela dificuldade de se estimar quais e em que quantidade são os danos ocasionados pela empresa poluidora; e em segundo, porque há dificuldade de se atribuir preços à bens públicos. Com precisão, quanto custa ao corpo receptor a emissão nele despejada? (MUELLER, 2003, p. 61-65).

Para gerar no mercado resultados ótimos de Pareto, bastaria que o planejador atribuísse preços corretos aos bens ambientais e também taxas por unidade de poluição, internalizando as externalidades decorrentes da poluição. Evidentemente, trata-se de uma tarefa complexa, sobretudo porque existem diversos gêneros de poluição que recebem tratamentos teóricos distintos (MUELLER, 2003, p. 61-65). Uma versão simplificada do equilíbrio geral (FISHER, 1981 em MUELLER, 2003), considerando-se apenas uma externalidade, do tipo poluição de fluxo, demonstra a existência de um *nível de poluição ótimo*³. Para a economia ambiental neoclássica, esse ponto resulta do equilíbrio entre a satisfação decorrente da produção e consumo de bens e serviços, e o mal estar provocado pela poluição resultante dessa produção e consumo.

Para melhor evidenciar o assunto utilizar-se-á uma abordagem gráfica, através do Gráfico 2.1. Inicialmente, admite-se uma empresa em condição de mercado livre, ou seja, sem interferência governamental sobre as externalidades. Supondo-se que produza um único bem, aceitando preços do mercado, uma reta representará sua receita total (RT) em função da produção. Pode-se também traçar a função custo total de produção (CT). A diferença entre a receita total e o custo total é representará a função benefício total da produção (BT). Para se estabelecer uma relação com a poluição, no eixo horizontal, considerou-se a produção (X) e a respectiva poluição (Ψ) decorrente. Conforme evidencia o gráfico, sem interferência governamental, o nível de produção escolhido pela empresa será o que maximiza seu benefício total da produção X_0 . Nesse ponto de produção, a empresa vai gerar o nível de poluição ψ_0 .

³ O nível Ótimo de Poluição é aquele em que o benefício total do mercado é maximizado. Este é o ponto de eficiência de Pareto. Não representa que poluir seja ótimo.

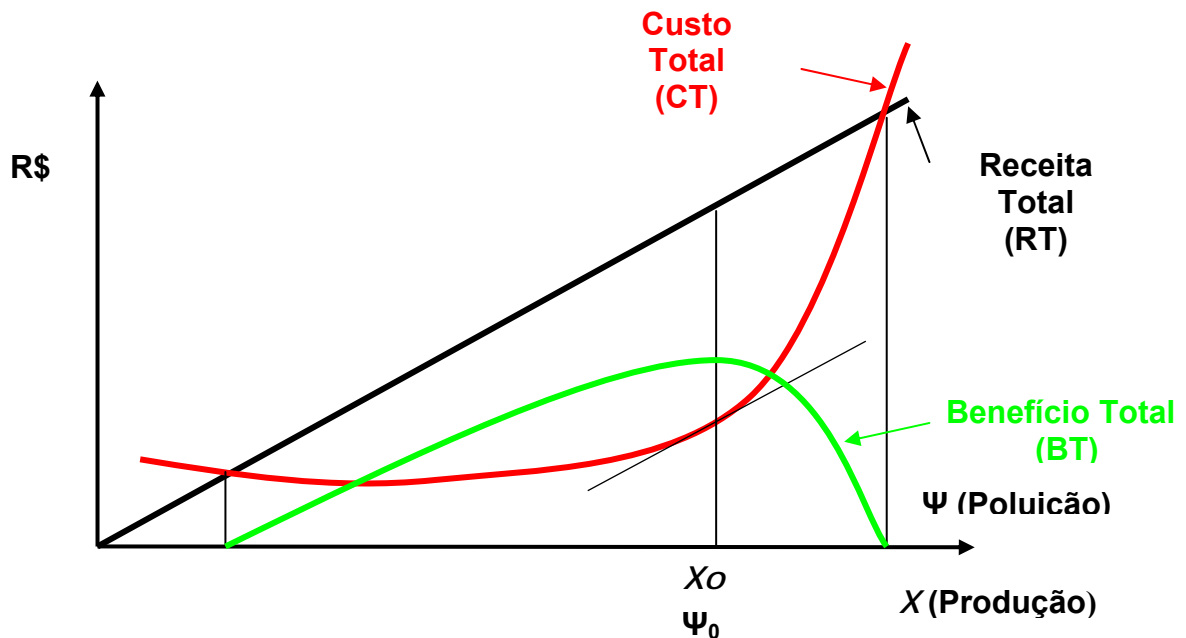


Gráfico 2.1: Custo de Produção Total, Receita Total e Benefício Total da Produção

Fonte: Mueller (2003)

O Gráfico 2.2, mostra a função benefício marginal da produção (Bmg) e, que de forma análoga é o mesmo gráfico do benefício marginal em função da poluição (Bmg). Seu valor significa a utilidade para a empresa de mais um nível de produção, ou de poluição. Através desse valor marginal, percebe-se porque a empresa escolhe X_0 . Uma unidade a mais produzida representará prejuízo. Sem levar em consideração a geração de externalidade, a empresa buscará produzir ao nível X_0 . Uma unidade a mais produzida representaria prejuízo. Aí a empresa geraria o nível de poluição ψ_0 .

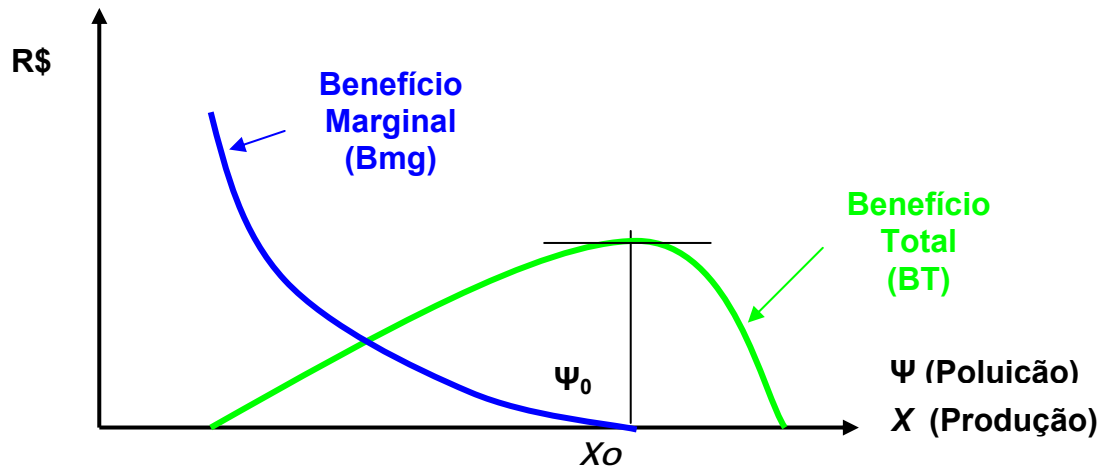


Gráfico 2.2- Benefício Total da Produção e Benefício Marginal da Poluição.
 Fonte: Mueller (2003)

Por outro lado, Perman *et al.* (1999, p.286) referem-se à fundamentação da teoria econômica ambiental neoclássica ser desenvolvida a partir da suposição do princípio da convexidade. Este princípio admite que dano marginal da atividade de produção aumenta significativamente com o incremento da produção, ou seja, com o aumento da poluição de fluxo. A convexidade dessa função evidencia que para elevados níveis de produção, um nível a mais de produção proporciona crescimento significativo do dano.

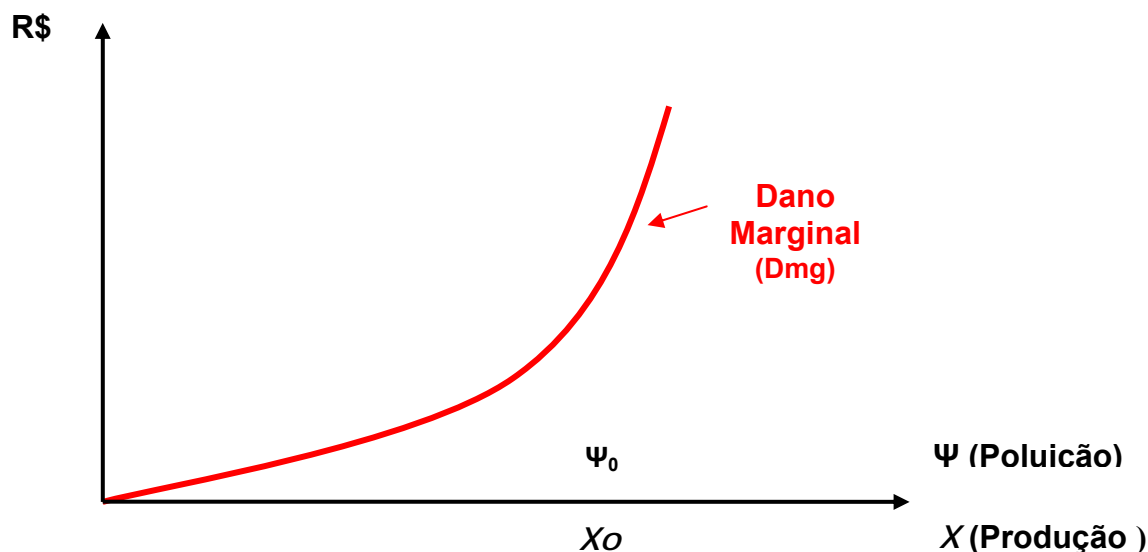


Gráfico 2.3: Dano Marginal da Poluição.
 Fonte: Mueller (2003)

De acordo com a economia ambiental neoclássica, para que a utilidade total seja maximizada, a satisfação (utilidade) decorrente da produção e consumo de bens e serviços, e o mal estar (utilidade negativa) provocado pela poluição resultante dessa produção e consumo devem se equivaler. Em outras palavras, o benefício social líquido da poluição será maximizado quando sua derivada for igual a zero, ou seja:

$$d BL(\Psi) / d (\Psi) = d BT(\Psi) / d (\Psi) - d DT(\Psi) / d (\Psi) = 0$$

O que permite afirmar que:

$$d BT(\Psi) / d (\Psi) = d DT(\Psi) / d (\Psi)$$

O Gráfico 2.4 mostra o nível Ψ^* , nível ótimo de poluição. Mueller (2003) afirma que ele é obtido no ponto em que a curva Benefício Marginal da Poluição cruza com a curva do Dano Marginal da Poluição. O preço λ^* , ou preço sombra, representa o preço de equilíbrio da poluição. Se a empresa tivesse que pagar esse valor, na forma de taxa, por unidade produzida, ao maximizar o seu lucro, estaria reduzindo seu nível de produção de Ψ_0 para Ψ^* e reduziria o nível de poluição de λ_0 para λ^* , ou seja, estaria maximizando a utilidade social com esse nível eficiente de poluição.

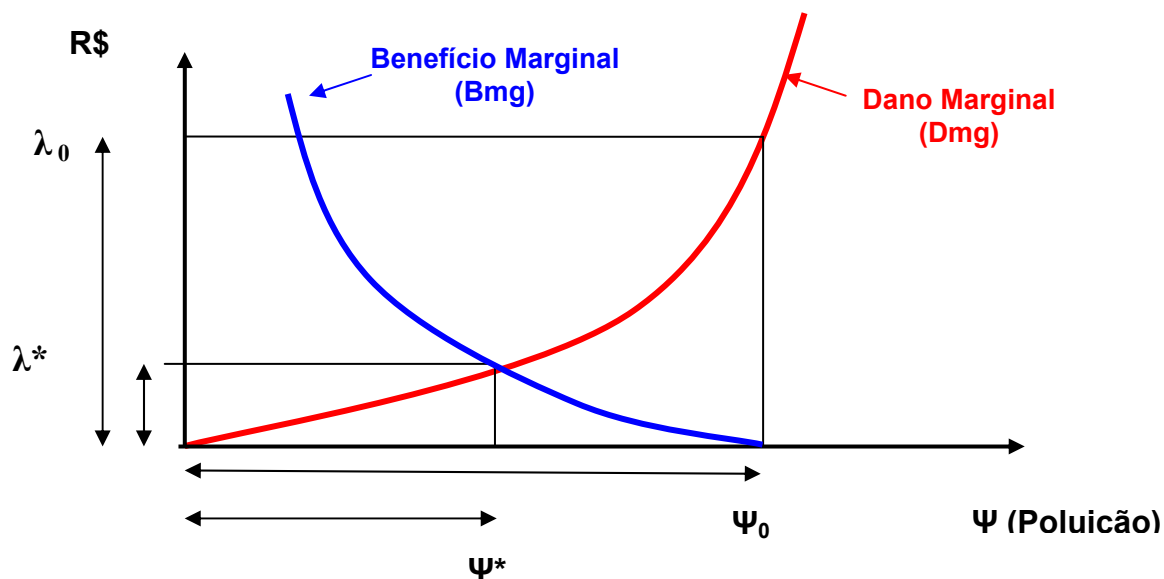


Gráfico 2.4- Poluição Ótima.
 Fonte: Mueller (2003)

Na prática, a utilização da teoria neoclássica da poluição de fluxo, com a determinação do nível ótimo de poluição, é tarefa complexa. Sua implementação não é fácil. A obtenção de custos e benefícios para cada possível nível de poluição gerado pelas empresas requereria do governo elevados gastos com equipes e equipamentos técnicos de avaliação. Boa parte dos impactos positivos e negativos sobre o mercado não pode, com facilidade, ser mensurado e expresso em forma monetária, dado o grande número de agentes envolvidos nessa questão. Com isto, fica de certa forma fragilizada a perspectiva da eficiência de Pareto, com a identificação rígida de níveis ótimos de poluição, para a formulação de políticas governamentais. Em verdade, abandona-se o ponto de poluição ótima e adota-se o critério de poluição aceitável (MUELLER, 2003, p.108-110). A tentativa da determinação desse nível de poluição será tratada com maior detalhamento no Capítulo 3.

O fundamental, no entanto, independentemente de não se atingir o nível de poluição ótimo, é que a economia ambiental oferece possibilidades de análise com a perspectiva de se aumentar a eficiência econômica, o que, em última análise, representa a busca de incremento do bem estar social. Por esta razão torna-se absolutamente indispensável à formulação de políticas públicas.

2.3 Fins e objetivos governamentais: a teoria econômica e a formulação das políticas públicas.

A administração governamental é, na prática, tarefa de políticos e burocratas. Por um lado, fazendo-se valer dos princípios democráticos, cabe ao político o papel de definir os fins gerais de qualquer política econômica. A sua atuação se dá de diversas formas: seja defendendo sua convicção ou os interesses de sua base; seja através de partidos políticos defendendo posições ideológicas concretas, formando blocos de interesses ou blocos de apoio ao governo; ou por fim, seja no poder executivo formando um grupo corporativo de executivos responsáveis pela gestão pública, ocupando a posição central dentro do marco político-econômico. Por outro lado, o desempenho desses grupos corporativos depende significativamente de seus intercâmbios com a administração pública – a burocracia. Esta deve ser constituída por técnicos que objetivam encontrar os meios de atingir os fins idealizados pelos políticos (ROURA *et al.*, 1995, 112-120).

Comumente a relação dos burocratas e políticos não é alinhada. Ocorrem freqüentemente conflitos e falhas nesta associação. A defesa do fortalecimento da administração pública, ou seja, da burocracia, tem uma de suas raízes básicas na necessidade dos governos de garantirem duas condições essenciais ao estabelecimento e condução de política pública: permanência e competência técnica. O binômio governo-administração pública representa o elo chave de políticas econômicas adequadas (ROURA *et al.*, 1995, 112-122).

A necessidade da existência de um corpo burocrático permanente e de competência técnica adequada justifica-se pelas características peculiares das políticas públicas. Reformas governamentais de longo prazo demandam muita dinâmica na proposição de ações públicas. Em um cenário real, em que os fatores mudam continuamente, deve-se, a cada dia, ter que se tomar decisões em dois sentidos principais: a) direção a tomar, ou objetivo a alcançar; e b) como conseguiu-la, ou seja, qual o melhor meio de alcançá-la. Esta é uma tarefa em que a formulação, o planejamento, a implementação e o controle de política econômica devem ser entendidos muito mais como um processo que meramente um conteúdo em si (NOGUEIRA & MEDEIROS, 2003, p.1-2).

Além do dinamismo inerente ao processo, a política pública sofre diversas interferências externas, dentre elas: do sistema político, ou seja, da distribuição de forças entre os poderes legislativo, judiciário e executivo; da informação e conhecimento dos formuladores de política; da política econômica internacional; do processos de integração econômica; de organismos e personalidades de grande relevância que podem representar grupos de pressão por eficiência econômica, ou por favorecimentos próprios; de mudanças de comportamento social; de flutuações violentas (guerras, instabilidade política, etc); além de transformações tecnológicas (ROURA *et al.*, 1995, 122-123).

Por outro lado, a política pública é fortemente influenciada também por grupos de pressão, ou seja, organizações que tendo seus interesses, esforçam-se para interferir em benefício próprio. Esses grupos, geralmente, têm seu poder de força com natureza assimétrica, ou seja, pequenos grupos com forte poder econômico e interesses convergentes influenciam mais que grupos com um número

elevado de membros com interesses difusos ou vagos (ROURA *et al.*,1995, 123-128).

A complexidade inerente à tomada de decisão na formulação de política econômica vem ocasionando a necessidade do governo e empresas buscarem fundamentação técnica para fazer valer seus poderes. A justificativa dessa fundamentação está principalmente relacionada à falta de unidade entre os economistas em interpretar situações e também às controvérsias de inúmeras questões técnicas multi-setoriais que interferem sobre os objetivos e os meios de formulação de política pública. Não se pode desprezar ainda o comum antagonismo entre os interesses dos formuladores públicos e agentes privados (ROURA *et al.*, 1995, 129-132).

A fundamentação teórica sobre política pública vem sendo desenvolvida há mais de um século por muitos economistas renomados. Na medida em que se aprofunda o estudo da taxonomia da política pública, obtém-se o entendimento da complexidade de inter-relação existente entre os fins gerais e objetivos, objetivos e instrumentos, e entre os próprios objetivos ou próprios instrumentos, que apresentam relações variando de complementares a conflitantes. Tinbergen (1952) é citado por Roura *et al.* (1995, p.152-153) por ter considerado a inter-relação entre diferentes políticas em duas vias. A primeira aborda as relações entre objetivos e instrumentos, sob uma ótica lógico-matemática, tendo em conta todas as possíveis relações formais entre objetivos e instrumentos, tornado claras algumas regras. A segunda, mais descritiva que analítica, consiste em apresentar um modelo simplificado que permita compreender as relações existentes entre fins gerais, objetivos e instrumentos, por uma parte; e as inter-relações entre os distintos tipos de política, por outra.

Tindenberg (1952) propôs uma apresentação gráfica da sua concepção teórica evidenciando as inter-relações entre os diversos níveis de atuação em política econômica, conforme Figura 2.4. No nível mais alto da figura se situam os fins gerais com fortes considerações éticas e políticas, tais como liberdade, igualdade, justiça e independência, geralmente comuns aos princípios constitucionais dos países. Imediatamente abaixo, situam-se os objetivos básicos da política econômica, tais como estabilidade de preços, emprego, crescimento

econômico, equilíbrio externo, dentre outros. Geralmente as ações de política econômica se orientam para possibilitar a obtenção simultânea destes objetivos. Em algumas áreas os objetivos são conflitantes, demandando do governo a opção pelas melhores combinações possíveis. Por fim, sob os objetivos básicos, encontram-se as políticas econômicas específicas. Elas representam os meios específicos e concretos para se atingir os objetivos básicos. As políticas específicas dividem-se em: (i) políticas instrumentais – estão ligadas aos grupos de instrumentos econômicos (monetários, fiscais, cambiais, dentre outros). Suas características principais representam a horizontalidade, ou seja, afetam os diferentes segmentos produtivos de forma generalizada ou, em alguns casos, estabelecendo diferenciações específicas; (ii) e políticas setoriais – representam o resultado de um conjunto de políticas instrumentais, contempladas verticalmente, com foco aos diferentes setores da economia.

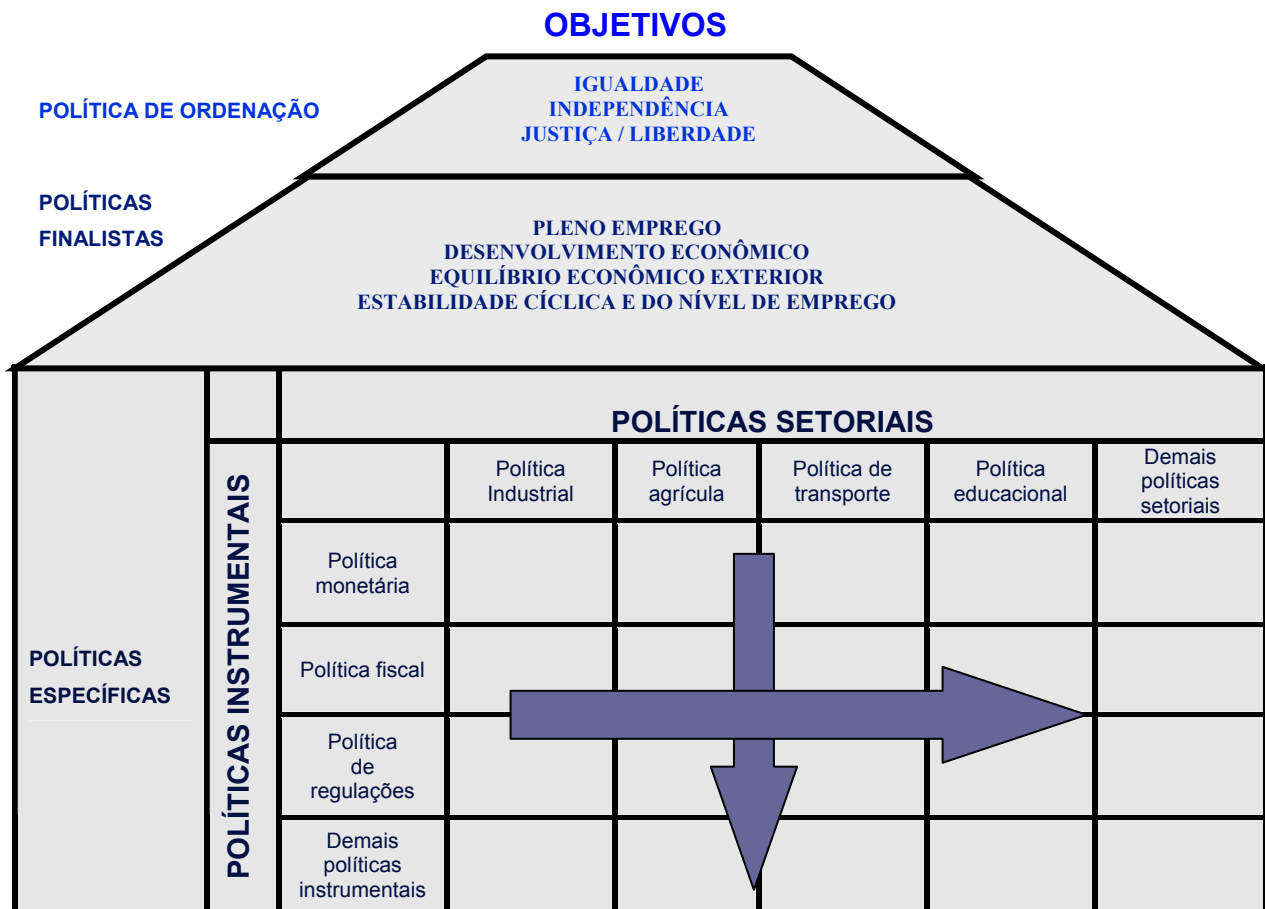


Figura 2.4: Inter-relação e níveis de atuação de política econômica
 Fonte: Sola, em Roura *et al.*, 1995, p.153

Mesmo diante da complexidade inerente à teoria de política econômica, o fortalecimento das instituições públicas de atuação nesse campo pode representar uma perspectiva eficaz para um desenvolvimento econômico sustentado. Um corpo burocrático permanente e de competência técnica reconhecida torna-se indispensável para esse fim. Assim, o planejamento, expresso como política pública, deve estar sujeito a avaliação contínua, pois recursos governamentais são escassos, obrigando a não existir uma separação nítida entre planejamento, implementação e avaliação (NOGUEIRA & MEDEIROS, 2003, p.19-21). Os acadêmicos em administração também defendem a adoção do conceito de gestão em uma seqüência lógica de passos repetidos. Have *et al.* (2003, p.65-66) citam o ciclo de Deming, ou ciclo PDSA – Plan (planeje); Do (faça); Study (verifique ou estude); e Act (aja) como um imprescindível instrumento de implementação de políticas. Fazer girar este ciclo representa, em um primeiro instante, aprimoramento à capacidade de planejar. Posteriormente, representa o desenvolvimento das capacidades de executar e controlar. O entendimento de política neste conceito aproxima o planejador da realidade, facilita a obtenção dos meios e promove planejamentos mais ajustados aos fins. Com isto, os ganhos sociais são maiores, as rejeições são minimizadas e as instituições passam a gozar de maior credibilidade.

Por outro lado, as políticas públicas não podem abdicar de alguns preceitos da teoria de política espacial. Dentre eles, Amaral (1996, p. 37-44) descreve sobre o conceito de desenvolvimento endógeno. Este modelo pode ser entendido como um processo interno de ampliação contínua da capacidade de agregação de valor sobre a produção, bem como da capacidade de absorção da região, cujo desdobramento é a retenção do excedente econômico gerado na economia local e, ou, atração de excedentes provenientes de outras regiões. Esse processo tem como resultado a ampliação do emprego, do produto e da renda. Isto explica o contemporâneo reconhecimento dos economistas neoclássicos à superioridade do conceito de rendimentos crescentes trazidos por fatores endógenos como o capital humano, as instituições, a pesquisa, o conhecimento e a informação. Em outras palavras, esse modelo pode ser definido como o desenvolvimento de baixo para cima, partindo-se das potencialidades originais do local. Esta característica evidencia que a política econômica deve apoiar-se em fatores histórico-socioculturais que estão

sedimentados nas comunidades e nas instituições locais, pois uma vez bem utilizados, podem promover rendimentos crescentes. Por outro lado, o desconhecimento dos fatores endógenos pode levar um programa governamental ao fracasso, quando se planeja um desempenho para a sociedade e ela não tem o referido potencial em sua cultura.

Por fim, a literatura internacional evidencia alguns critérios para serem utilizados pelos formuladores na avaliação de suas ações: eficiência⁴, equidade⁵, incentivos a melhoramentos⁶, adaptabilidade ao crescimento econômico⁷, custo administrativo⁸, aceitação política⁹, permanência¹⁰, interferência mínima com decisões privadas¹¹, dentre outras, que não podem ser negligenciadas (NOGUEIRA & MEDEIROS, 2003, p.19-21).

2.4 Ferramentas de avaliação econômica ambiental para a análise de política pública. O uso de Análise Custo-Efetividade (ACE).

As decisões sobre o nível de proteção ambiental devem ser tomadas considerando fatores econômicos, políticos, sociais e ambientais. A análise econômica propicia a escolha das melhores alternativas entre muitas opções ou para determinar o custo e/ou o benefício de uma certa opção e, ainda, para justificar a decisão de proteção ambiental para a sociedade. Qualquer ação que o governo tome para proteger o meio ambiente gera, além de alterações ambientais, conseqüências sociais, políticas ou econômicas que afetam a coletividade. Essas alterações, de acordo com o enfoque econômico neoclássico, podem ser valoradas. Existem

⁴ **Eficiência:** critério que relaciona-se à análise da minimização dos custos e maximização dos benefícios decorrentes da aplicação da política (Baumol e Oates, em Nogueira e Medeiros, 2003, p.20). O conceito de eficiência de tratamento de esgoto, comum à engenharia, relaciona-se à redução de poluição no processo de tratamento.

⁵ **Equidade:** critério que evidencia considerações sobre justiça social, em particular, no que tange aos impactos decorrentes sobre as camadas menos favorecidas da sociedade (Baumol e Oates, em Nogueira e Medeiros, 2003, p.19-20) .

⁶ **Incentivos a melhoramentos:** relaciona-se com o grau de incentivos que a política oferece aos agentes econômicos de buscarem comportamentos inovadores, que reduzam os impactos negativos de suas atividades econômicas sobre os recursos sociais (Field, 1997, em Nogueira e Medeiros,2003, p.20)

⁷ **Adaptabilidade ao crescimento econômico:** evidencia a versatilidade da política em se adaptar a uma situação de crescimento econômico (Baumol e Oates, em Nogueira e Medeiros, 2003, p.20).

⁸ **Custo administrativo e eficácia:** Quando o formulador de política pública se depara com a impossibilidade de mensurar os benefícios, ele opta pela escolha de alternativas que sejam eficazes, ou seja, que levem às metas estabelecidas, e então compara com a que apresente menores custos (Field, 1997, em Nogueira e Medeiros,2003, p.20).

⁹ **Aceitação política:** critério que avalia a capacidade de receptividade política frente aos parlamentares e representantes da sociedade (Baumol e Oates, em Nogueira e Medeiros, 2003, p.20).

¹⁰ **Permanência:** critério que avalia a eficácia da política em promover mudanças permanentes no comportamento dos agentes, de forma que a retirada de seus incentivos não provoque regressão ao antigo comportamento (Baumol e Oates, em Nogueira e Medeiros, 2003, p.20).

¹¹ **Interferência mínima com decisões privadas:** critério que analisa a mínima interferência da política sobre o funcionamento do mercado (Baumol e Oates, em Nogueira e Medeiros, 2003, p.20).

ferramentas de auxílio à tomada de decisão e à avaliação da política ambiental. Elas são essenciais no processo de gestão ambiental, pois o processo de elaboração, implementação e avaliação das políticas públicas precisa incorporar instrumentos e técnicas que façam com que as conclusões e recomendações ganhem força persuasiva no campo científico e junto à sociedade. Dentre as muitas técnicas de avaliação decisórias de políticas governamentais, inclusive ambientais, destacam-se: a análise custo-benefício – ACB e a análise custo-efetividade - ACE (PEREIRA, 1999, p.13 e 32).

A ACB representa uma técnica de análise de projetos, na qual se busca quantificar monetariamente os custos e os benefícios de uma ação, que, descontados no tempo, terão seus valores presentes comparados. A proporção entre os custos e benefícios servirá de parâmetro objetivo para a opção de escolha por determinado projeto ou para sua avaliação. Hanley e Spash (1993, p.3-23) descrevem a estrutura de ACB por meio de oito estágios a serem seguidos:

(1°) *Definição do projeto*: com essa definição pretende-se definir o que será avaliado e os agentes envolvidos;

(2°) *Identificação dos impactos do projeto*: definem-se quais os impactos que resultarão da implantação do projeto;

(3°) *Definição de quais impactos são economicamente relevantes*: neste estágio são definidos os impactos ambientais que afetam o bem-estar dos agentes envolvidos;

(4°) *Quantificação física dos impactos relevantes*: envolve a determinação física dos fluxos de custos e benefícios do projeto e a identificação de quando eles ocorrerão;

(5°) *Valoração dos efeitos relevantes*: os efeitos, para serem comparados, devem ser expressos numa unidade comum, o dinheiro; o grande problema aqui é a colocação de valor monetário em bens que não são transacionados nos mercados e, em decorrência, para os quais não existem preços;

(6°) *Desconto dos fluxos de benefícios e custos*: uma vez que os relevantes fluxos de custos e benefícios são expressos em unidades monetárias é necessário trazê-los para o valor presente, aplicando-se uma taxa de desconto, para que se possa tomar a decisão;

(7°) *Aplicação do teste do valor presente líquido*: o critério para a escolha de projetos ou políticas que são eficientes em termos de uso dos recursos é o valor presente líquido, que consiste simplesmente em subtrair os benefícios descontados dos custos (também descontados), ou seja, os ganhos das perdas, expressos em unidades monetárias;

(8°) *Análise de sensibilidade*: mudando-se certos parâmetros (como a taxa de desconto, impactos físicos, valores atribuídos etc) pode-se avaliar como eles alteram o valor monetário líquido final. Dessa forma pode-se obter maior sensibilidade e conhecer melhor quais os riscos decorrentes dos parâmetros assumidos.

O uso de ACB faz sentido ao se buscar um ponto ótimo para alocação de recursos. Já ACE é recomendada quando a meta ambiental é fixada pelo governo. Dorfman (1993, p. 306) cita que a vantagem de ACE encontra-se em poder se buscar a minimização dos gastos para o alcance do nível de proteção estipulado mesmo não se valorando os benefícios sociais decorrentes. Na verdade, trabalhar com avaliação de benefícios representa uma tarefa significativamente complexa e as vezes imprecisa. Por outro lado, o autor descreve sobre a possibilidade de falha governamental na fixação do modelo arbitrário, o que pode afastar a política escolhida do ponto ótimo de Pareto.

A ACE é tratada apenas marginalmente na literatura. Mesmo quando sua importância é realçada por alguns autores, na prática a sua estrutura não é abordada. A EPA (1993, p.53) destaca a importância de ACE, uma vez que na prática o ponto de poluição ótimo é comumente substituído por um modelo arbitrário. Assim estabelece os seguintes passos para uma análise de custo-efetividade de programas de proteção ambiental:

- (1) *Definição do programa de proteção ambiental*. Nesta fase busca-se seguir seguintes estágios: definição da meta; definição dos objetivos; definição das opções de ação; e identificação dos impactos do programa.
- (2) *Estabelecimento de um padrão ideal de efetividade*. Nesta etapa busca-se seguir os seguintes estágios: definição do padrão; quantificação do padrão; consideração dos fatores que aumentam ou diminuem as estimativas do padrão; e consideração da probabilidade dos desvios do padrão.
- (3) *Estimativa da efetividade real das opções de programas*.

(4) *Levantamento dos custos*: Nesta etapa busca-se seguir os seguintes estágios: seleção dos custos a serem incluídos; escolha da técnica de estimativa dos custos; e estimativa dos custos.

(5) *Avaliação do custo-efetividade*.

Pereira (1999, p P.43), referindo-se ao tratamento pela EPA (1993) para a ACE, descreve resumidamente o esquema hipotético de comparar opções de proteção ambiental. Ao selecionar as metas e objetivos de um programa (1), a agência ambiental já define o nível de efetividade esperado (3). Esse nível é, nesse momento, comparado com o padrão ideal de efetividade (2), para se mensurar os efeitos incrementais do programa. Em seguida, escolhem-se as opções de ação que mais se aproximam do padrão ideal, para que elas possam ser comparadas em termos de custo-efetividade (5), das seguintes formas:

- o custo dos programas (4) que conseguem um mesmo nível de proteção; ou níveis de proteção para programas com custos iguais; e
- os níveis de proteção conseguida por unidade monetária gasta; ou custo por unidade de proteção lograda.
- opcionalmente pode-se fazer uma análise de sensibilidade que consiste em variar (ou relaxar) os valores e padrões assumidos para que se expressem os pontos críticos, o que será relevante para, por exemplo, a decisão de se fazer uma coleta de dados mais precisa e/ou ampla, visando dar maior consistência à análise. Nesse esquema de custo-efetividade, constata-se que as únicas variáveis a serem estimadas são a efetividade (o padrão ambiental desejado) e os custos.

As ferramentas acima listadas são usuais à programas ambientais de países desenvolvidos, onde percebe-se grande preocupação com os resultados sociais dos níveis de proteção almejados. As políticas públicas, por envolverem em suas decisões fatores econômicos, políticos, sociais e ambientais, não podem dispensar o uso de técnicas de avaliação de seus programas.

3.0 DEFINIÇÃO DE POLÍTICA AMBIENTAL

A obtenção de qualidade ambiental associada ao desenvolvimento econômico, em primeiro lugar, demanda conhecimentos para a fixação do nível ideal de conservação e, em segundo, mecanismos para se alcançar esta meta. O nível de preservação está associado aos padrões ambientais, enquanto os meios de se obter a qualidade desejável relacionam-se aos instrumentos de gestão ambiental.

A formulação de uma política ambiental eficaz demanda a utilização de uma de uma composição de instrumentos. Reconhecidamente, cada tipo de situação pode ser melhor solucionada por um tipo de instrumento ou associação de alguns deles. O sucesso da política está condicionado aos instrumentos escolhidos, afinal eles devem levar ao alcance dos objetivos estipulados envolvendo os menores custos sociais possíveis.

A fixação de padrões ambientais, para o economista, representa um grande desafio. De um lado, padrões representam restrições ao agente privado tanto na produção como no consumo, de outro representam uma alternativa de maximização do benefício social. O nível adotado de intervenção sobre o mercado para maximizar a utilidade é extremamente difícil de se obter na prática, já que a valoração dos custos e, sobretudo, dos benefícios obtidos pela introdução de uma meta ambiental é complexa. Existem grandes dificuldades de se mensurar quantos são afetados por uma fonte poluidora e em que grau. Por outro lado, há também uma considerável lacuna na teoria própria economia em se atribuir preços a bens públicos.

Não bastasse a amplitude dos assuntos acima descritos, não se pode perder a idéia de que a fixação de metas pode envolver outros aspectos não econômicos, se a ação poluidora, por exemplo, coloca em risco a saúde pública. Assim, a proposição de uma meta e a escolha dos instrumentos apropriados demandam grande esforço para a formulação de uma política ambiental economicamente conseqüente. O presente capítulo tratará desses assuntos.

3.1 Intervenção Governamental para Gestão Ambiental – justificativas e fragilidades.

Assumindo que mercados são falhos, a interferência do governo sobre a economia torna-se indispensável. Segundo Jacobs (1995, p. 236-241), deve-se promover mudanças no comportamento do mercado, mas ele deve continuar livre. “O Governo deve planejar a economia, mas não administrá-la, sendo este último o papel do mercado”. As restrições criadas também geram benefícios para todos os agentes, suplantando em muito os danos trazidos pelo mercado livre. Assim, o uso desses instrumentos restritivos é preferível à liberdade total. Ou como Bellia (1996) em Nogueira e Pereira (1999, p.2) descreve: “o agente racional no consumo ou na produção desconsiderará os custos ambientais, em não havendo persuasão, incentivos ou punições”.

Vasconcellos (2002, p.23) descreve que, apesar dos economistas neoclássicos serem cautelosos com a intervenção do governo sobre o mercado, em se tratando de meio ambiente um mínimo de intervenção governamental se faz necessária pois o ajuste de preço para bens ambientais dificilmente se dá em mercados livres. Tisdell (1991) em Pereira (1999, p.20-23) apresenta as seguintes justificativas para a intervenção governamental:

- a falta de conservação dos recursos naturais com seus potenciais efeitos adversos sobre a distribuição de renda e riqueza;
- os interesses maximizadores do bem-estar dos indivíduos nas preferências pelo uso dos recursos naturais dependem, fundamentalmente, do nível de renda e sua distribuição, o que por sua vez tem implicações na divisão do poder político, administrativo e social;
- falta de informação sobre possíveis conseqüências ambientais das ações humanas;
- o governo precisa intervir para garantir maiores níveis de sustentabilidade das atividades econômicas;
- e de forma genérica: a existências das externalidades; as características de bens públicos associados à conservação da natureza; custos de transação, valor de existência, incerteza, irreversibilidade, entre outras.

Nem sempre o governo, como interventor, conduz o mercado à alocações mais eficientes. Ghosh (2001, p.267-274) apresenta abaixo alguns tipos de falhas comuns aos governos ao atuarem sobre as falhas de mercado:

- *decisão pela votação majoritária*: a decisão da maioria não representa, obrigatoriamente uma decisão compromissada com uma alocação “ótima” de mercado;
- *“lobby” ineficiente*: às vezes os “grupos de pressão política” são politicamente justificáveis, porém são pouco indutores de eficiência econômica;
- *negligência aos princípios de mercado*: geralmente as decisões políticas governamentais objetivam votos e não a maximização da relação custo/benefício;
- *política “pork-barrel” ou política de privilegiar distritos eleitorais*: objetivando a permanência no poder, políticos privilegiam seus distritos eleitorais em projetos não economicamente justificáveis;
- *setor público ineficiente*: governos não seguem as leis de eficiência econômica alocativa, apresentando, geralmente, super lotação de empregados acompanhada de baixa produtividade, alto custo e ineficiência;
- *burocracia ineficiente*: as preferências dos agentes de governo, geralmente, não vão ao encontro de objetivos governamentais. O corpo burocrático interessa-se muito mais em expandir o “bureau” governamental que em aumentar a sua produção;
- *comportamento rent-seeking*: este comportamento cria, encoraja, e sustenta o poder de monopólios privados, para, em contra partida, gerar gratificação aos grupos detentores do poder político. Pode ser também entendido como a busca de interesses próprios usando a máquina governamental. Esta falha gera desperdícios e perdas sociais. A eficiência alocativa é perdida no processo de produção, na medida em que o preço do produto é colocado muito mais alto que seu custo marginal;
- *problemas de agência*: os interesses dos políticos e burocratas não são convergentes, o que dificulta a implementação de políticas públicas;

- *outras falhas da política*: a política do governo apresenta intervalos, entre o seu reconhecimento e sua ação; entre seu planejamento e sua implementação e controle. Outro tipo comum de falha está na definição dos objetivos e instrumentos de política.

As justificativas descritas por Tisdell (1991) em Pereira (1999, p.20-23) não deixam dúvidas sobre o importante papel do estado na promoção da gestão ambiental. Porém os formuladores de política devem ter conhecimento das falhas comuns ao Estado, descritas por Ghosh (2001, p.267-274), para tentar eliminá-las dos processos, buscando garantir um desempenho satisfatório às intervenções do governo sobre a economia. Com este objetivo a escolha dos meios, ou dos instrumentos apropriados deve merecer especial atenção.

3.2 Instrumentos de Gestão Ambiental – *uma abordagem sintética*

A literatura técnica costuma dividir as políticas de gestão ambiental em três gêneros principais¹²: “instrumentos de persuasão” (IP); instrumentos econômicos (IE); e “comandos e controles” (CC).

3.2.1 Instrumentos de Persuasão (IP)

Os mecanismos voluntários são definidos como ferramentas que promovem estímulos não forçados por lei, nem por incentivos financeiros, que encorajam indivíduos, grupos e empresas a protegerem o meio ambiente (JACOBS, 1991 p. 254). A promoção deste instrumento está relacionada à exaltação de valores morais da sociedade ou a informações ou propriamente à educação. Os principais exemplos destes instrumentos são:

- *Educação Ambiental* – a socialização da educação e cultura representa um instrumento que, em longo prazo, desenvolve consciência coletiva. Pode, por isto, promover forte poder de pressão em defesa ao meio ambiente (PERMAN *et al*, 1999);

¹² Outros autores entendem que os subsídios ou gastos governamentais também classificam-se como um quarto instrumento de gestão ambiental. Nesse caso os quatro grupos de instrumentos seriam: (i) mecanismos voluntários (JACOBS, 1991, Cap. 10) ou persuasão moral (BAUMOL e OATES, 1979, Cap 15); (ii) regulamentações (JACOBS, 1991) ou controles diretos (BAUMOL e OATES, 1979); (iii) incentivos financeiros (JACOBS, 1991) ou processos de mercado (BAUMOL e OATES, 1979); e (iv) gastos governamentais (JACOBS, 1991) ou investimentos governamentais (BAUMOL e OATES, 1979).

- *Fornecimento de Informação* - representa, em muitos casos, uma oportunidade de induzir medidas de controle ambiental que promovem a redução de gastos de agentes econômicos. Como exemplo, pode-se citar programas de divulgação dos usos racionais de água e energia (NOGUEIRA e PEREIRA, 1999, p.3).

Por muito tempo os economistas atribuíam estreita margem de aplicação destes instrumentos em programas ambientais. Baumol e Oates (1979, p.108-109) ressaltavam sua conveniência à publicidade, pressão social e participação comunitária em programas de curta duração, sobretudo, em estado de calamidade pública. Recentemente, Segerson e Li (1999, p.273-298) demonstraram o crescimento do uso de iniciativas unilaterais de empresas, acordos bilaterais e programas governamentais voluntários com resultados satisfatórios na Europa e América do Norte.

3.2.2 Instrumentos Econômicos (IE)

Os instrumentos econômicos de gestão ambiental são aqueles que induzem os agentes a alcançar metas ambientais com o uso de incentivos, positivos ou negativos, via sistema de preços. Esses mecanismos de criação de mercado representam, de forma muito evidente, um meio de internalizar as externalidades do mercado que afetam o meio ambiente. Isto porque, ao se elevar o preço da atividade nociva, os agentes responsáveis pagam o valor completo pelo dano que provocam em sua atividade econômica (JACOBS, 1991 p. 261-2). Os principais instrumentos econômicos da economia ambiental são:

- *Taxas, Impostos e Multas* - impõem aos agentes econômicos um custo sobre o uso dos recursos naturais. Para promoverem o desejável efeito de criação de mercado, a taxa deve ocorrer sobre a quantidade específica de carga poluidora produzida ou sobre a quantidade do bem ambiental utilizado. Desta forma, seus mecanismos de “enforcement” são relativamente automáticos, motivando os agentes a minimizarem suas externalidades (BAUMOL & OATES, 1979, p.103);
- *Subsídios* – este instrumento tem a função de ajudar os poluidores a suportarem os custos de controle da poluição quando houver muitas dificuldades para a internalizar as externalidades. O subsídio, neste sentido, pode ser entendido como o contrário da taxa, pois os agentes econômicos recebem algum tipo de

incentivo (redução ou isenção de impostos, reserva de mercado para seus produtos, créditos com juros baixos, etc) para promoverem a redução dos danos ambientais (NOGUEIRA & PEREIRA, 1999, p.5).

Os subsídios acarretam distorções ao mercado, por isto deve-se limitá-los a períodos e transações bem definidos. Jacobs (1991, p.258-261) embora reconheça subsídios como instrumento de mercado, os classifica como gasto governamental e alerta que esta ferramenta contraria o princípio do poluidor pagador;

- *Licenças Negociáveis de Poluição* – este instrumento atua via quantidade de emissões/degradação e não via preço como os demais instrumentos econômicos. Ele se fundamenta na determinação de um nível máximo de poluição/degradação almejada para o meio ambiente em uma região. A carga aceitável de poluição/degradação é então distribuída pela agência ambiental entre os agentes econômicos interessados em poluir, sob a forma de licenças negociáveis (NOGUEIRA & PEREIRA, 1999, p.5; FRANÇA, 2000, p.9-13).

Field (1997, p.587) enumera três condições que devem ser simultaneamente atendidas para que as licenças negociáveis de poluição tenham um desempenho satisfatório: (i) serem definidas de maneira clara, bem como serem executáveis e transferíveis; (ii) existência de um mercado razoavelmente eficiente e competitivo, favorecendo a negociação das licenças; e (iii) existências de mercados que propiciem aos proprietários captar todos os valores sociais associados à utilização do ativo ambiental.

As licenças negociáveis oferecem a possibilidade das empresas controlarem de maneira espontânea suas emissões, oferecendo ainda incentivo aos agentes para buscarem tecnologias mais limpas. Assim, o produtor pode aumentar a sua produção sem exceder seu limite de poluir, ou acumular licenças de poluição para negociar com os demais poluidores (FRANÇA, 2000, p.9-13);

- *Depósitos Reembolsáveis* - este instrumento fundamenta-se na atribuição de uma sobretaxa no preço de um produto potencialmente poluidor, para oportunamente devolvê-la aos agentes no retorno dos resíduos deste produto a um sistema de coleta. Os depósitos reembolsáveis são, geralmente, utilizados em produtos com ciclos curtos de uso tais como embalagens de refrigerantes, baterias, e pneus de

automóveis, favorecendo a reciclagem e a reutilização. Apresentam por isto uma dupla vantagem: por um lado, reduzem impactos nocivos ao meio ambiente e por outro, preservam recursos naturais (NOGUEIRA & PEREIRA, 1999).

3.2.3 Legislação como Instrumento de Gestão Ambiental

O sistema legal ambiental apresenta três alternativas para internalização das falhas de mercado. Duas soluções podem se dar de forma descentralizada, ou seja, quando os agentes envolvidos em um caso de degradação ambiental buscam a solução do conflito por suas próprias iniciativas: 1) leis de responsabilidade, e 2) negociações com direitos de propriedade definidos. A outra solução, de forma centralizada, por interferência governamental, é denominada de: 3) comando e controle (FIELD, 1997, p.224-242).

3.2.3.1 Leis de Responsabilidade

As pessoas têm idéia intuitiva sobre responsabilidade ou compensação. No caso ambiental, as leis de responsabilidade se propõem a fazer o contaminador arcar pelos danos que provocou. Neste caso, problemas são resolvidos nos tribunais. A parte que sofreu o dano reclama de quem pensa ser responsável por tê-lo provocado. Juízes e jurados definem então, com base nas leis comunitárias e estatutárias pertinentes. O propósito não é apenas compensar o prejudicado, (embora isto ocorra). Existe um intuito moral e exemplar de forçar o contaminador a ter uma postura cuidadosa sobre os efeitos externos que pode provocar (FIELD 1997, p.224-229).

A princípio, as leis de responsabilidade têm a vantagem de induzir o contaminador a buscar um nível de poluição eficiente. Esse nível seria com o tempo definido a partir das interações entre poluidores, prejudicados e tribunal. Outras vantagens das leis de responsabilidade podem ser assim resumidas: i) induzem os poluidores através de incentivos econômicos; ii) têm um forte apelo moral de fazer os poluidores serem punidos, através do princípio poluidor –pagador; e iii) leva a bons resultados sem a autoridade ambiental definir previamente o nível eficiente de poluição (HUSSEM, 1999, p.226-227, HEYES, 2001, p.3-7).

As principais desvantagens das leis de responsabilidade são as seguintes; i) elevados custos transacionais; ii) processos lentos e onerosos nos tribunais; iii) são

injustas para agentes que não podem arcar com elevados custos da justiça; e iv) quando existem muitos envolvidos, torna-se difícil estabelecer o que aconteceu, quem provocou e foi afetado pelo dano, bem como quanto custa sua compensação. Sobre os elevados custos transacionais, Hussen (1999, p.227) afirma que o sistema legal pode provocar a exposição da sociedade a poluição considerável, bem acima do socialmente ótimo. Isto ocorre porque os custos de transação são custos de oportunidade social e devem ser incluídos como componentes dos custos de controle de poluição.

3.2.3.2 Negociações com Direitos de Propriedade Definidos

Problemas locais de uso de recursos naturais poderiam ser eficientemente resolvidos entre agentes, desde que direitos de propriedade fossem bem definidos e os custos de transação envolvidos na negociação fossem baixos. Essa é a idéia defendida por Ronald Coase, em 1960, em seu famoso artigo, que lhe fez merecedor do Prêmio Nobel de Economia (KOLSTAD, 2000). Esta postulação, intitulada “teorema de Coase”, assim pode ser sintetizada: “Em um mundo sem custos de transação, qualquer definição inicial de direitos de propriedade levará a um resultado eficiente, em um processo de negociação entre as partes afetadas”.

Essa idéia é bem exemplificada por Perman *et al.* (1999 p. 300-303) e representada no Gráfico 3.1. O processo de negociação se dá entre um musicista e sua vizinhança, que é afetada pelo som de seu instrumento musical. Se o músico não levar em conta a externalidade do seu divertimento, tocaria em uma intensidade máxima “M3”. Por outro lado, a vizinhança, para não ser afetada, preferiria um nível de ruído zero “M1”. Se for levada em conta que o benefício marginal do musicista é decrescente com o aumento da intensidade do ruído e que o custo marginal do ruído para os vizinhos é crescente com o aumento de intensidade, então haverá um nível de equilíbrio “M2”. Nesse ponto o benefício marginal do músico se iguala ao custo marginal do ruído para a vizinhança, o que representa uma solução de ótimo social, naturalmente, uma solução eficiente.

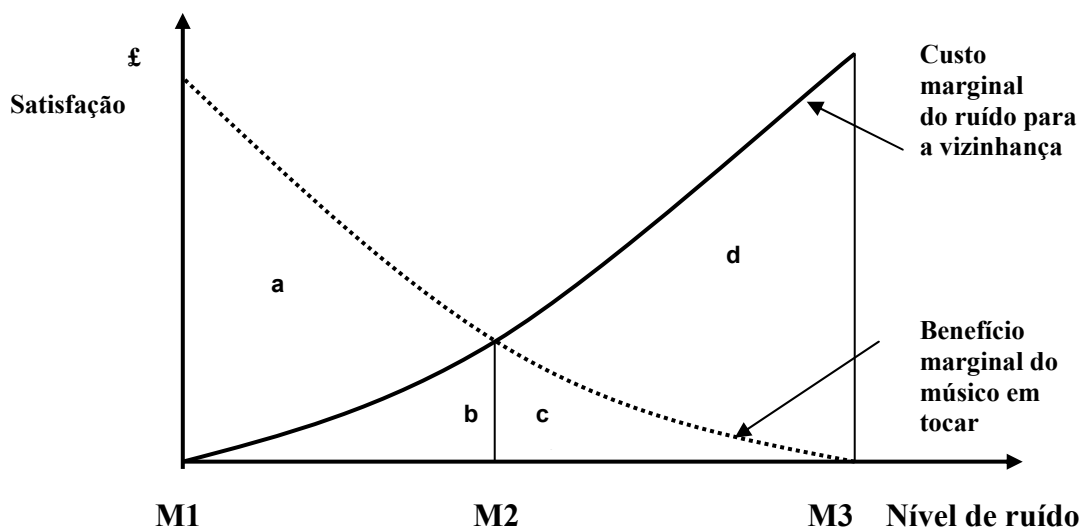


Figura 3.1 - Solução de barganha para uma externalidade

Fonte: Perman *et al.* (1999 p. 301)

O que Coase defende é que, independentemente, se o músico tiver plenos direitos legais de tocar na intensidade que quiser, ou se o silêncio for um direito incontestável dos vizinhos, através de uma barganha, eles inevitavelmente tenderão a buscar o ponto eficiente de intensidade de ruído “M2”. Isto porque a negociação entre o músico e sua vizinhança pode ter custos de transação desprezíveis. Aí reside sua grande vantagem: a livre negociação pode se estabelecer de forma descentralizada, dispensando um sistema central burocrático. (FIELD, 1997, p.224-229).

Se o direito for do músico, ele vai achar vantajoso sair de “M3” e dirigir-se para “M2”, mediante pagamento de recompensa pela vizinhança de valor igual ou superior a “c”. Ao fazer isto, promove um ganho social equivalente a “d”. Por outro lado, se o direito for da vizinhança, ela vai achar vantajoso sair de “M1” e dirigir-se para “M2”, mediante pagamento de recompensa pelo músico de valor igual ou superior a “b”. Ao fazer isto, a vizinhança promove um ganho social equivalente a “a”.

A poluição ambiental não se encaixa bem à solução de Coase. O problema principal é que os afetados por uma externalidade são muitos e o bem afetado é público. Outro fator a ser considerado é que nem todos são afetados com a mesma intensidade e, em algumas vezes, a poluição é acumulativa, ocasionando danos às

futuras gerações, que não se fazem presentes para negociarem seus interesses (PERMAN *et al.*, 1999 p.301-302, BAUMOL & OATES, 1979 p.96-97).

3.2.3.3 Comandos e controles (CC)

Controles diretos e legislação são, expressivamente, os instrumentos de gestão ambiental que dominam programas ambientais nos EUA e demais países (BAUMOL & OATES, 1979 p.121). Com o fim de gerar um comportamento socialmente desejável, as autoridades ambientais simplesmente decretam por lei o comportamento e utilizam determinados mecanismos de execução de leis (tribunais, multas, polícia) para que as atividades se sujeitem a padrões ambiental. Os instrumentos mais usuais de comando e controle são:

- *Estudos de Impacto Ambiental (EIA)* – consiste em um conjunto de atividades e tarefas técnicas com a finalidade de avaliar as principais conseqüências ambientais potenciais de um projeto, visando atender aos regulamentos de meio ambiente e, efetivamente, auxiliar na decisão de implantação (ou não) do projeto (NOGUEIRA & PEREIRA, 1999, p.3-4);
- *Licenciamentos* – um dos principais instrumentos de política de preservação de recursos naturais no Brasil, principalmente nas atividades rurais. Representa uma autorização concedida pela agência ambiental para exploração econômica de áreas de relevante interesse ambiental em propriedades privadas. O licenciamento pode estabelecer padrões de uso e exploração de recursos naturais bem como a reabilitação de áreas a serem exploradas (NOGUEIRA & PEREIRA, 1999, p.4). A política de recursos hídricos brasileira também se apóia nesta ferramenta (Lei Federal nº 9.433/1997);
- *Zoneamento* – consiste em regular a atividade econômica em áreas naturais privadas ou de domínio público/privado, mediante a determinação de reservas ecológicas ou áreas de preservação permanente, em certa proporção a área total. Tem o objetivo de proteger os recursos hídricos, vegetações em encostas, dentre outras (NOGUEIRA & PEREIRA, 1999, p.4);
- *Controles Diretos (CD)* – consistem em regulamentações para limitar níveis de emissão de poluentes, ou especificações obrigatórias para equipamentos ou processos produtivos, buscando estimular um comportamento adequado. Os

componentes básicos deste instrumento, os padrões ambientais, serão tratados no Item 3.3 (NOGUEIRA & PEREIRA, 1999, p.4).

As autoridades ambientais devem buscar padrões que levem a níveis sociais eficientes de contaminação. Como esses níveis dependem das condições locais, e por *comandos e controles* serem determinações centrais, freqüentemente, despreza-se a busca de eficiência econômica e os níveis são definidos por considerações de segurança ou saúde, em modelos denominados “arbitrários”.

Comandos e controles representam a alternativa, quase que exclusiva, em uso nos países de políticas ambientais frágeis ou recentes (DIETZ & VOLLEMBERGH, 1999, p.339). Porém, os países avançados passaram a intensificar gradativamente, nas últimas três décadas, mecanismos de mercado, buscando aumentar a eficiência econômica da intervenção ambiental do governo. Existem, no entanto, três situações em que comandos diretos são indispensáveis: impossibilidade de medição das emissões; em situações de rápidas mudanças nas condições ambientais; e para os poluentes extremamente perigosos (BAUMOL & OATES, 1979 p.307-322).

Nogueira e Pereira (1999, p.3) citam que também no Brasil as políticas ambientais são baseadas quase que exclusivamente no enfoque de comando e controle, como se percebe na análise da Lei nº 6.938/81. Os principais instrumentos nela utilizados são: estudos de impactos ambientais, licenciamentos, zoneamento e controles diretos

Estudos estatísticos mostram não ser suficiente a simples promulgação de leis ou a fixação de padrões para se atingir uma meta. Os esforços de fazer com que a lei seja cumprida também devem ser levados em consideração, afinal a determinação do custo social da política ambiental representa uma tarefa de grande responsabilidade para o governo. Em um ambiente competitivo, o acréscimo do custo ambiental não deve ameaçar o fechamento de empresas, ou promover excessiva sofisticação do monitoramento pela agência ambiental. Para elaboração de políticas, é preciso ter em mente que padrões muito exigentes nem sempre levam a reduções significativas da poluição. O formulador deve preocupar-se em propiciar caminhos flexíveis para tornar exeqüível a meta fixada. A política deve objetivar a minimização de custos aos

agentes privados e a agencia ambiental, o que reflete maior ganho social (FIELD, 1997 p.260-265).

3.2.4 Considerações Gerais

Inúmeros e variados critérios e procedimentos foram desenvolvidos pela economia ambiental para auxiliar o processo de escolha de instrumentos e tomadas de decisão de política pública. Cada tipo de instrumento apresenta desempenho variável segundo critérios utilizados para avaliação de política. Alguns exemplos são evidenciados no Quadro 3.1. Isto reforça a necessidade de utilização de uma variedade de instrumentos para se implementar uma política satisfatória (NOGUEIRA e PEREIRA, 1999, p.2 e 16).

A realidade constatada por Wilson (1995, p.385-397) representa um bom exemplo da necessidade de utilização conjunta de diversos instrumentos. Fazendo uma abordagem comparativa entre programas ambientais em mais de 25 países que estavam obtendo êxito no tratamento de resíduos sólidos, o autor chegou às seguintes conclusões: não existe um único instrumento de política que sozinho possa alcançar todas as metas ambientais. Na formulação de uma política acertada, existe a incorporação de diferentes instrumentos em uma estratégia integrada, perfeitamente ajustada às condições de cada país, região ou local. Ou seja, a formulação da política governamental deve ser equilibrada, utilizando um pouco de cada grupo de instrumentos de gestão do meio ambiente.

3.3 O Uso de Padrões Ambientais

Comandos e Controles, freqüentemente, fundamentam-se na observância de limites impostos à atividade econômica, ou seja, na adoção de padrões ambientais. Jacobs (1995, p.227-239), referindo-se à tomada de decisão de política ambiental, cita duas etapas como fundamentais: a primeira consiste no estabelecimento dos indicadores ambientais chaves e metas; na segunda adotam-se os meios para influenciar a atividade econômica para que ela não exceda estas metas e assim garantir o nível desejável de proteção ao meio ambiente.

Quadro 3.1: Critério de Seleção/Avaliação de Instrumentos de Gestão Ambiental

CRITÉRIOS	INSTRUMENTOS DE GESTÃO		
	Educação Ambiental	Controle Direto	Impostos /Taxas
Eficácia: refere-se a capacidade do instrumento de alcançar os objetivos estabelecidos.	Requer um período de tempo muito longo para alcançar seus objetivos.	O monitoramento das fontes de degradação é essencial para que os padrões sejam obedecidos.	Significativa, especialmente para fontes pontuais de emissão de poluição.
Eficiência: reflete a relação entre os custos e benefícios envolvidos para que o objetivo seja alcançado.	Apesar dos custos serem relativamente reduzidos por unidade de tempo, o prazo necessário para que o instrumento apresente efeito é muito longo. Assim é pouco eficiente na gestão do meio ambiente.	À medida que a crise ambiental fica mais grave, os custos de equacioná-los aumenta significativamente, se este instrumento for escolhido, reduzindo sua eficiência. Isso é particularmente verdadeiro quando os custos de redução variam entre fontes de degradação.	Positiva na hipótese de mercados eficientes, onde consumidores e produtores atuem de forma racional maximizando seu bem estar. Nessa situação, o instrumento alcança seus resultados a um custo significativamente mais baixo para a sociedade.
Motivação: refere-se a motivação contínua de redução dos impactos ambientais, levando o poluidor a ultrapassar a meta estabelecida.	Se as mudanças de atitude com o meio ambiente forem alcançadas indivíduos terão motivação permanente de busca de uma relação mais equilibrada com a natureza. Dúvidas existem se o interesse de um indivíduo, em um ponto do tempo, não irá prevalecer sobre todas as lições recebidas de sociedade/ambiente.	Não fornece incentivo algum, a não ser o de atender os limites impostos pela legislação e pelos padrões. Essa inércia por parte do poluidor não incentiva o desenvolvimento e a adoção de novas tecnologias.	É grande a vantagem de impostos e taxas. O instrumento induz os indivíduos e as empresas a minimizarem os danos ambientais. Com uma taxa escalonada, eles são incentivados financeiramente a continuar reduzindo suas emissões; ou seja, há um incentivo permanente para inovar e descobrir formas mais baratas de reduzir as emissões.
Custo Administrativo: refere-se a complexidade e aos custos envolvidos para administrar o instrumento.	Reduzido. Por em alguns programas formais e não formais de educação ambiental apresentam custos elevados.	Elevado. Não apenas pelo estabelecimento de legislação e padrões, mas pelos elevados custos de monitoramento.	Elevado. A exigência de monitoramento efetivo representa gastos com pessoal e equipamentos.
Aceitação Política: reflete a quantidade de opções de escolhas aos agentes, no cumprimento da meta estabelecida	Mais educação é sempre politicamente preferível; raramente o conteúdo educacional é questionado com seriedade.	Varia com o tipo e o nível dos padrões estabelecidos; em geral, é preferido que impostos ou taxas pelo setor produtivo.	Impostos e taxas tendem a ter uma aceitação política mais difícil, principalmente quando a carga tributária já for elevada ou complexa.
Equidade: reflete considerações éticas sociais e políticas sobre a distribuição de custos e benefícios.	Difícil de determinar, pois depende do tipo de programa implementado e do seu público-alvo. A contribuição de educação ambiental para formação de cidadania pode representar um importante impacto distributivo.	Ao contrário do que é freqüentemente argumentado, o estabelecimento de padrões pode ter impactos regressivos, através de difusão via mecanismo de preço dos custos extras gerados por aqueles padrões; o mesmo pode ser dito de legislação.	É a forma que poluidores podem vir a pagar à sociedade o justo preço pelo uso dos recursos ambientais. Não obstante, dependendo da elasticidade preço da demanda, empresas podem repassar os custos dos impostos e das taxas aos consumidores.
Mínimo de interferência: Reflete a vantagem de deixar os agentes econômicos buscarem seus próprios meios para cumprirem os objetivos ambientais.	Interferência mínima em curto prazo. No médio e, em especial, no longo prazo, os resultados da educação ambiental podem materializar-se em pressões sociais sobre o setor produtivo em favor do meio ambiente.	Dependendo do regulamento e do padrão estabelecido, o nível de interferência pode ser muito significativo; em muitos casos, essa interferência pode significar o fechamento de determinadas unidades produtivas.	O instrumento fiscal promove um incentivo para que os poluidores encontrem a melhor maneira de reduzir as emissões sem ter uma autoridade pública determinando como se deveria lidar com esta tarefa.
Confiabilidade: reflete que o instrumento, por deixar os agentes buscarem seus próprios meios, possa garantir o funcionamento do instrumento de forma rotineira.	O aspecto central a ser considerado nesse critério é o fato de ser humano, ao longo de sua vida, será cidadão, consumidor, produtor, amigo da natureza, etc. Em certos momentos, conflitos existirão entre essas atividades humanas e não é garantido que a de "amigo da natureza" irá prevalecer.	Depende do nível em que o padrão foi estabelecido e da capacidade de monitoramento da agência governamental responsável pela gestão ambiental.	Agência governamental, mesmo não conhecendo os custos de redução das fontes poluidoras, poderá alcançar resultados efetivos. Ao estabelecer um imposto, ela deverá se dedicar apenas à questão do monitoramento. O sistema funciona de forma tão rotineira que não há oportunidade para desvios.

Fonte: NOGUEIRA e PEREIRA, 1999, p.9

Quanto ao estabelecimento das metas, utilizam-se dois tipos de indicadores. Os *Indicadores Primários* são representativos das características do meio ambiente, enquanto os *Indicadores Secundários* são decorrentes da atividade econômica, ou seja, dos níveis de emissão de poluentes ou uso de um recurso natural. Jacobs (1995, p.227-239) mostra a importância do desenvolvimento de políticas estabelecidas por indicadores primários, pois eles efetivamente retratam as características ambientais, oferecendo, por isto, maior sustentabilidade. Field (1997 p.245-250) descreve a existência de três tipos de padrões: padrões ambientais, padrões de emissão e padrões tecnológicos.

3.3.1 Padrões ambientais

Para o estabelecimento de metas, os indicadores considerados mais relevantes são os “indicadores primários”. Eles indicam as condições ambientais, sendo indispensáveis quando existe concentração de diferentes agentes poluidores afetando o mesmo recurso. Não levam à identificação individual dos agressores, mas retratam apropriadamente o estado de degradação ambiental (JACOBS, 1995 p.228-232). Os padrões ambientais destinam-se a estabelecer um nível de qualidade, de concentração, que nunca deve ser ultrapassado (FIELD, 1997, p.246).

3.3.2 Padrões de emissão

Os padrões de emissão, ou indicadores secundários, segundo Jacobs (1995 p.228-232), são representativos da atividade econômica. Eles visam a estipular quantidades máximas de emissões permitidas para um agente, em um período. Frequentemente são assim expressos: taxa de emissão (massa/tempo); concentração de emissão (% ou ppm); quantidade total de resíduo (massa/tempo x tempo); resíduo por unidade de produção; quantidade de resíduo por insumo; entre outros (FIELD, 1997, p.246-248).

Entre a emissão e a qualidade ambiental encontra-se a natureza com fenômenos meteorológicos e hidrológicos, entre outros, influenciando a relação entre os padrões de emissão e os padrões ambientais. A natureza transporta resíduos de um ponto de descarga para outros lugares, promovendo fenômenos de diluição, depuração e dispersão ao longo do trajeto. Em alguns casos, podem

ocorrer processos químicos entre diferentes emissões, o que agrava as condições ambientais (FIELD, 1997 p.246-248).

3.3.3 Padrões tecnológicos

Os padrões tecnológicos determinam a tecnologia e técnicas práticas a serem utilizadas pelas firmas, visando a promoção da proteção ambiental. Na verdade, a fixação desses padrões impõe exigências mínimas de tecnologia, com os seguintes enfoques:

- BPM – Best Practicable Means (melhores meios praticáveis);
- BAT – Best Available Technology (melhor tecnologia disponível);
- BATNEEC - Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost (melhor tecnologia disponível, não exigindo custos excessivos).

A história recente de alguns países mostra que padrões tecnológicos são instrumentos poderosos na obtenção de metas significativas de redução de poluição, porém são, normalmente, ineficientes economicamente. Outra desvantagem refere-se a eles serem inflexíveis e não gerarem incentivos para promoção de eficiência econômica dinâmica adicional (PERMAN *et al.*, 1999 p.306).

3.4 O Princípio de Equi-Marginalidade

Apesar da fixação do nível de emissão pelo governo ser feita sem representar especificamente o ponto ótimo do tratamento utilitário, as políticas ambientais não devem se abster dos fundamentos dessa teoria. Certos mecanismos, como comando e controles, por exemplo, não são fundamentados na busca de maximização do bem-estar social. Outros instrumentos, por representarem incentivos econômicos, seriam os ideais para manterem o mercado mais próximo de resultados eficientes (PERMAN *et al.*, 1999, p. 297-300).

A esse respeito, Pereira (1999, p. 40) enfoca apropriadamente a diferenciação entre políticas custo-efetivas e eficientes. Enquanto políticas eficientes são estabelecidas nos pontos de poluição ótimos, onde os maiores benefícios são alcançados com os menores custos, políticas custo-efetivas conduzem à utilização

de menores custos para se atingir uma meta de poluição, ou provêm os melhores resultados para qualquer determinado dispêndio de recursos. Se na prática as dificuldades de se estabelecer pontos ótimos de poluição conduzem à utilização de modelos arbitrários, a busca de minimização dos custos, com o uso de políticas custo-efetivas, representa a melhor alternativa restante ao enfoque econômico neoclássico utilitarista.

A economia ambiental dispõe de uma ferramenta que conduz à obtenção dos menores custos para o alcance de um padrão ambiental, quando diversas fontes poluidoras contribuem para o mesmo corpo receptor. Esta ferramenta é denominada de *Princípio da Eqüi-Marginalidade*. Perman *et al.* (1999, p. 297-300) citam o teorema de controle custo-efetivo da poluição para diversos poluidores ao mesmo corpo receptor, que afirma que “a condição necessária para se obter o menor custo de abatimento total da poluição é que o custo marginal de abatimento, ou de redução do dano, seja o mesmo para todos os agentes poluidores”. Para facilitar o entendimento prático deste princípio, a utilização do Gráfico 2.5 é oportuna.

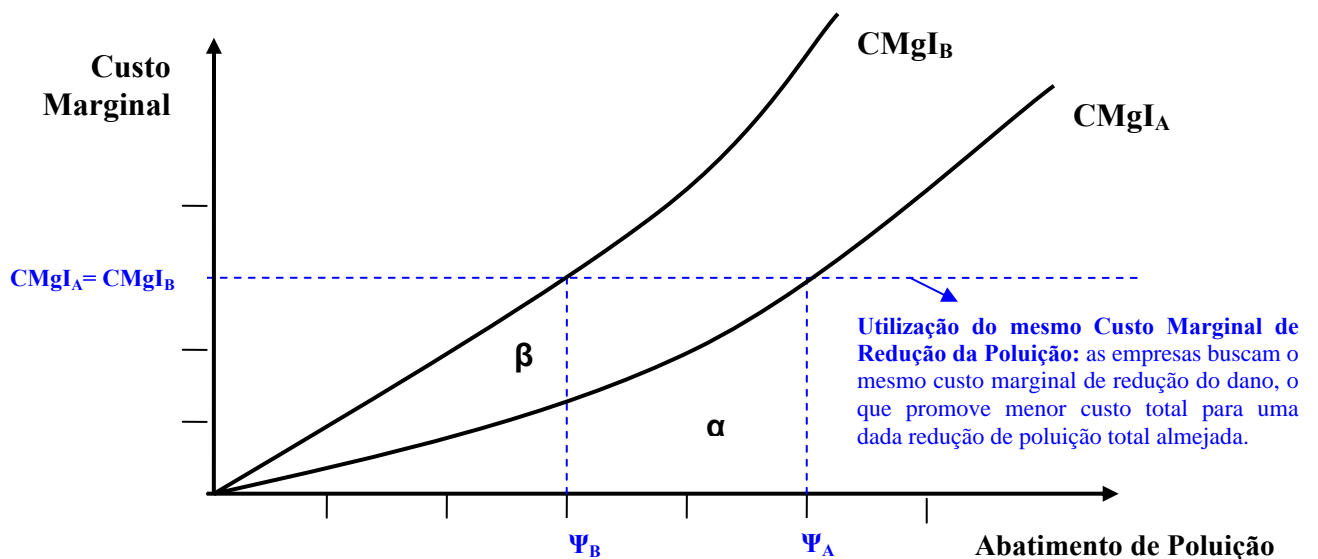


Gráfico 2.5: Abatimento de uma Carga Poluidora Quando se Utiliza o Mesmo Custo Marginal de Redução da Poluição para as Indústrias A e B.

Fonte: Perman *et al.* (1999, p.299)

No Gráfico 2.5 estão traçadas as funções de custo marginal de redução da poluição das indústrias A e B. O teorema afirma que a condição de menor custo

global para redução da carga poluidora Ψ_T é obtida quando os custos marginais de redução da poluição forem idênticos nas fabricas A e B, ou seja, quando $CMgI_A = CMgI_B$. Os custos individuais de redução da poluição são representados pelas áreas α para a indústria A e β para a indústria B. Desta forma, para o abatimento total desejado, Ψ_T , que é igual a soma $\Psi_A + \Psi_B$, o custo total de abatimento será mínimo e equivalente a soma das áreas $\alpha + \beta$ (PERMAN *et al.* 1999, p.299).

Por outro lado, o governo visando abater a poluição de muitas fontes poluidoras ao mesmo corpo receptor, frequentemente lança mão de comandos e controles, por uso de um padrão de emissão. A fixação de uma redução uniforme da carga poluidora dos diversos agentes não é custo efetiva (PERMAN *et al.*,1999, p.299). O Gráfico 2.6 oferece uma visualização do uso de abatimento por padrão, para emissões de fábricas que ainda não haviam despendido recursos com as externalidades que provocam.

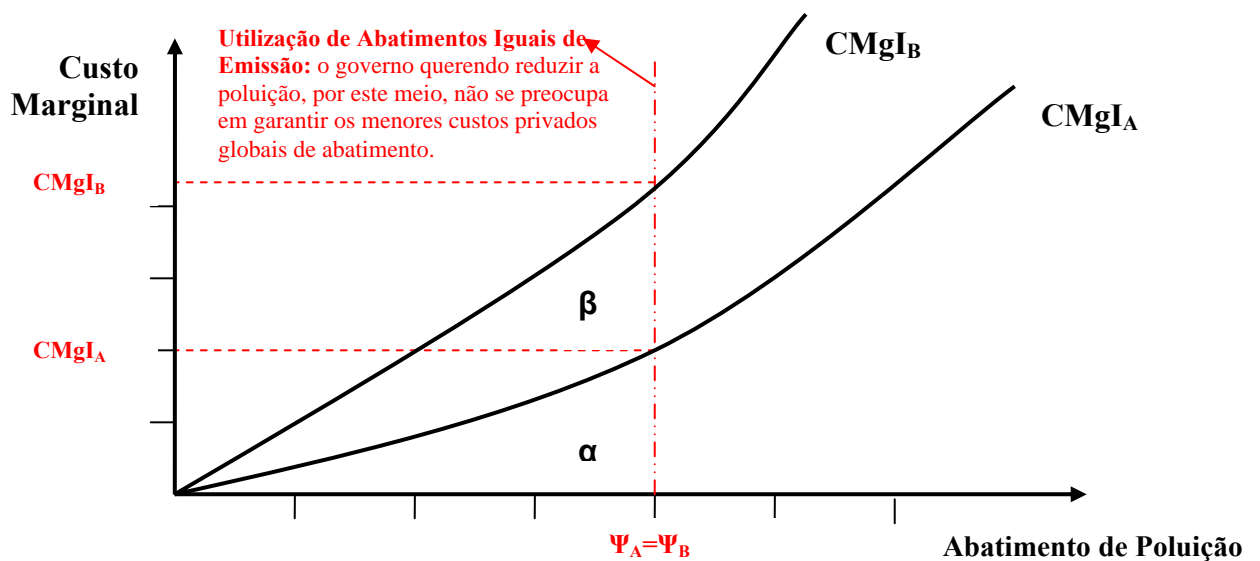


Gráfico 2.6: Custos Marginais de Redução da Poluição para as Indústrias A e B Quando se Utiliza a Mesma Redução de Emissão

Fonte: Perman *et al.* (1999, p.299)

No Gráfico 2.6 também estão traçadas as mesmas funções de custo marginal de redução da poluição das indústrias A e B. Quando se busca estabelecer abatimentos iguais de poluição para os poluidores, não há preocupação de se indagar os custos marginais de abatimento envolvidos, portanto, de acordo com o

teorema da eqüi-marginalidade, não se obtém o menor custo global de abatimento para os agentes. A carga poluidora total Ψ_T é consequência da soma das cargas poluidoras individuais decorrentes do padrão central estabelecido pelo governo. Da mesma forma, os custos individuais de redução da poluição são representados pelas áreas α para a indústria A e β para a indústria B. Como esta solução não é custo efetiva, o custo total de abatimento não é mínimo. A soma das áreas $\alpha + \beta$ será maior que se houvesse abatimento com igualdade dos custos marginais entre os agentes (PERMAN *et al.* 1999, p.299).

O Princípio da Eqüi-Marginalidade apresenta uma indicação aos formuladores de política pública sobre as vantagens de instrumentos econômicos em comparação ao uso de padrões. Segundo Perman *et al.* (1999, p. 297-300), o princípio acima fornece valiosas contribuições à economia ambiental:

- o instrumento que alcança o alvo de poluição com custo mínimo é conhecido como custo-efetivo;
- o regime de custo mínimo global é obtido quando todas as firmas adotam custos marginais de redução da poluição equivalentes.
- A solução do custo mínimo global não levará, em geral, a abatimentos iguais da poluição por todos os poluidores.

Os gráficos anteriores evidenciam o tratamento teórico de dois diferentes caminhos para a obtenção do mesmo nível de poluição total, para as indústrias A e B, diluírem seus esgotos no mesmo corpo receptor. No Apêndice 1 será apresentado um problema hipotético, objetivando a apresentação prática do mesmo assunto.

3.5 Padrões para Diluição de Esgoto Sanitário no Brasil

No Brasil, os sistemas de tratamento de resíduos líquidos são concebidos para promoverem redução da poluição atendendo às exigências da Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que 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.

Esta resolução federal não estabelece padrões de emissão para os efluentes das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), ou mesmo para tratamento dos resíduos líquidos industriais, mas sim especifica as condições ambientais que os cursos hídricos devem ter após sua diluição, considerando seus enquadramentos. Este é um exemplo típico de uso de padrão ambiental. Segundo Jacobs (1995, p.228-232), o uso dos indicadores primários é mais eficiente, pois leva em consideração a capacidade de absorção do meio. Seu uso é preferível à uniformidade característica dos padrões de emissão. Metcall & Eddy (1991, p. 1195) corroboram a evidência que Jacobs (1995) deu aos indicadores primários, ao descreverem que o elemento fundamental para disposição de esgoto tratado representa as características quantitativas e qualitativas do recurso hídrico no qual vai se lançar o efluente. Assumem, dessa forma, que tratamento e disposição final estão interligados e não podem ser considerados independentemente. Afinal, a capacidade de “diluir” determina o nível de tratamento requerido. Por outro lado, muitas leis estaduais de recursos hídricos e proteção ambiental, elaboradas com enfoque mais conservador, fazem exigências suplementares ao CONAMA, estabelecendo padrões de emissão às ETEs e padrões tecnológicos às indústrias.

A Resolução 357 classifica as águas do Território Nacional em treze classes, segundo a qualidade requerida para seus usos preponderantes. Essa classificação é feita com o a verificação das condições de qualidade e com o uso de padrões, ou seja, com o estabelecimento de parâmetros inorgânicos e orgânicos máximos. A lista das condições de qualidade e padrões para cada classe é extensa, porém, na prática, os processos de tratamento de esgotos industriais são conduzidos, basicamente, pelo monitoramento dos poluentes característicos, enquanto para o tratamento de esgoto sanitário alguns indicadores assumem relevância. Genericamente, ao se avaliar os impactos da diluição de esgoto, maior ênfase é atribuída ao consumo de oxigênio na degradação da matéria orgânica presente (METCALL& EDDY, 1991, p. 1195-1196). A quantificação dessa matéria orgânica, geralmente, é expressa em DBO₅. Outros parâmetros usuais aos processos de esgoto ou ao monitoramento da sua diluição encontram-se no Quadro 3.2.

Quadro 3.2: Parâmetros Usuais de Qualidade de Água

Indicador	Conceito	Importância	Utilização mais freqüente
pH	Potencial hidrogênico – representa a concentração de íons de hidrogênio H^+ (em escala anti-logarítmica), dando uma noção da acidez, neutralidade ou alcalinidade da água.	Valores de pH afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática nos cursos hídricos e os microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgoto.	1. Caracterização de corpos de água; 2. Controle da operação de estações de tratamento de esgoto (digestão anaeróbica).
Nitrogênio (mg/l)	Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este alterna-se em diversas e estados de oxidação, no meio aquático pode ser encontrado nas seguintes formas: 1) N_2 – nitrogênio molecular; 2) nitrogênio orgânico; 3) NH_3 - amônia; 4) NO_2 – nitrito; e NO_3 – nitrato.	O nitrogênio é indispensável ao crescimento dos microrganismos para o tratamento de esgoto, porém quando em excesso nos corpos hídricos, pode conduzir a um crescimento exagerado de algas ocasionando o processo denominado de eutroficação. O nitrogênio, nos processo de conversão de amônia a nitrito e deste a nitrato, consome oxigênio do meio, o que pode afetar a vida aquática. A amônia livre é tóxico aos peixes.	1. Caracterização de corpos de água. A forma predominante de nitrogênio pode evidenciar o estágio de poluição. Poluição recente está associada a nitrogênio orgânico ou amônia, enquanto poluição mais remota está associada a nitrato; 2. Caracterização das águas residuárias brutas e tratadas.
Fósforo (mg/l)	O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fosfato orgânico. Os ortofosfatos podem ser metabolizados diretamente nos processos biológicos. Os polifosfatos são moléculas mais complexas, necessitando conversão a formas mais simples para a metabolização.	O fosfato é um elemento indispensável ao crescimento dos microrganismos para o tratamento de esgoto, porém quando em excesso nos corpos hídricos, pode conduzir a um crescimento exagerado de algas ocasionando o processo denominado de eutroficação.	1. Caracterização de corpos de água; 2. Caracterização das águas residuárias brutas e tratadas.
Oxigênio dissolvido (mg/l)	O oxigênio dissolvido (OD) é essencial aos organismos aeróbios (que vivem na presença de oxigênio). Durante a estabilização da matéria orgânica presente no esgoto, as bactérias fazem uso de oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo causar a redução de sua concentração no meio. Essa redução de sua concentração pode ocasionar a morte de diversos seres aquáticos, inclusive peixes.	Por ser de vital importância aos seres aquáticos aeróbios, OD é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição nas águas por despejos orgânicos. Valores de OD significativamente inferiores à saturação são indicativos da contaminação dos corpos hídricos por matéria orgânica, provavelmente de esgoto. OD<5 morte de peixes exigentes. OD<2 morte de todos os peixes.	1. Caracterização de corpos de água; 2. Controle da operação de estações de tratamento de esgoto (digestão aeróbica).
Matéria orgânica (mg/l DBO) (mg/l DQO)	Os principais componentes orgânicos são as proteínas, os carboidratos, as gorduras e óleos, além da uréia, surfactantes, fenóis, entre outros. As matérias carbonáceas dividem-se em dois grupos: biodegradáveis e não biodegradáveis, podendo estar em suspensão e dissolvida. Por isto, existe dificuldade na determinação laboratorial da matéria orgânica. Sua medida é usualmente feita por métodos indiretos, pelo potencial em consumir oxigênio: Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)	A matéria orgânica presente no esgoto ocasiona o principal problema de poluição dos cursos hídricos: o consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Assim a DBO retrata de forma indireta o teor de matéria orgânica nos esgotos ou no corpo de água, sendo portanto um indicador do potencial de consumo de oxigênio dissolvido. A DBO é um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo de água.	1. Caracterização de corpos de água; 2. Caracterização das águas residuárias brutas e tratadas.
Bactérias do grupo coliforme	As bactérias coliformes não são patogênicas, mas dão uma indicação significativa de quando uma água apresenta contaminação por fezes humanas ou animais e por isto sua potencialidade de transmitir doenças.	Esse grupo de bactéria existe em grande quantidade nas fezes dos animais Com isto, a probabilidade de que sejam detectadas após a diluição é incomparavelmente superior aos organismos patogênicos.	1. Caracterização de corpos de água; 2. Caracterização das águas residuárias brutas e tratadas.

Fonte: (von Sperling, 1996, p.22-41)

4.0 O GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E O ESTABELECIMENTO DE POLÍTICAS DE SANEAMENTO COMPATÍVEIS: Implicações Sobre a Diluição de Esgotos Sanitários no Brasil

4.1 O Gerenciamento do Recurso Natural Água

Estima-se que a massa total de água na Terra seja de 265.400 trilhões de toneladas, porém sua disponibilidade na forma de água doce, explorável sob o ponto de vista tecnológico e econômico, é limitada a apenas 0,5 % . Ao se subtrair a parcela de água doce que se encontra em locais de difícil acesso, ou aquela já muito poluída, restam para utilização direta pelo homem apenas 0,003 % do volume total do planeta. Ao se analisar este pequeno percentual e as distribuições heterogêneas, no globo terrestre, dos recursos hídricos e do adensamento populacional, evidencia-se que a sua escassez é inquestionável, em muitas localidades, e com tendência a agravar-se (BRAGA *et al.*, 2002, p. 72-73).

Fatores como a distribuição heterogênea da água, no tempo e no espaço geográfico; interferências naturais promovidas pelo ciclo hidrológico; alterações no ciclo hidrológico decorrentes de intervenções humanas; uso do solo no meio urbano e no meio rural; aumento da poluição conseqüente do desenvolvimento econômico; não coincidência das divisas entre as nações e bacias hidrográficas; o uso múltiplo da água; entre outros, conferem aos recursos hídricos, a cada dia, maior complexidade para sua gestão (BRAGA *et al.*, 2002, p. 72-81; CARRERA-FERNANDEZ e GARRIDO, 2002, p.21-37).

A gestão dos recursos hídricos é tarefa complexa. Como na administração de qualquer outro recurso natural, ela seria eficiente, na medida em que se conhecendo a função-utilidade de todos os agentes e a função de produção de todas as empresas e pudesse se definir o nível de intervenção sobre o mercado para maximizar a utilidade em seu todo, atendendo ainda à condição de que ninguém tenha sua utilidade total diminuída. Em outras palavras, o planejador de política pública deveria atribuir preços corretos à água e também às taxas por unidade de poluição (MUELLER, 2003, p. 61-65). Na prática, é quase impossível se conhecer a

função utilidade dos múltiplos utilitários da água e também a diversidade de gêneros de poluições decorrentes dos seus usos. Então, o estabelecimento do nível “economicamente ótimo” de proteção ambiental não passa de um sonho. Mas como tal, deve representar uma meta pelo planejador. Ou seja, o nível de proteção definido é um valor econômico. Representa um custo e traz um benefício para a sociedade, que também pode ser valorado.

A água é um recurso natural de livre acesso, ou seja, nenhum indivíduo ou grupo de indivíduos possui seu direito de propriedade, não havendo, portanto, como restringir o seu uso ou exploração. Assim, Perman *et al.* (2003, p.569) evidenciam que esta ausência de direito de propriedade ocasiona a sua superutilização. Carrera-Fernandez e Garrido (2002, p.58) descrevem que enquanto esse recurso natural for abundante, em uma dada região, esta falha comum ao seu uso não gera efeitos perceptíveis sobre a economia. Porém, na medida em que sua escassez é relativa, ou seja, sua demanda torna-se significativa em relação à sua disponibilidade, os efeitos desse uso perdulário afetam negativamente o mercado. Apontam que a cobrança pela sua utilização representa uma incontestável recomendação econômica para o tratamento desta questão.

Por outro lado, Carrera-Fernandez e Garrido (2002, p.58) descrevem ainda que o livre acesso ao bem acarreta dificuldades na sua valoração. De um lado, há muita variabilidade no seu valor de uso, em função da sua utilidade múltipla. De outro, seu valor de troca está ligado exclusivamente à sua escassez, o que é um fator regional.

Com relação à precificação da água, Nogueira e Faria (2004) descrevem que a criação de mercado para a água ainda é tema que merece cautela. São poucos os exemplos do seu emprego, mesmo nas modernas economias. Citando Easter, Becker e Tsur (1997), referem-se à necessidade de seis arranjos essenciais para a criação de mercados para a água: i) arranjo institucional; ii) um gestor para implementar a comercialização; iii) estrutura flexível para transferência de água; iv) um mecanismo de internalização das falhas de mercado; v) um mecanismo de resolução de conflitos; e vi) preocupação com a qualidade e sustentabilidade. A manutenção simultânea destas condições, ao longo do tempo, é pouco provável, o que talvez justifique o pouco uso deste instrumento.

Quanto ao gerenciamento da diluição de poluição nos recursos hídricos, não é comum a utilização da cobrança de taxas. Boyd (2003, p.1-20) cita que a maior dificuldade deste instrumento é decorrente dos onerosos custos de controle, além de gerar restrição de aceitação política. Outra inconveniência prende-se ao fato de estabelecer controle sobre as emissões e não sobre o nível de poluição do ambiente. Nos recursos hídricos superficiais, as características locais da água e a sua capacidade de diluição e autodepuração variam ao longo do fluxo e por isto não podem ser esquecidas. O instrumento mais usual é a fixação de padrões ambientais, embora este procedimento não leve aos melhores resultados econômicos (DIETZ e VOLLEMBERGH, 1999, p.339). Por outro lado, mesmo sendo um instrumento de comando e controle, o estabelecimento de padrões é entendido pelas empresas como uma forma de pagamento pela poluição. Se os padrões são mais restritivos, o processo de tratamento torna o controle da poluição mais dispendioso.

A diluição de esgoto sanitário é um exemplo típico desta relação. Ao se instituir padrões ambientais de diluição, o governo está estabelecendo custos para as empresas de saneamento. Por consequência, os usuários dos serviços, são, em última instância, os responsáveis pelo pagamento desta despesa. Portanto, o formulador de política pública deve observar, além do nível atual e o desejável de degradação, a capacidade e a disposição de pagar da população pelo padrão a ser estipulado, principalmente em tratando de países em desenvolvimento.

O gerenciamento da água, em nível global, não passa de uma pretensão de algumas instituições internacionais. Biswas (2004, p.81-88) descreve sobre as fracassadas tentativas de se estabelecer um diálogo entre os países. O autor questiona os poucos resultados decorrentes dos fóruns mundiais para tratar do assunto. Destaca, ainda, a importância, a magnitude e a complexidade da gestão deste imprescindível recurso natural, o que representa tarefa que nenhuma outra geração teve de enfrentar.

Na verdade, ao se investigar como os países gerenciam seus recursos hídricos, evidencia-se que a realidade atual de cada um deles é decorrente dos seus processos históricos e institucionais de compatibilizarem o desenvolvimento econômico com suas características ambientais. O sucesso dos programas

nacionais está ligado, na maioria dos casos, à capacidade de se instituir normas de gerenciamento da água, na medida em que surgem os conflitos decorrentes da sua escassez, na qualidade requerida. Iniciativas de organizações sociais locais ou regionais para promoverem a gestão da água, são exemplos clássicos da solução europeia de tratar o assunto. Na Alemanha, no início do século XX, verificou-se o primeiro exemplo deste tipo de solução. A França promulgou, em 1964, uma lei que incorpora a administração por bacias hidrográficas, a cobrança da água para manutenção de um fundo de proteção e maior reforço ao poder de polícia. Em outros países da Europa, até meados do século XX, existia superposição de responsabilidades entre as instituições governamentais, que impediram, na época, melhor solução dos problemas, como é o caso da Itália e do Reino Unido (CARRERA-FERNANDES e GARRIDO, 2002, p.79-97).

O uso da cobrança de água bruta e da diluição de poluentes tornou-se comum em alguns países, como França, Hungria, Japão, entre outros. Em outros países, até a água de abastecimento humano e também os serviços de esgotamento sanitário são subvencionados, como Portugal, Espanha, Itália, Áustria, entre outros. Por outro lado, o modelo de gestão adotado no Chile, a partir de 1981, estabeleceu que água é um bem nacional de uso público, porém com direito de aproveitamento privado. Com o Ministério de Obras Públicas outorgando a concessão de direitos de aproveitamento privados, criou-se um mercado do direito de uso de água e não propriamente um mercado para a água (CARRERA-FERNANDES e GARRIDO, 2002, p.79-97).

Os Estados Unidos da América destacam-se no cenário internacional pelo elevado gasto governamental no seu programa. Embora a Lei de Uso da Água seja datada de 1965, foi em 1972 com a aprovação da Lei Federal de Controle da Poluição das Águas, “Water Pollution Control Act Amendments”, que se notou o avanço extraordinário do país do em relação à proteção dos recursos hídricos. Esta lei foi apoiada por subsídios para se atingir a universalização do tratamento de efluentes de forma gradual e com o uso de padrões tecnológicos. Até o ano de 1977, haveria a implantação de tratamento em nível secundário dos pontos de diluição de esgotos domésticos e a utilização da melhor tecnologia conhecida para tratamento de resíduos industriais líquidos. Previa ainda, até 1983, o tratamento

terciário para esgotos domésticos e a utilização da melhor tecnologia de produção economicamente disponível visando a reduzir as emissões (HARRINGTON, 2003, P.1-30).

Em sua primeira década, esta política teve forte impacto sobre emissões pontuais de esgoto sanitário e industrial. Como os subsídios governamentais foram exagerados, grande parte das ETEs - Estações de Tratamento de Esgoto municipais foram super-dimensionadas. Esta falha possibilitou que estas plantas pudessem, mais tarde, receber emissões indiretas das indústrias. O abatimento indireto da poluição passou a ser expressivo, a partir de 1982, e criou um mercado de pagamento para abatimento da poluição. Embora as emissões pontuais fossem contempladas no programa americano, a poluição difusa não foi. Em consequência, de maneira geral, os recursos hídricos não têm apresentado a melhoria esperada em seu aspecto qualitativo (HARRINGTON, 2003, P.1-30).

Um dos temas contemporâneos mais atrativos para a economia ambiental representa o gerenciamento dos recursos hídricos na China. Observando as características continentais, sua história e o explosivo crescimento econômico que o país vem enfrentando, Boxer (2002, p.5-9) retrata dois caminhos básicos para a gestão dos seus recursos hídricos. De um lado, a tarefa da comunidade científica internacional de dispor dos conhecimentos de engenharia e de economia ambiental necessários, que, efetivamente, levem aos maiores benefícios sociais com menores custos. Do outro, em sentido figurado, a necessidade de se promover a tradução dos conhecimentos internacionais aos dialetos chineses. Aí, encontra-se o maior desafio: os princípios teóricos do ocidente devem ser redefinidos, não só conceitualmente, mas também tecnologicamente e socialmente. Não se pode perder a visão do meio século recente da política marxista vivenciada no país, da sua cultura de dois milênios de existência, das suas características geográficas e do suporte técnico disponível no país para a realização desta tarefa.

4.2 A Gestão dos Recursos Hídricos e os Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário

O conceito de promoção de saúde proposto pela Organização Mundial de Saúde (OMS) apresenta o meio ambiente como fator preponderante para garantia da saúde pública. Para sustentar condições ideais ao meio ambiente, pressupõe a necessidade de implementação de saneamento. Define-se saneamento ambiental como o conjunto de ações socioeconômicas que têm por objetivo alcançar salubridade ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária de uso de solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural (FNS, 2004, p.9-15).

Os recursos hídricos afetam e são diretamente afetados por duas ações principais de saneamento: a captação de água para abastecimento público e a diluição dos esgotos. O processo de captação e devolução da água por sucessivas cidades numa bacia hidrográfica resulta em uma reutilização indireta das águas. Este processo, aliado ao crescimento das populações, aos avanços no desenvolvimento econômico e a uma tendência de urbanização das sociedades tem representado uma preocupação em países em desenvolvimento (FNS, 2004, p.16-21).

Desta forma, os programas governamentais de recursos hídricos e saneamento deveriam ser equacionados de forma inter-relacionada. No entanto, as características econômicas do saneamento evidenciam a complexidade de se promover este desenvolvimento integrado. A indústria do saneamento, como os demais serviços públicos de infra-estrutura, tem como característica marcante a presença de custos fixos elevados em capital altamente específico. A principal conseqüência desta configuração, associada à idéia de monopólio natural, representa um dilema entre a eficiência produtiva¹³ e a eficiência alocativa¹⁴, além

¹³ **Eficiência Produtiva** – esse conceito relaciona-se à maximização dos lucros da atividade de distribuição de água e coleta e tratamento de esgoto.

¹⁴ **Eficiência Alocativa** – esse conceito relaciona-se à obtenção da maximização do benefício social líquido do mercado.

de gerar um baixo incentivo ao investimento. Em outras palavras, a exploração de monopólio natural é eficiente quando o sistema é operado de forma integrada. Isto ocasiona a operação por um único produtor. Este poder de monopólio gera distorções alocativas. Estas distorções podem, no entanto, ser controladas com o uso de competição pelo direito à franquia ou por um mecanismo de regulação. Quanto ao baixo incentivo ao investimento, ele é atribuído à especificidade do capital empregado, pois o valor de revenda dos ativos se reduz fortemente após o investimento. Isto é ainda mais grave por se tratar de um setor com volume de investimento requerido bastante elevado. No caso de propriedade privada dos ativos, o poder de barganha pode mudar radicalmente após a realização do investimento (TUROLLA, 2002, p.7-8).

Diante das características acima descritas o setor de saneamento organiza-se, em boa parte do mundo sob o formato de gestão pública e local. Vários países desenvolvidos foram capazes de atingir a universalização quase absoluta do abastecimento de água e esgotamento sanitário sob administração pública. No mundo atual, apenas dois países apresentam um predomínio da iniciativa privada, França e Inglaterra. Esses dois países apresentam, no entanto, modelos distintos de parceria entre os setores público e privado. Em países ainda distantes da universalização, portanto com um pesado investimento a realizar, o formato de gestão baseada em sistemas públicos apresenta-se problemático (TUROLLA, 2002, p.7-8).

Lee (1994, p.215-231), descrevendo sobre os conflitos do uso de água para o abastecimento público e a diluição de esgotos em países em desenvolvimento da Ásia, costa do Pacífico, evidencia a maior necessidade de se buscar avanços institucionais do que propriamente tecnológicos. Para a obtenção de sucesso, uma das estratégias indispensáveis é se conhecer as características intrínsecas ambientais, as preferências dos múltiplos utilizadores da água, quais são os melhores incentivos a se utilizar e se estão de acordo com a capacidade de gastos dos governos. Neste contexto, o abastecimento público e a diluição de esgotos sanitários representam uma das demandas ambientais da sociedade.

Para Briscoe e Garn (1995, p.256-257) a universalização destes serviços nos países em desenvolvimento, provavelmente, deve ser tarefa de longo prazo.

Reconhecem uma certa hierarquia em sua solicitação. Inicialmente há uma necessidade básica por abastecimento público de água. Em um segundo momento a demanda recai pela coleta de esgotos domésticos, para em um último instante se almejar proteção ambiental. Descrevem que esta orientação foi, inclusive, seguida pelo Banco Mundial no financiamento de programas em países em desenvolvimento.

Os modelos convencionais de suporte ao desenvolvimento dos setores de abastecimento de água e esgotamento sanitário nos países em desenvolvimento apresentam-se precários. De maneira geral, os índices de atendimento são insatisfatórios. De um lado, os governos não demonstram capacidade de financiamento dos elevados custos inerentes aos serviços. De outro, os elevados gastos governamentais feitos durante as últimas três décadas para financiar estes setores agravaram o quadro de desigualdade social e demonstraram ser ineficientes. Apresentaram custos elevados e tímidos resultados. A busca de uma nova visão para o gerenciamento desses serviços pode representar uma solução para se obter um aumento significativo dos índices de atendimento, de forma mais acelerada. Nesta nova visão, Briscoe e Garn (1995, p.261-267) apontam mecanismos de mercado, em que as decisões sejam tomadas envolvendo planejadores, usuários, operadores e agentes financeiros, buscando-se estabelecer políticas focadas nos custos e benefícios envolvidos. Nesta visão, o financiamento deixa de ser um fator exógeno, de responsabilidade central do governo, uma fonte de corrupção e passa a representar uma decisão dos usuários, que, na prática, farão suas escolhas em função do quanto estão dispostos a pagar por elas.

Ao se deparar com as dificuldades vivenciadas nos países em desenvolvimento, é relevante para a presente dissertação evidenciar o contraste relativo ao oneroso programa americano, citado no item 4.1. O programa federal de despoluição das águas, implementado em 1972, “Water Pollution Control Act Amendments”, não foi concebido utilizando etapas em sua implantação, almejando ser custo-efetivo. A gradualização representou uma tentativa do governo de minimizar os impactos sobre a economia. Temia-se que os custos do programa ambiental promovessem o fechamento de empresas ou contribuíssem para elevação da inflação. Outro ponto que denota a despreocupação governamental

com seus custos, refere-se aos elevados portes das ETEs municipais, que por serem sub-utilizadas, passaram a representar uma oportunidade de tratamento indireto de efluentes do setor industrial, a partir da década de 1980 (HARRINGTON, 2003, P.1-30).

4.3 A Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil

No Brasil, a partir dos anos 30, com a criação da Diretoria de Águas do Ministério da Agricultura, registra-se a primeira iniciativa de gerenciamento dos recursos hídricos. Esta Diretoria embasou o Código das Águas, estabelecido pelo Decreto nº 24.643, de 10/07/37, cujo seu texto continua ainda em vigor (CARRERA-FERNANDES e GARRIDO, 2002, p.98). Outra iniciativa que merece destaque foi realizada pelo Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE), a Portaria do Ministério das Minas Energia nº 1.119, de 15/08/84, que definiu e implantou uma sistemática permanente de planejamento, avaliação e controle do uso múltiplo integrado dos recursos hídricos, abrangendo planos regionais e planos de bacias, ou de regiões hidrográficas (MMA b, 2006, p.34).

A Constituição Brasileira de 1988, em seu artigo 20, estabeleceu que todas as águas são públicas, do domínio da União ou dos estados. As águas que banham mais de um estado ou país são de domínio da União. As demais águas, com exceção daquelas represadas por obras da União, são de domínio dos estados. As águas subterrâneas são de domínio dos estados, se situadas em seus limites territoriais (CARRERA-FERNANDES e GARRIDO, 2002, p.39).

No Brasil, o tratamento legal do gerenciamento dos recursos hídricos se deu inicialmente pela elaboração de leis estaduais. O Estado de São Paulo foi pioneiro nesta iniciativa e teve a Lei 7.663 promulgada em 30/12/91. A partir de então os estados do Ceará, Acre, Minas Gerais, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Sergipe, Bahia, Rio Grande do Norte, Paraíba e Distrito Federal anteciparam-se à União e também aprovaram suas leis.

A Lei Federal nº 9.433 para gerenciamento dos recursos hídricos veio a ser publicada em 8 de janeiro de 1997. Ela estabeleceu uma estrutura institucional avançada para a gestão compartilhada do uso da água. Introduziu novas

organizações: (i) o Conselho Nacional dos Recursos Hídricos; (ii) os comitês de bacias hidrográficas; (iii) as agências de águas. O Sistema Nacional de Recursos Hídricos foi concebido tendo como órgão maior na hierarquia o Conselho Nacional dos Recursos Hídricos. Os comitês de bacias foram concebidos para atuar como fórum de decisão no âmbito de cada bacia, nos moldes de um parlamento das águas, com ampla representatividade dos usuários, dos níveis de governo federal, estaduais e municipais e da sociedade civil organizada. As agências das águas foram concebidas para atuarem como secretarias executivas dos comitês de bacias, gerindo os recursos oriundos da cobrança da água (CARRERA-FERNANDES e GARRIDO, 2002, p.100).

Em 17 de julho de 2000, com a promulgação da Lei Federal nº 9.984, criou-se a Agência Nacional de Águas (ANA), dando-se importante passo para a consolidação do Sistema Nacional de Recursos Hídricos. Esta Agência tem as seguintes atribuições para os recursos hídricos de domínio da União: (i) outorgar o uso dos recursos hídricos; (ii) fiscalizar o uso dos recursos hídricos; (iii) implementar a cobrança pelo uso da água; (iv) arrecadar, distribuir e aplicar as receitas oriundas da cobrança do uso da água; (v) planejar e promover ações para prevenir e minimizar os efeitos das secas e inundações; (vi) definir as condições de usos dos reservatórios por agentes públicos e privados, visando a garantir o uso múltiplo dos recursos hídricos; e (vii) organizar, implementar, e gerir o Sistema Nacional de Recursos Hídricos. A formulação da Política Nacional de Recursos Hídricos, no entanto, é tarefa da Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente, ficando a ANA com a tarefa de implementá-la (CARRERA-FERNANDES e GARRIDO, 2002, p.100-101).

O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água é tratado na Seção II do Capítulo IV da Lei Federal nº 9.433/1997. Seus objetivos são: assegurar à água qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinados; e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. As classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental. Em 17 de março de 2005, foi editada a Resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu

enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes, e dá outras providências. Objetivamente, esta resolução agrupa as águas doces, salobras e salinas, segundo a qualidade requerida para seus usos preponderantes, em treze classes, conforme descreve seu Capítulo II. Obviamente, esta lei define estas exigências de qualidade para a vazão de referência dos corpos hídricos.

Esta Resolução veio a substituir a Resolução CONAMA 20, de 1986. A alteração fundamental que ela trouxe foi a consideração que o enquadramento relaciona-se a metas finais a serem alcançadas, fixando também metas progressivas intermediárias, obrigatórias, visando a sua efetivação. O Artigo 28º da nova Resolução, no entanto, estabelece que na ausência de metas intermediárias progressivas obrigatórias, devem ser obedecidos os padrões de qualidade da classe em que o corpo receptor estiver enquadrado. Isto vai ao encontro ao Artigo 32º, que propõe que as condições e padrões de qualidade estabelecidos para as classes não podem ser ultrapassados. Ou seja, a possibilidade de metas progressivas fica implícita aos corpos de água em processo de recuperação, conforme o Parágrafo 2º do Artigo 32º.

Uma fragilidade que se verifica no gerenciamento dos recursos hídricos é a baixa efetivação de classificação dos corpos de água. Fazer esta tarefa nos rios federais é atribuição da ANA, enquanto nos rios estaduais ou municipais é atribuição das agências ambientais estaduais. A Resolução 357, no Artigo 42, estabelece que enquanto não forem aprovados os enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2.

Recentemente, em 2006, representou um avanço considerável na gestão do setor a Elaboração do Plano nacional de Recursos Hídricos pela Secretaria de Recursos Hídricos do MMA. A apreciação deste documento é especialmente interessante para esta dissertação, possibilitando avaliar a interface dos recursos hídricos e dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Este assunto será especificamente abordado na seção 4.4.

4.4 Os Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário no Brasil

Os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, até 1970, eram prestados pelos municípios sob a supervisão da Fundação Nacional da Saúde (Funasa). Em meados do século passado, eram comuns as notas nos jornais sobre as freqüentes deficiências quantitativas e qualitativas no abastecimento de água. As deficiências principais eram: inexistência de tratamento químico na maioria dos municípios; operações defeituosas dos sistemas e falta de fiscalização nas cidades que já possuíam tratamento. A situação mais confortável era do Estado de São Paulo, que já possuía 57% de seus 369 municípios com atendimento de água, dos quais 40 eram dotados de sistemas de tratamento, além de 127 possuírem redes de esgoto (MOTTA, 2004 p.6; TUROLLA, 2002 p.11)

O governo militar elegeu o desenvolvimento urbano como uma de suas prioridades e para dar suporte a ele, criou em 1964 o Banco Nacional da Habitação (BNH). Em 1967, este banco foi encarregado de realizar um diagnóstico inicial do sistema de saneamento. Foram criados o Sistema Financeiro do Saneamento (SFS) e os fundos estaduais do saneamento. Assim, o BNH preparou-se para centralizar os recursos e a coordenação das ações do setor. Quando o Plano Nacional de Saneamento (Planasa) foi concebido, em 1971, os serviços passaram, em sua grande maioria, a ser prestados pelas recém criadas Companhias Estaduais de Saneamento Básico (CESBs). Elas passaram a representar a ramificação de desenvolvimento do setor junto aos municípios. O Planasa respondeu pela instituição de um modelo planejado, sustentado e modernizador do saneamento no Brasil e durante a década de 1970 e meados da década de 1980 promoveu grande impulso quantitativo e qualitativo ao setor. Cerca de 3.200 dos 4.100 municípios brasileiros, na época, aderiram ao Plano. A cobertura de água aumentou de 60% em 1970 para 86% em 1990. A cobertura de coleta de esgoto urbano passou de 22% em 1970 para 48% em 1990. Esses números são muito significativos ao se levar em consideração o processo demográfico de urbanização que o país enfrentou na época (MOTTA, 2004 p.3-7; TUROLLA, 2002 p.11-13).

O setor de saneamento experimentou profunda desaceleração na segunda metade da década de 1980. Com a extinção do BNH em 1986, o setor de saneamento ficou submetido a severas limitações financeiras. A Caixa Econômica Federal assumiu os antigos papéis do BNH, porém sem significativa reserva

financeira. Ainda no final desse período, outro fator que conturbou o saneamento no Brasil foi a introdução de dispositivo na Constituição de 1988 que definiu de forma ambígua que os municípios seriam responsáveis pelos serviços de interesse local (TUROLLA, 2002 p.13).

Com a ambigüidade da titularidade do saneamento e o colapso do Planasa, o setor experimentou, a partir da década de 1990, iniciativas governamentais pontuais e desarticuladas. As políticas públicas, de modo geral, passaram a enfatizar a modernização do setor e a ampliação marginal da cobertura dos serviços. Houve muitas mudanças institucionais no governo federal de vinculação do setor, mas mesmo assim notou-se um pequeno sucesso, ou seja, houve um leve avanço na cobertura e na qualidade de atendimento. Pode-se resumir que na década de 1990, o setor conservou intactas as feições que lhe foram conferidas pelo Planasa. Turolla (2002, p.13-18) ressalta ainda que não houve avanços significativos, neste período, quanto a integração do setor com as políticas de meio ambiente. O planejamento do saneamento continuou desconectado do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos e do enfoque de bacias hidrográficas.

Neste período, Faria *et al.* (2002, p.37) observam a existência de equilíbrio de baixo nível no setor de saneamento no Brasil, salvo poucos Estados, em que os índices de cobertura apresentavam-se satisfatórios. Esta estagnação foi atribuída à um tríplice comportamento: (i) políticos tendem a fixar os preços abaixo do nível financeiro sustentável, o que descapitaliza as empresas públicas e privadas que fornecem os serviços; (ii) o resultado dessa política é a queda na qualidade de tais serviços e um baixo índice de cobertura; e (iii) com esse quadro, consumidores se tornam resistentes a aumentos de preços, pois não acreditam na melhoria dos serviços.

O setor de saneamento, que passou por cerca de 20 anos sem regulamentação, agora, no início de 2007, teve seu momento esperado. O Congresso Nacional promulgou o Projeto de Lei nº 7.361/2006, em dezembro de 2006, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências, e o encaminhou para ser sancionado na Presidência da República. Uma comissão mista da Câmara e do Senado conseguiu formular o Projeto de Lei excluindo da sua alçada o ponto que representava a disputa entre os defensores do

municipalismo e das empresas estaduais de saneamento. Por acordo entre os parlamentares, o julgamento da titularidade foi excluído do Projeto de Lei e transferido ao Supremo Tribunal Federal, possibilitando assim sua aprovação. Em 05 de janeiro de 2007, enfim o Projeto foi sancionado, como Lei nº 11.445/2007.

Esta Lei tem como princípio básico a universalização do acesso aos serviços de água e esgoto. Para isto, ela propõe a possibilidade da participação da iniciativa privada e configura novos desenhos institucionais no exercício da titularidade e na prestação de serviços, nos seguintes termos:

- 1) o Artigo 8º estabelece que *“Os titulares dos serviços públicos de saneamento poderão delegar a organização, a regulação, a fiscalização e a prestação desses serviços, nos termos do Artigo 241 da Constituição Federal e da Lei Federal nº 11.107, de 6 de abril de 2005”*. Esta última dispõe sobre os Consórcios Públicos;
- 2) o Artigo 9º pressupõe as alternativas do titular *“prestar diretamente ou autorizar a delegação dos serviços”*;
- 3) o Artigo 10º assegura garantias aos envolvidos, quando *“A prestação de serviços públicos de saneamento básico por entidade que não integre a administração do titular depende de celebração de contrato, sendo vedada sua disciplina mediante convênios, termos de parceria ou outros instrumentos de natureza precária”*;
- 4) possibilita a regionalização de serviços públicos de saneamento, desde que realizado por um único prestador de serviço, havendo ainda uniformidade de fiscalização e regulação, e também compatibilidade de planejamento conforme Artigo 14º;
- 5) conforme o Artigo 16, o prestador do serviço para uma região pode ser um órgão, autarquia, fundação de direito público, consórcio público, empresa pública ou sociedade de economia mista estadual, do Distrito Federal, ou municipal. Permite, ainda, que a prestação do serviço regional se dê através de empresa privada, precedida de licitação, e entre outros;
- 6) a Lei resguardou os contratos e demais atos de delegação celebrados até 6 de abril de 2005, validando-os até os seus vencimentos, conforme estabelece o Artigo 10, § 1º, inc. II. Esse assunto veio encontro do interesse das empresas estaduais. Boa parte delas têm instrumentos legais que lhes asseguram sua existência enquanto preparam-se para renovar contratos mediante as novas exigências legais.

7) para efetivar princípios legais na operação do setor, mesmo ameaçando o encerramento de algumas empresas estaduais, o Artigo 58, estabelece o prazo máximo até 30 de dezembro de 2010 para validade dos instrumentos de natureza precária dos que não possuam instrumento ou dos que possuam cláusulas de prorrogação.

A Lei nº 11.445/2007, para dar garantias de desempenho ao setor, exigiu a participação de órgão regulador com independência decisória e autonomia administrativa, orçamentária e financeira, conforme descreve o seu Capítulo V. Houve preocupação também com o planejamento local ou regional, com os aspectos técnicos e com a participação e controle social, conforme descrevem os Capítulos IV, VII e VIII, respectivamente. Quanto aos aspectos econômicos e sociais, descritos no Capítulo VI, o Projeto de Lei busca garantir a sustentabilidade econômica-financeira à exploração do serviço, “*sempre que possível*”, mediante remuneração pela cobrança do serviço. Daí a justificativa para eventual existência de subsídios, que foram assim qualificados: (i) diretos ou indiretos, quando destinados a usuários ou prestadores determinados; (ii) tarifários ou fiscais, quando integrarem a estrutura tarifária ou decorrerem de recursos orçamentários; e (iii) internos a cada titular ou entre localidades, nas hipóteses de gestão associadas ou de prestação regional. Esta última hipótese, frequentemente denominada de subsídio cruzado, representou uma forte justificativa das empresas estaduais para a existência de modelos regionalizados.

Quanto aos aspectos ambientais, o Artigo 4º da Lei nº 11.445/2007 sujeita a utilização dos recursos hídricos na prestação de serviços públicos, inclusive para a diluição de esgoto, aos termos da lei nº 9.433/1997. Conforme o Artigo 44º, o licenciamento ambiental de unidades de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes gerados nos processos de tratamento de água considerará etapas de eficiência, a fim de alcançar progressivamente os padrões estabelecidos pela legislação ambiental, em função da capacidade de pagamento dos usuários.

O Capítulo IX trata especificamente da política federal de saneamento básico. Destaca-se entre seus princípios a preocupação com equidade social e territorial no acesso ao saneamento básico. Destaca-se também o Artigo 50º, que condiciona a alocação de recursos públicos para o setor ao desempenho do

prestador e ao alcance de índices mínimos de eficiência e eficácia dos serviços, ao longo da vida útil do empreendimento.

4.5 O Quadro Atual Brasileiro: *as perspectivas da interface dos setores de Saneamento e Recursos Hídricos mediante as novas políticas públicas*

Em 2005, o índice médio de atendimento entre os participantes do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS) foi de 96,3% para água, 47% para coleta de esgoto e 31,7% para tratamento de esgoto, segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto (MCIDADES, 2006). A diferença entre os índices de coleta e tratamento de esgoto, na ordem de 15,3%, denota que o setor do saneamento está lançando significativa quantidade de esgoto bruto diretamente nos corpos de água. Para se ter uma idéia, em âmbito nacional, o principal problema atual de qualidade dos recursos hídricos é o lançamento de esgotos domésticos. Apenas 47% dos municípios brasileiros possuem rede coletora de esgoto, e somente 18% dos esgotos recebem tratamento. A carga orgânica estimada para o país é de 6.389 toneladas de DBO₂₀/dia (MMA b, 2006 p.185). O baixo índice de atendimento do serviço de tratamento de esgoto denota que elevado montante financeiro deve ser despendido para a reparação da poluição atualmente existente e também para a universalização deste serviço. Esta seção questiona a efetividade das políticas governamentais atuais frente a esta realidade.

Segundo o enfoque do Caderno Setorial de Recursos Hídricos relativo ao Saneamento, da Secretaria de Recursos Hídricos (MMA a, 2006, p.63), o setor de saneamento exibiu um quadro de desatenção com os recursos hídricos, sobretudo nas décadas de 1970 e 1980. O comprometimento das águas superficiais apresenta-se em regiões de maior adensamento populacional e começa a gerar pressões. Na perspectiva institucional, notou-se um significativo isolamento e baixo nível de interlocução entre os setores de recursos hídricos e o de saneamento. O documento aponta um avanço na aproximação governamental destas áreas e destaca a importância de políticas públicas articuladas, continuadas e, portanto, sustentadas. Como decorrência, o Caderno de Saneamento recomenda aos formuladores do Plano de Nacional de Recursos Hídricos que “valorizem – e até

mesmo priorizem, tendo em vista a sua importância – o tema saneamento em suas análises e cenários prospectivos”.

O Plano Nacional de Recursos Hídricos (MMA b, 2006 p. 98-101) aponta certa dificuldade inerente à gestão dos recursos hídricos. De um lado, evidencia a necessidade da administração dos múltiplos usos da água. Do outro, aponta também a necessidade e as dificuldades do estabelecimento de ações sobre a bacia hidrográfica. Como a Lei 9.433 não é significativamente abrangente ao “território”, que constitui a bacia hidrográfica, percebe-se aí uma das fragilidades dessa Lei. Enquanto a regulação e a administração dos territórios é tarefa cotidiana municipal, os recursos hídricos dependem da participação popular para formação dos comitês de bacias para serem geridos.

A aposta nesta estratégia de administração pública com ênfase na participação popular é questionável. Embora a Lei de Águas seja datada de 1997, apenas 6 comitês de bacias federais foram constituídos, em território nacional, até janeiro de 2007 (ANA, 2007). Nos cenários estaduais, esta política não está se desenvolvendo, salvo por constatações em Estados mais desenvolvidos ou onde os recursos hídricos já representem alguma perspectiva de escassez. Entre os rios estaduais, destaca-se a situação de São Paulo e Minas Gerais com 21 comitês de bacias em cada. No Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Pernambuco, Ceará, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Paraná e Alagoas constituíram-se 17, 15, 8, 7, 5, 5, 3 e 3 comitês de bacias respectivamente. Nos Estados de Goiás, Mato Grosso, Rio Grande do Norte e Sergipe houve apenas a constituição de um comitê de bacias. Esses números são pouco expressivos, uma vez que a Lei vigora há cerca de 10 anos. Mais inexpressiva ainda é a atribuição de valor econômico à água, preconizada pela Lei. A efetivação da cobrança pelo uso da água por algum comitê continua sendo apenas uma esperança.

Deve-se analisar com maior rigor a até agora tímida participação popular na área de recursos hídricos, ao se apostar que ela também representa uma alternativa eficaz, de curto prazo, para o setor de saneamento. Afinal, “a ênfase na participação local” sustenta o novo modelo institucional proposto pela Lei 11.445/2007. Provavelmente as políticas preconizando a participação local para o gerenciamento dos recursos hídricos e no controle da gestão do saneamento estejam falhando por

desprezarem os fatores endógenos histórico-socioculturais, sedimentados nas comunidades e nas instituições, citados por Amaral (1996 p. 37-44). O que se deve indagar é sobre a existência da cultura de cidadãos brasileiros participarem das decisões municipais, principalmente sobre temas dos quais, nem sempre, têm o conhecimento necessário, para então ancorar nesta certeza programas governamentais. Como acreditar que, de um dia para outro, por simples força de uma nova lei, passe a existir a participação desejável e eficaz, em que se fundamentam as políticas dos dois setores?

A questão ganha maior complexidade pela característica peculiar alocativa do setor de saneamento, citada por Turolla (2002, p.8). O setor de saneamento pode deixar de ser um monopólio das empresas estaduais, para tornar-se uma rede de monopólios privados. Qual a efetiva participação organizada da sociedade no controle da gestão dos serviços, agora, prestados por monopólio privado, principalmente em pequenos municípios? Os novos prestadores terão suficiente capacitação para substituírem com vantagem o corpo técnico-burocrático dos modelos estaduais? Qual o interesse do setor privado em investir com baixa rentabilidade, com retorno em longo prazo, no serviço de esgotamento sanitário de pequenos e médios municípios brasileiros, se mesmo nos países desenvolvidos em que o setor de saneamento foi privatizado, a iniciativa privada participa moderadamente neste segmento?

O fato da existência de monopólio privado nos municípios, sem exigência de entidade reguladora de âmbito regional, conforme define a Lei nº 11.445/2007, estabelece uma relação indesejável da formação de um par: agência reguladora local “independente” e operador privado monopolista. Esta relação duradoura apresenta evidências muito favoráveis a promover o comportamento “rent-seeking” descrito por Ghosh (2001, p.267-274). A pergunta que se faz é: os novos órgãos reguladores serão suficientemente autônomos e independentes na disciplina do setor, sob gestão de um monopólio privado? Convém observar que mesmo nos países desenvolvidos, onde esses serviços foram privatizados, como no caso da França, Turolla (2002 p.9) descreve serem freqüentes os casos de corrupção e conluio na competição pelos contratos e na operação dos serviços.

Os questionamentos apresentados anteriormente não significam que o modelo administrativo atual, com predominância de empresas estaduais, há cerca de 20 anos, represente a solução mais favorável para setor de saneamento no Brasil. De um lado, as falhas de governo retratadas por Ghosh (2001, p.267-274) têm gerado baixa eficiência econômica na implantação de obras. Este fato, comum aos países em desenvolvimento, é freqüentemente apontado nas instituições de crédito internacional e no meio acadêmico (BRISCOE and GARN 1995, p.261-267; e LEE, 1994, p.215-231). Além disso, este modelo remanescente do Planasa, com a ausência de incentivos de crédito governamental, mostrou-se inapto ao incremento dos índices de atendimento, em curto prazo.

A Lei nº 11.445/2007 traz um novo desenho institucional para o setor, não pelo aprimoramento ou flexibilização do modelo antigo, mas por alterá-lo profundamente. Sob a ótica da teoria de política pública, mudanças ideais representam aquelas que propiciam o fortalecimento institucional e técnico. O ideal seria que o setor, nesses 20 anos, viesse sendo reavaliado continuamente, fazendo-se girar o Ciclo de Deming – ou Ciclo PDSA – Plan (planeje); Do (faça); Study (verifique ou estude); e Act (aja). Como foi abordado no Capítulo 2, “o entendimento de política neste conceito aproxima o planejador da realidade, facilita a obtenção dos meios e promove planejamentos mais ajustados aos fins. Com isto, os ganhos sociais são maiores, as rejeições são minimizadas e as instituições passam a gozar de maior credibilidade”.

Nesse enfoque acumulativo, os mecanismos de mercado apontados por Briscoe e Garn (1995, p.261-267) deveriam gradativamente ser implantados. Afinal, como comprova a teoria de política pública, não basta apenas uma lei para que um setor encontre seus melhores caminhos. Se o grande problema do setor, nos países em desenvolvimento, está na forma ineficiente da aplicação dos recursos de investimento, o financiamento não vai deixar de ser um fator exógeno, de responsabilidade central do governo, uma fonte de corrupção e passar a representar uma decisão dos usuários, por simples decreto, de um dia para o outro.

Outro aspecto a se considerar refere-se às disparidades regionais apontadas no Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto relativas ao ano de 2005 (MCIDADES, 2006). Com a ruptura da atual estrutura estadual do setor, estarão os

pequenos municípios, principalmente das Regiões Norte e Nordeste do Brasil, aptos a apresentarem desempenho satisfatório? Como poderia se obter o necessário suporte técnico? Esta Lei não poderia estar agravando o quadro de disparidades regionais no Brasil? Quais serão os impactos sociais ao se arriscar nessa área fortemente relacionada à saúde pública e ao meio ambiente, em um país significativamente heterogêneo, de dimensões continentais?

4.6 Aspectos técnicos do novo quadro institucional que buscam equacionar o esgotamento sanitário e a conservação dos recursos hídricos

Em 2005, 15,3% dos esgotos da população brasileira eram lançados diretamente nos recursos hídricos, demandando uma solução em saneamento de curtíssimo prazo. Ao mesmo tempo, a maior parte da população urbana do país espera por serviços de esgoto. Progressos neste campo podem agravar ainda mais o quadro ambiental. O setor de recursos hídricos atribui ao setor de saneamento a maior responsabilidade pela poluição atual dos rios brasileiros. Esta seção procura no novo cenário institucional brasileiro mecanismos que podem elevar os ganhos mútuos desses setores.

Um marco do setor ambiental em direção à aproximação dos recursos hídricos com o saneamento foi a substituição pelo CONAMA da Resolução 20/1986 pela 357, em 2005. As empresas de saneamento não conseguiam, em curtíssimo prazo, ajustarem-se às exigências legais anteriores e encontravam-se irregulares. O Artigo n 32 da Resolução 357 trouxe, para os corpos de água em processo de recuperação, o estabelecimento de metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final. A justificativa ambiental para esta novidade é a de apontar um caminho para a efetivação da meta. Considerou-se também que “o enquadramento deve ser baseado não necessariamente no estado atual, mas nos níveis de qualidade desejados, para atender as demandas da sociedade”.

Para o setor de saneamento, a nova Lei nº 11.445/2007 trouxe também a incorporação da prática de gradualismo na obtenção da redução da poluição, não apenas sob a ótica ambiental, mas para oportunizar sustentabilidade econômica-financeira aos serviços. Percebe-se no Artigo 32 que as expectativas do setor de

saneamento vão além do entendimento ambiental: “o licenciamento ambiental de unidades de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes de estações de tratamento de água considerará etapas de eficiência, a fim de alcançar progressivamente os padrões estabelecidos pela legislação ambiental, em função da capacidade de pagamento dos usuários”. Enquanto a legislação ambiental busca no gradualismo apenas um caminho para recuperar corpos de águas poluídos, a legislação sanitária se fundamenta no princípio de que a qualidade tem um preço limitado pela capacidade de pagar dos usuários.

Sem dúvida, o gradualismo representa um significativo avanço para os dois setores. Porém, a sua utilização apresenta uma diferenciação na visão dos interessados. As leis apresentam convergência quando os corpos de água já estão poluídos, pois neste caso ele necessita de um “processo de recuperação”. Por outro lado, quando o corpo de água ainda não está significativamente poluído, não necessitando de recuperação, pelo Artigo 32 da Resolução 357, “deve-se não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água, estabelecidos para as respectivas classes, na vazão de referência”. Este último enfoque é divergente da pretensão do setor de saneamento. Em outras palavras, o enfoque da legislação ambiental é mais ecológico, enquanto o enfoque da legislação sanitária é mais econômico.

Por fim, convém ressaltar que fora dos conceitos de gradualismo e ênfase na participação popular, as narrativas de articulação entre os setores ambiental e de saneamento não passam, por enquanto, de mero formalismo de redação. As ações de saneamento não priorizaram conceitos ambientais fundamentais, já que não se percebe menção de bacia hidrográfica como elemento de regionalização do setor de saneamento na Lei nº 11.445/2007. Por outro lado, o Plano Nacional de Recursos Hídricos não apresentou medidas objetivas, de curto prazo, dando suporte ao saneamento, muito embora reconheça que os maiores problemas de poluição das águas superficiais são decorrentes dele. Este Plano Nacional, entre seus treze programas, destinou apenas um aos usos múltiplos e gestão integrada de recursos hídricos. Neste, o saneamento e gestão ambiental de recursos hídricos no meio urbano representa apenas um entre seus cinco subprogramas (MMA c, 2006, P.16-23). Não há evidência clara de priorização de saneamento.

5. A RECUPERAÇÃO DE CURSOS HÍDRICOS DEGRADADOS E A CUSTO-EFETIVIDADE DA OBTENÇÃO GRADUAL DA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO

5.1 Processos de Tratamento de Esgoto

O tratamento de esgoto sanitário para redução de sua capacidade de poluição em corpos receptores é assunto de domínio da área da engenharia. Esse campo do conhecimento apresenta um número considerável de alternativas para o alcance da meta estabelecida. O objetivo básico é adequar o efluente tratado para manter os corpos hídricos em padrões ambientais mínimos, conforme exigências da legislação ambiental. Esta seção visa a sintetizar o “processo” de tratamento dos esgotos, evidenciando que ele é modular e seqüencial, possibilitando sua implantação gradual. Uma abordagem sintética, porém um pouco mais detalhada sobre este tema, é apresentada no Apêndice 2.

5.1.1 Classificação dos processos de tratamento de esgoto

Os processos de tratamento de esgotos são constituídos por unidades seqüenciais. Em cada uma das unidades podem ocorrer simultaneamente os três métodos básicos de tratamento. No entanto, é vantajoso estudá-los separadamente, uma vez que mesmo ocorrendo simultaneamente, seus princípios fundamentais não mudam (JORDÃO e PESSOA, 1995, p.49-50; METCALL & EDDY, 1991, p. 125; e von SPERLING, volume I, 1996, p.169). Os processos de tratamento são os seguintes:

- **Processos físicos:** métodos de tratamento nos quais predominam os princípios físicos, ou seja: gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração, entre outros.
- **Processos químicos:** métodos de tratamento nos quais a remoção ou a conversão de contaminantes ocorre pela adição de produtos químicos ou por reações químicas, sendo exemplos a adsorção, a desinfecção, a coagulação, entre outras.
- **Processos biológicos:** métodos de tratamento nos quais a remoção de contaminantes ocorre por meio de atividade biológica, como a remoção de matéria orgânica carbonácea, desnitrificação, dentre outros.

5.1.2 Níveis de tratamento de esgoto

A remoção dos poluentes durante o tratamento se dá por aplicação dos processos descritos anteriormente, utilizando-os segundo o conceito de níveis de tratamento que, de certa forma, traduz a “eficiência do tratamento”¹⁵. Os processos de tratamento de esgoto são também usualmente classificados por níveis de tratamento (Von SPERLING, volume I, 1996, p.169-209):

- **Tratamento preliminar:** objetiva apenas a remoção de sólidos grosseiros em suspensão que precipitam (matérias de maiores dimensões e areia), ou ainda sólidos flutuantes. Neste nível existe a predominância de mecanismos físicos de remoção.
- **Tratamento primário:** visa à remoção de sólidos sedimentáveis, incluindo-se aí a parte sedimentável da matéria orgânica em suspensão. Neste nível existe a predominância de mecanismos físicos, muito embora eles possam ocorrer associados aos mecanismos químicos (adsorção).
- **Tratamento secundário:** visa à remoção da matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes. Neste nível existe a predominância de mecanismos biológicos, muito embora para o aumento da eficiência do tratamento geralmente eles são associados a mecanismos físicos.
- **Tratamento terciário:** visa à remoção complementar de poluentes não removidos em nível desejado no tratamento secundário ou também a remoção de nutrientes, poluentes tóxicos ou compostos não biodegradáveis. Por fim, o nível terciário pode objetivar ainda a redução de microorganismos patogênicos.

5.1.3 Sistemas de tratamento de esgoto

Uma vez entendido que o tratamento de esgoto se dá em níveis, Von Sperling (1996, Volume 1, p.174) lista os principais processos e sistemas freqüentemente utilizados no tratamento de esgotos domésticos, em função do poluente a ser removido. Tais métodos são empregados para a fase líquida, que corresponde ao fluxo do afluente ao efluente (Quadro 5.1).

¹⁵ **Eficiência do tratamento:** conceito da engenharia que representa o percentual de redução da poluição do processo, não sendo equivalente ao conceito de eficiência econômica.

Quadro 5.1: Tipos de processos de tratamento de esgotos usuais no Brasil em função do poluente a reduzir

Poluente	Operação, processo ou sistema de tratamento
Sólidos em suspensão	Gradeamento / Remoção de Areia / Sedimentação / Disposição no solo
Matéria orgânica biodegradável	Lagoas de estabilização e “variações” / Lodos ativados e “variações” / Filtro biológico e “variações” / Tratamento anaeróbio / Disposição no solo
Patogênicos	Lagoa de maturação / Disposição no solo / Desinfecção com Produtos químicos / Desinfecção com radiação ultra-violeta
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica / Disposição no solo / Processos físico-químicos
Fósforo	Remoção biológica / Processos físico-químicos

Fonte: Von Sperling, 1996, p.174

Os arranjos de uma estação de tratamento de esgotos podem ser definidos de formas diversas, em função das características do esgoto a ser tratado (vazão e composição), dos objetivos a que se atingir, da complexidade operacional e, principalmente, dos custos de implantação e operação do sistema. O Quadro 5.2 foi montado a partir de síntese do item 3 do Apêndice 2. Por ele ficam claras as

Quadro 5.2: Obtenção de níveis de tratamento com diferentes tipos de sistemas

Níveis de Tratamento	Sistemas de Tratamento	Tipos de Sistemas de Tratamento
Tratamento Preliminar	Sistemas de Separação de Sólidos Suspensos	Gradeamento com Operação Manual
		Gradeamento Mecanizado
		Peneiramento Mecanizado
		Caixa de Areia
		Desarenador de Movimento Controlado
Tratamento Primário	Sistemas de Decantação	Decantadores Retangulares
		Decantadores Circulares
Tratamento Secundário	Lagoas de Estabilização	Lagoa facultativa
		L. Anaeróbia + L. Facultativa
		L. Aerada Facultativa
		L. Aerada Mist. Copleta + L. Decant.
	Lodos Ativados	Estação de Lodos Convencional
		Estação de Operação Prolongada
		Estação de Fluxo Intermitente
	Sistemas Aeróbicos com Biofilme	Filtros de Baixa Carga
		Filtro de Alta Carga
		Bio Disco
	Sistemas Anaeróbios	Reator Anaeróbio de Manta de Lodo
		Filtro Anaeróbio
	Sistema de Disposição no Solo	Infiltração Lenta
		Infiltração Rápida
		Infiltração Sub-Superficial
Escoamento Superficial		

Fonte: Von Sperling, 1996 volume 1, p.174-176

inúmeras possibilidades de tratamento a se utilizar, dentro do nível secundário, em função da adoção de diferentes processos.

O nível terciário ou avançado de tratamento de esgotos pode se dar em função da remoção do principal constituinte poluente, em função dos tipos de operações ou processos que podem ser utilizados, em função da natureza do esgoto, ou, por fim, em função das características ambientais desejáveis para o corpo receptor (METCALL & EDDY, 1991 p. 667). Este assunto encontra-se mais detalhado na Figura 14 do Anexo 2.

Essas diferentes possibilidades de tratamento de esgoto destinam-se ao tratamento de afluentes com características específicas, visando a adequá-los às peculiaridades dos respectivos corpos receptores, obedecendo à legislação ambiental, em condições (custo, disponibilidade de mão de obra, equipamento etc) compatíveis com as possibilidades da empresa de saneamento. Diante de tantos requisitos a serem observados, Sperling (1996, volume 1, p.216) apresenta um quadro sintético, em que aborda as características típicas desses sistemas (Quadro 5.3).

Quadro 5.3: Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos em nível secundário

Sistema de tratamento	Eficiência de Remoção (%)		Requisitos		Custo Implant. US\$/hab	Tempo detenc. (dia)	Lodo m ³ /hab /ano
	DBO	Colif.	Área m ² /hab	Potência W/hab			
Tratamento preliminar	0-5	0	<0,001	0	2-8	-	-
Tratamento primário	35-40	30-40	0,04	0	20-30	0,1-0,5	0,6-13
Lagoa facultativa	70-85	60-99	2,0-5,0	0	10-30	15-30	-
L. anaeróbia.+ L. Facultativa	70-90	60-99,9	1,5-3,5	0	10-25	12-24	-
Lagoa aerada facultativa	70-90	60-96	0,25-0,5	1,0-1,7	10-25	5-10	-
L. aer. Mist. Comple.+L. decant.	70-90	60-93	0,2-0,5	1,0-1,7	10-25	4-7	-
Lodos ativados convencional	85-93	60-90	0,2-0,3	1,5-2,8	60-120	0,4-0,6	1,1-1,5
Lodos ativados (aer. Prolongada)	93-98	60-90	,25-.35	2,5-4,0	40-80	0,8-1,2	0,7-1,2
Lodos ativados (intermitente)	85-95	60-90	0,2-0,3	1,5-4,0	50-80	0,4-1,2	0,7-1,5
Filtro biológico (baixa carga)	85-93	60-90	0,5-0,7	0,2-0,6	50-90	NA	0,4-0,6
Filtro biológico (alta carga)	80-90	60-90	0,3-.45	0,5-1,0	40-70	NA	1,1-1,5
Biodisco	85-93	60-90	,15-.25	0,7-1,6	70-120	0,2-0,3	0,7-1,0
Reator anaeróbio manta de lodo	60-80	60-90	,05-0,1	0	20-40	0,3-0,5	,07-0,1
Fossa séptica + Filtro anaeróbio	70-90	60-90	0,2-0,4	0	30-80	1,0-2,0	,07-0,1
Infiltração lenta	94-99	>99	10-50	0	10-20	NA	-
Infiltração rápida	86-98	>99	1-6	0	5-15	NA	-
Infiltração subsuperficial	90-98	>99	1-5	0	5-15	NA	-
Infiltração superficial	85-95	90>99	1-6	0	5-15	NA	-

Fonte: Sperling, 1996, volume 1, p.216

Notas: NA – Não Aplicável

5.1.4 Tratamento e disposição final de lodo

Nos diferentes processos de tratamento de esgoto existe a geração de subprodutos sólidos. Esses materiais são usualmente denominados de lodo. O gerenciamento desse material é uma atividade de grande complexidade e alto custo, que se for mal executada pode comprometer os benefícios ambientais e sanitários trazidos pelas ETEs. A gestão desse lodo, no Brasil, foi por muito tempo negligenciada nos projetos que não apresentavam solução para seu tratamento e disposição. Ele deve merecer a maior atenção das autoridades ambientais pois, com o crescimento da implantação das ETEs, a previsão é de que esses resíduos venham a se avolumar significativamente (Andreoli *et al.*, 2001, p.13).

Existe uma tentativa de mudar sua denominação de lodo para bio sólido. Pretende-se ressaltar seus aspectos benéficos, como fertilizante orgânico, em comparação com a mera disposição final em aterros, disposição no solo, ou incineração. (Andreoli *et al.* 2001, p.14). Recentemente a Resolução CONAMA 375 estabeleceu os critérios para o uso de bio sólido na agricultura.

Embora o lodo represente apenas de 1% a 2% do volume do esgoto tratado, a complexidade do seu gerenciamento pode representar custos de 20% a 60% do total gasto para o tratamento dos esgotos. Em alguns tipos de ETEs, como as Lagoas de Estabilização, sua retirada se dá após longos períodos de operação, enquanto nos sistemas compactos aeróbios e anaeróbios, sua retirada é freqüente.

5.2 Selecionando plantas de tratamento de esgoto

A concepção das estações de tratamento de esgoto é um dos maiores desafios da engenharia ambiental. Conhecimento teórico e experiência prática são necessários para análise e seleção de fluxogramas de operações e processos que levem aos melhores resultados. São muitos os aspectos a serem observados, dentre os quais (Metcalf & Eddy 1991, p. 130-137):

- **Conhecimento das propriedades necessárias:** o conhecimento das reais necessidades requeridas e dos equipamentos, processos e operações disponíveis são aspectos imprescindíveis para a concepção de uma estação de tratamento. Assim, as exigências regulamentares, a capacidade dos equipamentos, processos e

operações, e os recursos envolvidos tornam-se fatores primordiais para se atingir projetos custo-efetivos, ou seja, que venham a um menor custo, atingir as mitigações ambientais requeridas pela agência ambiental.

- **Experiência passada:** O conhecimento dos princípios, vantagens e limitações de unidades existentes em outras localidades, em condições similares a que venha ser projetada, é fundamental para o desenho de uma boa concepção. A observância da experiência passada pode evitar incertezas. Com o incremento das restrições regulamentares, existe sempre um risco associado à adoção de novas tecnologias. Esse risco deve ser bem analisado antes da implantação.
- **Exigências regulamentares:** Os autores ressaltam a importância de se observar as exigências regulamentares.
- **Seleção dos Processos:** os principais elementos para análise de concepção foram criteriosamente tratados pelos autores, obedecendo à seguinte ordem: 1) projeto de fluxograma de processos; 2) estabelecimento de critérios de concepção e dimensionamento das unidades; 3) elaboração de balanço dos sólidos; 4) avaliação dos requerimentos hidráulicos; e 5) considerações sobre a localização das estações de tratamento.
- **Compatibilidade entre a concepção escolhida e a estrutura requerida pelos equipamentos e operação:** a introdução de novos equipamentos, processos e operações demandam recursos adicionais. O treinamento de pessoal, a disponibilidade de componentes para substituição, formação de equipes técnicas de operação e manutenção são importantes aspectos a serem observados antes da efetivação de uma escolha.
- **Considerações sobre custo:** um fator preponderante para escolha e desenvolvimento de uma alternativa, especialmente para a empresa exploradora dos serviços de saneamento, é o custo envolvido com a planta. O custo total do empreendimento deve ser analisado, envolvendo não só os investimentos, mas também os custos anuais de operação e manutenção do projeto, ao longo de toda a sua vida útil. Comumente as estimativas de custo envolvem três níveis de detalhamento: 1) estabelecimento da ordem de grandeza dos recursos envolvidos para os processos estudados, derivado de curvas de custos e publicações selecionadas – essa estimativa serve como primeiro critério na eliminação de

alternativa com custo discrepante; 2) estimativas orçamentárias, preparadas durante a etapa de elaboração do projeto, obtidas a partir de publicações selecionadas, informações históricas e levantamento quantitativo preliminar – essa estimativa diferencia alternativas similares; e 3) estimativa definitiva com detalhamento quantitativo completo. A precisão varia com o nível de detalhamento disponível, sendo aceitável a adoção de um percentual de acréscimo para representar uma margem das informações não detalhadas.

- **Estimativas de custo de construção:** O cálculo do custo de execução do projeto deve levar à utilização das mesmas bases orçamentárias para as alternativas selecionadas e também para projetar custos futuros. Os métodos comumente utilizados para projetar custos futuros são fundamentados na adoção de uma taxa inflacionária ou a utilização de um índice de custos.

- **Estimativas de custo de operação e manutenção:** Os custos anuais de operação e manutenção são importantes fatores de avaliação de alternativas de tratamento de esgotos. Os principais elementos a serem computados são o custo da mão de obra, da energia, dos produtos químicos, de materiais e suplementos.

- **Comparação de custos:** para avaliar sistemas alternativos de tratamento, a comparação deve se dar pelo uso do custo presente, ou do custo anual total, ou do custo do ciclo de vida da estação de tratamento. Os três diferentes métodos buscam a identificação de um valor real para os custos envolvidos. Através deles, a adoção de um índice ou fator de conversão são indispensáveis para correção dos recursos envolvidos no tempo.

- **Considerações ambientais:** Os impactos ambientais decorrentes de uma determinada planta de tratamento representam fatores determinantes para sua escolha. Segundo os autores, as regulamentações ambientais devem ser continuamente aprimoradas, para, ao serem cumpridas, produzirem os melhores efeitos mitigadores possíveis, observando-se os enfoques ambiental, social e econômico. Para isto, ressaltam a importância da constante atuação das agências ambientais no acompanhamento dos impactos, na absorção de novas tecnologias e na interação com os agentes econômicos ligados à questão da poluição.

- **Outras considerações:** os autores apontam ainda os cuidados que se deve ter com a escolha dos equipamentos e com a qualificação demandada do pessoal.

Ressaltam os cuidados de se optar por equipamentos certificados, testados e comprovados em unidades similares e, que ao mesmo tempo, representem confiabilidade de manutenção, por serem equipamentos de série, com peças disponíveis para reposição. Quanto ao pessoal, discorrem sobre a necessidade de compatibilidade do pessoal a ser contratado com o nível de tecnologia requerido nos processos. Os autores ressaltam também os cuidados com os gastos de energia.

Sperling (1996, volume 1, p.216), referindo-se à análise e seleção de processos, estabelece uma comparação entre as nações ricas e pobres. Enquanto as alternativas dos países em desenvolvimento recaem em processos mais simples, mais estáveis sob variações das condições operacionais, envolvendo baixos custos operacionais e também de investimentos, os países ricos preferem modelos mais confiáveis, de maior alcance de redução da poluição, com requisitos específicos de destinação do lodo e, preferencialmente, que demandem pouca área para implantação. Estes aspectos são evidenciados na Figura 5.1.

Para o Brasil, Andrade Neto (1997) aponta os modelos de simples concepção como o caminho para se atingir a universalização do tratamento de esgoto no país. Ressalta o uso disseminado das lagoas de estabilização, por representarem baixos custos de implantação e custos mínimos operacionais, dada a simplicidade do processo. Por outro lado, aponta uma tendência para o uso de reatores anaeróbios de fluxo ascendente. Em nível secundário, esse processo vem representando vantagens em relação aos aeróbios, pela produção de pouco lodo, não demandando energia e requerendo construções e operações relativamente mais simples.

A disposição de esgoto no solo ou de uso de lodo como biossólido ainda não são procedimentos em uso prático no Brasil. Alguns trabalhos pioneiros apresentam indícios de que essa prática pode ser ainda muito útil, pois se bem utilizada, pode transformar os esgotos, agentes de poluição, em fonte de energia e produção agrícola. As incertezas dos efeitos de longo prazo da aplicação de esgoto no solo representam uma restrição a esta exploração como atividade econômica. Ao mesmo tempo, a potencialidade de riscos de contaminação patogênica é grande. Por isso, medidas de integradas de proteção à saúde devem ser incorporadas ao tratamento e transporte desses “insumos” e aos diferentes processos de suas aplicações agrícolas, propiciando confiabilidade à utilização. Há necessidade de extremo rigor

nessas práticas, pois não se pode ignorar os enormes fatores restritivos socioculturais a elas ligadas (Paganini, 1997, p.158).

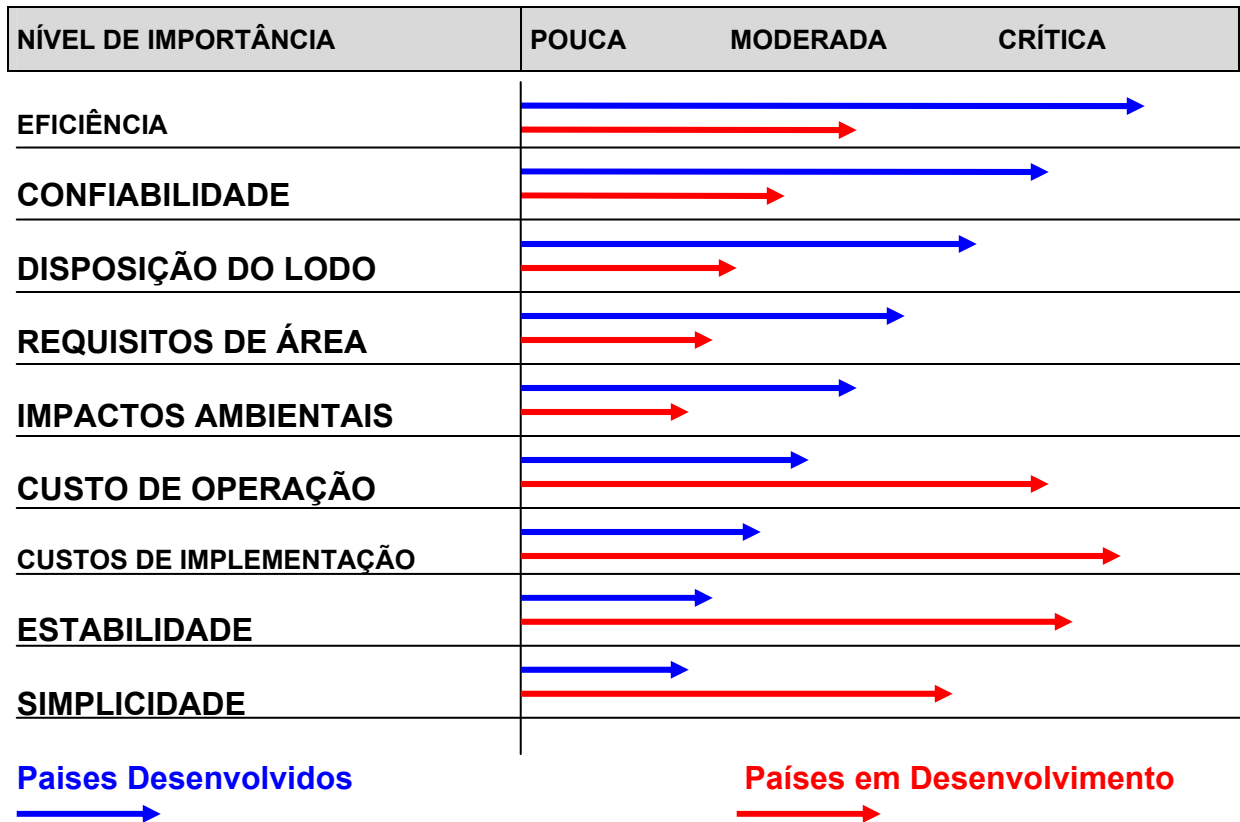


Figura 5.1: Aspectos importantes observados na seleção de sistemas de tratamento de esgoto entre as nações ricas e pobres
 Fonte: Sperling (1996, volume 1, p.216)

5.3 Concepção de um Modelo para a Análise da Custo-Efetividade (ACE) da Gradualização de Padrões na Recuperação de Corpos Hídricos Degradados por Diluição de Esgoto Doméstico no Brasil

Uma vez que: 1) durante o Planasa, um número significativo de Sistemas de Esgotamento Sanitário (SESS) foi construído em cidades de médio e grande porte, sem tratamento dos esgotos coletados; 2) a correção desse problema envolve elevados custos e demanda tempo significativo; 3) o novo quadro regulamentar do setor tem como um dos seus objetivos oferecer sustentação financeira à exploração

do serviço e para isto prevê a obtenção gradual da redução de poluição na implementação de ETEs; 4) nova resolução de gerenciamento dos recursos hídricos passou a admitir, para os corpos de água em processo de recuperação, o estabelecimento de metas progressivas de redução da poluição; e 5) o processo de tratamento de esgotos é modular e por isto pode ser implantado por etapas, a presente seção buscará conceber um modelo hipotético que possibilite a análise da custo-efetividade da implantação modular do tratamento, mediante dois enfoques: 1) o usual da engenharia, em se buscar adequação aos padrões ambientais vigentes e viabilidade financeira da prestação do serviço, focando-se o estudo em cada ETE, isoladamente; e 2) o enfoque da análise agregada da implantação de tratamento para várias fontes poluidoras que contribuem para um curso hídrico, uma bacia, ou uma região em processo de recuperação.

5.3.1 Objetivo da modelagem

O objetivo fundamental da modelagem é avaliar dois caminhos para implantação modular de ETEs em sistemas coletores que atualmente estejam diluindo esgoto bruto em cursos hídricos e estabelecer a relação dos custos financeiros, em valor presente, com o acúmulo de redução da poluição dessas alternativas, durante um horizonte de 20 anos. A opção de se efetuar análise de longo prazo está ligada à condição atual de escassez para investimento no setor de saneamento. Da mesma forma, a modelagem estabelece a viabilização de um valor total de recursos a ser investido no setor nesse tempo. Na modelagem, serão avaliados investimentos disponibilizados em 6 parcelas constantes, a cada 4 anos, ou seja, nos anos 0, 4, 8, 12, 16 e 20.

5.3.2 Escolha do tipo desejável de sistema de tratamento para a modelagem

Buscou-se estabelecer um modelo em consonância aos aspectos comuns dos países em desenvolvimento, abordados no Quadro 5.1 por Sperling (1996). Assim, escolha deverá recair em sistema de tratamento com baixos custos de implantação e operação, com simplicidade e estabilidade no processo. ETEs compostas de lagoas de estabilização atendem adequadamente a estes aspectos e como destaca Andrade Neto (1997), representam uma das alternativas mais usuais no país.

Outra particularidade a se observar é a necessidade de sua concepção modular, pois esta característica é condição indispensável ao desenvolvimento do ensaio. Assim, a utilização de um projeto genérico, absolutamente teórico, foi até cogitada, em princípio. Posteriormente, ficaram evidentes as vantagens da escolha por um projeto já concebido de ETE, pois são significativas as facilidades de se dispor de um cadastro real de dados para se explorar. Ressalta-se ainda, as vantagens de obtenção de informações adicionais, como o conhecimento do valor dos demais componentes do sistema de esgotamento sanitário, entre outras informações que se fizerem necessárias em uma análise mais genérica do assunto.

Diante das observações acima descritas, buscou-se em uma empresa de saneamento um projeto que atendesse aos requisitos listados. Em visita à Saneamento de Goiás SA – SANEAGO, a escolha recaiu sobre o projeto da estação de tratamento de esgoto que atende à bacia oeste da cidade de Rio Verde-GO, por esta ETE ter sido concebida em unidades simetricamente modulares. Nesse caso, o porte do sistema de esgotamento sanitário da bacia oeste de Rio Verde corresponde ao atendimento de uma população de 105.000 habitantes. Este índice de atendimento, ao final de plano, deverá ocorrer em 2019.

O projeto escolhido trata-se de uma “Revisão de Projeto do Sistema de Esgotamento Sanitário da Cidade de Rio Verde” elaborada pela empresa Interplan, em 1999. O projeto original foi desenvolvido pela empresa Estática Engenharia de projetos Ltda, em 1988. A descrição sintética dessa revisão encontra-se no Anexo 1. Embora ela contenha densos levantamentos, estudos, cálculos, análises técnicas e econômicas¹⁶, especificações e orçamentos, para a modelagem, em princípio, apenas algumas informações são suficientes:

- concepção da ETE;
- orçamento dos seus componentes¹⁷;
- capacidade de abatimento de poluição; e
- valor estimado das taxa de redução da poluição, para seus componentes.

¹⁶A revisão do projeto, em seu estudo de concepção, não fez menção à viabilidade econômica do investimento, comum aos projetos de saneamento. Os benefícios foram desprezados, pois este projeto não traria acréscimos tarifários decorrentes da exploração dos serviços. Representaria apenas um resgate do passivo ambiental, ou a legitimação dos serviços cobrados pela SANEAGO dos usuários, há alguns anos.

¹⁷ O orçamento da ETE levantado em 1999 foi desprezado. Optou-se por levantar separadamente os quantitativos envolvidos a cada componente da ETE e se atualizou os preços, utilizando-se os preços praticados na SANEAGO em 2007.

O “layout” da ETE de Rio Verde pode ser observado no Apêndice 3. Ao mesmo tempo, a Figura 5.2 representa a “ETE Modelo” adotada para desenvolvimento da dissertação, uma visualização sintética do Sistema de Tratamento de Rio Verde.

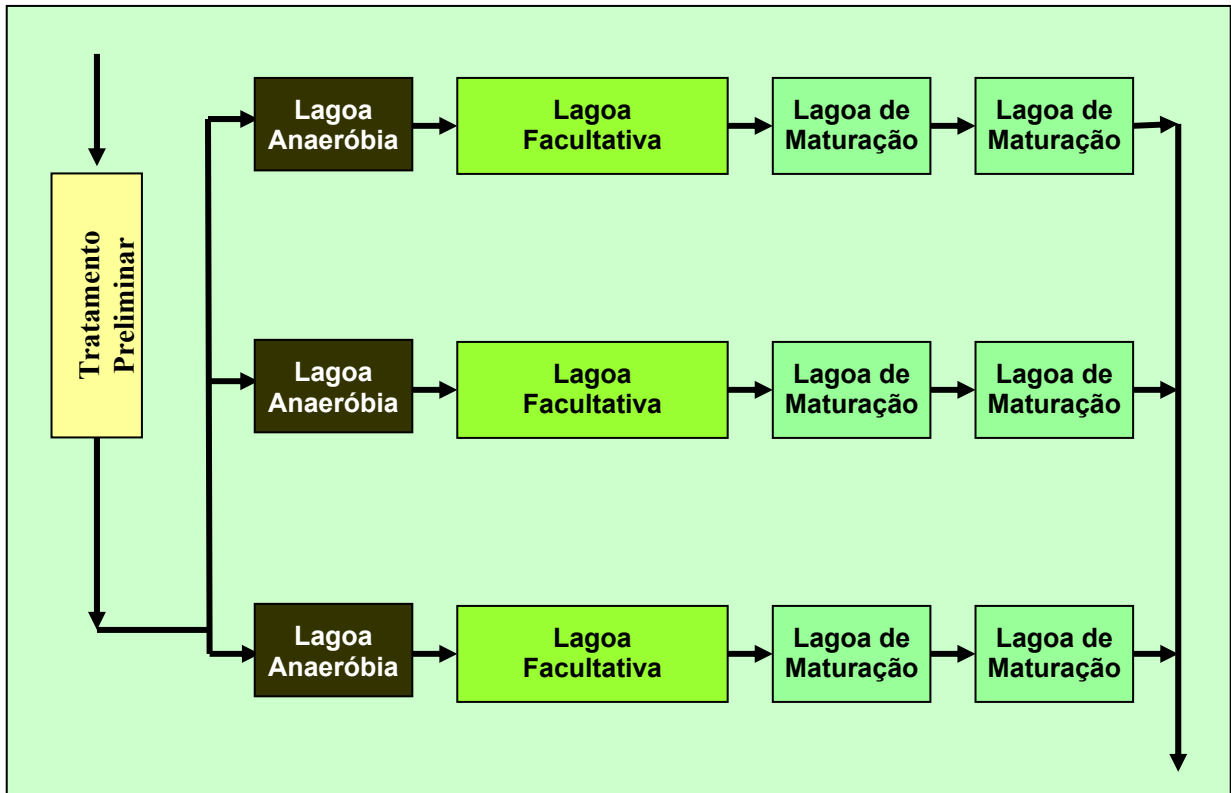


Figura 5.2: Estação Modular de Tratamento: “*ETE Modelo*”

5.3.3 Evidência de dois caminhos diferenciados para implantação de ETEs, um utilizado pela engenharia e o outro sugerido pela economia ambiental

Projetos de engenharia, desenvolvidos para compatibilizar a viabilidade econômica do empreendimento e o atendimento às regulamentações ambientais, freqüentemente modulam as ETEs, possibilitando sua implantação por etapas, por duas razões básicas: de um lado, pelo adensamento populacional dos bairros ao longo do horizonte de projeto e de outro, porque a implantação das redes coletoras de esgoto quase nunca é viabilizada de uma só vez para toda a cidade.

As exigências da Resolução 357 do CONAMA sobre o tratamento de esgoto levam os projetistas a desenvolverem sistemas observando a redução de dois indicadores básicos: DBO e Coliformes Termotolerantes. Como evidenciou a Seção 5.1.3, reduções significativas de DBO são obtidas em sistemas de lagoas anaeróbias, e mais significativas ainda, em anaeróbias seguidas de facultativas. No entanto reduções expressivas de Coliformes Termotolerantes acontecem apenas em nível mais avançado de tratamento, ou seja, em lagoas de maturação ou polimento. Por esta justificativa os projetos de engenharia, freqüentemente, contemplam a etapalização para implantação das lagoas, possibilitando a obtenção de séries completas de tratamento, conforme a Figura 5.3.

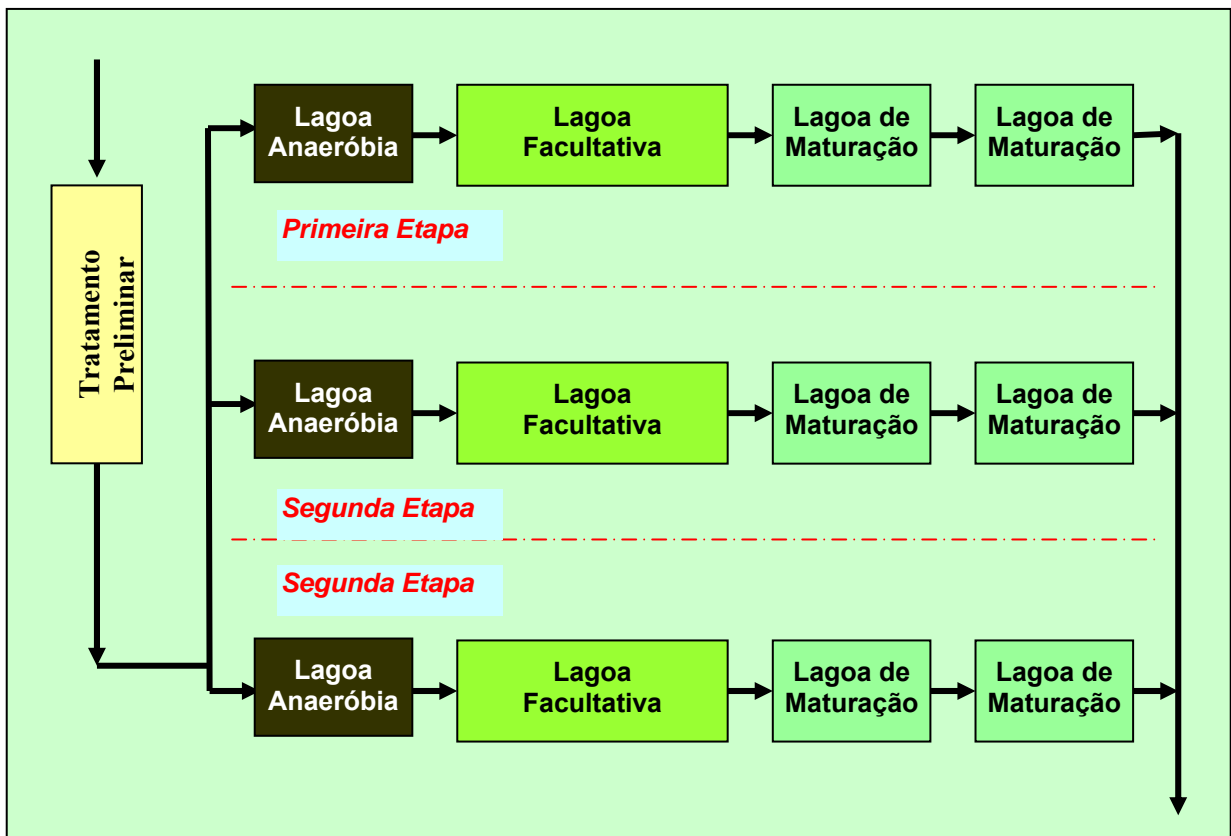


Figura 5.3: Forma comum aos projetos de engenharia de conceber etapas para implantação de lagoas de estabilização na construção de ETEs

Por outro lado, no Capítulo 3 evidenciou-se que a economia ambiental trata do *Princípio da Equi-Marginalidade*, que conduz à obtenção dos menores custos para o alcance de um padrão ambiental quando diversas fontes poluidoras contribuem para

o mesmo corpo receptor¹⁸. Este princípio se fundamenta no abatimento da poluição pela equiparação do custo marginal da redução da poluição entre as diversas fontes poluidoras. Geralmente, o Custo Marginal da Poluição obedece ao princípio da convexidade e é crescente com o nível de redução de poluição. Sendo assim, a etapalização da construção de lagoas deveria se dar por níveis de tratamento, ou seja, conforme apresenta a Figura 5.4. Esta diferenciação na proposição de etapas se justifica pelo fato do engenheiro objetivar a melhor solução técnica e econômica de um único sistema, enquanto o economista ambiental procura analisar de forma agregada a questão, buscando o maior benefício social líquido.

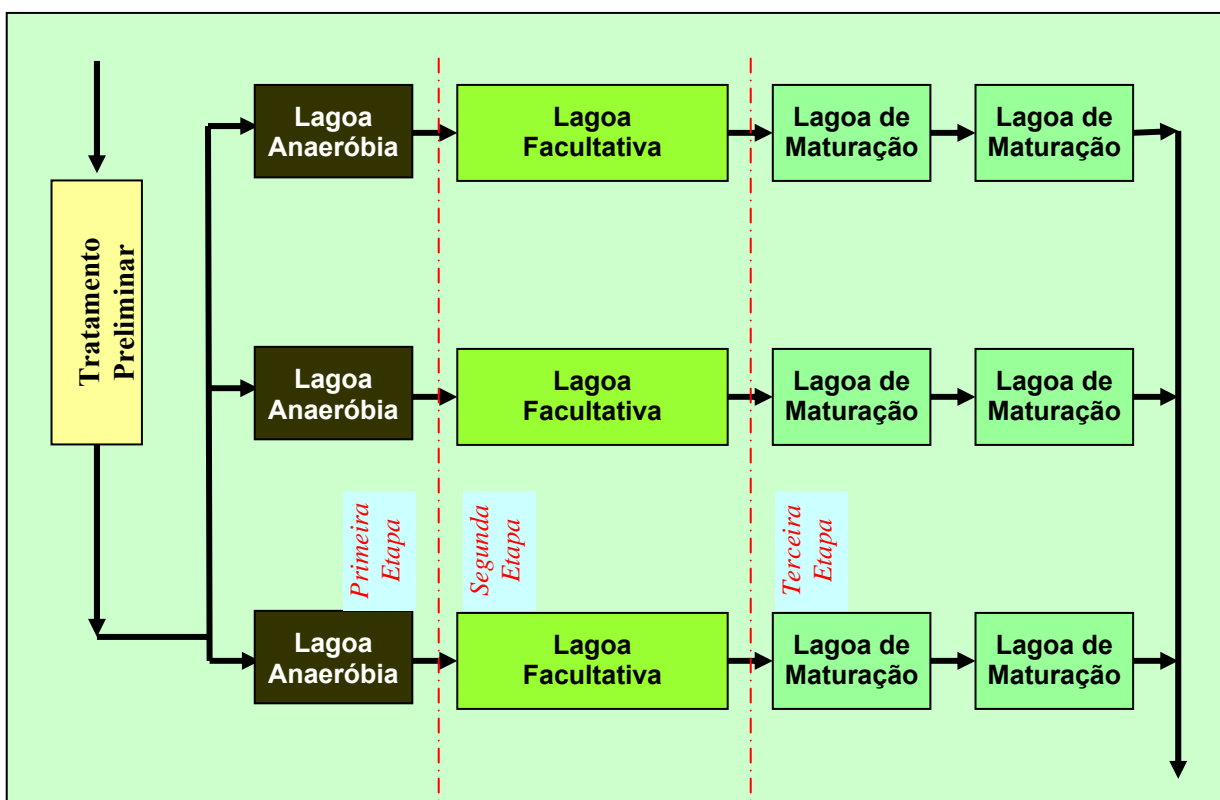


Figura 5.4: Forma proposta nesta dissertação de conceber etapas para implantação de lagoas de estabilização na construção de ETEs

¹⁸ A equiparação do custo marginal de redução da poluição deve ser objetivada segundo um indicador. O indicador adotado no presente estudo é a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Isto porque, no processo biológico, comum às lagoas de estabilização, inicialmente se obtém reduções expressivas de matéria orgânica, expressa em DBO. Apenas quando a fase líquida estiver clarificada e com baixa concentração de matéria orgânica se obtém redução significativa de Coliformes, mediante condições favoráveis de insolação. Por esta característica, não há razão em se analisar a redução da poluição pelo custo marginal da redução de Coliformes.

5.3.4 Dados referentes às ETEs não considerados na modelagem

Para a modelagem, os benefícios sócio-econômicos decorrentes do projeto foram desprezados, por esta dissertação tratar de análise de custo-efetividade. A ACE será estabelecida na comparação de duas formas diferentes de implementar modulação de ETEs, evidenciando qual atinge maior meta ambiental a partir do mesmo recurso aplicado. A meta, no caso, representa o total de redução da poluição acumulada.

Como a análise é comparativa, os custos operacionais não foram considerados. Pela simplicidade operacional do sistema de tratamento, a ETE demanda praticamente os mesmos recursos materiais e humanos para as duas condições operacionais. Em ambos os casos, o funcionamento requer apenas a remoção de detritos no tratamento preliminar, a conservação e a guarda da área.

Da mesma forma, não foram considerados os investimentos para aquisição e urbanização da área, bem como para a construção da casa de controle e o tratamento preliminar. Esses gastos fazem-se necessários para qualquer espécie de modulação.

Outro gasto não considerado na modelagem refere-se à mobilização e à desmobilização do canteiro da obra, para as diversas etapas de implantação. Sua relevância relaciona-se ao porte da ETE, ou seja, apenas em obras de pequeno porte seu valor relativo assume peso considerável.

Para simplificação da modelagem, não se considerou descompasso entre a liberação dos desembolsos de recursos financeiros e os inícios das operações dos sistemas, pois o tempo de implantação das obras é muito curto relativamente ao prazo de estudo. As obras, por serem de simples processo construtivo, demandam poucos meses para serem concluídas. Esse pequeno tempo não deve interferir significativamente na análise comparativa, que aborda um período de 20 anos. Por fim, outros gastos não considerados na modelagem referem-se as interligações das lagoas para os diferentes modos de adotar-se etapas. A diferença de gastos é pouco significativa¹⁹ para a análise comparativa.

¹⁹ A diferença dos custos das interligações para as duas formas de se implantar a ETE não deve representar 10% do custo do item “Caixas de entrada e saída das lagoas, interligações e emissário final de esgoto até o corpo receptor” do Quadro 5.4, que por sua vez, não representa 0,4% do valor total da obra.

5.3.5 Custos dos componentes da ETE

Conforme descrição anterior, os custos assumidos para a modelagem foram obtidos do orçamento atualizado da ETE de Rio Verde, apresentado no Anexo 2. O Quadro 5.4 apresenta uma discriminação sintética dos componentes dessa ETE.

Quadro 5.4: Custos dos componentes da ETE

<i>Discriminação</i>	<i>Custo Unitário (mil R\$)</i>	<i>Quantidade</i>	<i>Custo Total (mil R\$)</i>
Lagoa Anaeróbia (LA)	536,1	03	1.608,3
Lagoa Facultativa (LF)	1.438,5	03	4.315,5
Lagoa de Maturação "A" (LM"A")	532,4	03	1.597,2
Lagoa de Maturação "B" (LM"B")	532,4	03	1.597,2
Acessórios (Caixas de entrada e saída, interligações) e Emissário Final (EF) do esgoto tratado ao corpo receptor	33,9	01	33,9
TOTAL	-----	-----	9.152,1

Fonte: Orçamento atualizado - Anexo 3

5.3.6 Taxas de redução da poluição para diferentes etapas (expressas em % DBO)

A taxa efetiva de redução da poluição em uma unidade do processo depende da vazão de esgoto submetida ao tratamento, ou seja, depende da carga orgânica aplicada ao processo. Para simplificação da modelagem, as taxas ou eficiências de redução da poluição por etapas serão aquelas adotadas pelo projetista para exploração da capacidade máxima de cada unidade. Assim, limita-se o esgoto a ser tratado em uma dada fase à capacidade instalada até então. O restante da vazão de esgoto coletado da cidade será destinado sem tratamento ao corpo receptor.

Ao se verificar os cálculos de redução da poluição adotados na Revisão do Projeto de Esgotamento Sanitário da Bacia Oeste de Rio Verde, nota-se que a ETE

foi concebida com três fases de tratamento²⁰. Inicialmente o esgoto seria dirigido às lagoas anaeróbias, para em seguida ser conduzido às Lagoa Facultativa e, por fim, encaminhado às lagoas de maturação. O Quadro 5.5 evidencia os valores originais de abatimento da poluição adotados pelo projeto.

Quadro 5.5: Valores de projeto adotados para as taxas de redução da poluição, expressa em DBO, por fase de tratamento.

<i>Fases do processo</i>	<i>DBO (mg/l) afluente</i>	<i>DBO (mg/l) efluente</i>	<i>Eficiência na fase (%)</i>	<i>Eficiência agregada (%)</i>	<i>Eficiência acumulada (%)</i>
Lagoa Anaeróbia	232	93	60	60	60
Lagoa Facultativa	93	38	60	24	84
Lagoa de Maturação	38	28	26	4	88

Fonte: Revisão do Projeto de Esgotamento Sanitário da Bacia Oeste de Rio Verde

Durante a realização do projeto executivo da ETE, em função das características topográficas e geotécnicas do local de implantação das lagoas, houve a decisão de se subdividir as lagoas de maturação de maturação em dois tanques consecutivos. A revisão não estabeleceu os novos valores de eficiência de redução da poluição para cada módulo. A Quadro 5.6 apresenta os valores estimados por esta dissertação, para as taxas de redução, utilizando-se os mesmos princípios.

Quadro 5.6: Taxas de redução da poluição por fase de tratamento

<i>Fases do processo</i>	<i>DBO (mg;l) afluente</i>	<i>DBO (mg;l) efluente</i>	<i>Eficiência na fase (%)</i>	<i>Eficiência agregada (%)</i>	<i>Eficiência acumulada (%)</i>
Lagoa Anaeróbia	232	93	60	60	60
Lagoa Facultativa	93	38	60	24	84
Lagoa de Maturação "A"	37	32	14	2	86
Lagoa de Maturação "B"	32	28	14	2	88

Fonte: Revisão do Projeto de Esgotamento Sanitário da Bacia Oeste de Rio Verde

²⁰ A ETE de Rio Verde foi inicialmente concebida com três séries paralelas compostas de lagoa anaeróbia, seguida de lagoa facultativa, seguida de lagoa de maturação.

Faz-se necessário ressaltar que a “Revisão do Projeto” considerou uma produção per capita de 54 g de DBO por dia para uma população de cerca de 105 mil habitantes, em sua capacidade máxima. Assim, nos sistemas de esgoto em estudo, diariamente, existe a produção de cerca de 5,67 toneladas de DBO. A modelagem utilizará os dados de abatimento do Quadro 5.8 frente essa carga poluidora, para obtenção da poluição acumulada ao longo do tempo.

5.3.7 Desembolso dos recursos de investimento

Como evidencia a Seção 5.3.1, os investimentos serão aplicados em 6 parcelas semelhantes, de quatro em quatro anos. Os recursos devem viabilizar a reparação de 4 sistemas de coleta de esgotos sanitários que atualmente são lançados em sua forma bruta em um determinado curso hídrico, ou em diferentes cursos hídricos de uma mesma região.

O Quadro 5.7 apresenta a ordem de grandeza dos valores nominais necessários para implantação das 4 ETEs, em 6 parcelas ao longo de 20 anos. Para conferir maior aproximação à realidade, a liberação de uma dada parcela pode sofrer acréscimo em seu valor nominal de até 2%, equivalentes a R\$122,00, possibilitando adequação à implementação de um módulo de tratamento²¹. No caso de saldo residual de desembolso, em relação à parcela original, seja ele positivo ou negativo, o valor deve ser atualizado financeiramente e incorporado ao próximo desembolso.

Quadro 5.7: Valores nominais das parcelas e seus períodos de desembolso

<i>Parcela</i>	<i>Valor (mil R\$)</i>	<i>V. acumulado (mil R\$)</i>	<i>Período de desembolso</i>
1	6.101,40	6.101,40	Ano zero
2	6.101,40	12.202,80	4º ano
3	6.101,40	18.304,20	8º ano
4	6.101,40	24.405,60	12º ano
5	6.101,40	30.507,00	16º ano
6	6.101,40	36.608,40	20º ano

²¹ Desembolsos financeiros são, na prática, vinculados à realização de etapas de cronogramas físico-financeiros.

5.3.8 Taxa de correção financeira dos investimentos

Como o modelo enfoca apenas custos, a taxa financeira considerada será aquela cobrada pelas instituições de crédito para este tipo de empreendimento. Conforme informação da Caixa Econômica Federal nos Anais do 1º Seminário de Avaliação do Marco Regulatório do Saneamento (2007), a taxa de juros praticada atualmente varia de 6 a 8%, acrescidas de uma taxa de administração de 1,5% ao ano. Assim para a modelagem adotou-se a taxa financeira anual total de 8,5% ($i=8,5\%$). O Quadro 5.8 apresenta os montantes nominais e financeiros envolvidos no ensaio.

Quadro 5.8: Valores nominais e presentes das parcelas

<i>Parcela</i>	<i>Valor nominal (mil R\$)</i>	<i>V. presente (mil R\$)</i>	<i>Período de desembolso</i>
1	6.101,40	6.101,40	Ano zero
2	6.101,40	4.402,61	4º ano
3	6.101,40	3.176,81	8º ano
4	6.101,40	2.292,31	12º ano
5	6.101,40	1.654,07	16º ano
6	6.101,40	1.193,53	20º ano
TOTAL	36.608,40	18.820,74	

5.4 Desenvolvimento de Análise da Custo-Efetividade (ACE) da Gradualização de Padrões na Recuperação de Corpos Hídricos Degradados por Diluição de Esgoto Sanitário no Brasil

Esta seção estabelece uma comparação entre os ganhos acumulados de redução da poluição para os dois caminhos de implantação de ETEs por etapas, mediante a mesma aplicação de recursos ao longo de 20 anos. Assim, inicialmente busca-se conhecer o total dos investimentos aplicados, em valor presente, e o ganho ambiental acumulado no período, para o caminho adotado usualmente pela engenharia de criar etapas. Em seguida, com o uso do Princípio da Equi-Marginalidade, calcula-se o total financeiro envolvido à outra forma de se implantar etapas e respectivo ganho ambiental acumulado.

5.4.1 Avaliação da implantação das 4 ETEs por 6 etapas, durante 20 anos, segundo o enfoque usual à engenharia

5.4.1.1 Análise do desembolso da 1ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "1"	536,1	02	1072,2
Lagoa Facultativa (LF) ETE "1"	1.438,5	02	2877
Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETE "1"	532,4	02	1064,8
Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETE "1"	532,4	02	1064,8
Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "1"	33,9	01	33,9
TOTAL	-----	-----	6112,7

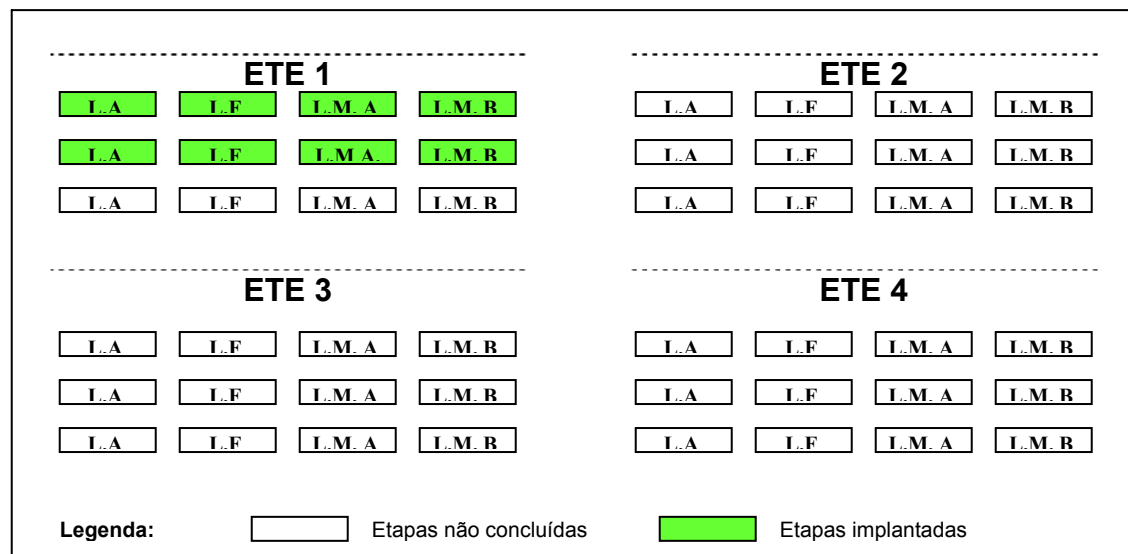
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 1º desembolso (mil R\$): 6.112,7	Valor Presente (mil R\$): 6.112,7
---	--

Saldo a transferir para o 2º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	-11,30
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	-15,66

Figura 5.5: Componentes implantados com o 1º desembolso



Redução da poluição em cada um dos períodos de 4 anos e redução acumulada em 20 anos

Fórmula da redução poluição em 4 anos: C. Pol. = $2 \times 3^{-1} \times 88\% \times 5,67$ (T DBO)	Redução da poluição (T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	Acumulada
1º desembolso	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	24.282,7
Acumulada por período	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	24.282,7
Acumulada com o período	4.856,5	9.713,1	14.569,6	19.426,2	24.282,7	24.282,7

Fonte: Quadro 5.8, para uma carga poluidora de 5,67 T DBO/dia por sistema coletor

Abatimento da poluição = $(2 / 12) \times 88\% = 14,67\%$
16,67%

Capacidade instalada = $(14,67\% / 88\%) \times 100\% =$

Abatimento da poluição total ²² = 14,67%

Capacidade instalada ²³ = 16,67%

²² Abatim. da Poluição = $(n^\circ \text{ LA instaladas} / 12 \times 60\% + n^\circ \text{ LF Instaladas} / 12 \times 24\% + n^\circ \text{ LM instaladas} / 24 \times 2\%)$

²³ Capacidade instalada = Abatimento da poluição / Abatimento total ao fim do plano = Abatim. Poluição / 88%

5.4.1.2 Análise do desembolso da 2ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Anaeróbia (LA) ETEs "1" e "2"	536,1	02	1072,2
Lagoa Facultativa (LF) ETEs "1" e "2"	1.438,5	02	2877
Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETEs "1" e "2"	532,4	02	1064,8
Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETEs "1" e "2"	532,4	02	1064,8
Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "2"	33,9	01	33,9
TOTAL	-----	-----	6112,7

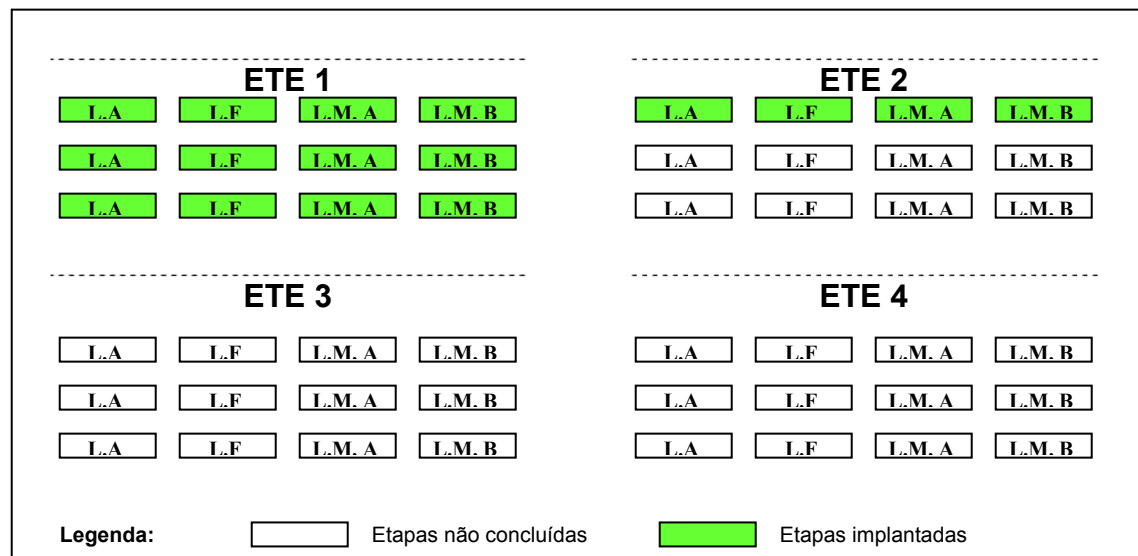
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 2º desembolso (mil R\$): 6.128,36	= (6.112,7 + 15,66)
V. P. = 6.128,36 x (1,085) ⁻⁴	Valor Presente (mil R\$): 4.422,07

Saldo a transferir para o 3º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	-26,96	26,96
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	- 37,36	

Figura 5.6: Total dos componentes implantados com o 1º e 2º desembolso



Redução da poluição em cada um dos períodos de 4 anos e redução acumulada em 20 anos

Fórmula da redução poluição em 4 anos: C. Pol. = 2 x 3 ⁻¹ x 88% x 5,67 (T DBO)	Redução da poluição (T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	Acumulada
1º desembolso	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	24.282,7
2º desembolso	-	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	19.426,2
3º desembolso	-	-	-	-	-	-
4º desembolso	-	-	-	-	-	-
5º desembolso	-	-	-	-	-	-
6º desembolso	-	-	-	-	-	-
Acumulada por período	4.856,5	9.713,1	9.713,1	9.713,1	9.713,1	43.708,9
Total acumulada com os períodos	4.856,5	14.569,6	24.282,7	33.995,8	43.708,9	43.708,9

Abatimento da poluição = (4/12) x 88% = 29,33%

Capacidade instalada = (29,33% / 88%) x 100% = 33,33%

Abatimento da poluição total = 29,33%

Capacidade instalada = 33,33%

5.4.1.3 Análise do desembolso da 3ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "2"	536,1	02	1072,2
Lagoa Facultativa (LF) ETE "2"	1.438,5	02	2877
Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETE "2"	532,4	02	1064,8
Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETEs "2"	532,4	02	1064,8
TOTAL	-----	-----	6.078,8

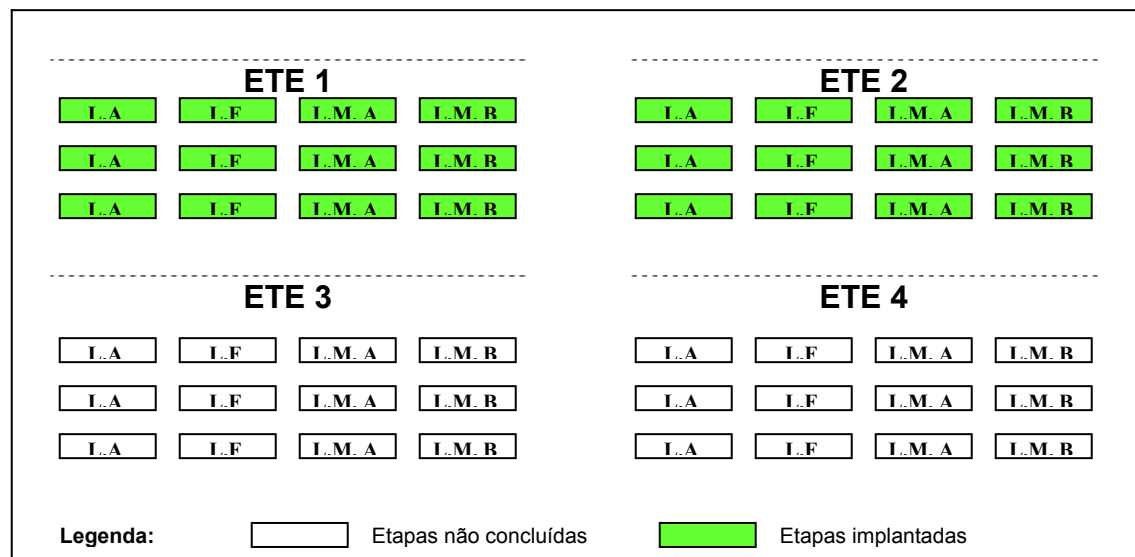
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 2º desembolso (mil R\$): 6.116,16	= (6.078,8 + 37,36)
V. P. = 6.116,16 x (1,085) ⁻⁸	Valor Presente (mil R\$): 3.184,50

Saldo a transferir para o 4º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	- 14,76
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	- 20,46

Figura 5.7: Total dos componentes implantados até o 3º desembolso



Redução da poluição em cada um dos períodos de 4 anos e redução acumulada em 20 anos

Fórmula da redução poluição em 4 anos: C. Pol. = $2 \times 3^{-1} \times 88\% \times 5,67$ (T DBO)	Redução da poluição (T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	Acumulada
1º desembolso	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	24.282,7
2º desembolso	-	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	19.426,2
3º desembolso	-	-	4.856,5	4.856,5	4.856,5	14.569,6
4º desembolso	-	-	-	-	-	-
5º desembolso	-	-	-	-	-	-
6º desembolso	-	-	-	-	-	-
Acumulada por período	4.856,5	9.713,1	14.569,6	14.569,6	14.569,6	58.278,5
Total acumulada com os períodos	4.856,5	14.569,6	29.139,3	43.708,9	58.278,5	58.278,5

Abatimento da poluição = $(6/12) \times 88\% = 44\%$

Abatimento da poluição total = 44,0

Capacidade instalada = $(44\% / 88\%) \times 100\% = 50\%$

Capacidade instalada = 50,0%

5.4.1.4 Análise do desembolso da 4ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "3"	536,1	02	1072,2
Lagoa Facultativa (LF) ETE "3"	1.438,5	02	2877
Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETE "3"	532,4	02	1064,8
Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETE "3"	532,4	02	1064,8
Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "3"	33,9	01	33,9
TOTAL	-----	-----	6112,7

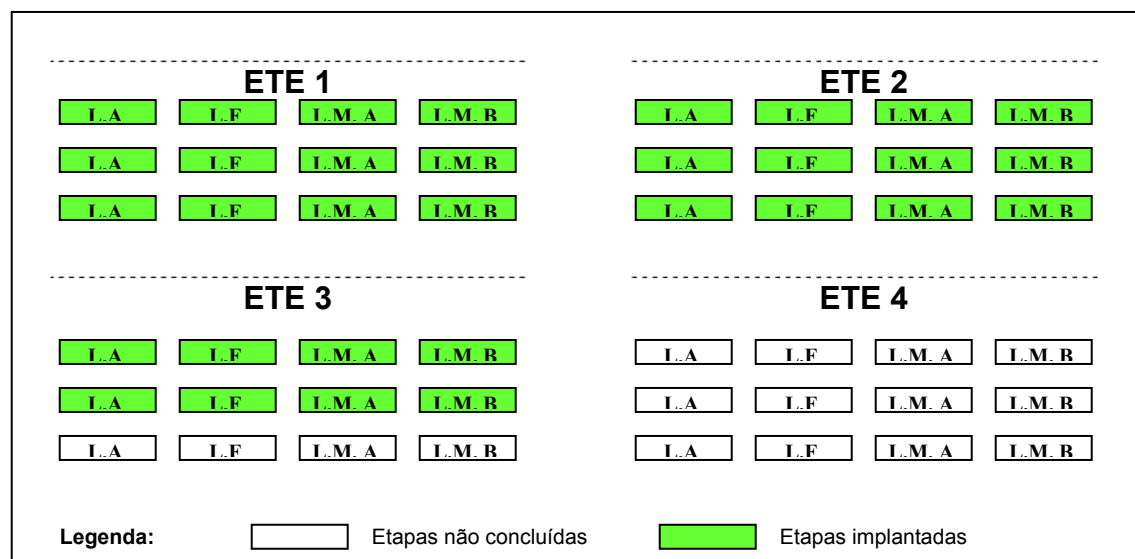
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 4º desembolso (mil R\$): 6.133,16	= (6.112,7 + 20,46)
V. P. = 6.133,16 x (1,085) ⁻¹²	Valor Presente (mil R\$): 2.304,24

Saldo a transferir para o 5º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	- 31,76
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	- 44,01

Figura 5.8: Total dos componentes implantados até o 4º desembolso



Redução da poluição em cada um dos períodos de 4 anos e redução acumulada em 20 anos

Fórmula da redução poluição em 4 anos: C. Pol. = $2 \times 3^{-1} \times 88\% \times 5,67$ (T DBO)	Redução da poluição (T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	Acumulada
1º desembolso	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	24.282,7
2º desembolso	-	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	19.426,2
3º desembolso	-	-	4.856,5	4.856,5	4.856,5	14.569,6
4º desembolso	-	-	-	4.856,5	4.856,5	9.713,1
5º desembolso	-	-	-	-	-	-
6º desembolso	-	-	-	-	-	-
Acumulada por período	4.856,5	9.713,1	14.569,6	19.426,2	19.426,2	67.991,6
Total acumulada com os períodos	4.856,5	14.569,6	29.139,3	48.565,4	67.991,6	67.991,6

Abatimento da poluição = $(8/12) \times 88\% = 58,67\%$

Capacidade instalada = $(58,67\% / 88\%) \times 100\% = 66,67\%$

Abatimento da poluição total = 58,67%

Capacidade instalada = 66,67%

5.4.1.5 Análise do desembolso da 5ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Anaeróbia (LA) ETEs "3" e "4"	536,1	02	1072,2
Lagoa Facultativa (LF) ETEs "3" e "4"	1.438,5	02	2877
Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETEs "3" e "4"	532,4	02	1064,8
Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETEs "3" e "4"	532,4	02	1064,8
Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "4"	33,9	01	33,9
TOTAL	-----	-----	6112,7

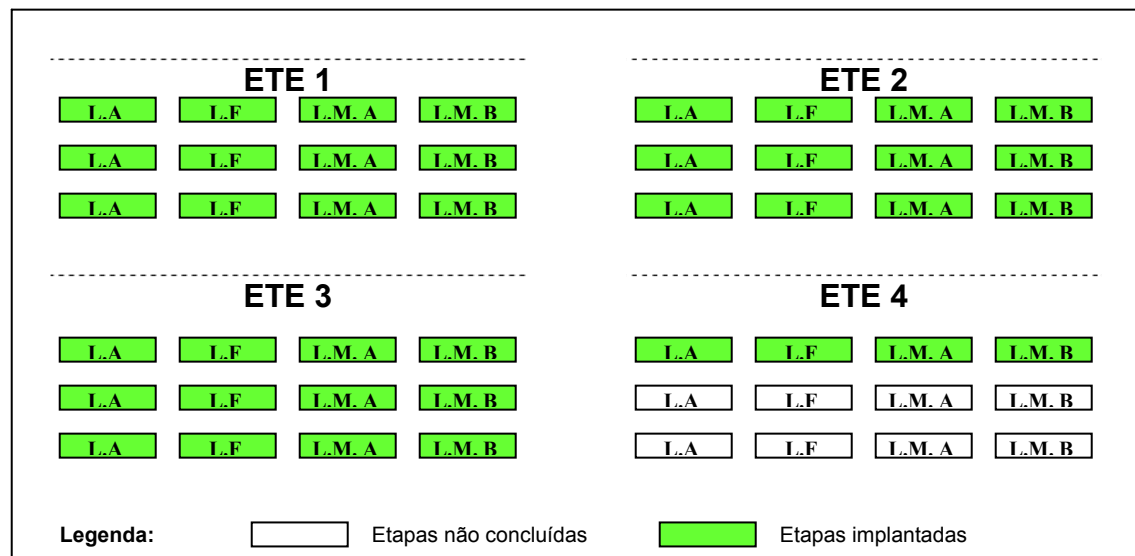
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 5º desembolso (mil R\$): 6.156,71	= (6.112,7 +44,01)
V. P. = 6.156,71 x (1,085) ⁻¹⁶	Valor Presente (mil R\$): 1.669,06

Saldo a transferir para o 6º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	- 55,31
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	-76,66

Figura 5.9: Total dos componentes implantados até o 5º desembolso



Redução da poluição em cada um dos períodos de 4 anos e redução acumulada em 20 anos

Fórmula da redução poluição em 4 anos: C. Pol. = $2 \times 3^{-1} \times 88\% \times 5,67$ (T DBO)	Redução da poluição (T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	Acumulada
1º desembolso	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	24.282,7
2º desembolso	-	4.856,5	4.856,5	4.856,5	4.856,5	19.426,2
3º desembolso	-	-	4.856,5	4.856,5	4.856,5	14.569,6
4º desembolso	-	-	-	4.856,5	4.856,5	9.713,1
5º desembolso	-	-	-	-	4.856,5	4.856,5
6º desembolso	-	-	-	-	-	-
Acumulada por período	4.856,5	9.713,1	14.569,6	19.426,2	24.282,7	72.848,2
Total acumulada com os períodos	4.856,5	14.569,6	29.139,3	48.565,4	72.848,2	72.848,2

Abatimento da poluição = $(10/12) \times 88\% = 73,33\%$

Abatimento da poluição total = 73,33%

Capacidade instalada = $(73,33\% / 88\%) \times 100\% = 83,337\%$

Capacidade instalada = 83,33%

5.4.1.6 Análise do desembolso da 6ª Parcela

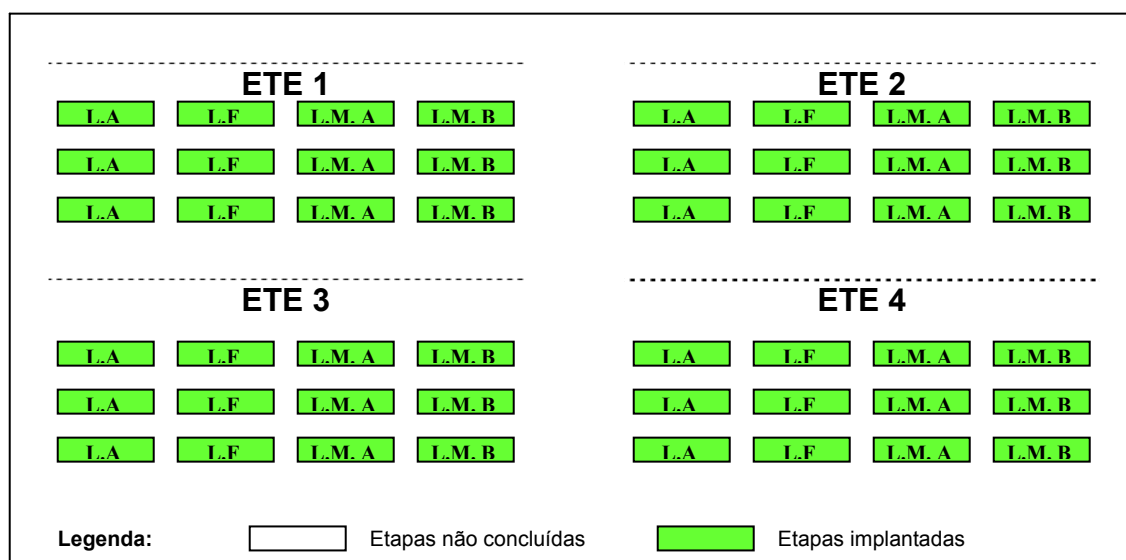
Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "4"	536,1	02	1072,2
Lagoa Facultativa (LF) ETE "4"	1.438,5	02	2877
Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETE "4"	532,4	02	1064,8
Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETE "4"	532,4	02	1064,8
TOTAL	-----	-----	6.078,8

Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 6º desembolso (mil R\$): 6.155,46	= (6.078,8 + 76,66)
V. P. = 6.155,46 x (1,085) ⁻²⁰	Valor Presente (mil R\$): 1.204,11

Figura 5.10 Implantação total das 4 ETEs mediante o 6º desembolso



Decorridos os 20 anos de análise da redução acumulada de poluição, Não há tempo para o cômputo de abatimento da poluição decorrente da aplicação do 6º desembolso.

Capacidade instalada = 100%

Abatimento da poluição total = 88,00%

5.4.1.7 Resumo dos desembolsos e reduções acumuladas da poluição

O Quadro 5.9 apresenta a síntese dos investimentos efetuados, em seus valores presentes, e também o ganho ambiental decorrente, ou seja, as respectivas reduções acumuladas da poluição.

Quadro 5.9: Investimentos efetuados e ganhos ambientais decorrentes da implementação das ETEs segundo alternativa usual à engenharia

<i>Período de aplicação</i>	<i>Parcela</i>	<i>Valor Nominal (mil R\$)</i>	<i>Valor Presente (mil R\$)</i>	<i>Capacidade Instalada (% fim plano)</i>	<i>Ganho Amb. dos períodos (T DBO)</i>	<i>Ganho Amb. Acumulado (T DBO)</i>
Ano zero	1	6.112,70	6.112,70	16,67	0,0	0,0
4º ano	2	6.128,36	4.422,07	33,33	4.856,5	4.856,5
8º ano	3	6.116,16	3.184,50	50,0	9.713,1	14.569,6
12º ano	4	6.133,16	2.304,24	66,67	14.569,6	29.139,3
16º ano	5	6.156,71	1.669,06	83,33	19.426,2	48.565,4
20º ano	6	6.155,46	1.204,11	100,0	24.282,7	72.848,2
Total	-	36.802,55	18.896,68	-	-	72.848,2

5.4.2 Avaliação da implantação das 4 ETEs por etapas, durante 20 anos, segundo o Princípio da Equi-Marginalidade

Antecedendo a análise do desembolso das parcelas, faz-se necessário averiguar a convexidade do custo marginal de redução da poluição. Com esse fim desenvolveu-se o Quadro 5.10, em que se objetiva construir uma coluna que apresenta o acréscimo de custo para se obter a redução agregada de 1% na poluição.

A partir dos valores obtidos na tabela, montou-se Figura 5.12, que apresenta um gráfico do custo marginal de redução da poluição, expressa em milhares de reais por porcentagem de abatimento de DBO, em função do percentual de abatimento da poluição, também em DBO. O gráfico evidencia conformidade com o princípio da convexidade, ou seja, nota-se expressivo aumento no custo marginal de redução da

poluição em cada uma das fases seqüenciais. Desta forma, valida-se a utilização do Princípio da Equi-Marginalidade para o desenvolvimento desta dissertação.

Quadro 5.10: Obtenção do custo marginal de redução da poluição em cada fase de tratamento da ETE

<i>Fases de Tratamento da ETE</i>	<i>Custo de cada fase (mil R\$)</i>	<i>Custo Acumulado (mil R\$)</i>	<i>Eficiência agregada (%)</i> *	<i>Custo (Milhares de R\$) %</i>
Tratamento anaeróbio e Emissão Final (3 LA + EF)	1.642,2	1.642,2	60	27,4
Tratamento facultativo (3 LF)	4.315,5	5.957,7	24	179,8
Tratamento de maturação (3 LM "A e B")	3.194,4	9.152,1	4	798,6

* Fonte: Quadro 5.7

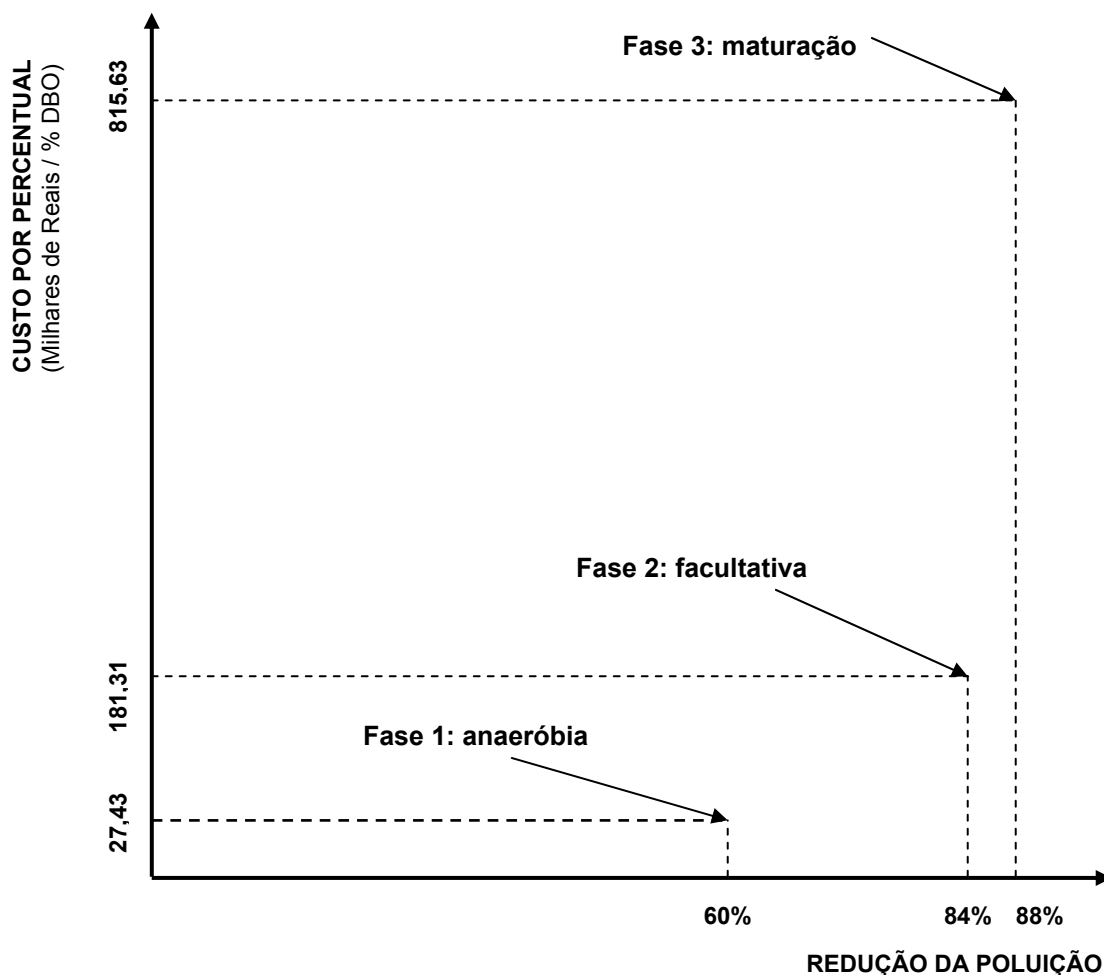


Figura 5.11: Custo marginal de recuperação da poluição

Fonte: Quadro 5.6 e Quadro 5.7

5.4.2.1 Análise do desembolso da 1ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "1, 2, 3 e 4"	536,1	11	5897,1
Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "1, 2, 3 e 4"	33,9	04	135,6
TOTAL	-----	-----	6.032,7

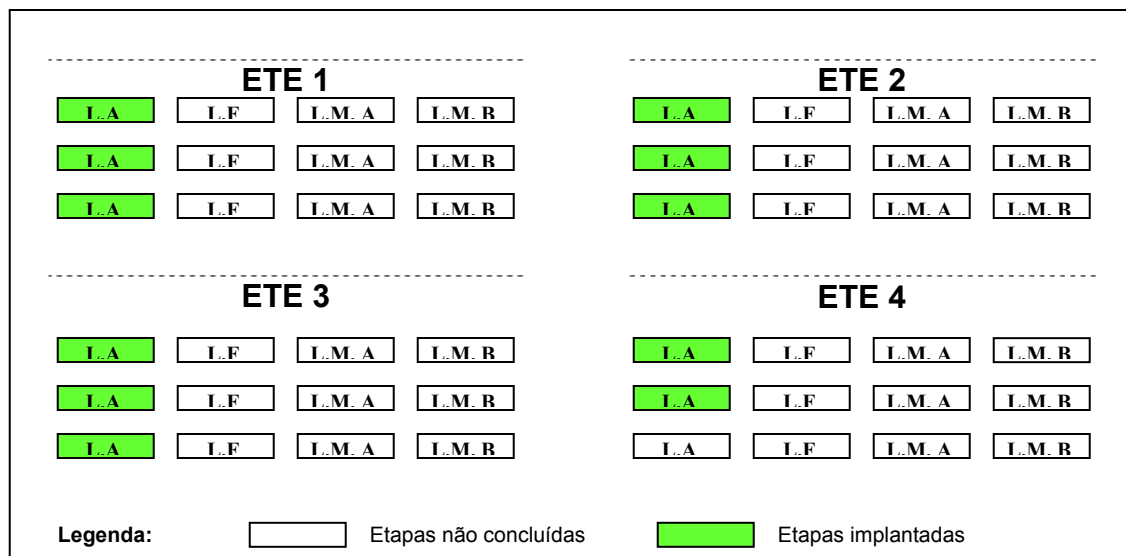
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 1º desembolso (mil R\$): 6.032,7	Valor Presente (mil R\$): 6.032,7
---	-----------------------------------

Saldo a transferir para o 2º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	68,70
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	95,21

Figura 5.12: Componentes implantados com o 1º desembolso



Redução da poluição segundo o Quadro 5.8 sob a carga poluidora de 5,67 toneladas de DBO referente a cada sistema coletor de esgoto por dia:

Fórmula da redução pol. 1º desembolso: $P = [3 + 2 \times 3^{-1}] \times 60\% \times 5,67 \times 365 \times 4$ (T DBO)	Redução da poluição por período(T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	em 20 anos
1º desembolso	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	91.060,2
2º desembolso	-	-	-	-	-	-
3º desembolso	-	-	-	-	-	-
4º desembolso	-	-	-	-	-	-
5º desembolso	-	-	-	-	-	-
Acumulada por período	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	91.060,2
Acumulada com o período	18.212,0	36.424,1	54.636,1	72.848,2	91.060,2	91.060,2

Abatimento da poluição = $(11/12) \times 60\% = 55\%$

Abatimento da poluição = 55%

Capacidade instalada = $55\% / 88\% \times 100\% = 62,5\%$

Capacidade instalada = 62,5%

5.4.2.2 Análise do desembolso da 2ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "4"	536,1	01	536,1
Lagoa Facultativa (LF) ETEs "1" e "2"	1.438,5	04	5754,0
TOTAL	-----	-----	6.290,1

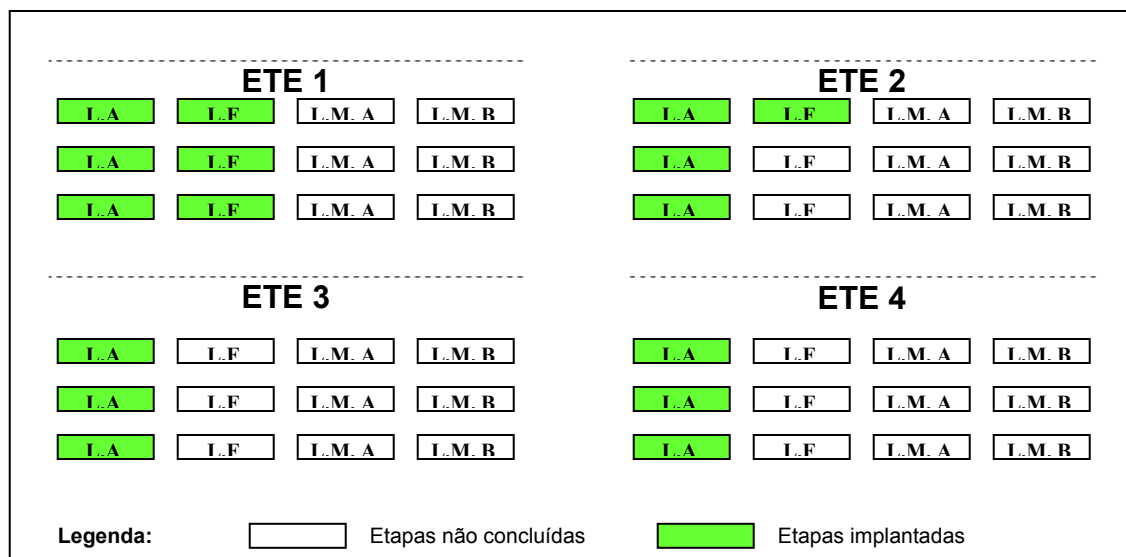
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 2º desembolso (mil R\$): 6.194,89	= (6.290 – 95,21)
V. P. = 6.194,89 x (1,085) ⁻⁴	Valor Presente (mil R\$): 4.470,07

Saldo a transferir para o 3º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	-93,49
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	-129,57

Figura 5.13: Total dos componentes implantados com o 1º e 2º desembolso



Fórmula da redução pol. (T DBO) 2º desembolso:	Redução da poluição por período(T DBO)					
$P = [1 \times 3^{-1} \times 60\% + 4 \times 3^{-1} \times 24\%] \times 5,67 \times 365 \times 4$	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	em 20 anos
1º desembolso	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	91.060,2
2º desembolso	-	4.304,7	4.304,7	4.304,7	4.304,7	17.218,7
3º desembolso	-	-	-	-	-	-
4º desembolso	-	-	-	-	-	-
5º desembolso	-	-	-	-	-	-
Acumulada por período	18.212,0	22.516,7	22.516,7	22.516,7	22.516,7	108.278,9
Acumulada com o período	18.212,0	40.728,7	63.245,4	85.762,2	108.278,9	108.278,9

Abatimento da poluição = 60% + (4/12) x 24% = 68%

Abatimento da poluição total = 68,0%

Capacidade instalada = 68% / 88% x 100% = 77,27%

Capacidade instalada = 77,27%

5.4.2.3 Análise do desembolso da 3ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Facultativa (LF) ETEs "2" e "3"	1.438,5	04	5.754,0
TOTAL	-----	-----	5.754,0

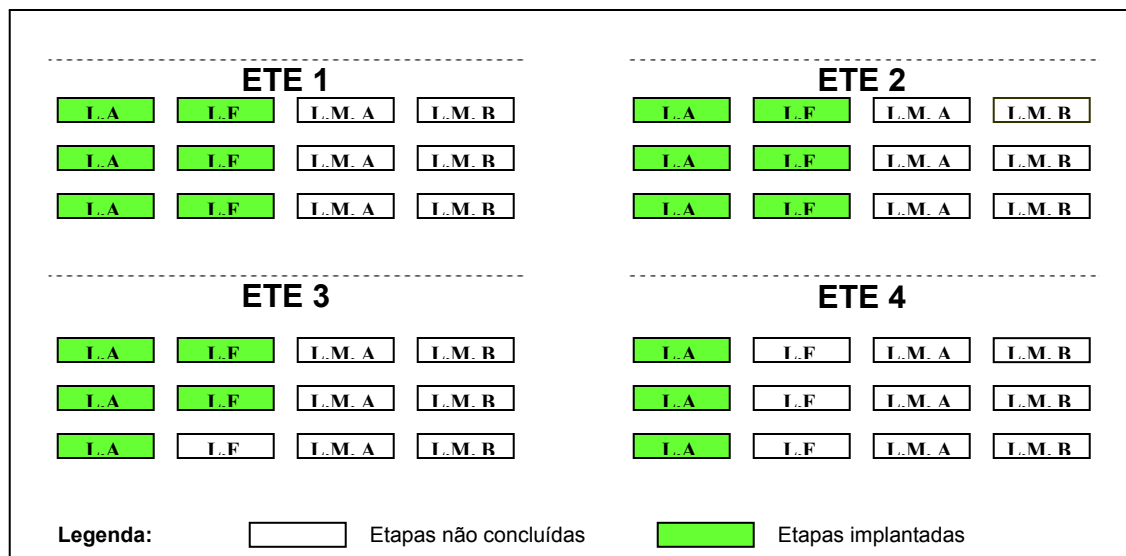
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 3º desembolso (mil R\$): 5.883,57	= (5.754,0 + 129,57)
V. P. = 6.156,71 x (1,085) ⁻⁸	Valor Presente (mil R\$): 3.063,39

Saldo a transferir para o 4º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	217,83
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	301,89

Figura 5.14: Total dos componentes implantados até o 3º desembolso



Fórmula da redução pol. 3º desembolso: P = 4 x 3 ⁻¹ x 24% x 5,67 x 365 x 4 (T DBO)	Redução da poluição por período (T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	em 20 anos
1º desembolso	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	91.060,2
2º desembolso	-	4.304,7	4.304,7	4.304,7	4.304,7	17.218,7
3º desembolso	-	-	2.649,0	2.649,0	2.649,0	7.947,1
4º desembolso	-	-	-	-	-	-
5º desembolso	-	-	-	-	-	-
Acumulada por período	18.212,0	22.516,7	25.165,7	25.165,7	25.165,7	116.225,9
Acumulada com o período	18.212,0	40.728,7	65.894,5	91.060,2	116.225,9	116.225,9

Abatimento da poluição = 60% + (8/12) x 24% = 76%

Abatimento da poluição total = 76,0%

Capacidade instalada = 76% / 88% x 100% = 86,38%

Capacidade instalada = 86,36%

5.4.2.4 Análise do desembolso da 4ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Facultativa (LF) ETEs "3" e "4"	1.438,5	04	5.754,0
Lagoa Maturação (LM) ETE "1"	532,4	1	532,4
TOTAL	-----	-----	6.286,4

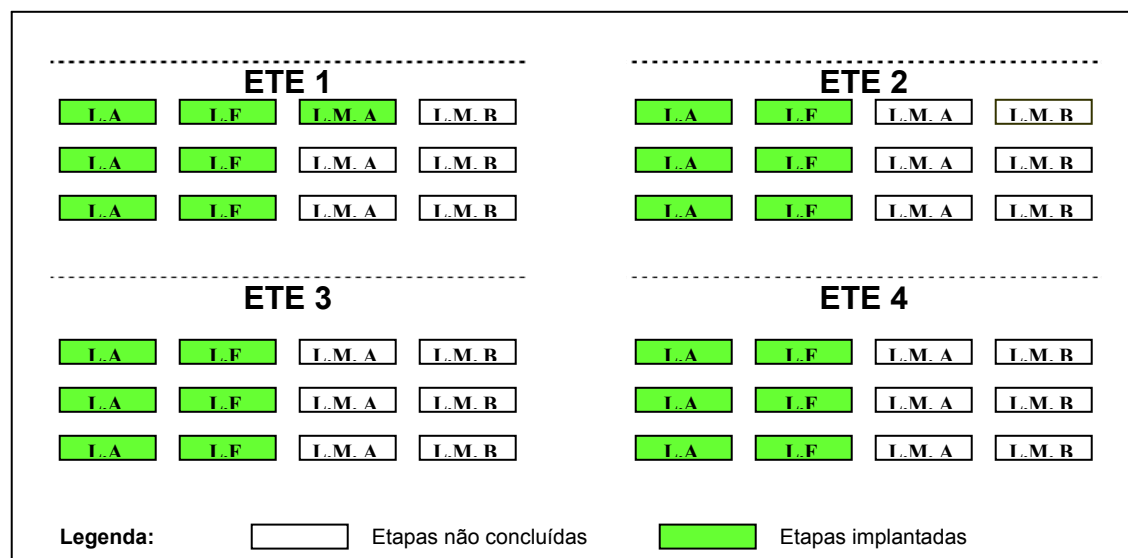
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 4º desembolso (mil R\$): 5.984,51	= (6.286,4 – 301,89)
V. P. = 6.156,71 x (1,085) ⁻¹²	Valor Presente (mil R\$): 2.248,39

Saldo a transferir para o 5º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	116,89
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	161,99

Figura 5.15: Total dos componentes implantados até o 4º desembolso



Fórmula redução pol. (T DBO) 4º desembolso:	Redução da poluição por período(T DBO)					
$P=[4 \times 3^{-1} \times 24\% + 1 \times 3^{-1} \times 2\%] \times 5,67 \times 365 \times 4$	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	em 20 anos
1º desembolso	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	91.060,2
2º desembolso	-	4.304,7	4.304,7	4.304,7	4.304,7	17.218,7
3º desembolso	-	-	2.649,0	2.649,0	2.649,0	7.947,1
4º desembolso	-	-	-	2.704,2	2.704,2	5.408,4
5º desembolso	-	-	-	-	-	-
Acumulada por período	18.212,0	22.516,7	25.165,7	27.869,9	27.869,9	121.634,4
Acumulada com o período	18.212,0	40.728,7	65.894,5	93.764,4	121.634,4	121.634,4

Abatimento da poluição = 60% + 24% + (1/24) x 2% = 84,16%

Abatimento da poluição total = 84,16%

Capacidade instalada = 84,16% / 88% x 100% = 86,38%

Capacidade instalada = 95,63%

5.4.2.5 Análise do desembolso da 5ª Parcela

Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Maturação (LM) ETE "1 e 2"	532,4	11	5856,4
TOTAL	-----	-----	5856,4

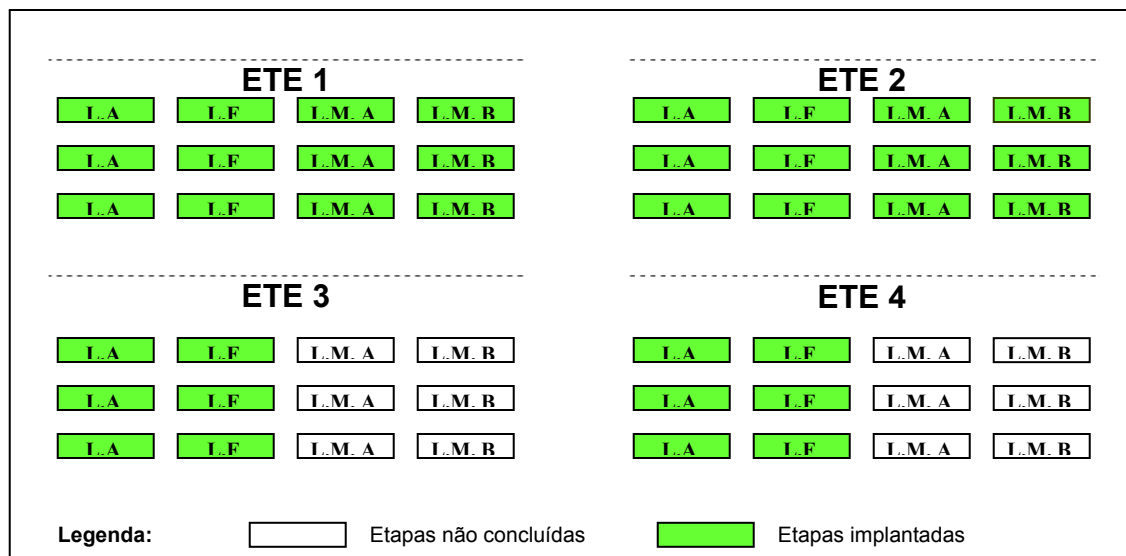
Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 4º desembolso (mil R\$): 5.739,51	= (5.856,4 – 361,99)
V. P. = 6.156,71 x (1,085) ⁻¹⁶	Valor Presente (mil R\$): 1.555,96

Saldo a transferir para o 6º desembolso:

Valor nominal (mil R\$)	406,99
Valor corrigido para o próximo desembolso (mil R\$) (i = 8,5% a.a., t = 4 anos)	564,03

Figura 5.16: Total dos componentes implantados até o 5º desembolso



Fórmula da redução pol. 5º desembolso: P = 11 x 3 ⁻¹ x 2% x 5,67 x 365 x 4 (T DBO)	Redução da poluição por período(T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	em 20 anos
1º desembolso	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	18.212,0	91.060,2
2º desembolso	-	4.304,7	4.304,7	4.304,7	4.304,7	17.218,7
3º desembolso	-	-	2.649,0	2.649,0	2.649,0	7.947,1
4º desembolso	-	-	-	2.704,2	2.704,2	5.408,4
5º desembolso	-	-	-	-	607,1	607,1
Acumulada por período	18.212,0	22.516,7	25.165,7	27.869,9	28.477,0	122.241,4
Acumulada com o período	18.212,0	40.728,7	65.894,5	93.764,4	122.241,4	122.241,4

Abatimento da poluição = 60% + 24% + (12/24) x 2% = 86%

Abatimento da poluição total = 86,0%

Capacidade instalada = 86% / 88% x 100% = 86,38%

Capacidade instalada = 97,77%

5.4.2.6 Análise do desembolso da 6ª Parcela

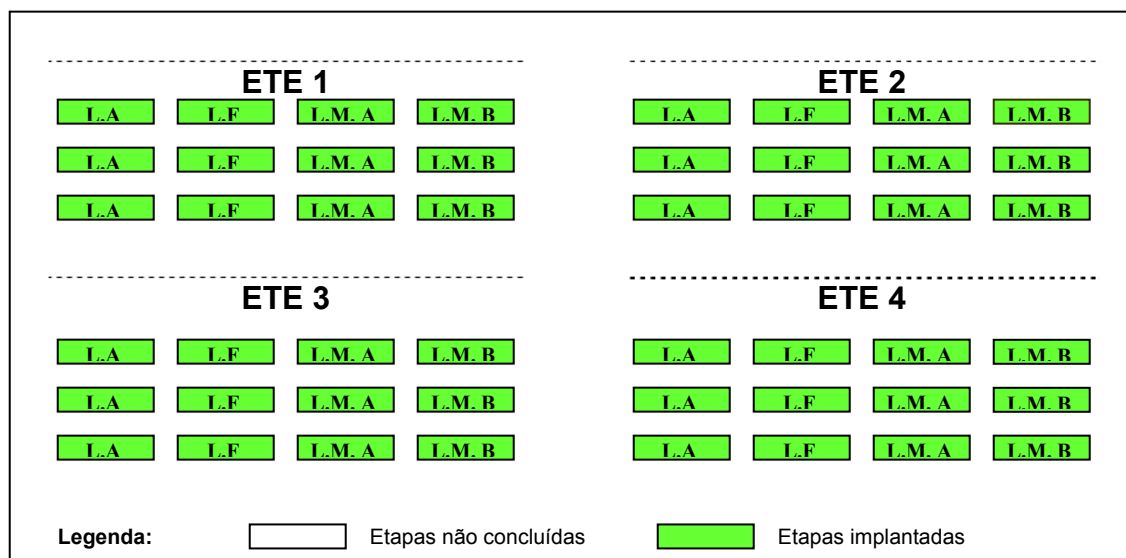
Possibilidade de implantação de obra com a parcela:

Discriminação	C. Unit. (mil R\$)	Quant.	C. Total (mil R\$)
Lagoa Maturação (LM) ETE "3 e 4"	532,4	12	6388,8
TOTAL	-----	-----	6388,8

Ajuste do valor a aplicar:

Valor do 4º desembolso (mil R\$): 5.824,77	= (6.388,8 – 564,03)
V. P. = 6.156,71 x (1,085) ⁻¹⁶	Valor Presente (mil R\$): 1.139,42

Figura 5.17: Conclusão das ETEs com o 6º desembolso



Não havendo tempo para o cômputo de abatimento da poluição, seu valor será nulo, ou seja:

Redução Acumulada da Poluição (6ª Parcela) = 0,00 T DBO

Capacidade instalada = 100%

Abatimento da poluição total = 88%

5.4.2.7 Resumo dos desembolsos e reduções acumuladas da poluição

O Quadro 5.11 apresenta a síntese dos investimentos efetuados, em seus valores presentes, e também o ganho ambiental decorrente.

Quadro 5.11: Investimentos efetuados e ganhos ambientais decorrentes segundo a implementação proposta nesta dissertação

<i>Período de aplicação</i>	<i>Parcela</i>	<i>Valor Nominal (mil R\$)</i>	<i>Valor Presente (mil R\$)</i>	<i>Capacidade Instalada (% fim plano)</i>	<i>Ganho Amb. dos períodos (T DBO)</i>	<i>Ganho Amb. Acumulado (T DBO)</i>
ano zero	1	6.032,70	6.032,70	62,50	0,0	0,0
4º ano	2	6.194,89	4.470,07	72,27	18.212,0	18.212,0
8º ano	3	5.883,57	3.063,69	86,36	22.516,7	40.728,7
12º ano	4	5.984,51	2.248,39	95,63	25.165,7	65.894,5
16º ano	5	5.739,51	1.555,96	97,77	27.869,9	93.764,4
20º ano	6	5.824,77	1.139,42	100,00	28.477,0	122.241,4
Total	-	35.659,95	18.510,23	-	-	122.241,4

5.5 Análise dos resultados obtidos na modelagem

5.5.1 Interferências dos desembolsos vinculados às fases de obra e as decorrentes implicações à ACE

Como descreve o item 2.4, a utilização de ACE é indicada para o alcance de uma meta ambiental ao menor custo ou, a partir de um dado recurso, se alcançar o maior nível de proteção. A presente dissertação busca estabelecer o maior proteção a partir de um dado recurso parcelado em prazo de 20 anos.

Por outro lado, como estabeleceu o item 5.3.7, para conferir maior aproximação à realidade, os desembolsos puderam sofrer complementação de até 2% do seu valor originalmente previsto. Ao mesmo tempo, em caso de saldo residual de desembolso, em relação à parcela original, seja ele positivo ou negativo, o valor

foi atualizado financeiramente e incorporado ao valor do próximo desembolso. Essa abordagem gerou pequenas alterações entre os valores nominais e financeiros despendidos nas duas alternativas estudadas.

Antes de evidenciar a ordem de grandeza dessas alterações, convém ressaltar que as adequações não foram realizadas com o objetivo de buscar-se menor investimento financeiro às alternativas, mas sim para tornar as aplicações semelhantes à prática usual dos financiamentos. Ressalta-se ainda que, por isto, as variações podem apresentar vantagens comparativas que não representam interesse ao enfoque de estudo, embora sejam apresentadas.

Quadro 5.12: Interferências dos desembolsos aos recursos efetivamente aplicados nas alternativas

Parcela	Alternativa usual à engenharia		Alternativa desta dissertação		Valor planejado originalmente		Diferença da proposta em relação ao plano	
	Valor nominal (mil R\$)	Valor presente (mil R\$)	Valor nominal (mil R\$)	Valor presente (mil R\$)	Valor nominal (mil R\$)	Valor presente (mil R\$)	V. pres. Eng. (%)	V. pres. Diss. (%)
1	6.112,70	6.112,70	6.032,70	6.032,70	6.101,40	6.101,40	0,2%	-1,1%
2	6.128,36	4.422,07	6.101,40	4.402,61	6.101,40	4.402,61	0,4%	1,5%
3	6.116,16	3.184,50	5.883,57	3.063,69	6.101,40	3.176,81	0,2%	-3,6%
4	6.133,16	2.304,24	5.984,51	2.248,39	6.101,40	2.292,31	0,5%	-1,9%
5	6.156,71	1.669,06	5.739,51	1.555,96	6.101,40	1.654,07	0,9%	-5,9%
6	6.155,46	1.204,11	5.824,77	1.139,42	6.101,40	1.193,53	0,9%	-4,5%
Total	36.802,55	18.896,68	35.659,95	18.510,23	36.608,40	18.820,74	0,4%	-1,6%

Ao avaliar o Quadro 5.12, percebe-se que os montantes financeiros não apresentaram variações significantes em relação ao plano inicial, ou seja, as alterações permaneceram inferiores a 1,7% do total. Desta forma, a ordem de grandeza dos investimentos sendo considerada semelhante, valida-se a utilização de Análise Custo-Efetividade (ACE). O próximo passo corresponde a avaliar-se os alcances ambientais das propostas.

5.5.2 Análise do alcance ambiental das alternativas estudadas.

Uma observação superficial dos dados dos quadros 5.11 e 5.13 evidencia claramente as vantagens da utilização do Princípio da Equi-Marginalidade em comparação ao processo usual de se buscar individualmente atender os padrões legais na implantação de ETEs. As vantagens do caminho proposto por esta dissertação para se modular a implantação dos componentes de ETEs podem ser melhor observadas segundo os enfoques desenvolvidos nos próximos tópicos.

5.5.2.1 Análise do abatimento total da poluição

O abatimento acumulado da poluição durante os 20 anos de implantação de ETEs é 68% maior na proposta desta dissertação, em relação ao processo individual e usual de se buscar modular ETEs. O Gráfico 5.2 evidencia o abatimento acumulado ao longo das fases.

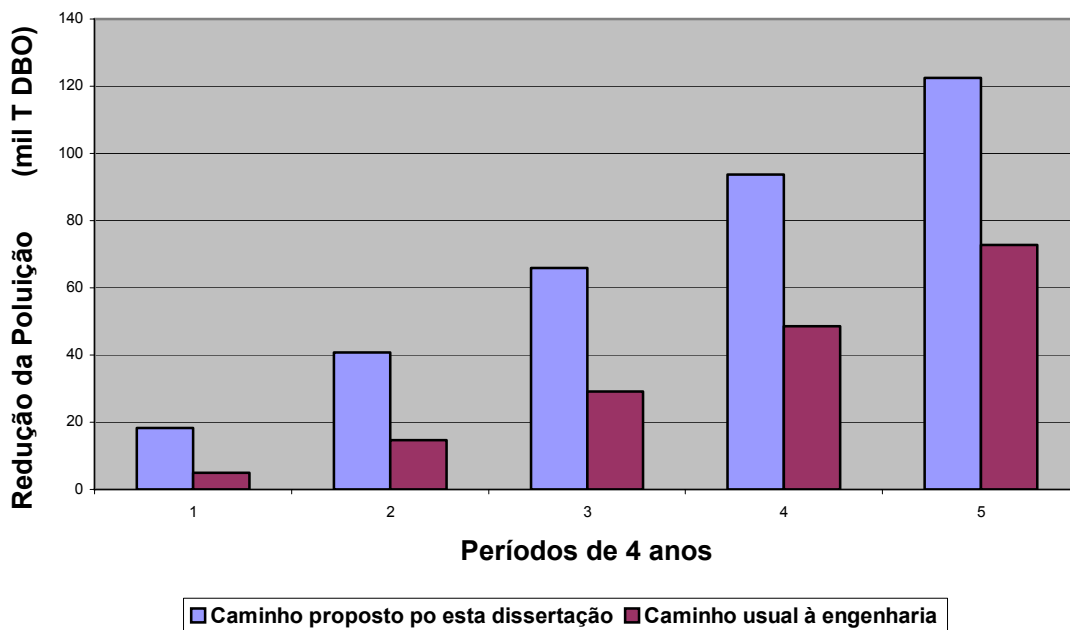


Figura 5.18: Abatimento acumulado da poluição ao longo dos 20 anos

5.5.2.2 Análise do abatimento da poluição por períodos

A análise do abatimento da poluição por períodos representa uma significativa contribuição à busca de obtenção de resultados significativos mediante

pouca aplicação de recursos, como evidencia o Gráfico 5.3. Nota-se no primeiro período que o caminho proposto por esta dissertação traz uma resposta 3,75 maior que o caminho usual à busca individual de atendimento de padrões legais.

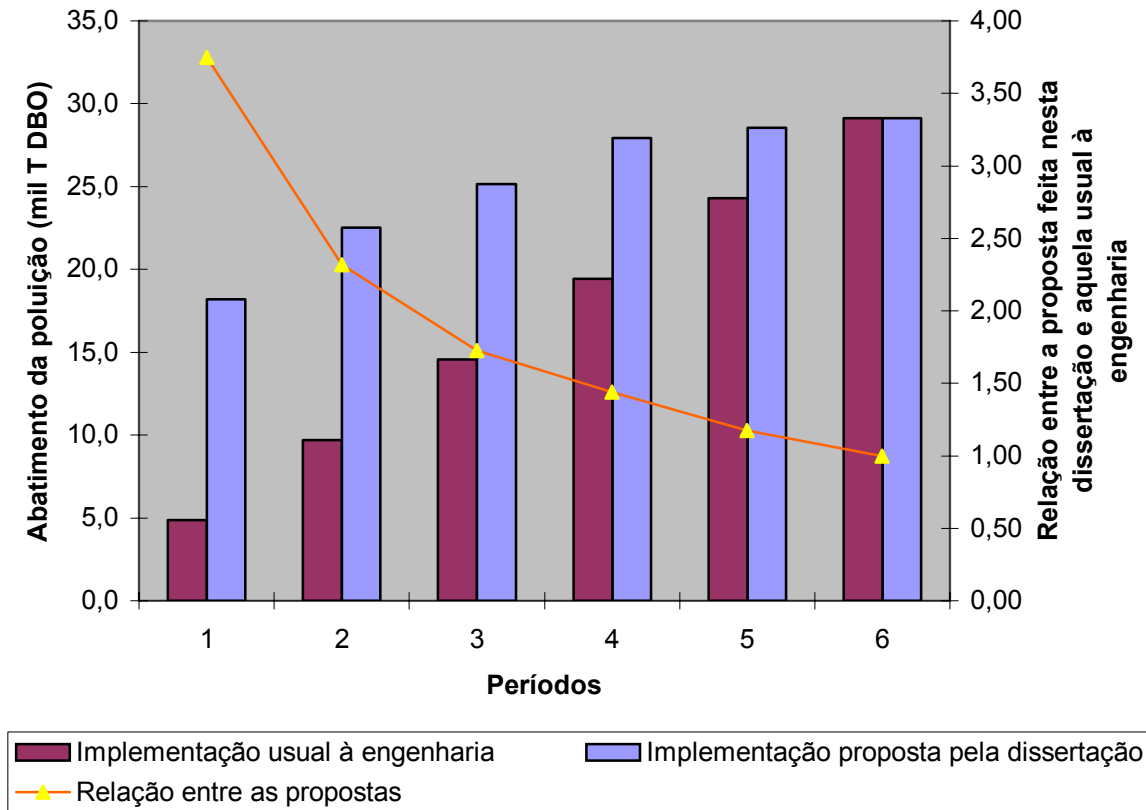


Figura 5.19: Abatimento comparativo da poluição em cada período

Quando o custo marginal de redução da poluição é observado para implementação de unidades, o nível primário de tratamento, através das lagoas anaeróbias, traz os maiores ganhos ambientais mediante o mesmo recurso aplicado, como havia se evidenciado no Gráfico 5.1. Esta é a explicação para a vantagem da proposta da economia ambiental, através da análise agregada das ETEs. Recordando, o custo marginal do processo anaeróbio representa 27,43 (milhares de reais por % de abatimento da poluição, observada em DBO), enquanto para os processos facultativos e de maturação esses valores foram 181,31 e 815,63, respectivamente.

A observação do abatimento da poluição por período pode ser identificada também pela porcentagem instalada de abatimento por período, em relação ao fim

de plano. O gráfico 5.4 também evidencia a vantagem comparativa da proposta desta dissertação em relação à forma usual de se estabelecer etapas em ETEs. Enquanto o caminho apresentado por esta dissertação parte da capacidade instalada de 62,5% com a aplicação do primeiro desembolso, a alternativa usual representa apenas 16,67%.

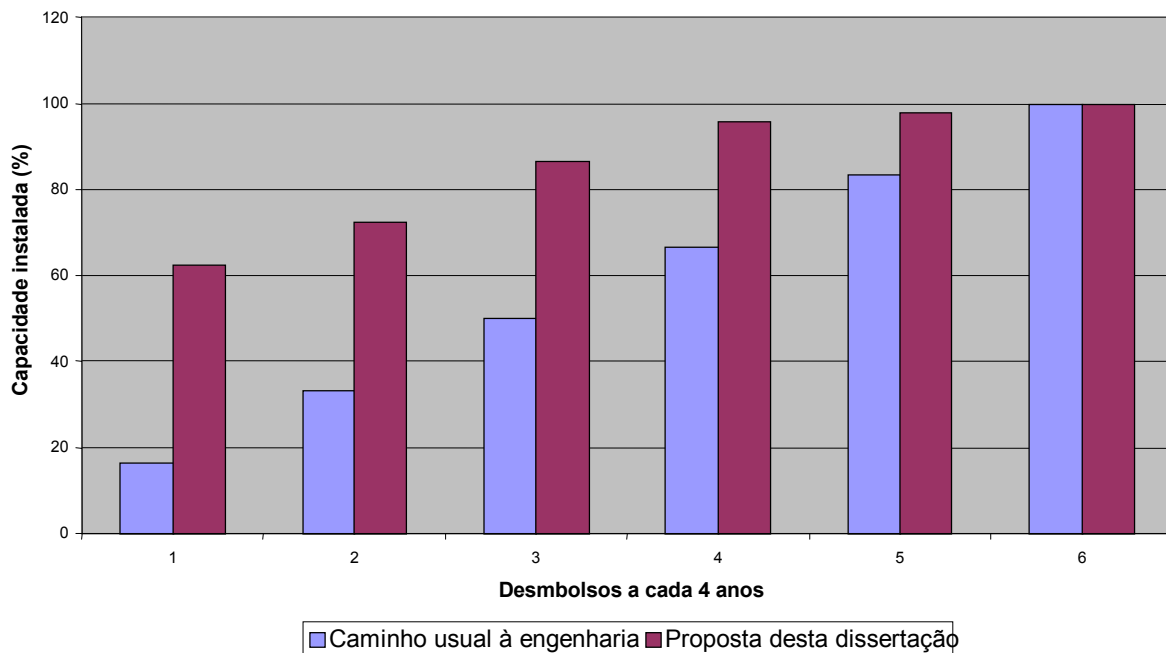


Figura 5.20: Capacidade de redução da poluição instalada (em relação ao fim de plano)

5.5.3 Considerações sobre a aplicabilidade da proposta

Ao se verificar as restrições à expansão dos serviços de saneamento que o país vem enfrentado, desde o fim do Planasa, motivadas pela escassez de recursos para investimento no setor, fica evidente que a recuperação de corpos hídricos poluídos por esgoto sanitário deve ser tarefa de longo prazo. O estudo evidencia as vantagens comparativas da gradualização de implantação de ETEs pela equiparação de custos marginais de redução da poluição em relação à obtenção de um padrão desejável individualmente em cada sistema. Nesse caso, os resultados

da modelagem, evidenciando a custo-efetividade da proposta, podem representar mais uma ferramenta favorável à universalização dos serviços com menores custos sociais.

Uma vez reconhecidas as vantagens desta proposta, uma maneira de se induzir as empresas de saneamento a obterem os melhores resultados ambientais acumulados durante o período de universalização seria a utilização da gradualização das exigências ambientais, ou seja, a gradualização dos padrões. Essa abordagem é paradoxal. Para os corpos hídricos degradados, significa que, em princípio, menores exigências levam a maiores ganhos ambientais acumulados.

Os resultados da modelagem oferecem ao setor de saneamento uma abordagem genérica das vantagens da gradualização de padrões ambientais. Especificidades locais relativas à capacidade de auto-depuração dos corpos hídricos, aglomerações regionais de cidades, entre outros podem conduzir a soluções diferenciadas e, por isso, necessitam ser avaliadas.

Para corpos hídricos ainda não afetados pelo esgoto, não é muito simples se conceber o uso do Princípio da Equi-Marginalidade. Afinal, a modelagem pressupõe a condição de uma elevada carga poluidora fixa contribuindo desde o início do prazo de estudo. Como pensar em cargas crescentes de poluição, onde o tratamento de esgoto representaria apenas parte dos investimentos da expansão dos sistemas de esgotamento sanitário? A fundamentação teórica dessa iniciativa teria que evidenciar que a construção do sistema de esgotamento sanitário, com a implantação gradual de tratamento, apresentaria vantagens comparativas à condição sanitária inicial da localidade em estudo. A modelagem teria necessariamente ter que ser repensada. Essa abordagem não é discutida nesta dissertação.

Os resultados da modelagem contribuem para referendar a Resolução 357 do CONAMA. Essa Resolução e a Lei 11.445/2007 apresentam posicionamentos diferentes para a gradualização de padrões. Como foi evidenciado na seção 4.6, a Lei do Saneamento, na busca da viabilização financeira do serviço, não apresenta evidências que a implantação gradual padrões conduza a obtenção de ganhos ambientais acumulados.

5.5.4 Fragilidades da modelagem utilizada

Houve dificuldade de incorporar na modelagem abordada algumas variáveis que podem conferir-lhe maior aproximação à condição real. Reconhecendo essas fragilidades, os estudos foram desenvolvidos e ofereceram resultados plausíveis, embora, reconhecidamente, possam ser aprimorados. Afinal, como evidenciam Pindyck e Rubinfeld (2002, p.6), as teorias e modelagens são “invariavelmente imperfeitas”. A utilidade e validade de uma teoria dependem de sua eficácia em explicar e prever o conjunto de fenômenos que tem por objetivo.

A primeira questão não abordada refere-se ao tratamento de esgoto, que para a sua diluição nos corpos hídricos, deve atender à observação de muitos padrões ambientais. A modelagem prendeu-se apenas ao enfoque da redução de DBO. Na verdade, os estudos seriam mais representativos se abordassem também a redução de coliformes termotolerantes, uma vez que estes são os dois principais padrões usuais aos processos de tratamento de esgoto.

O segundo tema não abordado no estudo refere-se à exclusão dos custos da área da ETE e dos componentes associados à sua localização, quais são: emissários, estações elevatórias e linhas de recalque. Os custos da área e desses componentes, eventualmente, podem ser mensurados. Em alguns casos, podem influenciar de tal forma a análise que seria menos dispendioso implantar-se sistemas completos em áreas adquiridas.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estabelecimento de ações governamentais para o equacionamento da demanda dos serviços de saneamento e de proteção dos recursos hídricos é um tema de relevância nos países em desenvolvimento. O gerenciamento desses setores demanda um leque de iniciativas com dependência de dispêndio de elevados recursos financeiros, quase nunca disponíveis em tempo desejável. A presente dissertação buscou evidenciar a complexidade desse tema e trazer uma contribuição quanto ao tipo de modulação na implantação de ETEs no Brasil, especificamente quando diluem seus lançamentos em cursos hídricos em processo de recuperação.

A administração dos recursos hídricos está fortemente relacionada à utilização da água para abastecimento público e da conseqüente diluição dos esgotos provenientes das cidades. A captação desse bem e a sua posterior devolução por sucessivas cidades numa mesma bacia hidrográfica, com uso crescente em decorrência do desenvolvimento econômico, representa uma preocupação comum às nações. Por isto, geralmente, os programas governamentais de recursos hídricos e saneamento são equacionados de forma inter-relacionada. No Brasil, o gerenciamento associado desses setores encontra-se ainda no campo das intenções. A Lei Federal nº 9.433 para gerenciamento dos recursos hídricos só veio a ser publicada em 8 de janeiro de 1997, enquanto a do saneamento, Lei Federal 11.445, é de 05 de janeiro de 2007.

A história dos países apresenta uma diversidade de caminhos para o gerenciamento dos seus recursos hídricos. Em alguns, evidenciam-se avanços na percepção de que a água, como recurso natural finito e escasso, é um bem econômico. Políticas fundamentadas em mercados vêm apresentando resultados favoráveis à preservação dos recursos hídricos (CARRERA-FERNANDEZ e GARRIDO, 2002).

Não só a gestão dos recursos hídricos como também a dos recursos naturais vem encontrando, a cada dia, maior sustentação na ciência econômica. A diluição de esgoto nos corpos receptores é fundamentada no enfoque neoclássico para a poluição de fluxo. Esse enfoque assume um nível ótimo de poluição, onde a satisfação (utilidade) decorrente da produção e consumo de bens e serviços e o mal

estar (utilidade negativa) provocado pela poluição resultante dessa produção e consumo devem se equivaler. Na prática, esta é uma tarefa complexa. Boa parte dos impactos positivos e negativos sobre o mercado não pode, com facilidade, ser mensurado e expresso em forma monetária, dado o grande número de agentes envolvidos. Com isto, fica, de certa forma, fragilizada a perspectiva do estabelecimento do ponto ótimo de Pareto para a poluição de fluxo. Em verdade, governos adotam um nível de poluição aceitável, e utilizam os fundamentos da teoria neoclássica para aproximar o aceitável do que se consegue fundamentar como ponto ótimo para a poluição (MUELLER, 2003, p. 63).

Esse nível de proteção adotado pelo governo para os recursos hídricos acarreta custos ao setor de saneamento. O planejador de política pública deve preocupar-se em apontar caminhos para que a meta ambiental proporcione a maior satisfação possível da sociedade, pois, de um lado, ela deseja qualidade ambiental aos recursos hídricos e, de outro, acaba pagando pelos serviços de saneamento na condição de usuária dos serviços.

A modelagem concebida nesta dissertação avaliou a implantação de ETEs por etapas com duas abordagens distintas: uma, usual à engenharia, com objetivo de atender as exigências ambientais e a viabilidade econômica de prestação dos serviços de saneamento, de forma individual a cada empreendimento, ou seja, a cada sistema ou cidade; outra, com o objetivo de se obter o maior alcance ambiental quando há diluição de esgoto em uma região, oportunizando uma análise agregada da implantação de ETEs por etapas. O ensaio foi formulado para a implantação de 4 ETEs sob restrição econômica, em 6 parcelas com valores nominais fixos, ao longo de 20 anos.

A análise agregada da implantação de sistemas de tratamento por etapas, proposta na dissertação, utilizando o Princípio da Equi-Marginalidade, apresentou significativas vantagens comparativas ao caminho usual de se implantar ETEs, no Brasil. Ela conferiu o acúmulo de 68% a mais de proteção ambiental, ao fim do período de 20 anos. Apresentou também maiores níveis iniciais de redução de poluição. Mediante a liberação do primeiro desembolso, sua vantagem foi superior em 3,75 vezes à alternativa usual da engenharia. Não fossem relevantes os resultados já apresentados, a utilização do Princípio da Equi-Marginalidade garante

à abordagem agregada uma solução custo-efetiva. Ela oportuniza maior proteção ambiental para o mesmo montante aplicado (PERMAN *et al.* 1999, p.299).

Ressaltam-se as significativas respostas iniciais da abordagem agregada. Por um lado, em um programa de recuperação de cursos hídricos degradados, caso o governo não suporte o nível planejado de desembolso, atrasos na liberação das parcelas subseqüentes trazem ganhos ambientais ainda maiores, comparativamente, a esta alternativa. Por outro, os desembolsos das últimas parcelas ocasionam ganhos ambientais pouco significantes. Nesse caso, em países sob forte escassez econômica, propositadamente, outros projetos poderiam substituir essas etapas, se apresentassem, na oportunidade, vantagens ambientais comparativas.

Mediante a escassez econômica evidenciada na área de saneamento dos países em desenvolvimento, o planejador governamental pode induzir as empresas de saneamento a buscarem efetividade em seus gastos de recuperação dos cursos hídricos degradados. As vantagens comparativas evidenciadas no ensaio podem ser ocasionadas, na prática, pela gradualização dos padrões. Assim, as empresas investindo inicialmente no nível primário de tratamento atenderiam às exigências regulamentares e, ao mesmo tempo, obteriam o maior ganho marginal de redução da poluição. O governo promoveria, de fato, um programa custo-efetivo.

Em uma análise geral do quadro sanitário brasileiro, a modelagem desenvolvida corrobora o acerto da proposição da Resolução 357 do CONAMA em possibilitar para os corpos de água em processo de recuperação o estabelecimento de metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final. Faz-se necessário, no entanto, que os formuladores de política pública investiguem a flexibilização de padrões na tentativa de universalização dos serviços de coleta e tratamento de esgotos. O assunto extrapola o foco da modelagem da presente dissertação.

Evidencia-se também a necessidade de se buscar avanços institucionais aos setores dos recursos hídricos e de saneamento, pois os modelos convencionais de suporte ao desenvolvimento do abastecimento de água e esgotamento sanitário nos países em desenvolvimento apresentam-se precários (LEE, 1994,p.215-231). De maneira geral, os índices de atendimento são insatisfatórios. De um lado, os governos não demonstram capacidade de financiamento dos elevados custos inerentes aos serviços. De outro, os elevados gastos governamentais feitos durante

as últimas três décadas para financiar estes setores agravaram o quadro de desigualdade social e demonstraram-se ineficientes. Os programas apresentaram custos elevados e tímidos resultados (TUROLLA, 2002). A busca de uma nova visão para o gerenciamento desses serviços pode representar uma chance de se obter um aumento significativo dos índices de atendimento, de forma mais acelerada.

No Brasil, a Lei Federal 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento, é ainda assunto novo e controvertido. Ela trouxe a possibilidade efetiva da iniciativa privada ter maior representatividade no setor, e contribuir para uma significativa ampliação. Mas esse tema é controvertido. De um lado, a participação do segmento privado aumenta a competitividade, criando oportunidades de ganhos de produtividade, mesmo às empresas estaduais, atualmente maiores detentoras dos serviços. Por outro lado, o setor de saneamento apresenta uma deficiência econômica inerente à sua característica alocativa, por constituir-se um monopólio. Essa fragilidade pode promover deformações ao mercado (TUROLLA, 2002).

Uma fragilidade observada na Lei 11.445/2007 representa a crença no suporte local para gerenciamento do setor (AMARAL, 1996 p.37-44). O saneamento, bem como os recursos hídricos, demandam conhecimentos técnicos multidisciplinares que os recursos humanos locais nem sempre podem responder. A agregação da fragilidade local com a alocativa, citada anteriormente, pode ocasionar monopólios privados na operação, com deficiências de capital humano locais para gestão do setor, aumentando significativamente as deformações provocadas pela existência monopólios, na prática, privados.

Diante desse quadro, outro fator pode acentuar ainda mais as citadas deformações. A Lei faculta ao município constituir sua própria entidade reguladora sem estabelecimento de capacitação a essa entidade. O trinômio *operador privado monopolista-capital humano local deficiente para gestão-entidade reguladora sem a capacitação necessária* configura um quadro favorável à existência de *rent-seeking* (GHOSH, 2001, p.267-274). Como os contratos de exploração dos serviços são geralmente de longo prazo, as deformidades podem tornar-se extremamente perversas ao bem estar social.

Cuidado especial deve ser dirigido ao acompanhamento no tempo as disparidades regionais do setor de saneamento, já que existem evidências que o novo quadro institucional possa acentuar o seu aumento. O assunto ganha relevância, pois saneamento pode ser entendido não só como qualidade de vida da população, mas, sobretudo, como atividade preventiva de saúde pública.

Durante o desenvolvimento desta dissertação evidenciaram-se algumas oportunidades de estudos. Uma delas constitui a incorporação à modelagem da perspectiva de medição da redução da poluição agregando-se à DBO os Coliformes Termo-tolerantes, ou ainda a incorporação de gastos adicionais com construção de emissários e elevatórias, bem como aquisição de área para a ETE.

Outro assunto que desperta interesse pode ser a tentativa de obtenção de um modelo mais abrangente que permita o estudo da flexibilização de padrões na tentativa de universalização dos serviços no Brasil. Nesse caso, outros fatores passam a ganhar interesse. Não se pode perder o enfoque que a Estação de Tratamento de Esgoto – ETE representa apenas a última etapa do Sistema de Esgotamento Sanitário – SES. O estudo agregado de todos os componentes do SES pode evidenciar outras alternativas como, por exemplo, a implantação gradual de redes de distribuição pelo custo marginal de ligação de esgoto. Também, em alguns casos, fatores locais ou regionais, ligados à capacidade de depuração dos corpos hídricos e de aglomerações urbanas podem indicar soluções que não a trazida por este estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL Filho, Jair do. Desenvolvimento Regional Endógeno em um Ambiente Federalista. Brasília-DF: **IPEA** n.14, 1996.

ANDRADE NETO, Cícero O. **Sistemas simples para tratamento de esgoto sanitário – Experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 301 p, 19977.

ANDREOLI, C. V.; von SERPERLIG, M.; FERNANDES F. Princípios do tratamento biológico de águas residuais. Vol. 6. **Lodos de esgoto: disposição e tratamento final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 484 p, 2001.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Gestão dos Recursos Hídricos**. Disponível em <http://www.ana.gov.br/GestaoRecHidricos/ArticulacaoInstitucional/default.asp>. acesso em 10/01/2007.

BAUMOL, William J. & Wallace E. OATES. **Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life**. New Jersey: Prentice-Hall, 1979.

BISUWAS, Asit K. From Mar Del Plata to Kyoto: an analysis of global water policy dialogue. México: **Global Environmental Change**.14: 81-88, 2004.

BOXER, Baruch. Global Water Management: Lessons from China. Washington DC: **Resources for the Future**. 146: 5-9, 2002.

BOYD, James. Water Pollution Taxes: A Good Idea Doomed to Failure?. Washington, DC: **Resources for the Future**. Discussion Paper 03-20, 2003.

BRAGA, Benedito *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo-SP: Pearson Education do Brasil, 2002.

BRASIL. **Lei nº 11.445** de 5 de janeiro de 2007. Lei das Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico. Brasília, 2007.

_____. **Lei nº 9.433** de 9 de janeiro de 1997. Lei das Águas. Brasília, 1997.

BRISCOE, John & GARN Harvey A. Financing Water Supply and Sanitation Under Agenda 21. Cap. 20. SALETH, R. Maria (Ed.). **Water Resources and Economic Development**. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 2002.

CARRERA-FERNANDEZ, José & GARRIDO, Raymundo J. **Economia dos Recursos Hídricos**. Salvador-BA: Edufba, 2002.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 20** de 18 de junho de 1986. Brasília: CONAMA, 1986.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357** de 17 de março de 2005. Brasília: CONAMA, 1986.

CONTADOR, Cláudio R.. 1996. **Projetos Sociais: Avaliação e Prática**. São Paulo – SP: Editora Atlas. Capítulo 9, 1996.

DIETZ Frank j. & HERMAN R.J. **Explaining instrument choice in environmental policy**. Cheltenham: Jeroen CJM Van den Berg ,1999.

DORFMAN, Robert. An introduction to Benefit-Cost Analysis. Cap. 18 DORFMAN, Robert & DORFMAN, Nancy. **Economics of the Environment. Selected Readings**. New York: W.W. Norton. pp297-335, 1993.

EPA - United States Environmental Protection Agency. **A Guide for Cost-Effectiveness and Cost-Benefit Analysis of State and Local Ground Water Protection Programs**. Washington (DC): EPA,1993

FARIA, Ricardo C.; NOGUEIRA, Jorge M.; MUELLER, Bernardo. **Políticas de Precificação do Setor de Saneamento Urbano no Brasil: as Evidências do “Equilíbrio de Baixo Nível”**. Brasília: ECO-NEPAMA, 2002.

FIELD, Barry. **Economia Ambiental. Uma Introdução**. Santafé - Bogotá: McGraw-Hill, 1997.

FNS - FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Manual de Saneamento** – Brasília: FNS, 2004. 3. ed.rev.

FRANÇA, Edílson P. **A eficácia da multa e o desmatamento na Amazônia Legal**. Brasília: Departamento de Economia, Universidade de Brasília, 2000.

GHOSH, B.N. From Market Failure to Government Failure – a handbook of public sector economics. **Ingland: Wisdom House Ltda., 2001.**

HANLEY, Nick & SPASH, Clive L. **Cost-Benefit Analysis and the Environment**. Vermont (USA) e Hants (UK): Edward Elgar Publishing Company, 1993.

HARRINGTON, Winston. Regulating Industrial Pollution in the United States. Washington, DC: **Resources for the Future**. Discussion Paper 03-03, 2003.

HAVE, Steven et al. **Modelos de Gestão: o que são e quando devem ser usados**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2003.

HEYES, Anthony. **The Law and Economics of the Environment**. Cheltenham - Ingland: Anthony Heyes, 2001.

HUSSEM, Ahmed M. **Principles of Environmental Economics. Economics, ecology and public policy**. New York: Routledge, 1999.

JACOBS, Michael. **Economía Verde: Médio ambiente y desarrollo sostenible**. Colombia: TM Editores e Ediciones Unidiandes, 1955.

JORDÃO, E. P. & PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. , Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 720 p., 1995.

KOLSTAD, Charles D. **Economía Amiental**. México : Oxford University Press, 2000.

LEE, Yok-shiu F. Urban Water Supply and Sanitation in the Developing Countries. Cap. 18. SALETH, R. Maria (Ed.). **Water Resources and Economic Development**. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 2002.

MCIDADES – MINISTÉRIO DAS CIDADES. Programa de Modernização do Setor de Saneamento. **Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2005**. Brasília: MCIDADES.SNSA, 2006.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment disposal and reuse**. Singapore: McGraw-Hill Book Co. Third edition. 1334 p., 1991.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno Setorial de Recursos Hídricos: Saneamento**. Brasília: MMA, 2006.

_____. **Plano Nacional de Recursos Hídricos. Panorama e estado dos recursos hídricos no Brasil: Volume 1**. Brasília: MMA, 2006.

_____. **Plano Nacional de Recursos Hídricos. Programas Nacionais e Metas: Volume 4**. Brasília: MMA, 2006.

MOTTA, Ronaldo S. **Questões Regulatórias do Setor de Saneamento no Brasil**. Brasília: IPEA. Nota Técnica de Regulação 05. ,jan, 2004.

MUELLER, Charles C. **Manual de Economia do Meio Ambiente**. Versão preliminar. Brasília: Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 2003.

NOGUEIRA, Jorge M. & FARIA Ricardo C. Métodos de Precificação da Água em uma Análise dos Mananciais Hídricos do Parque Nacional de Brasília. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza-CE, v.35, n° 2, 2004.

NOGUEIRA, Jorge Madeira & MEDEIROS, Marcelino A. A.. **As interfaces entre políticas setoriais e política do meio ambiente: aspectos conceituais e operativos da política pública**. Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 2003.

NOGUEIRA, Jorge M. e PEREIRA. Romilson R. **Crítérios e Análise Econômica na Escolha de Instrumentos**. Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 1999.

NOGUEIRA, Jorge Madeira. **Desenvolvimento Sustentável: Gestão Econômica e Meio Ambiente**. Cap. 1, Manual de Economia do Meio Ambiente, Volume II, Brasília: ECO-NEPAMA, 1999.

PAGANINI, W. S. **Disposição de esgoto no solo: escoamento à superfície**. São Paulo - SP: Fundo Editorial da SABESP, 232 p. 1997.

PEARCE, David W. & TURNER, R. Kerry. **Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente**. Madrid: Edigrafos, S.A., 1995.

PEREIRA, A. R. & LEAL, C. **Levantamento das Ligações Irregulares de Esgoto Sanitário em Rio Verde – GO**. Goiânia: Universidade Católica de Goiás, 1993.

PEREIRA, Romilson R. **A análise custo-efetividade na gestão econômica do meio ambiente**. Brasília –DF: Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 1999.

PERMAN, Roger; et al., **Natural Resource & Environmental Economics**. Inglaterra: Longman, 1999.

PINDYCK, Robert S. & RUBINFELD, Daniel L. **Microeconomia**. São Paulo - SP: Makron Books, 1994.

ROURA, Juan R.C.; MANCHA, Tomás; VILLENA, José E.; CASARES, Javier; GONZALES, Miguel. Cap. 4, 5 e 6. **Introducción a la política econômica**. Madrid: McGraw-Hill, 1995.

SEGERSON, Kathleen & Na Li. Voluntary Approaches to Environmental Protection. Cap. 7 de Henk FOLMER & Tom TIENTENBERG (Eds). **The International Yearbook of Environmental and Resource Economics: 1999/2000**. Reino Unido e Estados Unidos: Edward Elgar, 1999, pp. 273-306.

TUROLLA, Frederico A. Política de Saneamento Básico: Avanços Recentes e Opções Futuras de Políticas Públicas. Brasília: **IPEA**. Texto para Discussão nº 992. dez, 2002.

VASCONCELLOS, Maurício, A. L. **Integração e Harmonização de Legislação Ambiental no Mercosul**. Brasília – DF: Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 2002.

von SERPERLIG, Marcos. Princípios do tratamento biológico de águas residuais. Vol. 1. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª Ed. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 243 p., 1996.

WILSON, C. David. Stick or Carrot?: The use of policy measures to move waste management up the hierarchy. **Waste Management & Research**. 14, 385-398, 1996.

ANEXO 1

SÍNTESE DA REVISÃO DO PROJETO DO SISTEMA DE
ESGOTAMENTO SANITÁRIO DA BACIA OESTE DE
RIO VERDE - GOIÁS

1. Revisão do Projeto de Esgotamento Sanitário da Cidade de Rio Verde

A “Revisão do Projeto de Esgotamento Sanitário da Cidade de Rio Verde” foi elaborada pela Interplan, em 1999. O trabalho consistiu na revisão de projeto originalmente desenvolvido, em 1988, pela empresa Estática Engenharia de Projetos Ltda. A justificativa da revisão se fundamentou na disposição de dados mais precisos com a hidrometração de todo o sistema de abastecimento de água da cidade. Nesse sentido, especialmente o consumo per capita, a projeção e distribuição populacional ofereceram melhores condições de se reavaliar os interceptores da cidade, bem como o emissário.

A atualização das informações, mediante o crescimento da cidade e das novas condições de controle do sistema, ocasionaram alterações ao projeto original. A estação elevatória de esgoto e o sistema de tratamento anteriormente projetados, passaram a ter nova configuração para o período de alcance do projeto, que foi estipulado de 20 anos.

O trabalho foi dividido nos seguintes tópicos: 1) Estudo de Concepção; 2) Projetos Executivos dos Interceptores e Emissário do Sapo; e 3) Projeto Executivo da Estação Elevatória e da Estação de Tratamento de Esgotos da Bacia do Sapo.

2. Relatório de Estudo de Concepção

O “Relatório de Estudo de Concepção da Revisão do Projeto de Esgotamento Sanitário da Cidade de Rio Verde” foi desenvolvido em três volumes, que abordaram os seguintes temas:

2.1 Volume I – Estudos Demográficos e Territoriais (20 páginas e 12 plantas)

1. Apresentação
2. Introdução
3. Projeção populacional

Evolução de indicadores demográficos

Indicadores sociais do município em 1991

Projeção da taxa de fecundidade

Projeção da taxa de mortalidade

Projeção de população para o município de Rio Verde

4. Estudo de distribuição populacional

2.2 Volume II – Consumo Per Capta; Vazões de Contribuição; e Estudo de Auto Depuração (46 páginas e 08 plantas)

1. Apresentação

2. Estudo do coeficiente de consumo per capta

Introdução

Metodologia

Per capta adotado

3. Verificação das condições hidráulicas dos interceptores

Introdução

População da bacia oeste

Parâmetros de projeto

Verificação dos interceptores

Conclusão

4. Estudo de autodepuração

Introdução

Parâmetros de estudo

Efeitos do lançamento sem tratamento

Grau de tratamento exigido

5. Anexos

2.3 Volume III – Estudo de Alternativas (79 páginas e 07 plantas)

1. Apresentação

2. Interceptor do Sapo e bacia oeste

Introdução

Traçado geométrico e condicionantes altimétricas

Trecho final do interceptor do Sapo

Emissário oeste

3. Estudo de alternativas para tratamento de esgotos

Introdução

Esgoto Afluyente

Parâmetros de projeto

Tratamento preliminar

Digestor anaeróbio de fluxo ascendente (DAFA)

Lagoa anaeróbia

Lagoa facultativa

Lagoa facultativa aerada

Lagoa de polimento (maturação)

Pré-dimensionamento

Tratamento preliminar

Alternativa I – Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de polimento

Alternativa II – DAFA + lagoa facultativa + lagoa de polimento

Alternativa III – DAFA + lagoa facultativa aerada + lagoa de polimento

4. Estudos econômicos

Avaliação econômica das alternativas

Descrição da alternativa vencedora

5. Etapas de implantação

6. Anexos

3. Projeto Executivo

O “Projeto Executivo do Projeto de Esgotamento Sanitário da Cidade de Rio Verde” foi desenvolvido em cinco volumes volumes, com o seguinte conteúdo:

Volume I – Projeto Hidráulico / Desenhos (42 Plantas)

Volume II –

Volume III – Projeto Elétrico e Drenagem / Desenhos (22 Plantas)

Volume IV – Emissário do Sapo

Volume V – Orçamento

ANEXO 2

ORÇAMENTO ATUALIZADO DA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
DA BACIA OESTE DE RIO VERDE - GOIÁS

**ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
RIO VERDE -GO**

ITEM	DISCRIMINAÇÃO	UN	QUANT.	PREÇO	TOTAL
GERAL	SISTEMA DE ESGOTO SANITÁRIO				9.987.245,85
14	- LAGOAS / Facultativas (3 unidades)				4.278.534,86
14.100,00	DESMATAMENTO E LIMPEZA DO TERRENO				100.884,08
141.000.100,00	Limpeza mecanizada terreno com raspagem superficial	m²	108.099,50	0,50	54.049,75
141.000.200,00	Carga mecanizada de entulhos em caminhão basculante	m³	10.810,00	2,57	27.781,70
141.000.300,00	Transporte e descarga de entulho (m³xkm)	m³xkm	13.512,50	1,41	19.052,63
14.110,00	SERVIÇOS TOPOGRÁFICOS				21.154,64
141.100.010,00	Serviços topográficos	me	8,00	2.644,33	21.154,64
14.120,00	MOVIMENTO DE TERRA				717.530,26
141.000.301,00	Espalhamento de material em bota fora proveniente de limpeza	m³	10.810,00	1,37	14.809,70
141.200.010,00	Escavação mecanizada com escavadeira hidráulica em campo aberto em solo de 1ª. categoria	m³	84.381,00	1,29	108.851,49
141.200.112,00	Escavação mecânica com trator de esteira - campo aberto	m³	1.318,50	1,95	2.571,08
141.200.190,00	Escavação e carga de jazida (com trator e pá)	m³	98.118,50	2,44	239.409,14
141.200.570,00	Aterro compac. de talude (diques) em cam. 20 cm 95 % PN (solo selecionado)	m³	51.641,50	4,62	238.583,73
141.200.579,00	Regularização e compactação de aterro no fundo de lagoa	m³	36.967,50	1,37	50.645,48
141.200.610,00	Regularização das rampas dos diques	m²	7.041,50	0,12	844,98
141.200.620,00	Aquisição de material de jazida	m³	98.118,50	0,63	61.814,66
14.130,00	CARGA, TRANSPORTES E DESCARGA DE MATERIAL ESCAVADO E OUTROS				1.641.956,96
141.300.110,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 1ª. categoria	m³	84.643,50	1,20	101.572,20
141.300.130,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 3ª. categoria	m³	1.582,50	2,41	3.813,83
141.300.430,00	Transporte e descarga material 1ª. ou 2ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	105.804,00	1,41	149.183,64
141.300.440,00	Transporte e descarga material de 3ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	1.978,00	1,98	3.916,44
141.300.490,00	Transporte e descarga material Jazida (m³ x km)	mk	981.185,00	1,41	1.383.470,85
14.160,00	DIVERSOS (OBRAS DE TERRA)				1.620.086,08
121.900.104,00	Impermeabilização das lagoas com manta PEAD 1 mm	m²	73.729,50	20,00	1.474.590,00
141.600.021,00	Placa em concreto armado para proteção de paredes de lagoas de tratamento e= 10 cm, engastada no meio-fio (conforme projeto padrão SANEAGO)	m²	3.676,00	39,58	145.496,08
14.170,00	URBANIZAÇÃO E SERVIÇOS COMPLEMENTARES				176.922,84
141.700.750,00	Pavimentação com pedrisco (brita fina) com compactação, esp.= 5 cm	m²	11.090,50	6,38	70.757,39
141.700.850,00	Fornecimento e assentamento de meio fio de concreto	m	4.436,50	23,93	106.165,45

14	- LAGOAS / Anaeróbias (3 unidades)				1.571.223,47
14.100,00	DESMATAMENTO E LIMPEZA DO TERRENO				29.680,60
141.000.100,00	Limpeza mecanizada terreno com raspagem superficial	m²	31.802,50	0,50	15.901,25
141.000.200,00	Carga mecanizada de entulhos em caminhão basculante	m³	3.180,50	2,57	8.173,89
141.000.300,00	Transporte e descarga de entulho (m³xkm)	m³xkm	3.975,50	1,41	5.605,46
14.110,00	SERVIÇOS TOPOGRÁFICOS				7.932,99
141.100.010,00	Serviços topográficos	me	3,00	2.644,33	7.932,99
14.120,00	MOVIMENTO DE TERRA				415.405,17
141.000.301,00	Espalhamento de material em bota fora proveniente de limpeza	m³	3.180,50	1,37	4.357,29
141.200.010,00	Escavação mecanizada com escavadeira hidráulica em campo aberto em solo de 1ª. categoria	m³	32.826,00	1,29	42.345,54
141.200.112,00	Escavação mecânica com trator de esteira - campo aberto	m³	513,00	1,95	1.000,35
141.200.190,00	Escavação e carga de jazida (com trator e pá)	m³	34.574,00	2,44	84.360,56
141.200.570,00	Aterro compac. de talude (diques) em cam. 20 cm 95 % PN (solo selecionado)	m³	55.429,50	4,62	256.084,29
141.200.579,00	Regularização e compactação de aterro no fundo de lagoa	m³	3.014,00	1,37	4.129,18
141.200.610,00	Regularização das rampas dos diques	m²	11.219,50	0,12	1.346,34
141.200.620,00	Aquisição de material de jazida	m³	34.574,00	0,63	21.781,62
14.130,00	CARGA, TRANSPORTES E DESCARGA DE MATERIAL ESCAVADO E OUTROS				574.827,19
141.300.110,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 1ª. categoria	m³	28.433,50	1,20	34.120,20
141.300.130,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 3ª. categoria	m³	651,50	2,41	1.570,12
141.300.430,00	Transporte e descarga material 1ª. ou 2ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	35.541,00	1,41	50.112,81
141.300.440,00	Transporte e descarga material de 3ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	769,50	1,98	1.523,61
141.300.490,00	Transporte e descarga material Jazida (m³ x km)	mk	345.745,00	1,41	487.500,45
14.160,00	DIVERSOS (OBRAS DE TERRA)				470.826,10
121.900.104,00	Impermeabilização das lagoas com manta PEAD 1 mm	m²	19.989,00	20,00	399.780,00
141.600.021,00	Placa em concreto armado para proteção de paredes de lagoas de tratamento e= 10 cm, engastada no meio-fio (conforme projeto padrão SANEAGO)	m²	1.795,00	39,58	71.046,10
14.170,00	URBANIZAÇÃO E SERVIÇOS COMPLEMENTARES				72.551,42
141.700.750,00	Pavimentação com pedrisco (brita fina) com compactação, esp.= 5 cm	m²	5.053,50	6,38	32.241,33
141.700.850,00	Fornecimento e assentamento de meio fio de concreto	m	1.684,50	23,93	40.310,09
14	- LAGOAS / De Polimento A (3 unidades)				1.560.249,16
14.100,00	DESMATAMENTO E LIMPEZA DO TERRENO				46.746,35
141.000.100,00	Limpeza mecanizada terreno com raspagem superficial	m²	50.089,00	0,50	25.044,50
141.000.200,00	Carga mecanizada de entulhos em caminhão basculante	m³	5.009,00	2,57	12.873,13
141.000.300,00	Transporte e descarga de entulho (m³xkm)	m³xkm	6.261,50	1,41	8.828,72
14.110,00	SERVIÇOS TOPOGRÁFICOS				5.288,66
141.100.010,00	Serviços topográficos	me	2,00	2.644,33	5.288,66

14.120,00	MOVIMENTO DE TERRA				278.082,65
141.000.301,00	Espalhamento de material em bota fora proveniente de limpeza	m³	5.009,00	1,37	6.862,33
141.200.010,00	Escavação mecanizada com escavadeira hidráulica em campo aberto em solo de 1ª. categoria	m³	25.533,00	1,29	32.937,57
141.200.112,00	Escavação mecânica com trator de esteira - campo aberto	m³	399,00	1,95	778,05
141.200.190,00	Escavação e carga de jazida (com trator e pá)	m³	26.315,00	2,44	64.208,60
141.200.570,00	Aterro compac. de talude (diques) em cam. 20 cm 95 % PN (solo selecionado)	m³	27.286,50	4,62	126.063,63
141.200.579,00	Regularização e compactação de aterro no fundo de lagoa	m³	22.021,50	1,37	30.169,46
141.200.610,00	Regularização das rampas dos diques	m²	4.038,00	0,12	484,56
141.200.620,00	Aquisição de material de jazida	m³	26.315,00	0,63	16.578,45
14.130,00	CARGA, TRANSPORTES E DESCARGA DE MATERIAL ESCAVADO E OUTROS				436.762,55
141.300.110,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 1ª. categoria	m³	21.395,00	1,20	25.674,00
141.300.130,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 3ª. categoria	m³	479,00	2,41	1.154,39
141.300.430,00	Transporte e descarga material 1ª. ou 2ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	26.743,00	1,41	37.707,63
141.300.440,00	Transporte e descarga material de 3ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	598,50	1,98	1.185,03
141.300.490,00	Transporte e descarga material Jazida (m³ x km)	mk	263.150,00	1,41	371.041,50
14.160,00	DIVERSOS (OBRAS DE TERRA)				717.809,08
121.900.104,00	Impermeabilização das lagoas com manta PEAD 1 mm	m²	31.881,00	20,00	637.620,00
141.600.021,00	Placa em concreto armado para proteção de paredes de lagoas de tratamento e= 10 cm, engastada no meio-fio (conforme projeto padrão SANEAGO)	m²	2.026,00	39,58	80.189,08
14.170,00	URBANIZAÇÃO E SERVIÇOS COMPLEMENTARES				75.559,87
141.700.750,00	Pavimentação com pedrisco (brita fina) com compactação, esp.= 5 cm	m²	4.118,50	6,38	26.276,03
141.700.850,00	Fornecimento e assentamento de meio fio de concreto	m	2.059,50	23,93	49.283,84
14	- LAGOAS / De Polimento B (3 unidades)				1.533.146,40
14.100,00	DESMATAMENTO E LIMPEZA DO TERRENO				46.746,35
141.000.100,00	Limpeza mecanizada terreno com raspagem superficial	m²	50.089,00	0,50	25.044,50
141.000.200,00	Carga mecanizada de entulhos em caminhão basculante	m³	5.009,00	2,57	12.873,13
141.000.300,00	Transporte e descarga de entulho (m³xkm)	m³xkm	6.261,50	1,41	8.828,72
14.110,00	SERVIÇOS TOPOGRÁFICOS				5.288,66
141.100.010,00	Serviços topográficos	me	2,00	2.644,33	5.288,66
14.120,00	MOVIMENTO DE TERRA				316.727,95
141.000.301,00	Espalhamento de material em bota fora proveniente de limpeza	m³	5.009,00	1,37	6.862,33
141.200.010,00	Escavação mecanizada com escavadeira hidráulica em campo aberto em solo de 1ª. categoria	m³	18.553,00	1,29	23.933,37
141.200.112,00	Escavação mecânica com trator de esteira - campo aberto	m³	290,00	1,95	565,50
141.200.190,00	Escavação e carga de jazida (com trator e pá)	m³	21.670,00	2,44	52.874,80
141.200.570,00	Aterro compac. de talude (diques) em cam. 20 cm 95 % PN (solo selecionado)	m³	38.121,50	4,62	176.121,33
141.200.579,00	Regularização e compactação de aterro no fundo de lagoa	m³	30.802,00	1,37	42.198,74

141.200.610,00	Regularização das rampas dos diques	m²	4.331,50	0,12	519,78
141.200.620,00	Aquisição de material de jazida	m³	21.670,00	0,63	13.652,10
14.130,00	CARGA, TRANSPORTES E DESCARGA DE MATERIAL ESCAVADO E OUTROS				362.735,31
141.300.110,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 1ª. categoria	m³	18.730,00	1,20	22.476,00
141.300.130,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 3ª. categoria	m³	348,00	2,41	838,68
141.300.430,00	Transporte e descarga material 1ª. ou 2ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	23.413,00	1,41	33.012,33
141.300.440,00	Transporte e descarga material de 3ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	435,00	1,98	861,30
141.300.490,00	Transporte e descarga material Jazida (m³ x km)	mk	216.700,00	1,41	305.547,00
14.160,00	DIVERSOS (OBRAS DE TERRA)				717.809,08
121.900.104,00	Impermeabilização das lagoas com manta PEAD 1 mm	m²	31.881,00	20,00	637.620,00
141.600.021,00	Placa em concreto armado para proteção de paredes de lagoas de tratamento e= 10 cm, engastada no meio-fio (conforme projeto padrão SANEAGO)	m²	2.026,00	39,58	80.189,08
14.170,00	URBANIZAÇÃO E SERVIÇOS COMPLEMENTARES				83.839,05
141.700.750,00	Pavimentação com pedrisco (brita fina) com compactação, esp.= 5 cm	m²	4.568,50	6,38	29.147,03
141.700.850,00	Fornecimento e assentamento de meio fio de concreto	m	2.285,50	23,93	54.692,02
239	- TRATAMENTO PRELIMINAR				760.034,82
12.100,00	FUNDAÇÕES				5.570,40
121.000.030,00	Lastro de cascalho	m³	211,00	26,40	5.570,40
12.110,00	ESTRUTURA DE CONCRETO ARMADO				94.440,58
121.100.140,00	Formas compensada, madeirite, esp=12mm, com sarrafo de pinhos de 3 terceira, reaproveitamento de 2 vezes	m²	567,00	48,90	27.726,30
121.100.380,00	Armadura de aço em barras	kg	7.341,00	4,44	32.594,04
121.100.490,00	Concreto estrutural fck = 15,0 MPa (incluindo lançamento estrutural)	m³	32,00	256,41	8.205,12
121.100.510,00	Concreto estrutural fck = 20,0 MPa (incluindo lançamento estrutural)	m³	98,00	264,44	25.915,12
12.200,00	REVESTIMENTOS				1.419,67
122.000.080,00	Regularização fundo com argamassa cimento e areia 1:3	m²	119,00	11,93	1.419,67
12.220,00	PINTURAS				1.493,16
122.200.310,00	Pintura latex, três demãos sem massa	m²	49,00	7,78	381,22
122.200.790,00	Pintura externa impermeabilizante	m²	138,00	7,13	983,94
122.200.930,00	Logotipo padrão SANEAGO	un	1,00	128,00	128,00
14.120,00	MOVIMENTO DE TERRA				102.084,16
141.200.010,00	Escavação mecanizada com escavadeira hidráulica em campo aberto em solo de 1ª. categoria	m³	4.351,00	1,29	5.612,79
141.200.190,00	Escavação e carga de jazida (com trator e pá)	m³	13.664,50	2,44	33.341,38
141.200.570,00	Aterro compac. de talude (diques) em cam. 20 cm 95 % PN (solo selecionado)	m³	13.664,50	4,62	63.129,99
14.130,00	CARGA, TRANSPORTES E DESCARGA DE MATERIAL				165.645,41

	ESCAVADO E OUTROS				
141.300.110,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 1ª. categoria	m³	5.438,50	1,20	6.526,20
141.300.430,00	Transporte e descarga material 1ª. ou 2ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	6.798,50	1,41	9.585,89
141.300.490,00	Transporte e descarga material Jazida (m³ x km)	mk	106.052,00	1,41	149.533,32
30.010,00	EQUIPAMENTOS				124.689,70
5.717,00	Grade Curva Mec. "Rast. Rot." p/ canal Dim. L=1,20m H=1,50m, raio de curvatura 1,75m, esp. entre barras 15cm, c/ painel de comando e alarme de nível.	un.	1,00	56.862,80	56.862,80
5.718,00	Cx. de Areia mec. p/ tanques quad. c/ espas. de fundo e ret. da areia através de parafuso Q=362l/s, Tq.=4,5x4,5	un	1,00	66.242,90	66.242,90
300.100.034,00	Calha parshall em fibra de vidro 1', esp. 5,0 mm	un	1,00	1.584,00	1.584,00
40.010,00	ENERGIZAÇÃO/INSTALAÇÕES ELÉTRICAS				264.691,74
400.100.010,00	Energ. área Tratamento Preliminar - mão-de-obra + materiais	vb	1,00	264.691,74	264.691,74
328	- CAIXAS / de entrada e saída das lagoas				34.934,72
12.050,00	SERVIÇOS PRELIMINARES				253,46
120.500.560,00	Limpeza manual terreno com/retirada vegetação existente e queima da mesma	m²	105,50	0,58	61,19
120.501.100,00	Locação e demarcação da obra	m²	39,00	4,93	192,27
12.070,00	MOVIMENTO DE TERRA				4.401,98
120.700.020,00	Escavação manual cavas 1ª. cat. profundidade até 3.0 m	m³	123,50	26,73	3.301,16
120.700.270,00	Reaterro compactado de cavas manual	m³	49,50	19,56	968,22
120.700.390,00	Apiloamento de valas ou cavas	m²	39,00	3,40	132,60
12.100,00	FUNDAÇÕES				56,11
121.000.010,00	Lastro de brita	m³	1,00	56,11	56,11
12.110,00	ESTRUTURA DE CONCRETO ARMADO				28.077,03
121.100.010,00	Lastro de concreto magro esp. = 5 cm	m²	39,00	9,43	367,77
121.100.140,00	Formas compensada, madeirit, esp=12mm, com sarrafo de pinhos de 3 terceira, reaproveitamento de 2 vezes	m²	303,00	48,90	14.816,70
121.100.380,00	Armadura de aço em barras	kg	1.653,00	4,44	7.339,32
121.100.510,00	Concreto estrutural fck = 20,0 MPa (incluindo lançamento estrutural)	m³	21,00	264,44	5.553,24
12.200,00	REVESTIMENTOS				1.833,42
122.000.010,00	Chapisco cimento e areia 1:3	m²	77,00	2,40	184,80
122.000.030,00	Argamassa cimento e areia 1:3 com impermeabilizante tipo sika, esp=2.5 cm	m²	106,50	15,48	1.648,62
12.220,00	PINTURAS				312,72
122.200.790,00	Pintura externa impermeabilizante	m²	42,00	7,13	299,46
122.200.943,00	Pintura PVA uma demão sem massa	m²	5,50	2,41	13,26
220	- INTERLIGAÇÕES				135.683,10

13.110,00	LOCAÇÃO E CADASTRO					987,67
131.100.010,00	Locação eixos com aparelho topografico inclusive elaboração de nota de serviços	m	914,50	0,73		667,59
131.100.070,00	Cadastro de redes e adutoras	m	914,50	0,35		320,08
13.120,00	SERVICOS PRELIMINARES					1.371,75
131.200.010,00	Limpeza de faixa	m²	2.743,50	0,50		1.371,75
13.140,00	MOVIMENTO DE TERRA					14.532,51
131.400.200,00	Escavação mecanizada em valas de terra/cascalho com profundidade até 2,0m	m³	1.624,00	3,55		5.765,20
131.400.210,00	Escavação mecanizada em valas de terra/cascalho com profundidade de 2,0 a 4,0m	m³	284,50	4,83		1.374,14
131.400.800,00	Regularização fundo de valas para rede de esgotos	m²	812,00	0,62		503,44
131.400.810,00	Compactação mecanizada fundo de valas para rede de esgotos	m²	812,00	1,57		1.274,84
131.401.040,00	Reaterro manual com compactação manual até 20 cm acima geratriz superior do Tubo	m³	337,00	3,57		1.203,09
131.401.190,00	Reaterro mecanizado com passadas do equipamentos de transporte	m³	1.634,00	2,70		4.411,80
13.150,00	CARGA, TRANSPORTES E DESCARGA DE MATERIAL					293,85
131.401.300,00	Espalhamento de material em bota fora proveniente de escavação	m³	59,50	1,37		81,52
131.500.110,00	Carga manual terra em caminhão basculante	m³	6,00	7,08		42,48
131.500.200,00	Carga mecanizada em caminhão basculante 1ª. Categoria	m³	54,00	1,20		64,80
131.500.390,00	Transporte e descarga material 1ª. ou 2ª. categoria (m³xkm)	m³xkm	74,50	1,41		105,05
13.190,00	CARGA,TRANSPORTE E DESCARGA (CTD)					330,75
131.900.180,00	CTD até 10km para distribuição ao longo da vala - FoFo DN 400	m	102,00	1,82		185,64
131.900.670,00	CTD até 10km para distribuição ao longo da vala - PVC JE DN 250	m	427,00	0,15		64,05
131.900.680,00	CTD até 10km para distribuição ao longo da vala - PVC JE DN 300	m	386,00	0,21		81,06
13.200,00	MONTAGEM TUBO/CONEXÕES					4.025,16
132.000.180,00	Montagem tubo/conexão FoFo JE incluindo teste hidrostático DN 400	m	102,00	8,71		888,42
132.000.670,00	Montagem tubo/conexão PVC JE incluindo teste hidrostático DN 250	m	427,00	3,26		1.392,02
132.000.680,00	Montagem tubo/conexão PVC JE incluindo teste hidrostático DN 300	m	386,00	4,52		1.744,72
20.001,00	MATERIAL HIDRÁULICO					114.141,41
200.200.110,00	Tubo FoFo JE cl k-7 1,00m DN 400	M	102,00	521,25		53.167,50
200.900.104,00	Tubo PVC rígido tipo esgoto ponta e bolsa, conforme ABNT NBR 7.362 JE, fornecido com anel de borracha e lubrificante para montagem - DN 250 (rede)	m	427,00	56,05		23.933,35
200.900.106,00	Tubo PVC rígido tipo esgoto ponta e bolsa, conforme ABNT NBR 7.362 JE, fornecido com anel de borracha e lubrificante para montagem - DN 300 (rede)	m	386,00	95,96		37.040,56
D	ENERGIZAÇÃO / INSTALAÇÕES ELÉTRICAS					113.439,32
40.010,00	ENERGIZAÇÃO/INSTALAÇÕES ELÉTRICAS					113.439,32
400.100.010,00	Energ. área da ETE - mão-de-obra + materiais	vb	1,00	113.439,32		113.439,32

APÊNDICE 1

USO PRÁTICO DO PRINCÍPIO DA EQUI-MARGINALIDADE

O USO PRÁTICO DO PRINCÍPIO DA EQUI-MARGINALIDADE

No Capítulo 3 foi feita a descrição teórica do Princípio da Equi-Marginalidade. O Anexo 1 foi concebido para apresentar um problema hipotético, objetivando a exemplificação prática do assunto.

Problema prático 3.1 – A obtenção de custo mínimo ambiental total para poluidores de um mesmo corpo receptor

Enunciado:

Imaginando duas empresas “A” e “B” com os respectivos custos de redução de poluição equivalentes respectivamente a:

$$CR_A = 100 + 1,50 (Z_A)^2 \quad \text{e} \quad CR_B = 100 + 2,5 (Z_B)^2$$

Sendo:

CR_A e CR_B os custo de Redução da Poluição das Empresas “A” e “B”

Z_A = Quantidade de abatimento da poluição a ser adotado pela Empresa “A”

Z_B = Quantidade de abatimento da poluição a ser adotado pela Empresa “B”

Supondo-se que inicialmente os níveis de poluição de cada empresa, sem nenhuma providência mitigadora, sejam respectivamente: $M_A = 40$ e $M_B = 50$. Com isto a poluição total que provocam é de $M_{TOTAL(sem\ restrição)} = 90$ unidades. Supondo que o governo queira estabelecer o patamar de poluição em apenas $M_{TOTAL(almejada)} = 50$ unidades, ao menor custo. Quanto será o nível de poluição de cada uma e qual será o custo total de gastos em redução de poluição nas empresas?

Desenvolvimento:

Em primeiro lugar, a taxa de abatimento da poluição desejada é igual a carga de poluição dos agentes operando sem restrições menos o nível ambiental almejado de poluição, ou seja:

$$M_{TOTAL(sem\ restrição)} - M_{TOTAL(almejada)} = Z_T$$

$$Z_T = (M_A + M_B) - 50$$

$$Z_T = 40 \text{ unidades}$$

Por outro lado, é fácil se conhecer os respectivos Custos Marginais de Abatimento das empresas. Para isto basta se derivar as equações acima descritas:

$$CMgR_A = 3 Z_A \quad \text{e} \quad CMgR_B = 5 Z_B, \text{ Sendo:}$$

$CMgR_A$ = Custo Marginal de Redução da Poluição da Empresa "A"

$CMgR_B$ = Custo Marginal de Redução da Poluição da Empresa "B"

Então, monta-se duas equações com duas incógnitas:

$$Z_T = Z_A + Z_B = 40 \text{ un}$$

$$CMgR_A = CMgR_B \quad \Leftrightarrow \quad 3 Z_A = 5 Z_B$$

Daí obtém-se as seguintes respostas, conforme indica o caminho ilustrado na cor azul no Gráfico 2.7.

$$Z_A = 25 \text{ un}, \quad Z_B = 15 \text{ un}$$

Com a substituição destes valores nas funções de custo de abatimento da poluição para as empresas, obtém-se:

$$\text{Custo A} = 1.037,50, \quad \text{Custo B} = 662,50 \quad \text{e} \quad \text{Custo Total} = 1.700,00$$

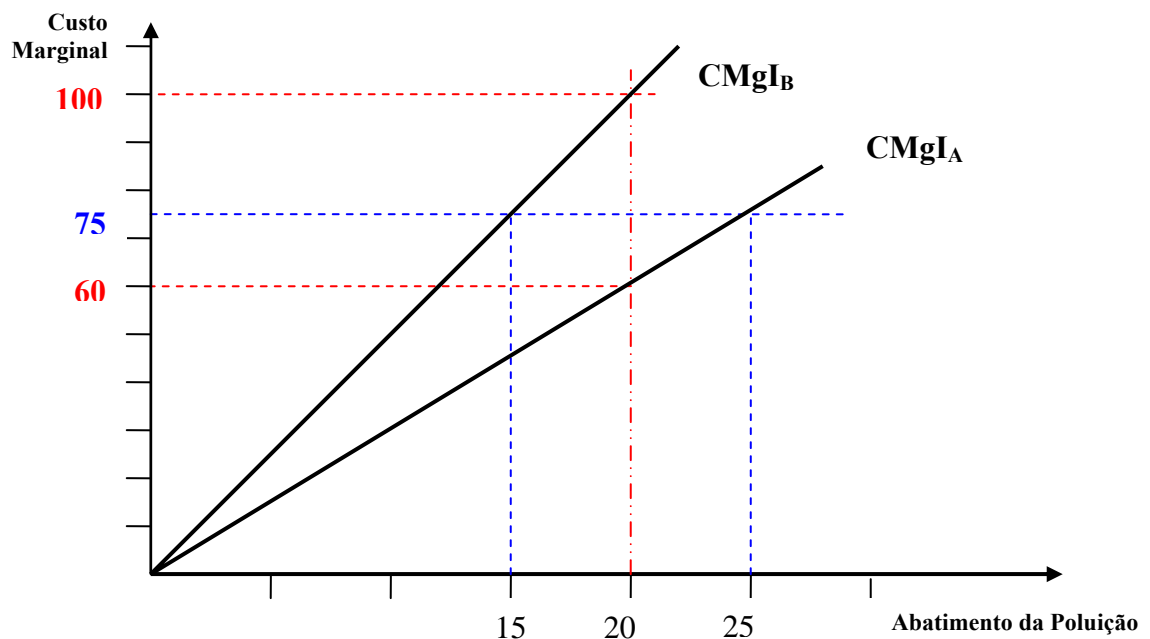


Gráfico 1: Custos Marginais de abatimento da poluição das indústrias e as alternativas de reduzir a poluição com uso de padrão ou buscando-se a minimização de custos.

Fonte: Perman *et al.* (1999, p.299)

Os resultados anteriores representam o menor custo total possível para que as empresas em conjunto apresentem o comprometimento de reduzir 40 un em suas cargas poluidoras. Este é um exemplo prático de obtenção de custo-efetividade. O instrumento econômico que se apóia nesse tipo de incentivo econômico são as licenças negociáveis de emissão.

Por outro lado, conforme indica o caminho ilustrado na cor vermelha no Gráfico 1, caso se optasse por estabelecer um padrão de redução de 20 un. para cada empresa, com o uso de comandos e controles, os gastos totais seriam aumentados. Substituindo-se nas funções de custo de abatimento das empresas a redução uniforme de 20 unidades, obtém-se custos totais mais elevados, quais sejam:

Custo A = 700, Custo B = 1.100,00 e **Custo Total = 1.800**

APÊNDICE 2
PROCESSO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O tratamento de esgoto sanitário para redução de sua capacidade de poluição aos corpos receptores é assunto de domínio da área da engenharia. Esse campo do conhecimento apresenta um número considerável de alternativas para o alcance da meta estabelecida. O objetivo básico é adequar o efluente tratado para manter os corpos hídricos em padrões ambientais mínimos, conforme exigências da legislação ambiental. O presente anexo visa apenas sintetizar os “processos” de tratamento dos esgotos.

1. Classificação dos métodos de tratamento de esgoto

O tratamento de esgoto tem por objetivo a redução da poluição dos cursos hídricos que diluem essas águas residuais lançadas pelas comunidades urbanas e rurais. A redução da poluição do processo visa a obtenção de “Padrões de Emissão”, para se manter os corpos receptores com os “Padrões Ambientais” determinados pela regulamentação ambiental.

Referindo-se a **classificação dos métodos** de tratamento de esgoto Jordão e Arruda (1995, p.49-50), Metcall & Eddy (1991, p. 125), von Sperling (volume I,1996, p.169) citam que os processos de tratamento são constituídos por unidades seqüenciais. Em cada uma das unidades podem ocorrer simultaneamente os diferentes métodos. No entanto, é vantajoso estudá-los separadamente, uma vez que mesmo ocorrendo simultaneamente, seus princípios fundamentais não mudam. Os métodos de tratamento são os seguintes:

- 1 **Processos físicos:** métodos de tratamento nos quais predominam os princípios físicos, ou seja: gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração, entre outros.
- 2 **Processos químicos:** métodos de tratamento nos quais a remoção ou a conversão de contaminantes ocorre pela adição de produtos químicos ou por reações químicas, ou seja: adsorção, desinfecção, coagulação, entre outros.

- 3 **Processos biológicos:** métodos de tratamento nos quais a remoção de contaminantes ocorre por meio de atividade biológica, como a remoção de matéria orgânica carbonácea, desnitrificação, dentre outros.

1.1 Abordagem sintética sobre os processos biológicos de tratamento de esgoto

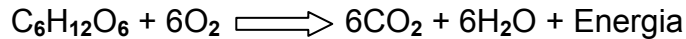
O uso dos três processos descritos anteriormente é extremamente comum à redução da poluição dos esgotos sanitários. Na grande maioria dos casos existe interação entre eles. A importância, no entanto, dos processos biológicos justifica uma abordagem mais específica sobre esse tema, como se descreve a seguir.

A compreensão dos principais organismos biológicos da cadeia alimentar aquática – bactérias, algas, protozoários, crustáceos e peixes – é essencial na tecnologia sanitária. As bactérias e protozoários compreendem os principais grupos de microorganismos no sistema “vivo” dos processos biológicos de tratamento de esgotos. No Brasil, o crescente uso de sistemas de lagoas de estabilização, fazem das bactérias e protozoários, em companhia das algas, que provêem oxigênio ao meio aquático, os principais organismos vivos responsáveis pela decomposição biológica da matéria orgânica existente no esgoto (HAMMER, 1979, p.82; ANDRADE NETO, 1997, p.135-139).

Nos processos de tratamento de esgotos há uma interação de diversos mecanismos, alguns ocorrendo simultaneamente e outros seqüencialmente. A atuação microbiana inicia-se no próprio sistema de coleta de esgoto e atinge seu máximo na estação de tratamento. Os processos biológicos propiciam a oxidação da matéria orgânica e, eventualmente, também a oxidação da matéria nitrogenada, especialmente em condições anaeróbias (Von SPERLING, 1996, Volume II, p. 91).

O metabolismo da matéria carbonácea ocorre em duas formas genéricas, de acordo com a disponibilidade de oxigênio livre no meio: conversão aeróbia e conversão anaeróbia. Von Sperling (1996, Volume II, p. 97-100) apresenta as equações gerais simplificadas dessas conversões, como abaixo:

Conversão aeróbia:

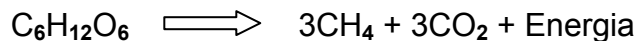


Tal equação geral e simplificada oculta etapas intermediárias do processo. A diversificada matéria orgânica do esgoto, representada pela fórmula da glicose, é assumida como representativa da matéria carbonácea. Alguns aspectos básicos podem ser atribuídos a essa conversão:

- Estabilização da matéria orgânica (conversão da matéria biodegradável em produtos inertes, como a água, gás carbônico).
- Utilização de oxigênio.
- Produção de gás carbônico.
- Liberação de energia.

Von Sperlig (1997, Volume 4, p.27-93) dissertando sobre os princípios da remoção carbonácea em sistemas de altas taxas, por lodos ativados de fluxo contínuo, evidencia os ganhos da retenção da biomassa (microorganismos) no processo, através de sua decantação e recirculação, em meio devidamente aerado. Nesse caso o oxigênio conduzido ao reator atende a dois requisitos básicos: oxidação do carbono para fornecer energia para a síntese bacteriana e respiração endógena das células bacterianas.

Conversão anaeróbia:



Da mesma forma que na apresentação da conversão aeróbia, essa equação geral é simplificada, representando apenas o produto final de etapas intermediárias. Pode-se destacar os seguintes pontos como representativos da conversão anaeróbia:

- Não exclusividade da oxidação. Se de um lado, o carbono do CO_2 se apresenta em seu maior estado de oxidação (+4), o oposto ocorre com o CH_4 , onde o

carbono se encontra em seu estado mais reduzido (-4), podendo depois ser oxidado (por exemplo, por oxidação).

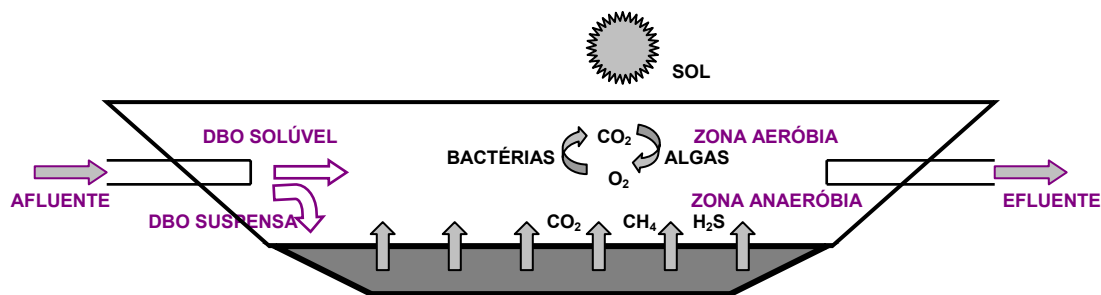
- Não utilização de oxigênio livre.
- Produção de metano e gás carbônico.
- Liberação de energia (inferior a respiração aeróbica).
- Como a maior parte de CH_4 é desprendida para a fase gasosa, o tratamento anaeróbio constitui-se em um processo efetivo de remoção de matéria orgânica do efluente líquido.

Chernicharo (1997, p.45) dissertando sobre a cinética da digestão anaeróbia, descreve que esse processo se dá em três estágios: o primeiro representado pela hidrólise de orgânicos complexos; o segundo, em que as bactérias produzem ácidos, a partir dos orgânicos hidrolisados; e o terceiro em que a produção de metano acontece. Nesse processo complexo de múltiplos estágios, a cinética do estágio mais lento governa a cinética geral da conversão do despejo. No caso do esgoto, a hidrólise dos sólidos orgânicos complexos constitui a etapa limitante do processo.

Sperling (1996, Volume 3, p. 18-23) apresentando as lagoas facultativas, evidencia inicialmente que esse modelo é a variante mais simples de lagoas de estabilização (sob o aspecto de representar a simples retenção de esgotos por um tempo suficiente para que os processos naturais estabilizem a matéria orgânica). Por outro lado aprofundando na descrição, mostra a diversidade do meio vivo atuante no meio. A matéria orgânica particulada em suspensão (DBO particulada) tende a sedimentar, vindo a constituir o lodo de fundo. Em processo anaeróbio, lentamente as bactérias anaeróbias convertem essa matéria orgânica em gás carbônico, água, metano e fração inerte. A matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel) e a matéria orgânica em suspensão, de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) não sedimentam, permanecendo dispersas no meio líquido. Na camada superficial tem-se a zona aeróbia. Nela, essa matéria orgânica solúvel é oxidada por meio da decomposição aeróbia. O suprimento de oxigênio é proveniente da atuação das algas, que absorvendo a irradiação solar, realizam a fotossíntese, aproveitando-se do gás carbônico oriundo da conversão anaeróbia da camada de fundo da lagoa. Dessa forma observa-se um equilíbrio do oxigênio gerado pelas algas e consumido pelas bactérias. A Figura 1 apresenta esse esquema.

Os fatores ambientais e a composição do esgoto interferem decisivamente no metabolismo biológico. A temperatura, a disponibilidade de nutrientes, a presença de oxigênio, a presença de elementos tóxicos e no caso de estações fotossintéticas, a insolação, são responsáveis pelo crescimento e estabilidade do meio “vivo” que decompõe as matérias orgânicas presentes no esgoto. As bactérias mesofílicas crescem numa faixa de temperatura entre 10 e 40°C, com um valor ótimo de 37°C. Os processos biológicos atuam na faixa de 20 a 30°C em países de clima quente e na faixa de 8 a 10°C em países de clima frio. Como regra geral, a taxa de atividade dobra com o incremento de 10 a 15°C de temperatura, dentro do campo de 5 a 35°C. A partir de 37°C a taxa de atividade cai bruscamente até a temperatura de 40°C (HAMMERR, 1979, p.107).

Figura 1 - Processo biológico facultativo



Fonte: Serpig, 1996, Volume 3 p.19

O pH também representa outro fator ambiental a ser observado. Para os processos anaeróbios de alta taxa, a manutenção do pH em uma faixa 6,6 a 7,4 é o desejável, pois fora da faixa de 6,0 a 8,0 o processo torna-se extremamente instável (CHERNICHARO, 1997, p.61-62).

Os processos biológicos têm ocupado posição de destaque no cenário da engenharia sanitária. Segundo Hammer (1979, p.384) a primeira grande descoberta no tratamento de esgoto ocorreu por volta de 1910, quando se observou que a percolação lenta, através de um leito de pedra, resultava na rápida remoção de matéria orgânica do esgoto. O segundo grande avanço citado pelo autor ocorreu por volta de 1920, quando foi observado que os sólidos biológicos, desenvolvidos na água poluída, flocculavam os colóides orgânicos. Essas massas de microorganismos,

denominados de lodos ativados, rapidamente metabolizam os poluentes em solução e podem, em seguida, ser removidos por decantação. Esta alta taxa de metabolização deu origem ao sistema mais difundido no século XX pelos países desenvolvidos, ou seja o processo de lodos ativados, que são dotados de sistema de aeração e recirculação de lodo.

Andrade Neto (1997, p.77) refere-se aos trabalhos desenvolvidos na Holanda, durante a década de 1970, evidenciando os reatores anaeróbios como um outro grande avanço da engenharia, devido as suas altas taxas de remoção em curto espaço de tempo. Haandel e Lettinga (1994, p.1-28 – 1-30) evidenciam que a natureza e a estequiometria do tratamento anaeróbio oferecem grandes vantagens quando comparado com o metabolismo aeróbio. Afirmam que de um lado a digestão anaeróbia libera energia útil, na forma de metano, de outro, a digestão anaeróbia necessita da introdução de oxidante, por aeração artificial, demandando consumo de energia. Evidenciam ainda que os reatores de lodos ativados geram muito mais excesso de lodo que os reatores anaeróbios, sendo que os lodos aeróbios são instáveis, requerendo estabilização precedendo o descarte, enquanto lodos anaeróbios não requerem estabilização.

2. Níveis de tratamento

A remoção dos poluentes durante o tratamento se dá por aplicação dos processos descritos anteriormente, utilizando-os segundo o conceito de níveis de tratamento, que de certa forma traduz a "eficiência do tratamento". Os processos de tratamento de esgoto são também usualmente classificados através dos seguintes níveis (Von SPERLING, volume I, 1996, p.169-209):

- **Tratamento preliminar:** objetiva apenas a remoção de sólidos grosseiros em suspensão que precipitem, (matérias de maiores dimensões e areia), ou ainda sólidos flutuantes. Neste nível existe a predominância de mecanismos físicos de remoção.
- **Tratamento primário:** visa a remoção de sólidos sedimentáveis, incluindo-se aí a parte sedimentável da matéria orgânica em suspensão. Neste nível existe a predominância de mecanismos físicos, muito embora possam ocorrer associados aos mecanismos químicos (adsorção).

- **Tratamento secundário:** visa a remoção da matéria orgânica e eventualmente a remoção de nutrientes. Neste nível existe a predominância de mecanismos biológicos, muito embora para o aumento da eficiência do tratamento geralmente associados aos mecanismos físicos.
- **Tratamento terciário:** visa a remoção complementar de poluentes não removidos em nível desejado no tratamento secundário ou também a remoção de nutrientes, poluentes tóxicos ou compostos não biodegradáveis. Por fim, o nível terciário pode objetivar ainda a redução de microorganismos patogênicos.

Metcall & Eddy (1991, p. 126-129) classificam os níveis de tratamento apenas até a fase secundária. Daí para frente cita objetivos específicos, não os incluindo necessariamente como componentes do “tratamento terciário”. Nesta abordagem descrevem posteriormente ao tratamento secundário os seguintes Processos:

- **Remoção ou controle de nutrientes:** Esse processo visa se evitar a eutrofização dos corpos receptores, ou a demanda do oxigênio livre dos recursos hídricos pela nitrificação do material efluente, ou quando o corpo receptor é manancial de abastecimento a jusante. A remoção de nitrogênio e de fósforo pode se dar por processos biológicos, químicos ou a combinação de ambos os processos.
- **Tratamento avançado de esgoto / reuso da água:** Esse nível de tratamento visa ultrapassar as remoções do tratamento secundário, quer na redução de nutrientes, compostos tóxicos, ou mesmo atingindo reduções superiores de material orgânico. Nesses processos pode-se utilizar a coagulação química, floculação e sedimentação acompanhada de filtração. Eventualmente outros processos podem ser utilizados para se atingir o tratamento avançado.
- **Tratamento de resíduos tóxicos / Remoção de contaminante específico:** A redução de substâncias tóxicas, na maioria dos casos de origem industrial, deve preceder seu lançamento na rede pública. Quando o material tóxico é metal pesado, geralmente o processo recomendado é a coagulação química, floculação e sedimentação acompanhada de filtração. Quando se deseja reduzir os contaminantes orgânicos voláteis recomenda-se a retirada de gás por processo físico. Alguns contaminantes em baixa concentração podem ser removidos por ionização.

3. Sistemas de tratamento de esgoto

Uma vez adotado que o tratamento de esgoto se dá em níveis, Von Sperling (1996, Volume 1, p.174) lista os principais processos e sistemas freqüentemente utilizados no tratamento de esgotos domésticos, em função do poluente a ser removido. Tais métodos são empregados para a fase líquida, que corresponde ao fluxo do afluente ao efluente. Figura 2 apresenta esses métodos.

Figura 2: Os Processos e Sistemas de Tratamento de Esgoto

Poluente	Operação, processo ou sistema de tratamento
Sólidos em suspensão	Gradeamento / Remoção de Areia / Sedimentação / Disposição no solo
Matéria orgânica biodegradável	Lagoas de estabilização e "variações" / Lodos ativados e "variações" / Filtro biológico e "variações" / Tratamento anaeróbio / Disposição no solo
Patogênicos	Lagoa de maturação / Disposição no solo / Desinfecção com Produtos químicos / Desinfecção com radiação ultra-violeta
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica / Disposição no solo / Processos físico-químicos
Fósforo	Remoção biológica / Processos físico-químicos

Fonte: Von Sperling, 1996, p.174

A seguir serão apresentados esses principais processos e sistemas com uma descrição sucinta dos princípios, vantagens e deficiências de cada um. O objetivo dessa descrição é evidenciar que, por serem as ETEs compostas de unidades seqüenciais, os arranjos podem ser definidos de formas diversas para atenderem as características do esgoto a ser tratado (vazão e composição), como também os objetivos a que se atingir.

Referindo-se às características do esgoto, os sanitaristas, genericamente, concordam que a quantidade per capita, a vazão horária e a composição dos esgotos são decorrentes das características sócio-econômicas e da magnitude da comunidade que gera esse esgoto.

3.1 Tratamento Preliminar

A medição de vazão e remoção dos sólidos em suspensão representam os objetivos básicos do tratamento preliminar. Os arranjos para esses fim associam em seqüência: gradeamento, caixa de areia e, por fim, medidor de vazão (usualmente

Calhas Parshall). Dependendo do porte da ETE os dois primeiros dispositivos podem ser mecanizados. Em certos casos, pode-se ainda dispor de caixa de separação de óleos e gorduras (Hammer, 1979, p.390). Abaixo abordamos os componentes mais usuais do tratamento primário.

3.1.1 Gradeamento

Para retenção dos sólidos grosseiros é recomendada a utilização de gradeamento. O Quadro 4.3 abaixo evidencia os princípios, vantagens e deficiências desse dispositivo de retenção. Esse processo consiste na utilização de grades de barras paralelas, que em função dos seus espaçamentos retêm os sólidos de maior dimensão. Em muitos casos esse gradeamento se dá em duas etapas, ou seja uma grade com maior espaçamento precede uma grade de menor espaçamento entre as barras. Dependendo do espaçamento entre as barras, as grades podem ser classificadas. A Figura 3 abaixo evidencia essa classificação.

Figura 3: Tipos de Gradeamento usuais em ETEs

Tipos de grade	Espaçamento entre as barras
Grades grosseiras	4,0 a 10,0 cm
Grades médias	2,0 a 4,0 cm
Grades finas	1,0 a 2,0 cm

Fonte: Jordão e Pessoa, 1995, p.82

O material removido do gradeamento deve ser encaminhado para a incineração ou se juntar a outros matérias sólidos da ETE para serem destinados a aterros sanitários, ou ser dispostos no solo.

Embora o gradeamento com limpeza manual seja a opção mais usual em pequenas unidades de tratamento, os sistemas de maiores vazões, a cada dia, apresentam maior tendência de incorporação de mecanização ao processo. A Figura 4 apresenta sinteticamente as vantagens e deficiências do uso de gradeamento em ETEs. O uso de peneiras tem sido crescente por reterem sólidos finos, reduzindo até mesmo a carga orgânica para as unidades sub-seqüentes. A evolução de modelos de peneiras auto-limpantes com mecanização simplificada vem representando a solução preferida (Jordão e Pessoa, 2005 p.174).

Figura 4: Princípios, Vantagens e Deficiência do Gradeamento

Princípios, vantagens e deficiências do gradeamento	
Princípios	Processo físico de reter os sólidos com dimensão superior ao espaçamento entre as barras metálicas.
Vantagens	Cumprem adequadamente o papel de retenção de sólidos grosseiros.
Deficiências	Geralmente, o menor espaçamento utilizado (10 mm) ainda permite a passagem de sólidos que podem comprometer certos tipos de processos subsequentes demandando o uso de trituradores.

Fonte: Hammer, 1979, p.393

3.1.2 Caixa de areia

Após o gradeamento, os esgotos são encaminhados para a caixa de areia ou desarenadores, que tem por objetivo precipitar a areia, retirando-a do meio líquido a ser tratado. A “areia” presente nos esgotos é, em sua maioria, constituída de material mineral, tais como: areia, pedriscos, escória, cascalho. É comum se encontrar também nesse material pequena quantidade de material orgânico putrescível, tais como: grãos de vegetais e restos de alimentos. A origem, principalmente, dos minerais é atribuída a má utilização das instalações domésticas de esgotos, devido a existência de lançamento de água pluvial às redes sanitárias (Jordão e Pessoa, 1995, p.105). Para a remoção destas partículas, muitas vezes, além da atuação da força gravitacional sobre as partículas de maior densidade, utiliza-se também a criação de movimentos à massa líquida que geram mudanças vetoriais às partículas, onde a força centrífuga favorece a separação da areia. Nesse caso é necessário a introdução de energia mecânica para criar esse favorecimento (Metcall & Eddy, 1991, p. 241). A Figura 5 abaixo evidencia os princípios, vantagens e deficiências das caixas de areia.

Figura 5: abaixo evidencia os princípios, vantagens e deficiências das caixas de areia.

Princípios, vantagens e deficiências das caixas de areia	
Princípios	Processo físico de sedimentação das partículas sólidas de maior densidade que a água.
Vantagens	Cumprem adequadamente o papel de retenção de sólidos grosseiros.
Deficiências*	As caixas de areia, algumas vezes, apresentam-se insuficientes à quantidade de areia carreada pela água pluvial à ETE, durante certas precipitações, em cidades com problemas de má concepção em instalações prediais sanitárias.

Fontes: Metcall & Eddy, 1991, p. 221-242 e * Pereira e Leal, 2003

3.1.3 Medidor de Vazão

Por fim, usualmente, os esgotos são encaminhados para uma calha Parshall, para aferição da vazão de esgoto afluente à ETE. Calhas Parshall são canais venturi aperfeiçoados para medir a vazão em condutos abertos. Consiste essencialmente de um trecho convergente, uma garganta e um trecho divergente. Recentemente o uso de medidores magnéticos tem sido muito intensificada, em substituição ou em conjunto com os medidores Parshall.

3.2 Tratamento Primário

O tratamento primário destina-se à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes. A sedimentação característica dos decantadores primários é a sedimentação floculenta, onde as partículas floculam, formando partículas maiores, de maior massa, aumentando portanto sua velocidade de sedimentação. Esta floculação pode ser induzida por aplicação de algum coagulante. A retirada do material flutuante, sendo outro objetivo do nível primário, pode se dar por simples remoção da espuma, ou por flotação induzida.

3.2.1 Decantadores circulares

Os decantadores circulares representam o tipo de unidade de tratamento primário mais em uso atualmente. São alimentados pelo centro, através de uma tubulação ascendente, que na parte superior é circundada por uma cortina defletora, propiciando uma distribuição homogênea ao tanque. No trajeto radial do líquido em direção as calhas efluentes, situadas na borda externa, o fluxo laminar, de baixa velocidade propicia a precipitação das partículas de maior densidade. Raspadores mecanizados de fundo fazem o recolhimento do lodo. Normalmente, placas defletoras superiores fazem a remoção da espuma (Jordão e Pessoa, 1995, p.159-161). A Figura 6 evidencia os princípios vantagens e deficiências dos decantadores primários circulares.

Figura 6: Princípios, vantagens e deficiências dos decantadores primários circulares

Princípios, vantagens e deficiências dos decantadores primários circulares	
Princípios	Processo físico de sedimentação e retirada das partículas sólidas de maior densidade que a água, como também retirada do material sobrenadante. O processo pode ser favorecido por indução química.
Vantagens	Sistema de coleta de lodo de simples operação e menor tempo de detenção do lodo decantado, evitando o desencadeamento de processo biológico.
Deficiências	Propensão para ocorrência de curto-circuitos e distribuição não uniforme de lodo no mecanismo coletor.

Fonte: Jordão e Pessoa, 1995, p.159

3.2.2 Decantadores retangulares

São recomendados quando há limitação de área disponível para implantação da ETE. A alimentação se dá por uma extremidade e a saída de líquido se dá ao lado oposto. A limpeza mecanizada pode se dar por uso de ponte rolante ou de correntes laterais que arrastam os raspadores de lodo e escuma (Jordão e Pessoa, 1995, p161-163). A Figura 7 evidencia as principais características do decantador primário retangular.

Figura 7: Princípios, vantagens e deficiências dos decantadores primários retangulares.

Princípios, vantagens e deficiências decantadores primários retangulares	
Princípios	Processo físico de sedimentação e retirada das partículas sólidas de maior densidade que a água, como também retirada do material sobrenadante. O processo pode ser favorecido por indução química.
Vantagens	Menor área ocupada e economia construtiva quando modulados, menor possibilidade de curto-circuitos e menor risco de arraste, pelo líquido, do lodo já decantado.
Deficiências	Maior tempo de detenção do lodo decantado e menor eficiência para carga de sólidos muito elevada.

Quadro 4.6 – Fonte: Jordão e Pessoa, 1995, p.161

3.3 Tratamento Secundário

Para se atingir o nível secundário de tratamento o processo biológico faz-se indispensável. As possibilidades de se atingir esse patamar podem se dar por inúmeras alternativas. Sperlig, (1996 volume1, p. 175177) apresenta as Figuras 8, 9, 10, 11 e 12 evidenciando os meios mais usuais no Brasil. Em seguida são apresentados os respectivos fluxogramas dessas concepções.

3.3.1 Lagoas de Estabilização

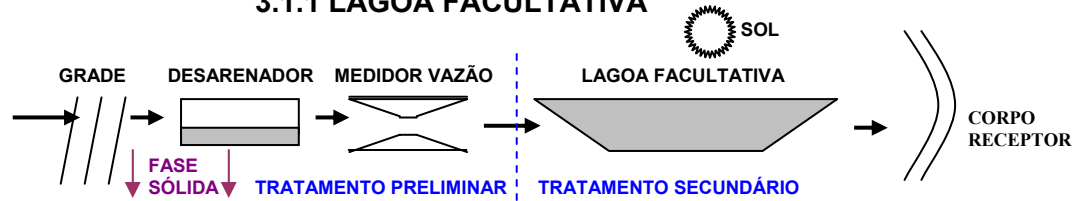
Figura 8: Descrição dos tipos de lagoas de estabilização em nível secundário

Lagoas de Estabilização	
Lagoa facultativa	A DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobiamente por bactéria dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO suspensa tende a sedimentar, sendo estabilizada anaerobiamente por bactérias no fundo da lagoa. O oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese.
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	A DBO é em torno de 50% estabilizada na lagoa anaeróbia (mais profunda e com menor volume), enquanto a DBO remanescente é removida na lagoa facultativa. O sistema ocupa uma área inferior ao de uma lagoa facultativa única.
Lagoa aerada facultativa	Os mecanismos de remoção da DBO são similares aos de uma lagoa facultativa. No entanto, o oxigênio é fornecido por aeradores mecânicos, ao invés de através da fotossíntese, Como a lagoa é também facultativa, uma grande parte dos sólidos do esgoto e da biomassa sedimenta, sendo decomposta anaerobiamente no fundo.
Lagoa aerada de mistura completa + lagoa de decantação	A energia introduzida por unidade de volume na lagoa é alta, o que faz com que os sólidos (principalmente a biomassa) permaneçam dispersas no meio líquido, ou em mistura completa. A decorrente maior concentração de bactérias no meio líquido aumenta a eficiência do sistema na remoção da DBO, o que permite que a lagoa tenha um volume inferior ao de uma lagoa aerada facultativa. No entanto, o efluente contém elevados teores de sólidos (bactérias) que necessitam ser removidos antes do lançamento no corpo receptor. A lagoa de decantação a jusante proporciona condições para essa remoção. O lodo da lagoa de decantação deve ser removido em período de poucos anos

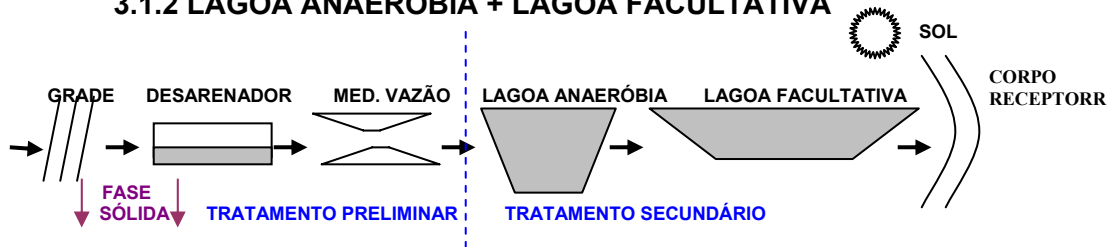
Von Sperling, 1996 volume 1, p.175

Fluxogramas 3.1 Sistemas de tratamento por lagoas de estabilização (Sperling, 1996 volume 1, p.177):

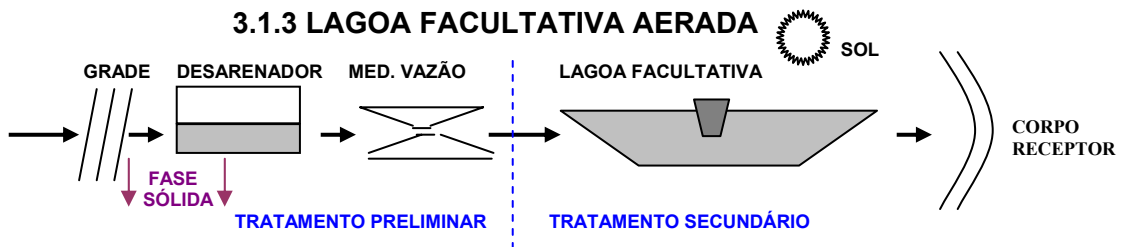
3.1.1 LAGOA FACULTATIVA



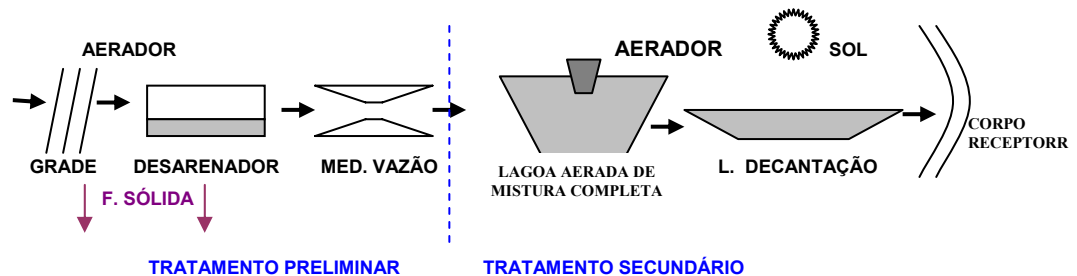
3.1.2 LAGOA ANAERÓBIA + LAGOA FACULTATIVA



3.1.3 LAGOA FACULTATIVA AERADA



3.1.4 LAGOA AERADA DE MISTURA COMPLETA + LAGOA DE DECANMTAÇÃO



3.3.2 Lodos Ativos

Figura 9: Descrição dos tipos de lodos ativos em nível secundário

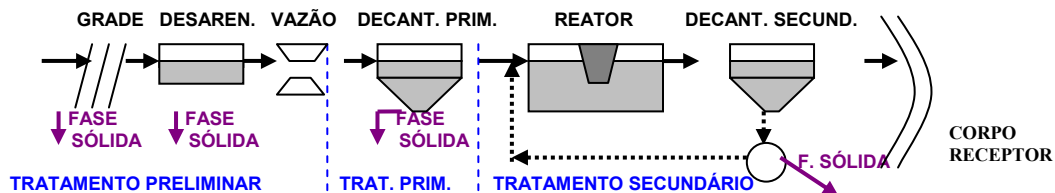
Lodos Ativos	
Estação de lodos ativos convencional	A concentração de biomassa no reator é bastante elevada, devido a recirculação dos sólidos (bactérias) sedimentadas no fundo do decantador secundário. A biomassa permanece mais tempo no sistema do que o líquido, o que garante uma elevada eficiência na remoção da DBO. Há a necessidade da remoção de uma quantidade de lodo (bactérias) equivalente a que é produzida. Este lodo removido necessita de uma estabilização na etapa de tratamento do lodo. O fornecimento de oxigênio é feito por aeradores mecânicos ou por ar difuso. O sistema necessita de decantação primária.

Estação de lodos ativados por aeração prolongada	Similar ao sistema anterior, com a diferença de que a biomassa permanece mais tempo no sistema (os tanque de aeração são maiores). Com isto, a menos DBO disponível para as bactérias, o que faz com que elas se utilizem da matéria orgânica do próprio material celular para sua manutenção. Em decorrência, o lodo excedente retirado (bactérias) já sai estabilizado. Não se incluem usualmente unidades de decantação primária.
Lodos de fluxo intermitente	A operação do sistema é intermitente. Assim, no mesmo tanque ocorrem, em fases diferentes, as etapas de reação (aeradores ligados) e sedimentação (aeradores desligados). Quando os aeradores estão desligados, os sólidos sedimentam, ocasião em que se retira o efluente (sobreandante). Ao se religar os aeradores os sólidos sedimentados retornam a massa líquida, o que dispensa as elevatória de recirculação. Não há decantadores secundários. Pode ser na modalidade convencional ou aeração prolongada.

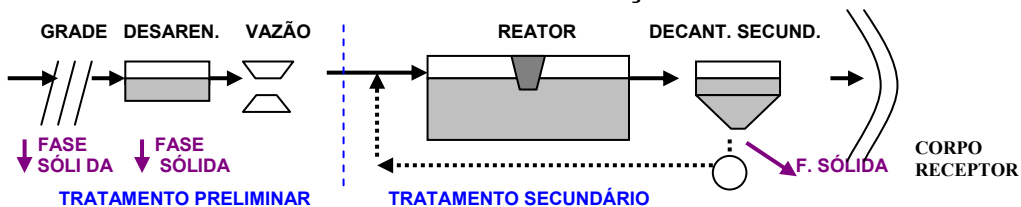
Sperling, 1996 volume 1, p.175

Fluxogramas 3.2 Sistemas de tratamento por **lodos ativados** (Sperling, 1996 volume 1, p.178):

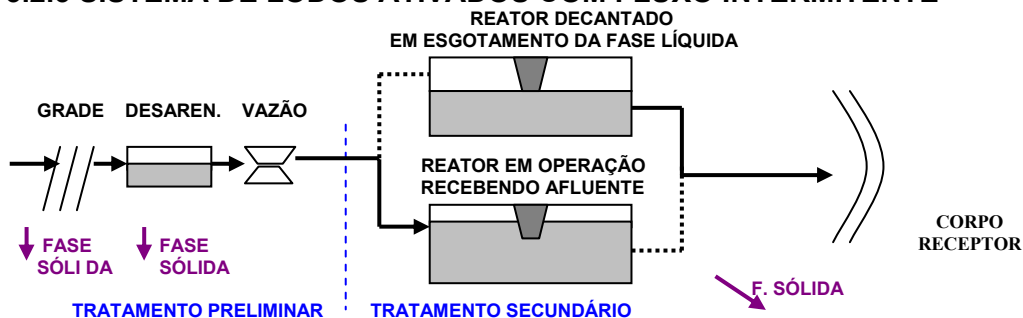
3.2.1 SISTEMA DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL



3.2.2 SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COM AERAÇÃO PROLONGADA



3.2.3 SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COM FLUXO INTERMITENTE



3.3.3 Sistemas Aeróbios com Biofilme: Filtros Biológicos

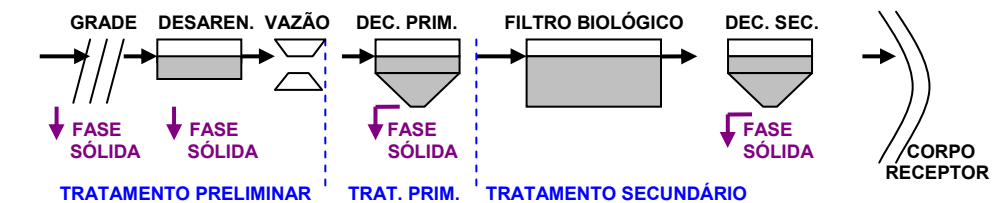
Figura 10: Descrição dos tipos de sistemas aeróbios com biofilme

Sistemas Aeróbios com Biofilme	
Filtro de baixa carga	A DBO é estabilizada aerobiamente por bactérias que crescem aderidas ao meio suporte (comumente pedras). O esgoto é aplicado na superfície do tanque através de distribuidores rotativos. O líquido percola pelo tanque, saindo pelo fundo, ao passo que a matéria orgânica fica retida pelas bactérias. Os espaços livres são vazios, o que permite a circulação de ar. No sistema de baixa carga, a pouca disponibilidade de DBO para as bactérias o que faz com que as mesmas sofram uma auto digestão saindo estabilizadas do sistema. As placas de bactéria que se despregam das pedras são removidas no decantador secund. O sistema necessita decantação primária.
Filtro de alta carga	Similar ao sistema anterior, com a diferença que a carga de DBO aplicada é maior. As bactéria (lodo excedente) necessitam de estabilização no tratamento de lodo. O efluente do decantador secundário é recirculado para o filtro de forma a diluir o afluente e garantir uma carga hidráulica homogênea.
Biodisco	Os biodiscos não são filtros biológicos, mas apresentam a similaridade de que a biomassa cresce aderida a um meio suporte. Este meio é provido por discos que giram, ora expondo a superfície ao líquido, ora ao ar.

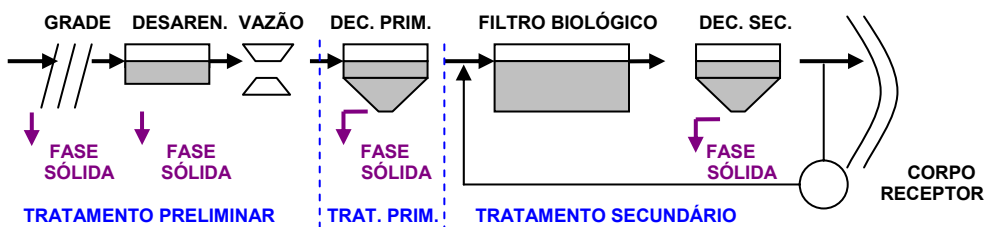
Sperling, 1996 volume 1, p.176

Fluxogramas 3.3 Sistemas de tratamento por biofilme (Sperling, 1996 volume 1, p.179):

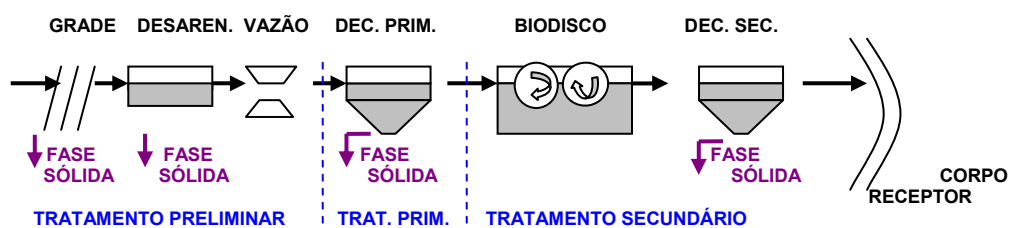
3.3.1 SISTEMA DE FILTRO BIOLÓGICO DE BAIXA CARGA



3.3.2 SISTEMA DE FILTRO BIOLÓGICO DE ALTA CARGA



4.3.3 SISTEMA DE BIODISCO



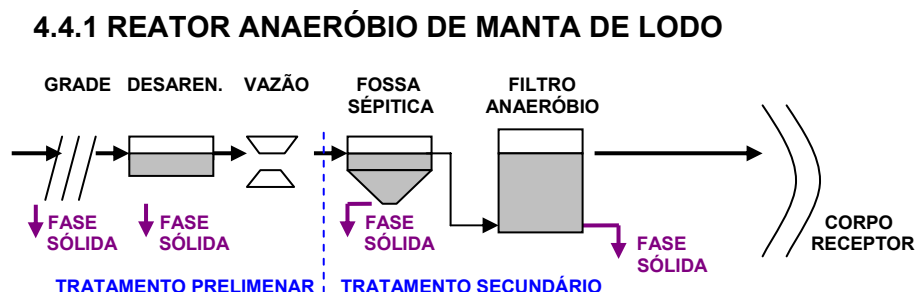
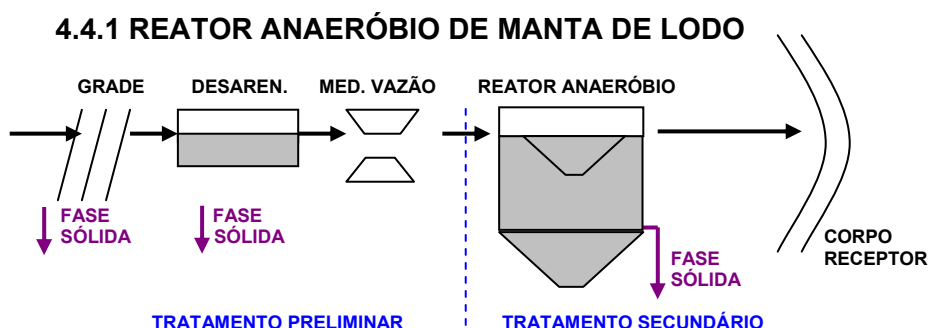
3.3.4 Sistemas Anaeróbios

Figura 11: Descrição dos tipos de sistemas anaeróbios em nível secundário

Sistemas Anaeróbios	
Reator anaeróbio de manta de lodo	A DBO é estabilizada anaerobiamente por bactérias dispersa no reator. O fluxo do líquido é ascendente. A parte superior do reator é dividida nas zonas de sedimentação e de coleta de gás. A zona de sedimentação permite a saída do efluente clarificado e o retorno dos sólidos (biomassa) ao sistema, aumentando a sua concentração no reator. Entre os gases formados inclui-se o metano. O sistema dispensa decantação primária. A produção do lodo é baixa, e o mesmo já sai estabilizado
Filtro anaeróbio	A DBO é estabilizada anaerobiamente por bactérias aderidas ao meio suporte (usualmente pedras). O tanque trabalha submerso e o fluxo é ascendente. O sistema requer decantação primária. Frequentemente fossas sépticas. A produção de lodo é baixa e o mesmo já sai estabilizado.

Sperling, 1996 volume 1, p.176

Fluxogramas 3.4 Sistemas de tratamento anaeróbio (Sperling, 1996 volume 1, p.180):



3.3.5 Sistemas de Disposição no Solo

Figura 12: Descrição dos tipos de sistemas de disposição no solo

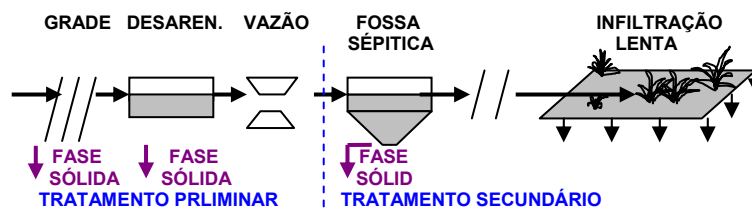
Sistemas de Disposição no Solo	
Infiltração lenta	Os esgotos são aplicados ao solo, fornecendo água e nutrientes necessários para o crescimento das plantas. Parte do líquido é evaporada, parte percola no solo e a maior parte é absorvida pelas plantas. As taxas de aplicação no terreno são bem baixas. O líquido pode ser aplicado por aspersão, do alagamento e da crista e vala.

Infiltração rápida	Os esgotos são dispostos em bacias rasas. O líquido passa pelo fundo poroso e percola pelo solo. A perda por evaporação é menor face as maiores taxas de aplicação. A aplicação é intermitente, proporcionando um período de descanso para o solo. Os tipos mais comuns são: percolação para água subterrânea, recuperação por drenagem superficial e recuperação por poços freáticos.
Infiltração sub-superficial	O esgoto pré-decantado é aplicado abaixo do nível do solo. Os locais de infiltração são preenchidos com um meio poroso, no qual ocorre o tratamento. Os tipos mais comuns são as valas de infiltração e os sumidouros.
Escoamento superficial	Os esgotos são distribuídos na parte superior de terrenos com uma certa declividade, através do qual escoam, até serem coletados por valas na parte inferior. Há aplicação intermitente. Os tipos de aplicação são: aspersores de alta pressão, aspersores de baixa pressão e tubulações ou canais de distribuição com aberturas intervaladas.

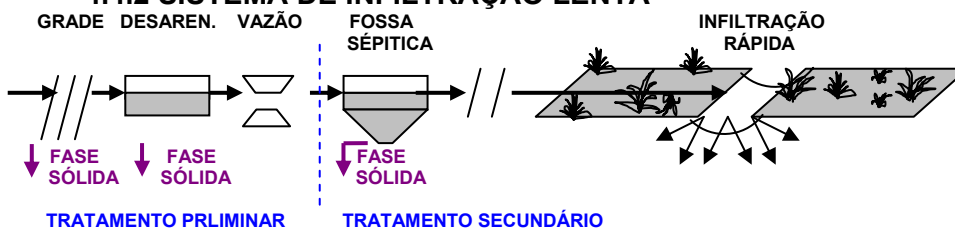
Sperling, 1996 volume 1, p.176

Fluxogramas 3.5 Sistemas de tratamento por **disposição no solo** (Sperling, 1996 volume 1, p.181):

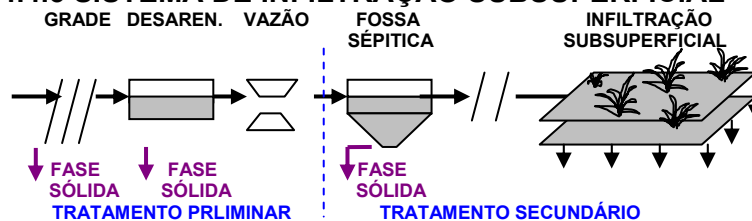
4.4.1 SISTEMA DE INFILTRAÇÃO LENTA



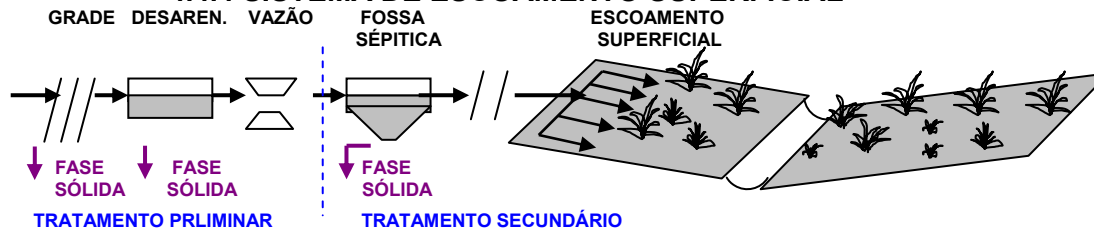
4.4.2 SISTEMA DE INFILTRAÇÃO LENTA



4.4.3 SISTEMA DE INFILTRAÇÃO SUBSUPERFICIAL



4.4.4 SISTEMA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL



3.4 Tratamento Terciário

Os tratamentos avançados de esgotos são definidos como uma necessidade adicional ao nível convencional secundário para adequar os efluentes visando a manutenção de um padrão ambiental estabelecido para o corpo receptor. O objetivo pode ser a remoção complementar de matéria orgânica, sólidos em suspensão, nutrientes e compostos tóxicos (Metcall & Eddy, 1991, p. 663). A Figura 13 abaixo evidencia os efeitos nocivos para diferentes poluentes encontrados no esgoto, após o tratamento secundário.

Figura 13: – Componentes típicos que podem ser encontrados no esgoto tratado e seus efeitos

COMPOSTOS POLUENTES		EFEITO
Sólidos suspensos		Deposição de lodo com interferência na turbidez da água
Orgânicos biodegradáveis		Depleção no oxigênio dissolvido
		Podem causar toxidez à humanos: carcinogênicos
		Podem causar toxidez ao meio ambiente aquático
Orgânicos voláteis		Podem causar toxidez à humanos: carcinogênicos (“smog”)
		Pode ser convertida em nitrato e nesse processo pode ocasionar a depleção de oxigênio disponível; com fósforo pode ocasionar o desenvolvimento indesejável de crescimento de vida aquática.
		Pode causar toxidez à peixes.
		Estimulante para o crescimento de algas e vida aquática.
		Pode ocasionar metamoglobinemia.
		Estimulante para o crescimento de algas e vida aquática.
		Pode ocasionar interferências por coagulação
		Pode ocasionar interferência com “lime-soda softening”
	Cálcio e magnésio	“increase hardness and total dissolved solids”
	Clorados	“imparts salty test”
	Sulfatos	“cathartic action”
Outros orgânicos	Surfactantes	Causa espumas e pode interferir na coagulação

Fonte: Metcall & Eddy, 1991, p. 665

A classificação dos sistemas avançados de tratamento de esgoto pode se dar em função da remoção do principal constituinte a ser removido, ou em função dos tipos de operações ou processos que podem ser utilizados ou ainda em função da natureza do esgoto. O quadro 4.13, a seguir, mostra alguns processos recomendáveis para remoção do componente principal. A investigação desse assunto é um tema diverso e demanda aprofundamento às especificidades de cada caso, excedendo, portanto aos objetivos desse capítulo de dissertação. Embora

esse capítulo vise apresentar uma rápida explanação sobre processos convencionais de tratamento de esgoto, a apresentação da última coluna do quadro 4.12 possibilita a obtenção de uma fonte de consulta, segundo Metcall & Eddy (1991, p. 667).

Figura 14: Processos e operações de tratamento avançado de esgoto.

Principal função da remoção	Descrição do processo ou operação	Tipo do esgoto tratado	Capítulo e seção
Remoção de sólidos suspensos	Filtração	ETP, ETS	11 – 3
	“microstrainers”	ETS	11 – 4
Oxidação de amônia	Nitrificação biológica	ETP, ETB, ETS	11 – 6
Remoção de nitrogênio	Nitrificação / desnitrificação biológica	ETP, ETS	11 – 7
Remoção de nitrato	Etapa da desnitrificação biológica	ETS+nitrificação	11 – 7
Remoção biológica de fósforo	Remoção de fósforo “dominante” ^b	EB, ETP	11 – 8
	Remoção de fósforo “sidestream”	RL	11 – 8
Remoção combinada de fósforo e nitrogênio por método biológico	Nitrificação / desnitrificação e remoção de fósforo	EB, ETP	11 – 9
Remoção de nitrogênio por método físico ou químico	Retirada por ar	ETS	11 – 10
	“Breakpoint chlorinatio”	ETS+filtração	11 – 10
	Troca iônica	ETS+filtração	11 – 10
Remoção de fósforo por adição química	Precipitação química com sais metálicos	EB, ETP, ETB, ETS	11 – 11
	Precipitação química com soda	EB, ETP, ETB, ETS	11 – 11
Remoção de compostos tóxicos e orgânicos refratários	Adsorção de carbono	ETS+filtração	11 – 12
	Atividade de pulverização do lodo / carbono atividade	ETP	11 – 12
	Oxidação química	ETS+filtração	11 – 12
Remoção de sólidos inorgânicos dissolvidos	Precipitação química	EB, ETP, ETB, ETS	11 – 11
	Troca iônica	ETS+filtração	11 – 13
	Ultrafiltração	ETS+filtração	11 – 13
	Reversão osmótica	ETS+filtração	11 – 13
	Eletrodialise	ETS+filtração+ adsorção carbono	11 – 13
Compostos orgânicos voláteis	Volatilização e retirada por ar	EB, ETP	6 – 10 9 - 13

ETP – Efluente oriundo de tratamento primário

ETB – Efluente oriundo de tratamento biológico

ETS – Efluente oriundo de tratamento secundário

EB – Esgoto bruto

RL – Atividade de retorno de lodo

^b Processo de remoção que ocorre “in the main flowstream as opposed to sidestream treatment”.

Fonte: Metcall & Eddy (1991, p. 667)

Analisando a situação brasileira, Chernicharo (1997, p.217-225) e Sperling (1996, volume 3, p.107-108) mencionam sobre a conveniência do pós-tratamento dos efluentes primários ou secundários pelo uso de lagoas de estabilização. Nesse

caso o dimensionamento da lagoa se dá para uma carga de aplicação de 20 a 40% do esgoto bruto. A economia de área é substancial, podendo viabilizar a implantação de lagoas em locais em que se pensaria em adotar sistemas mais mecanizados, com soluções mais compactas e mais dispendiosas. Essa associação vem se mostrando eficiente na remoção de DBO e patogênicos. Especialmente a remoção de patogênicos é favorecida nas lagoas de maturação, com baixa profundidade, por ação dos raios ultra-violetas, elevados valores de pH, e elevada concentração de oxigênio dissolvido. A remoção de nutrientes também pode ser observada, através da volatilização da amônia e da precipitação de fosfatos.

4. Tratamento e disposição final de lodo

Nos diferentes processos apresentados anteriormente para tratamento de esgoto existe a geração de sub-produtos sólidos. Esses materiais são usualmente denominados de lodo, denominação oriunda dos processos biológicos, onde parte da matéria orgânica é absorvida e convertida , fazendo parte da biomassa microbiana, genericamente denominada de lodo biológico ou secundário. O gerenciamento desse material é uma atividade de grande complexidade e alto custo, que, se for mal executada pode comprometer os benefícios ambientais e sanitários trazidos pelas ETEs. A gestão desses biossólidos, no Brasil, deve merecer a maior atenção das autoridades ambientais, pois com o crescimento da implantação das ETEs, a previsão é de que esses resíduos venham a se avolumar significativamente (Andreoli *et al.* 2001, p.13)

Ao se denominar esses resíduos de biossólidos pretende-se ressaltar os seus aspectos benéficos, com o seu possível uso como fertilizante orgânico, em comparação com a mera disposição final em aterros, disposição no solo, ou incineração. Esse aspecto vem sendo negligenciado no Brasil. É comum encontrar-se projetos de ETEs omitindo o tratamento e a destinação dos lodos. Por isto as soluções operacionais adotadas tem sido inadequadas, chegando, mesmo, a gerar outros problemas ambientais até mais desastrosos que os benefícios trazidos pelo tratamento do esgoto (Andreoli *et al.* 2001, p.14).

Embora o lodo represente apenas de 1% a 2% do volume do esgoto tratado, a complexidade do seu gerenciamento pode representar custos de 20% a 60% do total gasto para o tratamento dos esgotos. A figura 15 apresenta a quantidade de lodo produzido em vários sistemas de tratamento. A Figura 16 apresenta as etapas de gerenciamento do lodo em uma visualização sintética dos principais processos utilizados. Esses dois quadros, embora sintéticos, denotam a diversidade dos estudos desenvolvidos para cada seguimento.

Figura 15 – Característica e quantidade de lodo produzido em vários processos de tratamento de esgotos

Tipos de processos de tratamento	Característica do lodo produzido e descartado da fase líquida			
	Kg SS / Kg DQO aplicada	Teor de sólidos secos(%)	Massa de lodo* (gSS/hab.d)	Volume de lodo** (l/hab.d)
Tratamento primário (convencional)	0,35-0,45	2-6	35-45	0,6-2,2
Tratamento primário (tanque séptico)	0,20-0,30	3-6	20-30	0,3-1,0
Lagoa facultativa	0,12-0,32	5-15	12-32	0,10-0,25
Lagoa anaeróbia + facultativa	0,26-0,55	-	26-55	0,15-0,45
Lagoa aerada facultativa	0,08-0,13	6-10	8-13	0,08-0,22
L. aerada facultativa + Lagoa de sedimentação	0,11-0,13	5-8	11-13	0,15-0,25
Tanque séptico + filtro anaeróbio	0,27-0,39	1,4-5,4	27-39	0,5-2,8
Lodos ativados convencional	0,60-0,80	1-2	60-80	3,1-8,2
Lodos ativados – aeração prolongada	0,50-0,55	0,8-1,2	40-45	3,3-5,6
Filtro biológico de alta carga	0,55-0,75	1,5-4,0	55-75	1,4-5,2
Biofilme aerado submerso	0,60-0,80	1-2	60-80	3,1-8,2
RAFA (Reator aneróbio de fluxo ascendente)	0,12-0,18	3-6	12-18	0,2-0,6
RAFA + pós-tratamento aeróbio	0,20-0,32	3-4	20-30	0,5-1,1

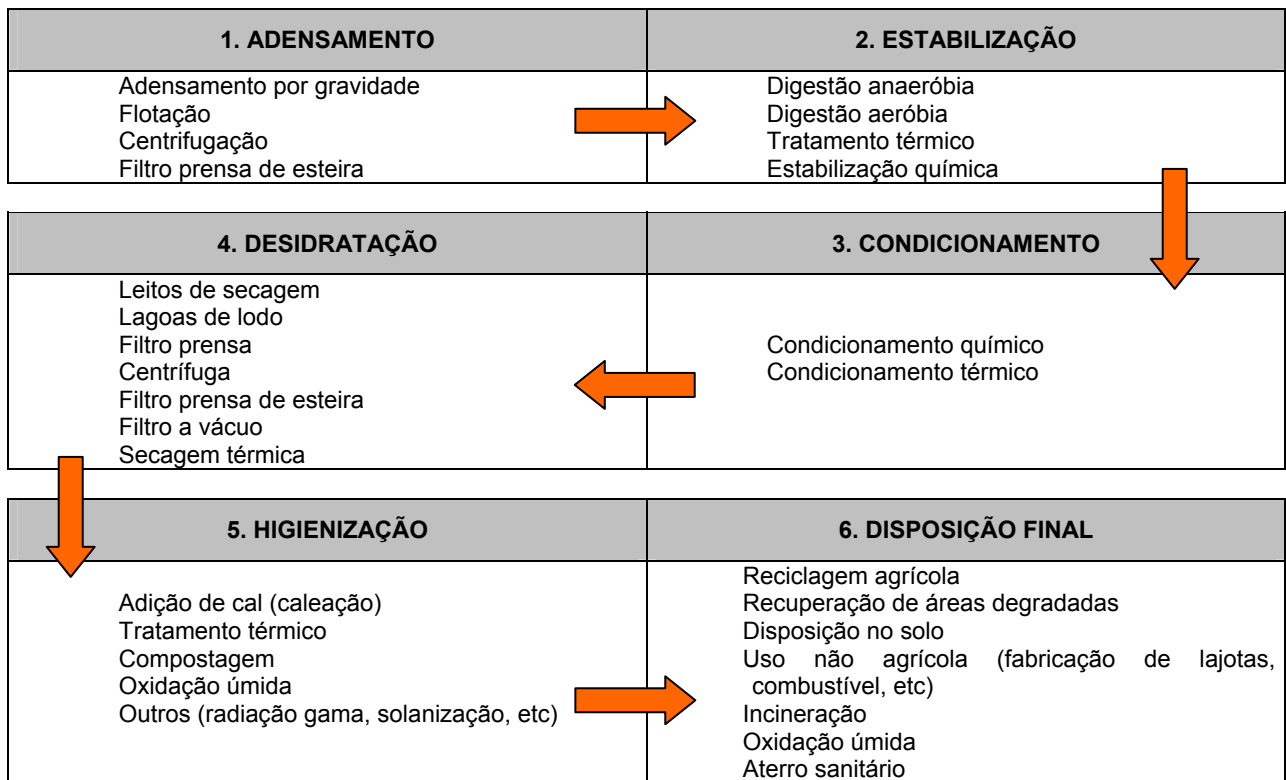
Fonte: Andreoli *et al.* 2001, p.31

Obs.:

* Assumindo 0,1 Kg DQO/hab.d e 0,06 SS/hab.dia

** Litros de lodo/hab.dia = [(gSS/hab.d) / (sólidos secos(%))] x (100/1000)

Figura 16: Etapas de gerenciamento de lodo (principais processo utilizados)



Fonte: Andreoli *et al.* 2001, p.34

5. Comparando os diferentes sistemas

As diferentes plantas de tratamento de esgoto apresentadas no item 4.4 destinam-se ao tratamento de afluentes com características específicas, visando adequá-los às peculiaridades dos respectivos corpos receptores, obedecendo a legislação ambiental, em condições (custo, disponibilidade de mão de obra, equipamento, etc) compatíveis com as possibilidades da empresa de saneamento. Diante de tantos requisitos a serem observados, Sperling, 1996, volume 1, p.216 apresenta um quadro sintético, em que aborda as características típicas desses sistemas. Essa síntese é aqui abordada na Figura 17.

Figura 17: Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos em nível secundário

Tipos de tratamento	Eficiência na remoção (%)				Requisitos		Custo de implant. (U\$/hab)	Tempo de detenção (dias)	Quant. de lodo (m ³ /hab/ano)
	DBO	N	P	Colif.	Área m ² /hab	Potência W/hab			
Tratamento preliminar	0-5	0	0	0	<0,001	0	2-8	-	-
Tratamento primário	35-40	10-25	10-20	30-40	0,04	0	20-30	0,1-0,5	0,6-13
Lagoa facultativa	70-85	30-50	20-60	60-99	2,0-5,0	0	10-30	15-30	-
L. anaeróbia.+ L. Facultativa	70-90	30-50	20-60	60-99,9	1,5-3,5	0	10-25	12-24	-
Lagoa aerada facultativa	70-90	30-50	20-60	60-96	0,25-0,5	1,0-1,7	10-25	5-10	-
L. aer. mist. Comple.+L. decant.	70-90	30-50	20-60	60-93	0,2-0,5	1,0-1,7	10-25	4-7	-
Lodos ativados convencional	85-93	30-40*	30-45*	60-90	0,2-0,3	1,5-2,8	60-120	0,4-0,6	1,1-1,5
Lodos ativados (aer. prolongada)	93-98	15-30*	10-20*	60-90	,25-,35	2,5-4,0	40-80	0,8-1,2	0,7-1,2
Lodos ativados (intermitente)	85-95	30-40*	30-45*	60-90	0,2-0,3	1,5-4,0	50-80	0,4-1,2	0,7-1,5
Filtro biológico (baixa carga)	85-93	30-40*	30-45*	60-90	0,5-0,7	0,2-0,6	50-90	NA	0,4-0,6
Filtro biológico (alta carga)	80-90	30-40*	30-45*	60-90	0,3-,45	0,5-1,0	40-70	NA	1,1-1,5
Biodisco	85-93	30-40*	30-45*	60-90	,15-,25	0,7-1,6	70-120	0,2-0,3	0,7-1,0
Reator anaeróbio manta de lodo	60-80	10-25	10-20	60-90	,05-0,1	0	20-40	0,3-0,5	,07-0,1
Fossa séptica + Filtro anaeróbio	70-90	10-25	10-20	60-90	0,2-0,4	0	30-80	1,0-2,0	,07-0,1
Infiltração lenta	94-99	65-95	75-99	>99	10-50	0	10-20	NA	-
Infiltração rápida	86-98	10-80	30-99	>99	1-6	0	5-15	NA	-
Infiltração subsuperficial	90-98	10-40	85-95	>99	1-5	0	5-15	NA	-
Infiltração superficial	85-95	10-80	20-50	90>99	1-6	0	5-15	NA	-

Fonte: Sperling, 1996, volume 1, p.216

Notas: NA – Não Aplicável

* Uma redução adicional pode ser obtida por modificações nos processos

4.6 Selecionando plantas de tratamento de esgoto

A concepção das estações de tratamento de esgoto é um dos maiores desafios da engenharia ambiental. Conhecimento teórico e experiência prática são necessários para análise e seleção de fluxogramas de operações e processos que levem aos melhores resultados. São muitos os aspectos a serem observados, dentre os quais (Metcalf & Eddy 1991, p. 130-137):

- **Conhecimento das propriedades necessárias:** o conhecimento das reais necessidades requeridas e dos equipamentos, processos e operações disponíveis são aspectos imprescindíveis para a concepção de uma estação de tratamento. Assim, as exigências regulamentares, a capacidade dos equipamentos, processos e operações, e os recursos envolvidos tornam-se fatores primordiais para se atingir projetos custo-efetivos, ou seja que venham a um menor custo, atingir as mitigações ambientais requeridas pela agência ambiental.

- **Experiência passada:** O conhecimento dos princípios, vantagens e limitações de unidades existentes em outras localidades, em condições similares a que venha ser projetada é fundamental para o desenho de uma boa concepção. A observância da experiência passada pode evitar incertezas. Com o incremento das restrições regulamentares, existe sempre um risco associado a adoção de novas tecnologias. Esse risco deve ser bem analisado antes da implantação.
- **Exigências regulamentares:** Os autores ressaltam sobre a importância de se observar as exigências regulamentares e descrevem sobre o porquê disto.
- **Seleção dos Processos:** os principais elementos para análise de concepção foram criteriosamente tratados pelos autores, obedecendo a seguinte ordem: 1) projeto de fluxograma de processos; 2) estabelecimento de critérios de concepção e dimensionamento das unidades; 3) elaboração de balanço dos sólidos; 4) avaliação dos requerimentos hidráulicos; e 5) considerações sobre a localização das estações de tratamento.
- **Compatibilidade entre a concepção escolhida e a estrutura requerida pelos equipamentos e operação:** a introdução de novos equipamentos, processos e operações demandam recursos adicionais. O treinamento de pessoal, a disponibilidade de componentes para substituição, formação de equipes técnicas de operação e manutenção são importantes aspectos a serem observados antes da efetivação de uma escolha.
- **Considerações sobre custo:** O fator preponderante para escolha e desenvolvimento de uma alternativa, especialmente para a empresa exploradora dos serviços de saneamento, é o custo envolvido com a planta. O custo total do empreendimento deve ser analisado, envolvendo não só os investimentos, mas também os custos anuais de operação e manutenção do projeto, ao longo de toda a sua vida útil. Comumente as estimativas de custo envolvem três níveis de detalhamento: 1) estabelecimento da ordem de grandeza dos recursos envolvidos para os processos estudados, derivado de curvas de custos e publicações selecionadas – essa estimativa serve como primeiro critério na eliminação de alternativa com custo discrepante; 2) estimativas orçamentárias, preparadas durante a etapa de elaboração do projeto, obtidas a partir de publicações selecionadas, informações históricas e levantamento quantitativo preliminar –

essa estimativa diferencia alternativas similares; e 3) estimativa definitiva com detalhamento quantitativo completo. A precisão varia com o nível de detalhamento disponível, sendo aceitável a adoção de um percentual de acréscimo para representar uma margem das informações não detalhadas.

- **Estimativas de custo de construção:** O custo de execução do projeto deve levar a utilização das mesmas bases orçamentárias para as alternativas selecionadas e também para projetar custos futuros. Os métodos comumente utilizados para projetar custos futuros são fundamentados na adoção de uma taxa inflacionária ou a utilização de um índice de custos.
- **Estimativas de custo de operação e manutenção:** Os custos anuais de operação e manutenção são importantes fatores de avaliação de alternativas de tratamento de esgotos. Os principais elementos a serem computados são o custo da mão de obra, da energia, dos produtos químicos, de materiais e suplementos.
- **Comparação de custos:** para avaliar sistemas alternativos de tratamento, a comparação deve se dar pelo uso do custo presente, ou do custo anual total, ou do custo do ciclo de vida da estação de tratamento. Os três diferentes métodos buscam a identificação de um valor real para os custos envolvidos. Através deles, a adoção de um índice ou fator de conversão são indispensáveis para correção dos recursos envolvidos no tempo.
- **Considerações ambientais:** Os impactos ambientais decorrentes da escolha de uma determinada planta de tratamento são fatores tão importantes, se não mais, que os custos considerados na escolha. Segundo os autores, as regulamentações ambientais devem ser continuamente aprimoradas, para, ao serem cumpridas, produzirem os melhores efeitos mitigadores possíveis, observando-se os enfoques ambiental, social e econômico. Para isto, ressaltam a importância da constante atuação das agências ambientais no acompanhamento dos impactos, na absorção de novas tecnologias e na interação com os agentes econômicos ligados à questão da poluição.
- **Outras considerações:** Por fim, os autores apontam os cuidados que se deve ter com a escolha dos equipamentos e com a qualificação do pessoal demandada. Ressalta os cuidados de se optar por equipamentos certificados, testados e comprovados em unidades similares e, que ao mesmo tempo,

representem confiabilidade de manutenção, por serem equipamentos de série, com peças disponíveis para reposição. Quanto ao pessoal, discorrem sobre a necessidade de compatibilidade do pessoal a ser contratado com o nível de tecnologia requerido nos processos. Os autores ressaltam por fim os cuidados com os gastos de energia.

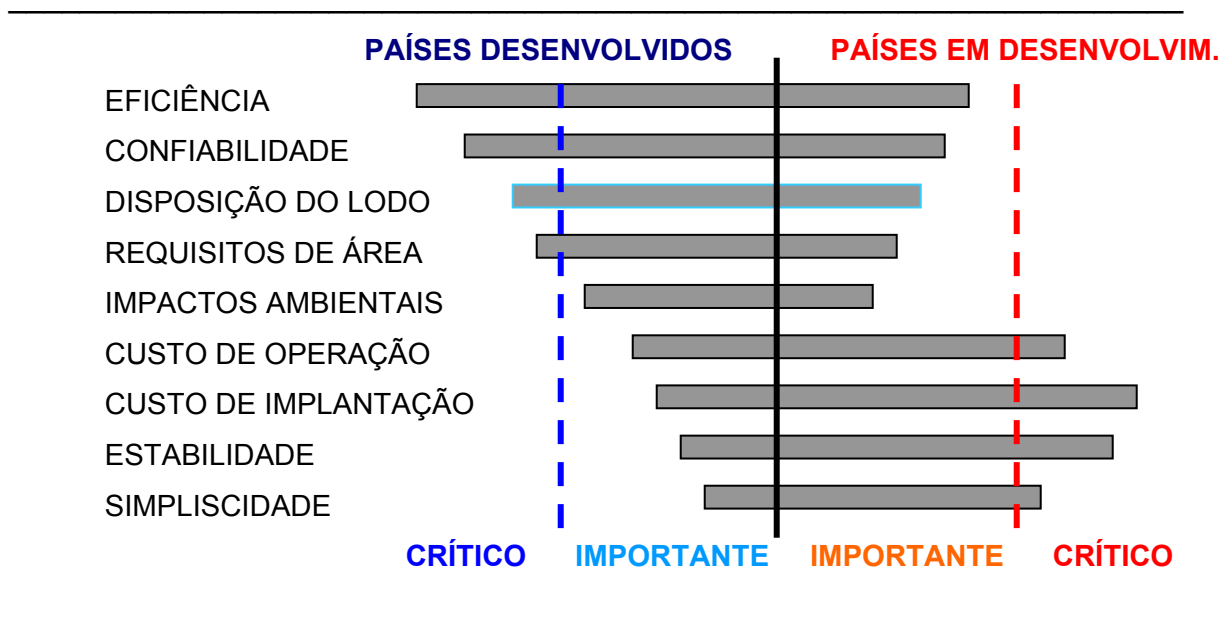
Sperling, 1996, volume 1, p.216 referindo-se à análise e seleção de processos, estabelece uma comparação entre as nações ricas e pobres. Enquanto as alternativas dos países em desenvolvimento recaem por processos mais simples, mais estáveis sob variações das condições operacionais, envolvendo baixos custos operacionais e também de investimentos, os países ricos preferem modelos mais confiáveis, de maior eficiência na redução da poluição, com requisitos específicos de destinação do lodo e, preferencialmente, que demandem pouca área para implantação. Estes aspectos são evidenciados na Figura 18, abaixo.

Andrade Neto, 1997 dissertando sobre os processos mais usuais no Brasil, aponta os modelos de simples concepção como o caminho para se atingir a universalização do tratamento de esgoto ao país. Ressalta o uso disseminado das lagoas de estabilização, por representarem baixos custos de implantação e custos mínimos operacionais, dado a simplicidade do processo. Por outro lado, aponta uma tendência para o uso de reatores anaeróbios de fluxo ascendente. Em nível secundário, esse processo vem representando vantagens em relação aos aeróbios, pela produção de pouco lodo, não demandando energia e requerendo construções e operações relativamente mais simples.

A disposição de esgoto no solo ainda não é um procedimento em uso prático no Brasil. Alguns trabalhos pioneiros apresentam indícios de que essa prática pode ser ainda muito útil, pois se bem utilizada, pode transformar os esgotos, agentes de poluição, em fonte de energia e produção agrícola. As incertezas dos efeitos de longo prazo da aplicação de esgoto no solos representam uma restrição a esta exploração, como atividade econômica. Ao mesmo tempo a potencialidade de riscos de contaminação patogênica é grande, por isto critérios de proteção à saúde devem incluir medidas integradas de tratamento anterior aos esgotos, bem como escolha de técnica adequada de disposição, que favoreça o controle da exposição humana,

das culturas que podem ser utilizadas, e de outras providências que representem barreiras sanitárias à possíveis contaminações. A disseminação dessa prática deve cercar-se de muitos cuidados que evidenciem confiabilidade a este uso, pois não se pode ignorar os enormes fatores restritivos socioculturais a ela ligada (Paganini, 1997, p.158).

Figura 18: Aspectos importantes observados na seleção de sistemas de tratamento de esgoto entre as nações ricas e pobres



Fonte: Sperling, 1996, volume 1, p.216

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE NETO, Cícero O. **Sistemas simples para tratamento de esgoto sanitário – Experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 301 p, 1997.

ANDREOLI, C. V.; von SERPERLIG, M.; FERNANDES F. Princípios do tratamento biológico de águas residuais. Vol. 6. **Lodos de esgoto: disposição e tratamento final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 484 p, 2001.

CHERNICHARO, Carlos A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuais. Vol. 5. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 246 p., 1977.

HAANDEL A. C. & LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. 1994.

HAMMER, M. J. **Sistemas de abastecimento de água e esgoto**. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. 565 p., 1979.

JORDÃO, E. P. & PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. , Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 720 p., 1995.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment disposal and reuse**. Singapore: McGraw-Hill Book Co. Third edition. 1334 p., 1991.

PAGANINI, W. S. **Disposição de esgoto no solo: escoamento à superfície**. São Paulo - SP: Fundo Editorial da SABESP,. 232 p. 1997.

von SERPERLIG, Marcos. Princípios do tratamento biológico de águas residuais. Vol. 1. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª Ed. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 243 p., 1996.

_____. Princípios do tratamento biológico de águas residuais. Vol. 2. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2ª Ed.. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 211 p., 1996.

_____. Princípios do tratamento biológico de águas residuais. Vol. 3. **Lagoas de estabilização**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 134 p., 1996.

_____. Princípios do tratamento biológico de águas residuais. Vol. 4. **Lodos ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 416 p., 1997.

