



VI-073 – CUSTO-EFETIVIDADE E PADRÕES AMBIENTAIS: *IMPLICAÇÕES PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS NO BRASIL*

Attila Moraes Jardim Junior⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade de Brasília (UnB). Mestre em Gestão Econômica do Meio Ambiente pela Universidade de Brasília (UnB). Especializando em Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos e Líquidos pela Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás (UFG). Engenheiro da Saneamento de Goiás S.A. – SANEAGO desde 1986.

Denise Imbroisi⁽²⁾

Bacharel em Química pela Universidade de Brasília (UnB). Mestre em Química (UnB). Ph.D. (University of Florida, E.U.A.). Professora do Departamento de Economia, Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA), Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e Ciências da Informação e Documentação, UnB.

Endereço⁽¹⁾: Rua 52, 2805, Qd B27, Lt 01, Apto 901, Jardim Goiás – Goiânia – GO – CEP: 74810-200 - Brasil - Tel: (62) 3945-5720 - e-mail: atilaajardim@terra.com.br, atila@saneago.com.br

RESUMO

Este trabalho apresenta as perspectivas dos setores de saneamento e de recursos hídricos no Brasil com a promulgação da Lei Federal 11.445/2007. Para o equacionamento dos serviços de saneamento e com o objetivo de proteger os recursos hídricos no Brasil, há um leque de iniciativas necessárias, boa parte delas requerendo elevados investimentos e que quase nunca têm sido disponibilizados em tempo desejável. Com relação à alocação de recursos, o trabalho 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 o nível ótimo de poluição, permitindo que a meta ambiental proporcionasse a maior satisfação pública. 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 complexidade desse tema é avaliada por meio de modelagem para dois caminhos para 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, comparando-se as duas possibilidades. Embora aparentemente paradoxal, o texto mostra que na recuperação de cursos hídricos degradados, na condição atual brasileira, a redução imediata dos padrões ambientais adotados pode conduzir à obtenção de maior proteção ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: custo-efetividade, gradualização de padrões, princípio da equi-marginalidade.

INTRODUÇÃO

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 DBO₂₀/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 identifica na teoria econômica ambiental um suporte que pode contribuir para a solução com custo-efetividade desse problema.



O principal objetivo deste trabalho 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. Para isso, dois caminhos para aplicação de recursos financeiros de implantação de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) nos cursos hídricos atualmente poluídos são explorados: 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. Ressalta-se que não se propõe a desobediência às leis, simplesmente compara-se 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 seriam aprimorados gradativamente, ao longo do prazo de financiamento possível para o 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 seria gradualizar as exigências em um horizonte de médio prazo, uma vez que 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 aqui discutida.

A apresentação desse estudo é organizada em duas partes. A primeira busca na literatura da economia ambiental e do setor de saneamento a obtenção de fundamentação teórica para se analisar os custos envolvidos na formulação de políticas públicas. A segunda tem por objetivo desenvolver um estudo que modele o custo-efetividade da recuperação de cursos hídricos degradados por meio da implantação gradual de redução da poluição em ETEs. Sendo o tratamento de esgotos um processo seqüencial e que se dá em níveis, essa modelagem propõe a 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, este trabalho, valendo-se do Princípio da Equi-Marginalidade, propõe como alternativa a análise agregada de implantação de ETEs.

PARTE I: CUSTO-EFETIVIDADE E PADRÕES AMBIENTAIS

1.1 A INCORPORAÇÃO DA TEORIA ECONÔMICA AMBIENTAL PARA FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS

1.1.1 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).

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).

1.1.2 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).

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. No entanto, mercados reais frequentemente apresentam imperfeições. Assim, os danos ambientais estão relacionados a dois tipos comuns de falhas: externalidades e bens públicos.

A teoria da poluição de fluxo encontra sustentação no modelo de equilíbrio geral, que pressupõe 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).

Para gerar no mercado resultados ótimos de Pareto, bastaria que o planejador atribuisse 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. 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.

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:

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

A Figura 1 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.

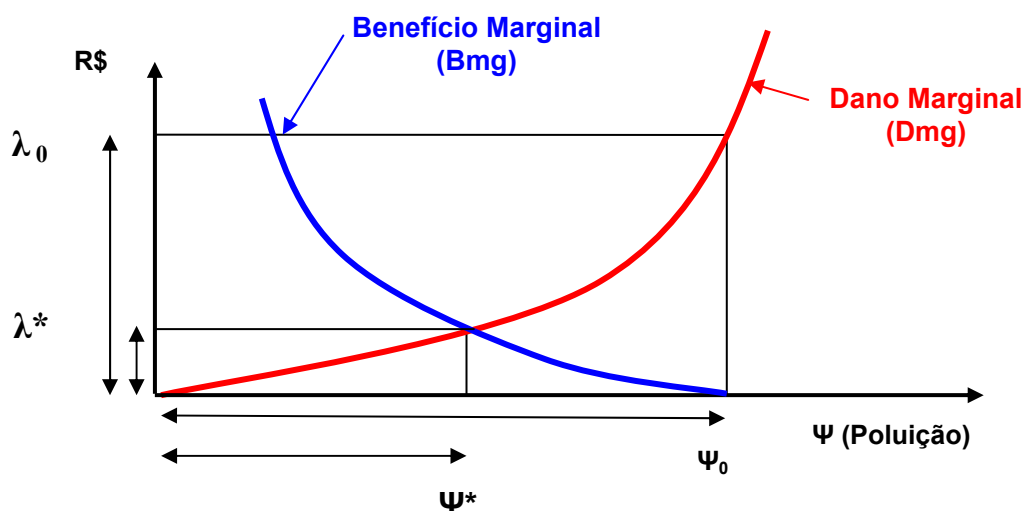


Figura 1 - Poluição Ótima.

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).

1.1.3 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. Por outro lado, a obtenção dos fins gerais 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 frequentemente 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 dinamismo 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 consegui-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 e 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; dos 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).

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 deve estar sujeito à avaliação contínua, pois recursos governamentais são escassos, obrigando a não existir uma separação nítida entre planejamento, implantação e avaliação (NOGUEIRA e 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.

1.1.4 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, consequências sociais, políticas ou econômicas que afetam a coletividade. Essas alterações, de acordo com o enfoque econômico neoclássico, podem ser valoradas. Existem 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).

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 às 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.

As ferramentas acima listadas são usuais a 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.

1.2 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 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 da própria economia em se atribuir preços a bens públicos (JARDIM, Jr, 2006).

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.

1.2.1 Intervenção Governamental para Gestão Ambiental

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.

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.

1.2.2 Instrumentos de Gestão Ambiental – uma abordagem sintética

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

1.2.2.1 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);
- *Fornecimento de Informação* - representa, em muitos casos, uma oportunidade de induzir medidas que 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).



1.2.2.2 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 (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).
- *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);
- *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).

1.2.2.3 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). As três alternativas para o uso do sistema legal na gestão ambiental são:

- *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. Juizes e jurados definem então, com base nas leis comunitárias e estatutárias pertinentes (FIELD 1997, p.224-229).
- *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).
- *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 ambientais. Os instrumentos mais usuais de comando e controle são:



1.2.3 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. Field (1997 p.245-250) descreve a existência de três tipos de padrões: padrões ambientais, padrões de emissão e padrões tecnológicos.

- *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).
- *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. Freqüentemente 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).
- *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.

1.2.4 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. Comando e controles, por exemplo, não são fundamentados na busca de maximização do bem-estar social. A definição do nível de exigência deveria ser orientada pelos seus custos e resultados (PERMAN *et al.*, 1999, p. 297-300).

A esse respeito, Pereira (1999, p. 40) enfoca 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 provêem 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 Equi-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 da Figura 2 é oportuna.

Na Figura 2 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).

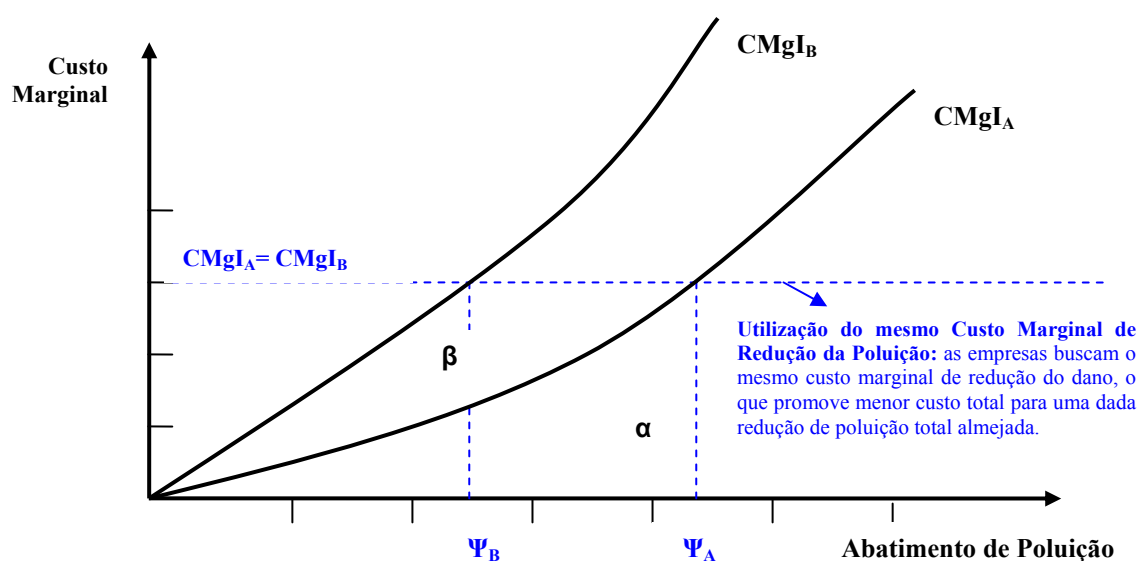


Figura 2: Abatimento de uma Carga Poluidora Quando se Utiliza o Mesmo Custo Marginal de Redução da Poluição para as Indústrias A e B.

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

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). A Figura 3 oferece uma visualização do uso de abatimento por padrão, para emissões de fábricas que ainda não haviam despendido recursos com as externalidades que provocam.

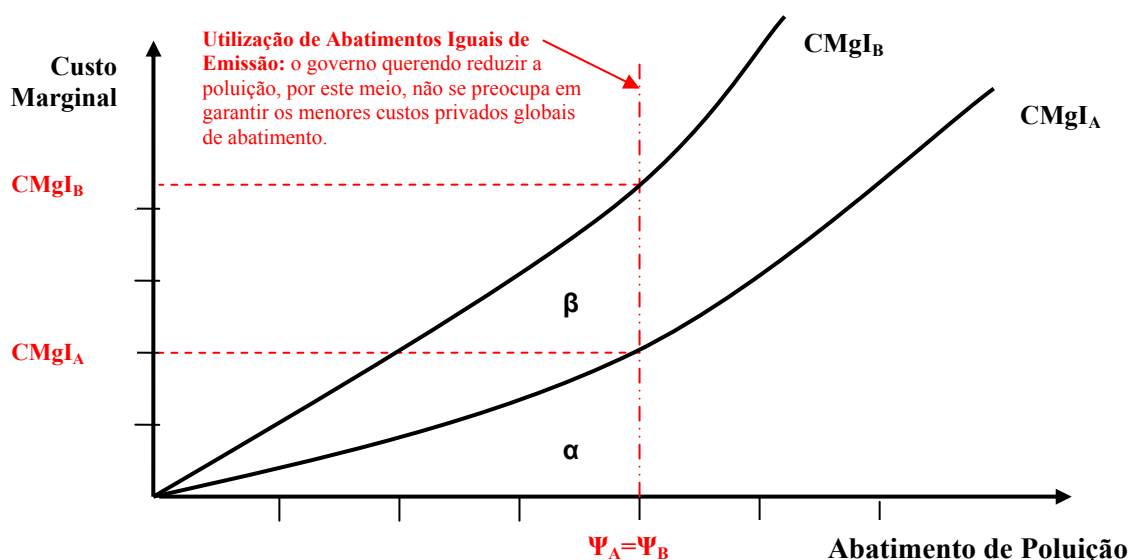


Figura 3: Custos Marginais de Redução da Poluição para as Indústrias A e B Quando se Utiliza a Mesma Redução de Emissão

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

No Gráfico 3 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 equi-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 minimizado (PERMAN *et al.* 1999, p.299).

1.2.5 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 de leis estaduais e 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. Metcalf & 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.

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

1.3.1 O Gerenciamento do Recurso Natural Água

A gestão dos recursos hídricos é tarefa complexa. 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 consequente 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 administração desse recurso natural seria eficiente, na medida em que se conhecendo a função-utilidade de todos os agentes e a função de produção de todas as empresas, se pudesse 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).

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 predatório afetam negativamente o mercado.

Ao se instituir padrões ambientais de diluição de esgotos, 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 (JARDIM, Jr, 2006).

1.3.2 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. 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 consequência desta configuração, associada à idéia de monopólio natural, representa um dilema entre a eficiência produtiva e a eficiência alocativa, além 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).

Para Briscoe e Garn (1995, p.256-257) a universalização dos serviços de saneamento 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.

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

Quando o Plano Nacional de Saneamento (Planasa) foi concebido, em 1971, os serviços municipais de saneamento 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; TUROLA, 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 (TUROLA, 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. O planejamento do saneamento continuou desconectado do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos e do enfoque de bacias hidrográficas.

O setor de saneamento, que passou por cerca de 20 anos sem regulamentação e 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.

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.

1.3.4 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.

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 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”.

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?

PARTE 2: A RECUPERAÇÃO DE CURSOS HÍDRICOS DEGRADADOS E A CUSTO-EFETIVIDADE DA OBTENÇÃO GRADUAL DA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO

2.1 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 (Metcall e 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;
- 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.

Sperling (1996, volume 1, p.216), referindo-se à análise e seleção de processos de ETEs, 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 2.1. 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.

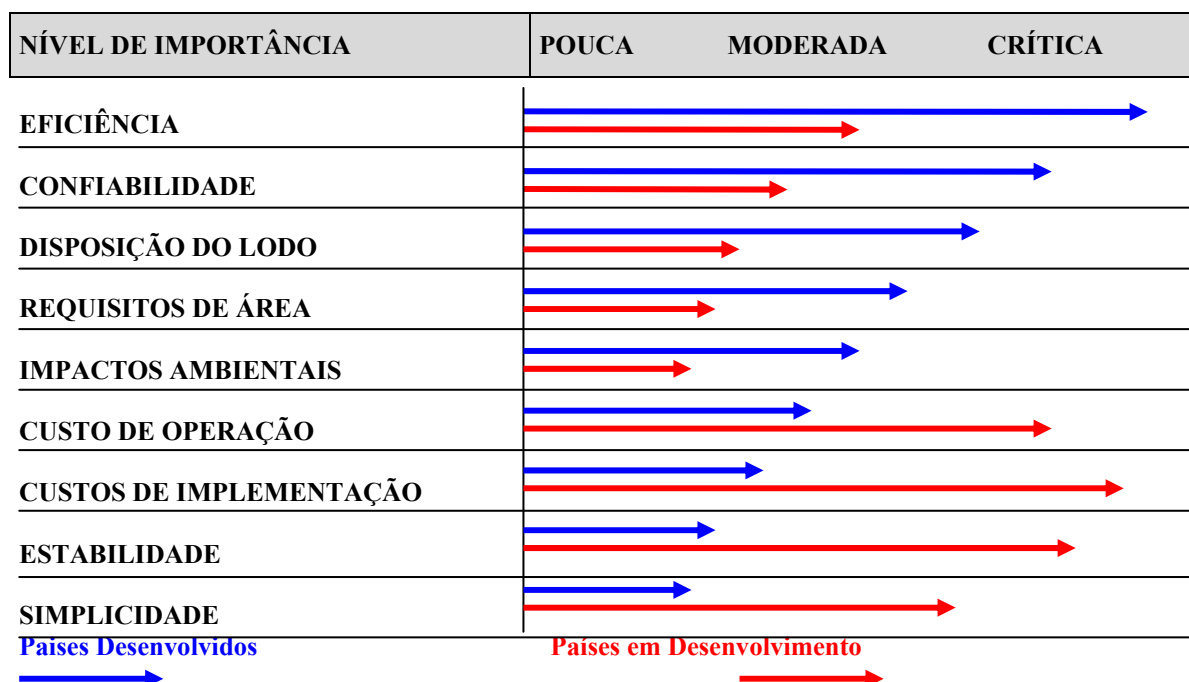


Figura 2.1: Aspectos importantes observados na seleção de sistemas de tratamento de esgoto entre as nações ricas e pobres

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

2.2 CONCEPÇÃO DE UM MODELO PARA A ANÁLISE DE 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 a adequação aos padrões ambientais vigentes e a 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.

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.

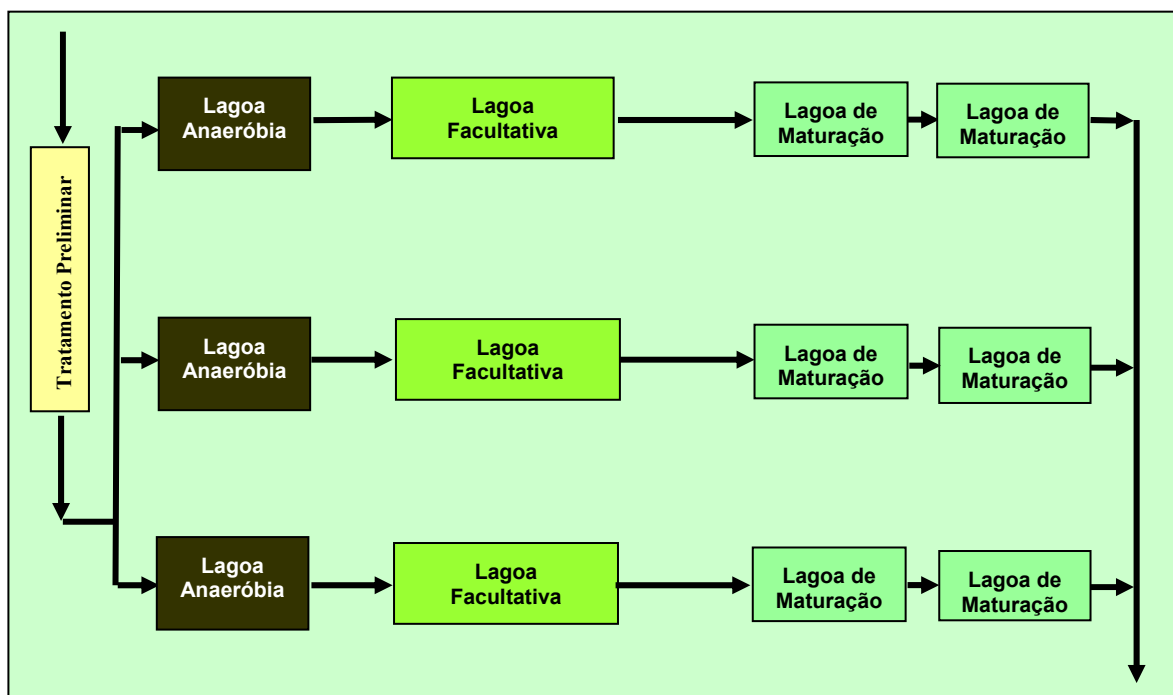
2.2.1 Escolha do tipo desejável de sistema de tratamento para a modelagem

Buscou-se estabelecer um modelo em consonância aos aspectos comuns dos países em desenvolvimento, abordados na Figura 2.1 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. Por vivência de um dos autores, que é empregado da 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. Jardim, Jr (2006) apresenta a descrição sintética desse Projeto. O “layout” da ETE de Rio Verde pode ser observado na Figura 2.2.



2.2.2 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. 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 2.3.

Por outro lado, na Primeira Parte deste texto, 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 receptor. 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 2.4. 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.

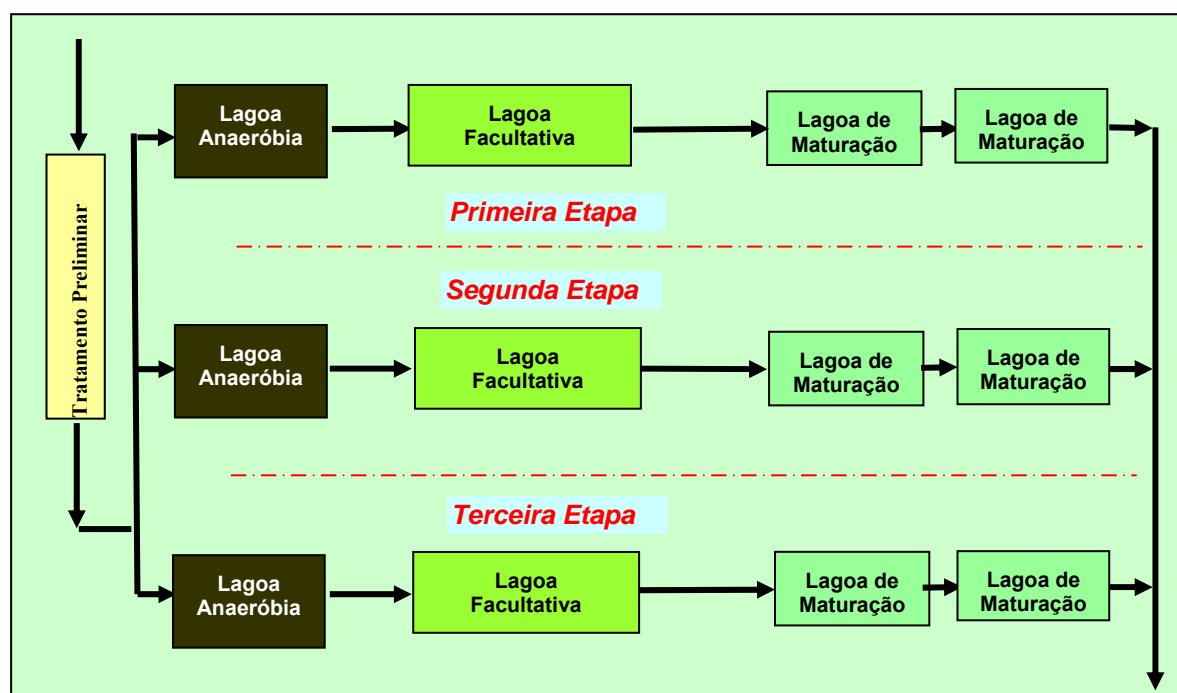


Figura 2.3: Forma comum aos projetos de engenharia de conceber etapas para implantação de lagoas de estabilização na construção de ETEs

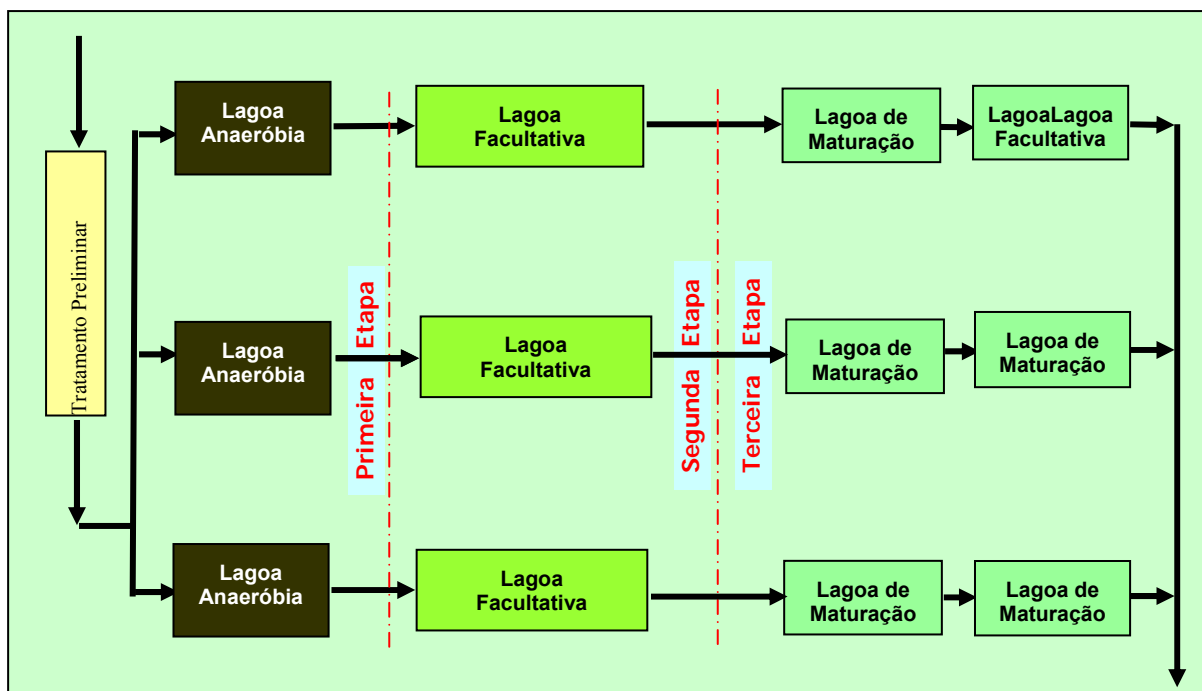


Figura 2.4: Forma proposta neste artigo de conceber etapas para implantação de lagoas de estabilização na construção de ETEs

2.2.3 Dados referentes às ETEs não considerados na modelagem

Para a modelagem, os benefícios sócio-econômicos decorrentes do projeto foram desprezados, por este artigo 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 às interligações das lagoas para os diferentes modos de adotar-se etapas. A diferença de gastos é pouco significante para a análise comparativa.



2.2.4 Custos dos componentes da ETE

Conforme descrição anterior, os custos assumidos para a modelagem foram obtidos do orçamento atualizado da ETE de Rio Verde. O Quadro 2.1 apresenta uma discriminação sintética dos componentes dessa ETE.

Quadro 2.1: 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: Revisão do Projeto de Esgotamento Sanitário da Bacia Oeste de Rio Verde

2.2.5 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 tratamento. 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 2.2 evidencia os valores originais de abatimento da poluição adotados pelo projeto.

Quadro 2.2: 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 2.3 apresenta os valores estimados neste artigo, para as taxas de redução, utilizando-se os mesmos princípios.

**Quadro 2.3: 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

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 2.3 referente a essa carga poluidora, para obtenção da poluição acumulada ao longo do tempo.

2.2.6 Desembolso dos recursos de investimento

Conforme Seção 2.2., 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 2.4 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 tratamento, uma vez que, na prática, desembolsos financeiros são vinculados à realização de etapas do cronograma físico-financeiro. 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.

2.2.7 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 5.4 apresenta os montantes nominais e financeiros envolvidos no ensaio.

Quadro 2.4: Valores nominais e presentes das parcelas

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

2.3 DESENVOLVIMENTO DE ANÁLISE DE 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.

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

Conforme Figura 2.3, o caminho usual à modulação de projetos de engenharia propõe o estabelecimento de unidades sequenciais contemplando todas os níveis do processo. A figura 2.5 exhibe esse caminho para a proposta de se aplicar parceladamente os desembolsos financeiros. Ao mesmo tempo, o Quadro 2.5 evidencia os valores nominais e financeiros para a execução das obras em etapas.

O Quadro 2.6 apresenta, de forma resumida, os abatimentos da poluição, expressos em DBO, para as 4 fontes de lançamentos de esgoto bruto. Como os desembolsos se deram de 4 em 4 anos, os dados de redução da poluição estão condensados para os respectivos quadriênios. O objetivo é o de se avaliar os abatimentos, por etapas e o acumulado ao longo do período do ensaio.

Por fim, o Quadro 2.7 traz o resumo dos valores financeiros aplicados e os seus respectivos ganhos ambientais por quadriênio e acumulativamente. Esse resumo será de grande importância para o estabelecimento da análise comparativa que aborda esta modelagem.

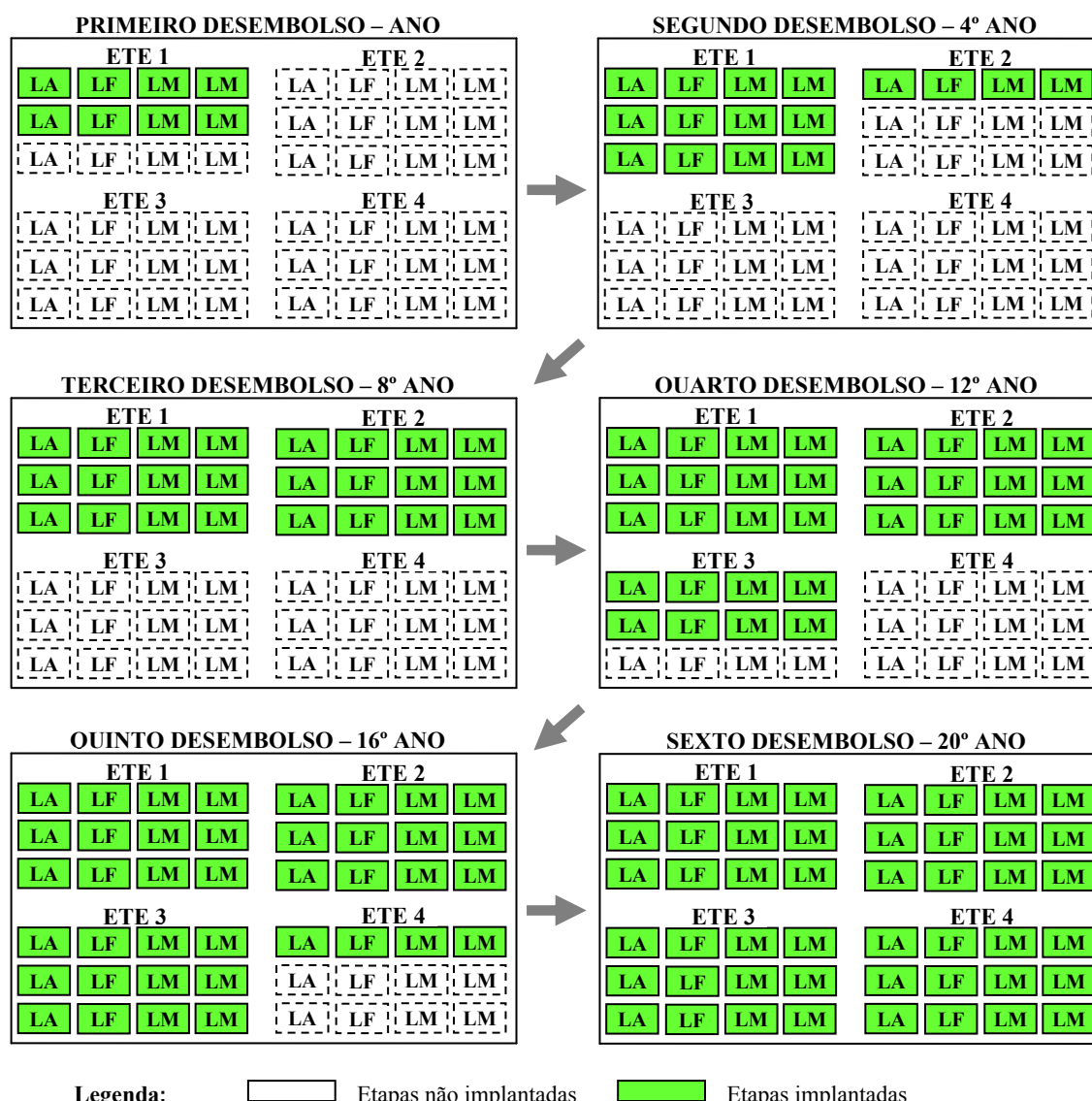


Figura 2.5: A implantação de 4 ETEs, mediante a liberação de 6 desembolsos, em 20 anos, segundo o enfoque usual à engenharia: o de atender individualmente as exigências ambientais para cada empreendimento.



Quadro 2.5: Valores financeiros para a execução das obras em etapas para o enfoque comum à engenharia.

Desembolso	Etapas de obras implantadas	Quant.	Custo Unit. (mil R\$)	C. total nominal (mil R\$)	V. nom. prevv. desemb.	Saldo nom. a transf.	V. pres. etapa	Invest.
1º	Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "1"	02	536,1	1072,2				
	Lagoa Facultativa (LF) ETE "1"	02	1.438,5	2877				
	Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETE "1"	02	532,4	1064,8				
	Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETE "1"	02	532,4	1064,8				
	Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "1"	01	33,9	33,9				
	Total			6.112,7				
	Saldo parcela anterior atualizado			0,0	6.101,4	-11,3	6.112,7	6.112,7
2º	Lagoa Anaeróbia (LA) ETEs "1" e "2"	02	536,1	1072,2				
	Lagoa Facult. (LF) ETEs "1" e "2"	02	1.438,5	2877				
	Lagoa Matur. "A" (LM"A") ETEs "1" e "2"	02	532,4	1064,8				
	Lagoa Matur. "B" (LM"B") ETEs "1" e "2"	02	532,4	1064,8				
	Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "2"	01	33,9	33,9				
	Total			6.112,7				
	Saldo parcela anterior atualizado			15,7	6.101,4	-27,0	4.422,1	10.534,8
3º	Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "2"	02	536,1	1072,2				
	Lagoa Facultativa (LF) ETE "2"	02	1.438,5	2877				
	Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETE "2"	02	532,4	1064,8				
	Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETEs "2"	02	532,4	1064,8				
	Total			6.078,8				
	Saldo parcela anterior atualizado			37,4	6.101,4	-14,8	3.184,5	13.719,3
4º	Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "3"	02	536,1	1072,2				
	Lagoa Facultativa (LF) ETE "3"	02	1.438,5	2877				
	Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETE "3"	02	532,4	1064,8				
	Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETE "3"	02	532,4	1064,8				
	Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "3"	01	33,9	33,9				
	Total			6.112,7				
	Saldo parcela anterior atualizado			20,46	6.101,4	-31,8	2.304,2	16.023,5
5º	Lagoa Anaeróbia (LA) ETEs "3" e "4"	02	536,1	1072,2				
	Lagoa Facultativa (LF) ETEs "3" e "4"	02	1.438,5	2877				
	Lagoa Matur. "A" (LM"A") ETEs "3" e "4"	02	532,4	1064,8				
	Lagoa Matur. "B" (LM"B") ETEs "3" e "4"	02	532,4	1064,8				
	Acessórios e Emissário Final (EF) ETE "4"	01	33,9	33,9				
	Total			6.112,7				
	Saldo parcela anterior atualizado			44,0	6.101,4	-55,3	1.669,1	17.692,6
6º	Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "4"	02	536,1	1072,2				
	Lagoa Facultativa (LF) ETE "4"	02	1.438,5	2877				
	Lagoa de Maturação "A" (LM"A") ETE "4"	02	532,4	1064,8				
	Lagoa de Maturação "B" (LM"B") ETE "4"	02	532,4	1064,8				
	Total			6.078,8				
	Saldo parcela anterior atualizado			76,7	6.101,4	-	1.204,1	18.896,7

Quadro 2.6: Abatimentos da poluição por quatriênios, mediante a implantação das obras.

Investimento ao longo de 20 anos	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
Acumulada por quatriênio	4.856,5	9.713,1	14.569,6	19.426,2	24.282,7	72.848,2
Total acumulada com	4.856,5	14.569,6	29.139,3	48.565,4	72.848,2	72.848,2



Quadro 2.7: Investimentos efetuados e ganhos ambientais decorrentes da implantação 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

2.3.2 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 2.8, em que se objetiva construir uma coluna que apresenta o acréscimo de custo para se obter a redução agregada de 1% na poluição.

Quadro 2.8: 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 anaeróbico (3 LA)	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

A partir dos valores obtidos na tabela, montou-se Figura 2.6, que apresenta um gráfico do custo marginal de redução da poluição, expresso em milhares de reais por porcentagem de abatimento de DBO, em função do percentual de abatimento da poluição, também em DBO. A figura 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 sequenciais. Desta forma, valida-se a utilização do Princípio da Equi-Marginalidade para o desenvolvimento desta dissertação.

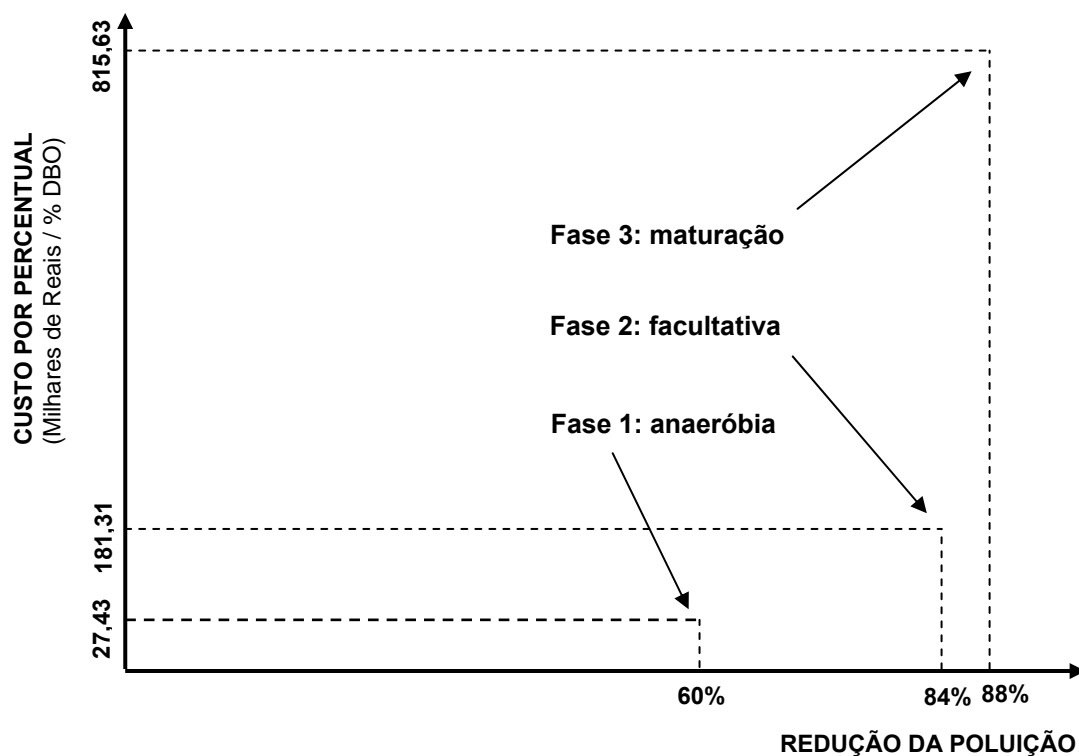


Figura 2.6: Custo Marginal da Recuperação da Poluição de Esgoto

Conforme Figura 2.3, o caminho proposto pela economia ambiental para modulação de plantas de redução da poluição contempla a análise agregada de uma dada bacia. O tratamento de esgoto, neste caso, deve se dar em níveis sequencias para o conjunto das ETEs. A figura 2.7 exhibe esse caminho. Ao mesmo tempo, o Quadro 2.9 evidencia os valores nominais e financeiros para a execução das obras em etapas.

O Quadro 2.10 evidencia, de forma resumida, os abatimentos da poluição, expressos em DBO, para as 4 fontes de lançamentos de esgoto bruto. Como os desembolsos se deram de 4 em 4 anos, os dados de redução da poluição estão condensados para os respectivos quadriênios.

Por fim, o Quadro 2.11 traz o resumo dos valores financeiros aplicados e os seus respectivos ganhos ambientais, por quadriênio e acumulativamente. Esse resumo será de grande importância para o estabelecimento da análise comparativa que aborda esta modelagem.

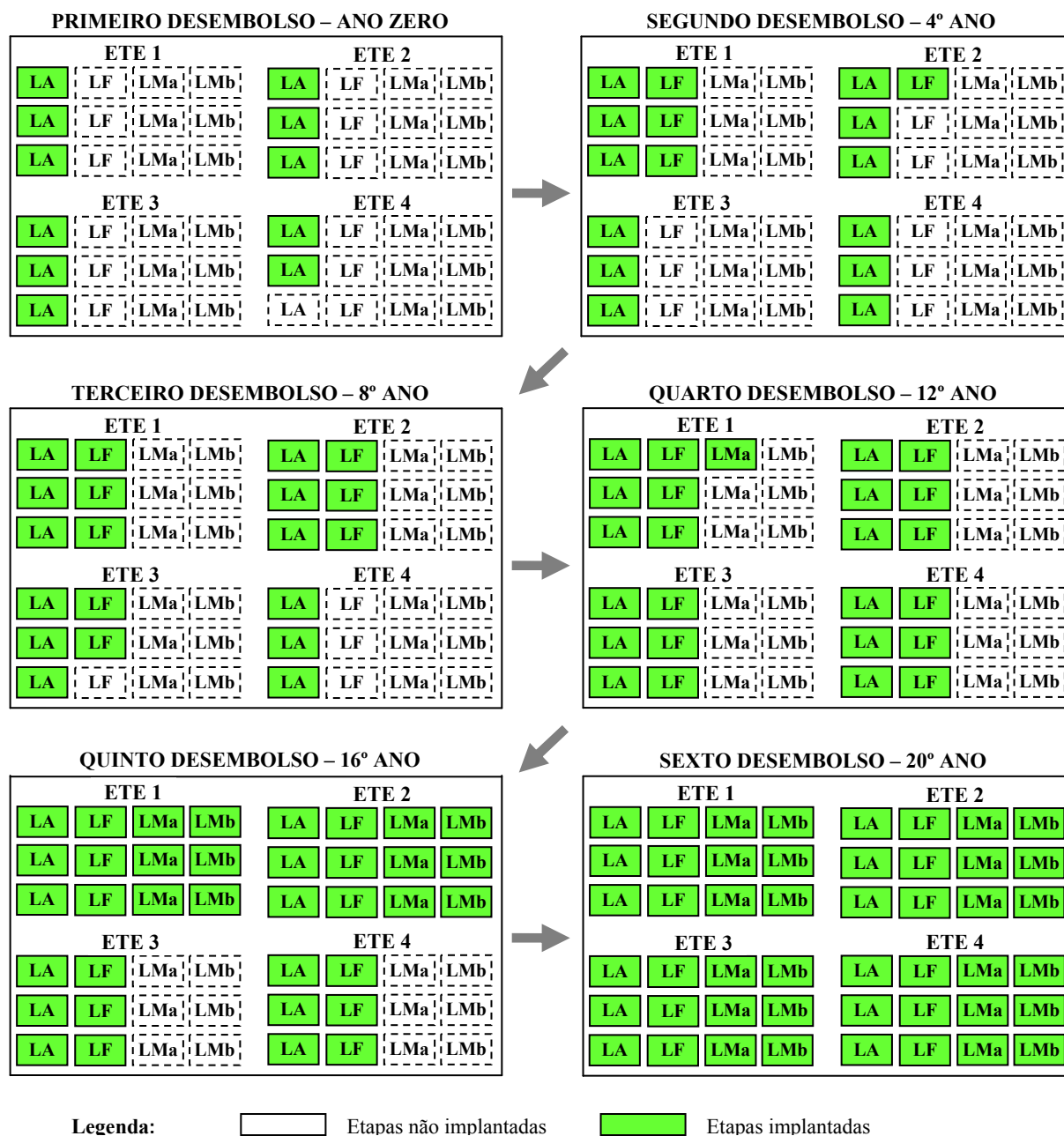


Figura 2.7: A implantação de 4 ETEs, mediante a liberação de 6 desembolsos, em 20 anos, segundo o enfoque da análise agregada da redução de poluição em uma bacia, utilizando-se o Princípio da Equimarginalidade



Quadro 2.9: Valores financeiros para a execução das obras em etapas para o enfoque comum à economia ambiental.

Desembolso	Etapas de obras implantadas	Quant.	Custo Unit. (mil R\$)	C. total nominal (mil R\$)	V. nom. prev. desemb.	Saldo mon. a transf.	V. pres. etapa	Invest.
1º	Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "1, 2, 3 e 4"	11	536,1	5897,1				
	Acessórios e Emissários ETE "1, 2, 3 e 4"	04	33,9	135,6				
	Total			6.032,7				
	Saldo parcela anterior atualizado			0,0	6.101,4	68,7	6.032,7	6.032,7
2º	Lagoa Anaeróbia (LA) ETE "4"	01	536,1	536,1				
	Lagoa Facultativa (LF) ETEs "1" e "2"	04	1.438,5	5754,0				
	Total			6.290,1				
	Saldo parcela anterior atualizado			-95,2	6.101,4	-93,5	4.470,1	10.502,8
3º	Lagoa Facultativa (LF) ETEs "2" e "3"	04	1.438,5	5.754,0				
	Total			5.754,0				
	Saldo parcela anterior atualizado			129,6	6.101,4	217,8	3.063,7	13566,5
4º	Lagoa Facultativa (LF) ETEs "3" e "4"	04	1.438,5	5.754,0				
	Lagoa Maturação (LM) ETE "1"	01	532,4	532,4				
	Total			6.286,4				
	Saldo parcela anterior atualizado			-301,9	6.101,4	116,9	2.248,4	15.814,8
5º	Lagoa Maturação (LM) ETE "1 e 2"	11	532,4	5.856,4				
	Total			5.856,4				
	Saldo parcela anterior atualizado			-162,0	6.101,4	406,99	1.556,0	17.370,8
6º	Lagoa Maturação (LM) ETE "3 e 4"	12	532,4	6388,8				
	Total			6388,8				
	Saldo parcela anterior atualizado			-564,0	6.101,4	-	1.139,4	18.510,2

Quadro 2.10: Abatimentos da poluição por quadriênios, mediante a implantação das obras.

Investimento ao longo de 20 anos	Redução da poluição (T DBO)					
	Período 1	Período 2	Período 3	Período 4	Período 5	Acumulada
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 quadriênios	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

Quadro 2.11: Investimentos efetuados e ganhos ambientais decorrentes da implantação das ETEs segundo alternativa usual à engenharia

Período de aplicação	Parcela	Valor Nominal (mil R\$)	Valor Presente (mil R\$)	Capacidade Instalada (% fim plano)	Ganho Amb. dos períodos (T DBO)	Ganho Amb. Acumulado (T DBO)
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

2.4 ANÁLISE DOS RESULTADOS OBTIDOS NA MODELAGEM

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

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. O presente trabalho busca evidenciar a alternativa de maior proteção a partir de um dado recurso parcelado em prazo de 20 anos.



Por outro lado, como estabeleceu o item 2.2.6, 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 se buscar 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.

Ao avaliar o Quadro 2.12, 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 à avaliação dos alcances ambientais das propostas.

Quadro 2.12: 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%

2.4.2 Análise do alcance ambiental das alternativas estudadas.

Uma observação superficial dos dados dos quadros 2.7 e 2.11 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 artigo para se modular a implantação dos componentes de ETes podem ser melhor observadas segundo os enfoques desenvolvidos nos próximos tópicos.

2.4.2.1 Análise do abatimento total da poluição

O abatimento acumulado da poluição durante os 20 anos de implantação de ETes é 68% maior na proposta deste trabalho, em relação ao processo individual e usual de se buscar modular ETes. A Figura 2.8 evidencia o abatimento acumulado ao longo das fases.

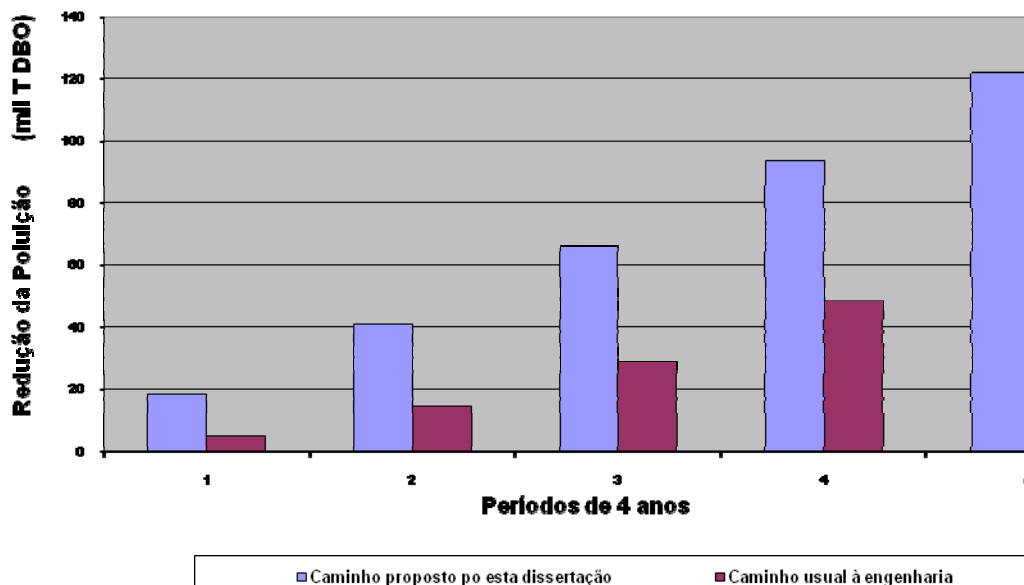


Figura 2.8: Abatimento acumulado da poluição ao longo dos 20 anos

2.4.2.2 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 a Figura 2.9. Nota-se, no primeiro período, que o caminho proposto pelo Princípio da Equi-Marginalidade traz uma redução 3,75 superior que o caminho usual à busca individual de atendimento de padrões legais.

Quando o custo marginal de redução da poluição é observado, o nível primário de tratamento, por meio das lagoas anaeróbias, traz os maiores ganhos ambientais mediante o mesmo recurso aplicado, como evidencia a Figura 2.6. Esta explicação mostra a vantagem da proposta da economia ambiental, por meio da análise agregada das ETES. Recordando, o custo marginal do processo anaeróbio representa 27,43, enquanto para os processos facultativos e de maturação esses valores foram 181,31 e 815,63, em unidades de milhares de reais por % de abatimento da poluição, observada em DBO, 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. A figura 2.10 também evidencia a vantagem comparativa da proposta de análise agregada em relação à forma usual de se estabelecer etapas em ETES. Enquanto o caminho apresentado pela economia ambiental traz uma capacidade instalada de 62,5% com a aplicação do primeiro desembolso, a alternativa usual representa apenas 16,67%.

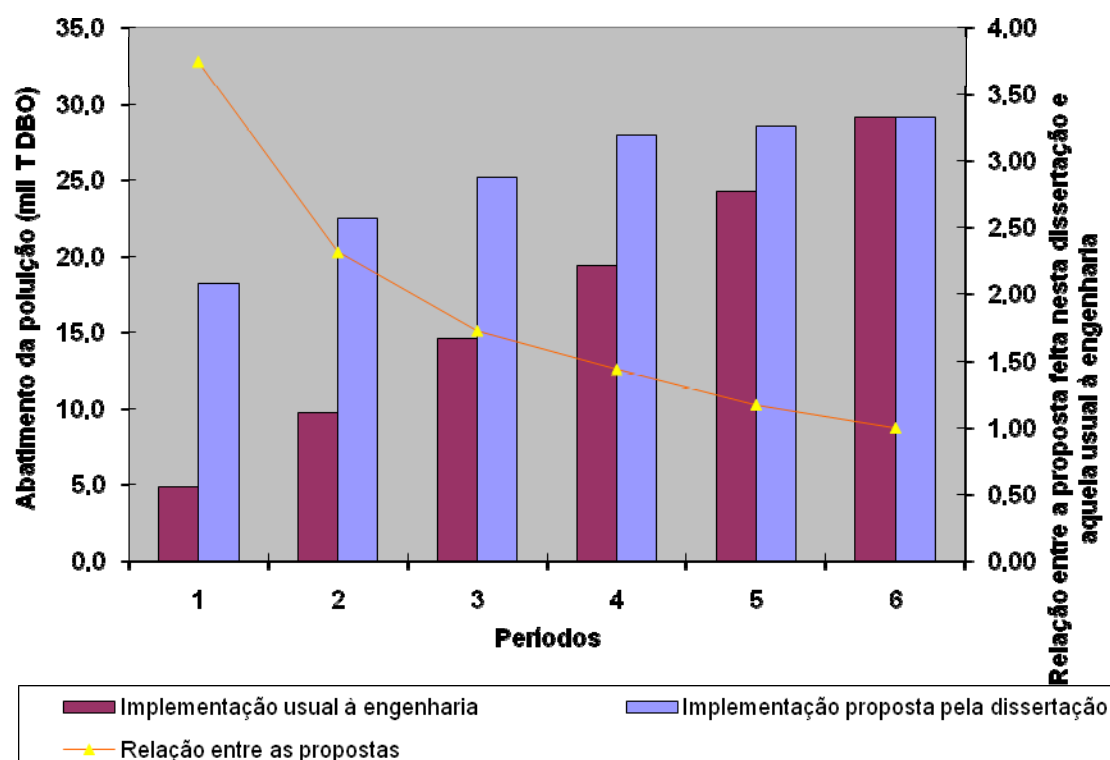


Figura 2.9: Abatimento comparativo da poluição em cada período

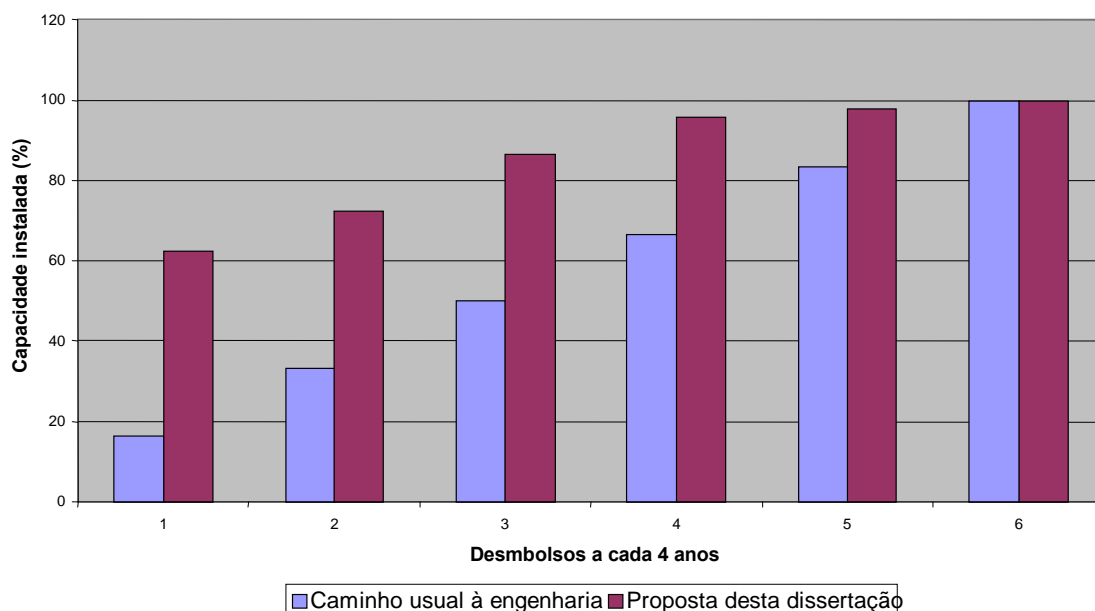


Figura 2.10: Capacidade de redução da poluição instalada (em relação ao fim de plano)

CONCLUSÕES

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. A Lei do Saneamento, na busca da viabilização financeira do serviço, não apresenta evidências que a implantação gradual de padrões conduza a obtenção de ganhos ambientais acumulados.

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 para a análise que seria menos dispendioso implantar-se sistemas completos em áreas adquiridas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMARAL Filho, Jair do. Desenvolvimento Regional Endógeno em um Ambiente Federalista. Brasília-DF: IPEA n.14, 1996.
2. 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.
3. 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.
4. BAUMOL, William J. & Wallace E. OATES. Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life. New Jersey: Prentice-Hall, 1979.
5. BRAGA, Benedito et al. Introdução à Engenharia Ambiental. São Paulo-SP: Pearson Education do Brasil, 2002.



6. BRASIL. Lei no 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Lei das Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico. Brasília, 2007.
7. _____. Lei no 9.433 de 9 de janeiro de 1997. Lei das Águas. Brasília, 1997.
8. 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.
9. CARRERA-FERNANDEZ, José & GARRIDO, Raymundo J. Economia dos Recursos Hídricos. Salvador-BA: Edufba, 2002.
10. CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução no 357 de 17 de março de 2005. Brasília: CONAMA, 2005.
11. 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.
12. 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.
13. FIELD, Barry. Economia Ambiental. Uma Introducción. Santafé - Bogotá: McGraw-Hill, 1997.
14. FNS - FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. Manual de Saneamento – Brasília: FNS, 2004. 3. ed.rev.
15. FRANÇA, Edilson P. A eficácia da multa e o desmatamento na Amazônia Legal. Brasília: Departamento de Economia, Universidade de Brasília, 2000.
16. HAVE, Steven et al. Modelos de Gestão: o que são e quando devem ser usados. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2003.
17. JACOBS, Michael. Economía Verde: Medio ambiente y desarrollo sostenible. Colombia: TM Editores e Ediciones Unidiandes, 1955.
18. JARDIM Jr., Attila M. Custo-Efetividade e Padrões Ambientais: implicações para tratamento de esgotos no Brasil. Brasília: Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e Ciência da Informação e Documentação – FACE, Universidade de Brasília – UnB, 2006.
19. KOLSTAD, Charles D. Economía Ambiental. México : Oxford University Press, 2000.
20. 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.
21. METCALF & EDDY, INC. Wastewater engineering: treatment disposal and reuse. Singapore: McGraw-Hill Book Co. Third edition. 1334 p., 1991.
22. MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Caderno Setorial de Recursos Hídricos: Saneamento. Brasília: MMA, 2006.
23. _____. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Panorama e estado dos recursos hídricos no Brasil: Volume 1. Brasília: MMA, 2006.
24. _____. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Programas Nacionais e Metas: Volume 4. Brasília: MMA, 2006.
25. MOTTA, Ronaldo S. Questões Regulatórias do Setor de Saneamento no Brasil. Brasília: IPEA. Nota Técnica de Regulação 05. jan, 2004.
26. MUELLER, Charles C. Manual de Economia do Meio Ambiente. Versão preliminar. Brasília: Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 2003.
27. 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.
28. NOGUEIRA, Jorge M. e PEREIRA, Romilson R. Critérios e Análise Econômica na Escolha de Instrumentos. Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 1999.
29. NOGUEIRA, Jorge Madeira. Desenvolvimento Sustentável: Gestão Econômica e Meio Ambiente. Cap. 1, Manual de Economia do Meio Ambiente, Volume II, Brasília: ECO-NEPAMA, 1999.
30. PEARCE, David W. & TURNER, R. Kerry. Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente. Madrid: Edigrafos, S.A., 1995.
31. PEREIRA, Romilson R. A análise custo-efetividade na gestão econômica do meio ambiente. Brasília –DF: Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 1999.
32. PERMAN, Roger; et al., Natural Resource & Environmental Economics. Inglaterra: Longman, 1999.
33. PINDYCK, Robert S. & RUBINFELD, Daniel L. Microeconomia. São Paulo - SP: Makron Books, 1994.
34. ROURA, Juan R.C.; MANCHA, Tomás; VILLENA, José E.; CASARES, Javier; GONZALES, Miguel. Cap. 4, 5 e 6. Introducción a la política económica. Madrid: McGraw-Hill, 1995.



35. 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.
36. TUROLLA, Frederico A. Política de Saneamento Básico: Avanços Recentes e Opções Futuras de Políticas Públicas. Brasília: IPEA. Texto para Discussão no 992. dez, 2002.
37. VASCONCELLOS, Maurício, A. L. Integração e Harmonização de Legislação Ambiental no Mercosul. Brasília – DF: Brasília-DF: ECO-NEPAMA, 2002.