

VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS DO RIO JAGUARIBE UTILIZANDO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA QUAL2BR

Wictor Edney Dajtenko Lemos¹; Marcos Abílio Medeiros de Sabóia²; Francisco de Assis de Souza Filho³; Felipe Augusto Tavares de Carvalho Sales⁴; Diego de Castro Maia Ribeiro⁵

Resumo---Boa parte dos serviços ambientais se constitui em bens públicos como, por exemplo, ar, água, capacidade de assimilação de dejetos etc., não tendo, portanto, preços. Para tanto, se faz necessária uma ação corretiva por parte do estado, quanto às falhas de mercado existentes. Os serviços ambientais são de extrema importância ao suporte das funções que garantem a sobrevivência das espécies. De uma maneira geral, todas as espécies animais e vegetais dependem dos serviços ecossistêmicos dos recursos naturais para sua sobrevivência. Neste trabalho, buscou-se a valoração ambiental da autodepuração e da diluição das cargas orgânicas mantida pelas vazões do rio Jaguaribe, considerando os custos referentes ao tratamento dos efluentes das cidades utilizando o sistema de lagoas de estabilização. Foi realizada simulação com o modelo numérico QUAL2BR (SABÓIA, 2011), através da aplicação ao rio Jaguaribe, por se tratar do mais importante rio do estado do Ceará. O valor total dos tratamentos estimado foi de R\$ 2.127.307,20. Este é o custo teórico fornecido pelos serviços ambientais de autodepuração e de diluição das vazões do rio Jaguaribe.

Abstract--- Much of the environmental services it provides public goods such as air, water, waste assimilation capacity etc., has not, therefore, prices. However, it is necessary corrective action by the state, due to market failures existing. The environmental services are extremely important to support the functions that ensure the survival of species. In general, all animal and plant species depend on environment services of natural resources for their survival. The aim of this work has been the valuation of environmental self-purification and dilution maintained by the river Jaguaribe flow, considering the costs for the treatment of effluents from the cities using stabilization ponds system. The simulation it was performed with the numerical model QUAL2BR (SABÓIA, 2011) and applied to the river Jaguaribe, the most important river of the state of Ceara. The total estimated of treatments value it was R\$ 2,127,307.20. This is a theoretical cost of the self-purification and dilution of the environmental services provided by the Jaguaribe river flows.

Palavras-Chave – Serviços ambientais. Modelagem matemática. Qualidade da água.

1) Doutorando em recursos hídricos, UFC. E-mail: wictoredney@hotmail.com
2) Doutorando em recursos hídricos, UFC. E-mail: marcos_abilio@hotmail.com
3) Professor do DEHA, UFC. Av. Mister Hull, s/n. E-mail: assis@ufc.br
4) Mestrando em Saneamento Ambiental, UFC. E-mail: felipemanin@hotmail.com
5) Mestrando em Recursos Hídricos, UFC. E-mail: diegocmr@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial ao planeta que atualmente enfrenta um grave problema quanto à escassez de água limpa. Existe uma preocupação atual com a evolução dos processos que fazem da água um bem em constante deterioração, notadamente por causas antropogênicas. Tais processos ameaçam os ecossistemas aquáticos, destruindo o equilíbrio normalmente apresentado. Tal degradação do meio ambiente não é paga pelos agentes causadores, tornando-se uma externalidade para o sistema econômico, pois afetam terceiros sem a devida compensação (FERREIRA *et al.*, 2011).

Boa parte dos serviços ambientais se constitui em bens públicos como, por exemplo, ar, água, capacidade de assimilação de dejetos etc., não tendo, portanto, preços, se fazendo necessária uma ação corretiva por parte do estado, quanto às falhas de mercado (MAY *et al.*, 2003). Os serviços ambientais são de extrema importância ao suporte das funções que garantem a sobrevivência das espécies. De uma maneira geral, todas as espécies animais e vegetais dependem dos serviços ecossistêmicos dos recursos naturais para sua sobrevivência. Esta importância se traduz em valores associados aos recursos ambientais, podendo ser valores morais, éticos ou econômicos.

O impacto causado pela poluição no ambiente e a avaliação de sua magnitude requer: (1) a identificação de todos os locais afetados; (2) a estimativa da relação física entre as emissões de poluentes (incluindo fontes naturais) e o problema causado ao ambiente; (3) estimativa das possíveis causas no sentido de impedir ou amenizar alguma porção do problema e (4) a valoração monetária dos impactos (TEITENBERG, 2003).

Os serviços prestados pelo ambiente à sociedade são inúmeros e indispensáveis. Um rio, por exemplo, representa uma riqueza de incalculável importância, mas que de certa forma, pode ser estimada em termos monetários. A disposição a pagar pelos serviços ambientais pode ser estimada com base em métodos de valoração monetária ambiental, importantes no dimensionamento dos impactos gerados, nos custos e nos benefícios da expansão das atividades humanas. De uma maneira geral, para se estimar os valores dos bens ou produtos, utiliza-se do preço que aparece no mercado existente. NETO (2003) comenta que caso não exista preço de mercado para aquele produto, recorre-se aos valores indiretos que se aproximariam do preço do real do bem.

Neste trabalho buscou-se a valoração ambiental da autodepuração e da diluição das cargas orgânicas mantida pelas vazões do rio Jaguaribe. Foi considerado, para tanto, os custos referentes ao tratamento dos efluentes das cidades utilizando o sistema de lagoas de estabilização. Para o tratamento numérico utilizou-se o programa computacional de modelagem de qualidade da água em rios QUAL2BR (SABÓIA, 2011). Foi realizada uma aplicação deste modelo no rio Jaguaribe, por se tratar do mais importante rio do estado do Ceará. Em seguida foi realizada a quantificação dos

custos de tratamento dos lançamentos de efluentes no trecho do rio que foi modelado, considerando o processo de autodepuração fluvial e comparando-o ao custo do tratamento relativo a lagoas de estabilização.

2. BASES CONCEITUAIS

2.1. Valoração econômica de bens ambientais

A capacidade ambiental para diluir e autodepurar as cargas orgânicas em um ecossistema aquático descreve uma propriedade inerente do ambiente que é fornecer bens ambientais para assimilar os resíduos e assim minimizar o impacto de quaisquer atividades naturais ou antrópicas (SOUTHALL *et al.*, 2004). A autodepuração dos corpos d'água é um fenômeno que promove o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (VON SPERLING, 1996).

Esse restabelecimento das condições reflete a capacidade do corpo hídrico em superar o impacto da entrada dos efluentes não tratados no sistema. Os rios, ecossistemas de grande importância da qual dependem milhares de espécies da fauna e flora, serve a diversos fins, entre eles, a diluição, o transporte e a assimilação de esgotos urbanos e industriais (Lei Estadual N° 11.996, de 24 de JULHO DE 1992).

Embora os serviços ambientais proporcionados pelos ecossistemas fluviais sejam indispensáveis, não existe um valor econômico predefinido para tal amenidade. Mesmo em número limitado, as tentativas dos economistas ecológicos e outros pesquisadores para avaliar o valor monetário dos vários serviços ambientais fornecidos por rios estão aumentando. Vários pesquisadores têm estimado o valor ambiental das vazões ecológicas para os mais diversos fins ambientais (Loomis *et al.*, 2000; Holmes *et al.*, 2004; Morrison; Bennett, 2004 apud OJEDA *et al.*, 2008), incluindo, entre eles, o valor ambiental do processo de autodepuração em rios.

Do ponto de vista econômico, o valor de um recurso ambiental é aquele importante para a tomada de decisão, ou seja, é a contribuição do recurso para o bem estar social, sendo, portanto, equivalente ao que estaríamos dispostos a abrir mão de maneira a obter uma melhoria na qualidade ou quantidade de recurso ambiental (MAY *et al.*, 2003). Assim, a valoração econômica de recursos naturais nada mais é que uma análise de *trade-offs*, ou uma escolha entre opções.

O valor econômico total de um recurso ambiental compreende a soma dos valores de uso e do valor de existência (valor de não-uso), que representa uma estrutura útil para identificar os diversos valores associados aos recursos ambientais do recurso ambiental. Valores de uso compreendem a soma dos valores de uso direto, indireto e valores de opção. Valores de uso indireto são aqueles

advindos das funções ecológicas do recurso ambiental ou derivados do uso do recurso externo ao ambiente. Valores de opção se relacionam à quantia que os indivíduos estariam dispostos a pagar para manter o recurso para uso futuro. Valor de existência ou de não-uso está relacionado à satisfação pessoal em saber que o objeto está lá, sem que o indivíduo tenha vantagem direta ou indireta dessa presença.

Para o caso dos serviços ambientais, o valor do bem reflete uma relação de existência, ou valor de não-uso. Os valores de não-uso normalmente são atribuídos ao recurso ambiental, sem que este esteja ligado a algum de seus usos. Uma valoração direta para serviços prestados por rios, no quesito autodepuração, pode ser estimada comparando-se dados de saída de modelos de qualidade da água com dados consistentes de custos de implantação de sistemas de tratamento de água. Tem-se assim um método indireto de valoração ambiental, que infere o valor econômico de um recurso a partir da observação do comportamento dos indivíduos em mercados relacionados com o ativo ambiental (MAY *et al.*, 2003).

2.2. Modelos numéricos de qualidade da água

A modelagem da qualidade da água tem evoluído desde o início do século XX, época em que a capacidade de processamento dos computadores ainda era nenhuma ou muito limitada. Os principais modelos eram aplicados em cenários simplificados e características rudimentares, utilizando-se de simples geometrias das seções, fluxos em estado permanente e reações cinéticas lineares (CHAPRA, 1997).

O primeiro trabalho no campo da modelagem foi desenvolvido em 1925 por Streeter & Phelps (“Estudo sobre poluição e purificação natural do rio Ohio”), aplicado no rio Ohio, principal afluente do rio Mississipi, localizado no leste dos Estados Unidos (STREETER; PHELPS, 1925). Esse trabalho forneceu um meio capaz de determinar os níveis de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de um determinado rio.

O modelo QUAL2BR (SABÓIA, 2011) é um programa computacional capaz de calcular os mais diversos parâmetros de qualidade da água em rios, entre eles, a reação para a demanda bioquímica de oxigênio. O modelo assume que a variação da DBO é uma reação de primeira ordem. A função utilizada no modelo também considera a remoção da DBO por sedimentação, erosão e floculação, os quais não exercem demanda por oxigênio.

A DBO pode ser definida como a quantidade necessária de oxigênio necessária para que os microorganismos presentes na amostra oxidem a matéria orgânica para uma forma inorgânica estável. Outro conceito importante a ser definido é o que se refere a DBO_5 que consiste na

quantidade de oxigênio dissolvido que será consumido pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica em um período de cinco dias e a uma temperatura de 20°C.

A equação diferencial usada no modelo matemático para descrever a taxa de variação da DBO é a mostrada pela Equação 1

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L \quad (1)$$

Onde L é a concentração da última DBO, em mg.L^{-1} ; K_1 é o coeficiente de decomposição, dependente da temperatura, em dia^{-1} e K_3 é a taxa de perda de DBO devido à sedimentação, dependente da temperatura, em dia^{-1} . O valor aproximado da variável K_1 pode ser determinado através das Equações 2 e 3 (BROWN; BARNWELL, 1987)

$$K_1 = 0.3 \left(\frac{H}{8}\right)^{-0.434} \text{ para } 0 \leq H \leq 8 \text{ pés} \quad (2)$$

$$K_1 = 0.3 \text{ para } H > 8 \text{ pés} \quad (3)$$

Já para a constante K_3 , a equação aproximada do seu valor pode ser dada pela Equação 4 (CHAPRA, 1997):

$$K_3 = \frac{v_s}{H} \quad (4)$$

Onde v_s é a velocidade de sedimentação, em m.dia^{-1} e H a profundidade da água, em metros.

2.3. Legislação existente

O capítulo II da política nacional dos recursos hídricos destaca os objetivos principais da qualidade da água, que é “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”. Por qualidade da água entende-se o conjunto de todas as características físicas, químicas e biológicas que ela apresenta. A qualidade varia de acordo com a sua utilização, onde padrões de classificação pretendem classificar a água de acordo com a sua potabilidade, a segurança que apresenta para o ser humano e para o bem estar dos ecossistemas.

A resolução CONAMA 357/2005 dispõe sobre a qualidade apresentando-a por um segmento de corpo d'água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente às Classes de Qualidade. Por classes de qualidade define-se o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. A mesma lei impõe enquadramentos específicos para cada classe de qualidade de acordo com o estabelecimento de metas ou objetivos a serem obrigatoriamente alcançados ou mantidos em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo.

2.4. Local de aplicação

O local escolhido para a valoração ambiental do serviço de autodepuração e de diluição foi o rio Jaguaribe. A bacia do rio Jaguaribe ocupa 72.440 Km² aproximadamente, o que representa metade do Estado do Ceará. Dentre as principais preocupações associadas ao gerenciamento da qualidade da água do rio Jaguaribe está a descarga de efluentes domésticos, a deposição de resíduos sólidos e o escoamento superficial de áreas agrícolas (PAULA *et al.*, 2006).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Os rios e outros cursos de água corrente podem se recuperar rapidamente de níveis moderados de resíduos degradáveis com demanda de oxigênio pela combinação da diluição e da biodegradação de tais resíduos por bactérias (MILLER Jr., 2007). Neste trabalho foi realizada uma simulação para vários cenários na bacia do Jaguaribe através do modelo QUAL2BR (SABÓIA, 2011).

Inicialmente, simulou-se o esgoto bruto das cidades despejado no rio, sem qualquer tipo de tratamento e sem autodepuração. Em seguida, foram simulados os mesmos despejos levando-se em consideração o processo de autodepuração. Finalmente, simulou-se um ambiente sem qualquer tipo de autodepuração, apenas utilizando-se do processo de tratamento dos efluentes por lagoas de estabilização. A Figura 1 descreve o esquema utilizado.

Na região Nordeste do Brasil existe uma predominância em sistemas de tratamentos por lagoas de estabilização, fato que se deve à facilidade de implantação da estação de tratamento (ETE). Além disso, estas lagoas utilizam mão de obra pouco qualificada, sendo simples a operação e a manutenção destes sistemas, sem a necessidade de mão de obra qualificada.

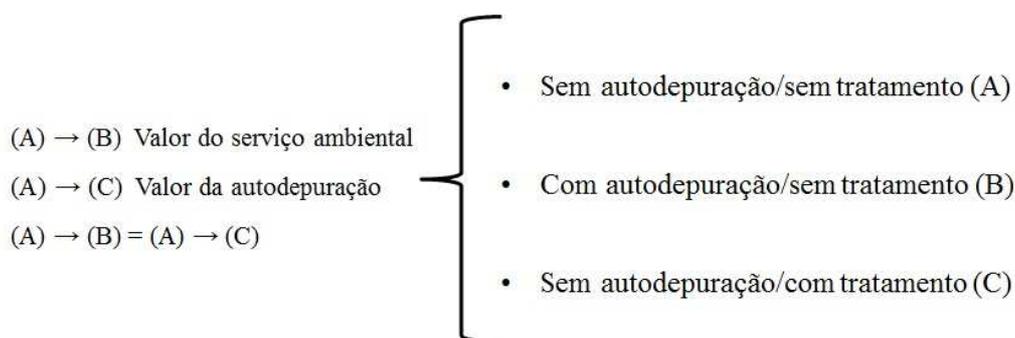


Figura 1. Esquema utilizado para a valoração econômica do serviço ambiental de autodepuração e de diluição.

De acordo com Dos Santos (2007) *apud* Sales (2010), o tipo de sistema realizado por lagoa facultativa seguida por lagoa de maturação é o mais utilizado no Nordeste. Lagoas de estabilização necessitam de grandes áreas e, por ter boa disponibilidade de insolação, a região Nordeste permite maior eficiência das lagoas.

Neste trabalho foi utilizada a tecnologia das lagoas de estabilização a fim de cálculo do valor ambiental do processo de autodepuração do rio Jaguaribe, onde se considerou o parâmetro DBO da água. Especificamente, foram utilizados dados referentes aos custos de implantação de lagoas de estabilização compostas por uma lagoa facultativa seguida por duas lagoas de maturação (SALES, 2010).

O custo de uma estação de tratamento de esgotos depende do grau de eficiência e do mecanismo de tratamento que se objetiva. JORDÃO & PESSOA (2005) *apud* Sales (2010) apresentam alguns estudos econômicos de estações de tratamento de esgotos implantados em várias regiões do país, separados por tipos de tratamentos.

Tabela 1. Custo de implantação de ETE com lagoas de estabilização no Brasil.

CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO DE ETE COM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO BRASIL					
ETE	Pop. (Hab.)	Vazão (L/s)	Custo Implantação (R\$)	Custo Implantação/Hab. (R\$/Hab.)	Custo Implantação/Vazão (L/s)
Presidente Alves – SP	4.800	7,90	239.023,71	49,80	30.256,17
Adolfo – SP	5.700	9,50	210.329,67	36,90	22.139,97
Sete Barras – SP	12.296	29,00	984.660,49	80,08	33.953,81
Pariquera - Açu – SP	15.499	35,30	1.331.859,42	85,93	37.729,73
Piratinga – SP	21.000	34,70	1.549.154,10	73,77	44.644,21
ETE - Brazlândia – DF	29.600	86,00	2.642.336,73	89,27	30.724,85
Média				R\$ 69,29	R\$ 33.241,45

Fonte: JORDÃO & PESSOA (2005) *apud* Sales (2010).

De acordo com a Tabela 1, verifica-se que o custo médio de implantação per capita de uma ETE é de R\$ 69,29, e o custo médio de implantação por vazão de efluente tratada é de R\$ 33.241,45 por litro por segundo. Os dados evidenciam o crescimento dos custos com o aumento da população

atendida ou com o aumento da vazão dos efluentes gerados, no Brasil. Na Tabela 2, encontram-se dados referentes ao custo de implantação de ETE por distritos no estado do Ceará. A partir destes dados, foi possível obter uma equação para o cálculo dos custos médios de implantação de ETE no estado.

Tabela 2. Custo de implantação de ETE por vazão nos distritos pesquisados no estado do Ceará.

Distrito	Total (R\$)	R\$/L/S	Eficiência (DBO (%))
Araquém em Coreaú	833.090,1265	118.390,8884	98,8000
Alcântaras	1.547.451,1877	51.031,4638	98,7000
Porteiras	1.828.133,0173	38.023,4231	98,8600
Catarina	2.000.636,4659	38.510,2230	98,8600
Aurora	2.656.935,5948	35.091,3264	98,8500
Frecheirinha	2.263.723,3650	36.830,2912	98,5000
Coreaú	2.146.454,1306	12.487,2173	98,6100
Mucambo	2.549.975,8856	20.970,6273	98,8500
Barro	3.458.073,6725	17.836,3474	99,0000
Massapê	3.969.261,8490	19.262,0024	97,9600
Tauá	6.842.878,3208	17.759,6603	92,0900
Tianguá	3.152.185,8400	6.814,2940	-

Fonte: Adaptado de Sales (2010).

A curva de custo gerada pode ser observada na Figura 2, referente à relação entre os custos de implantação de ETE versus vazão dos efluentes gerados.

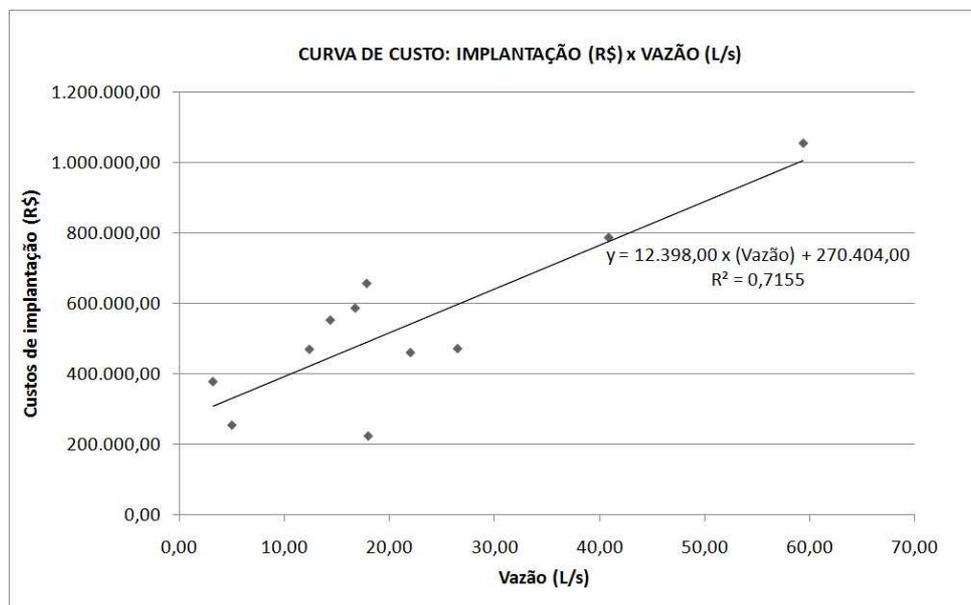


Figura 2. Relação entre os custos de implantação e a vazão de projeto de ETE para o estado do Ceará. Adaptado de SALES (2010).

Na Figura 3, a mesma curva foi gerada correspondente aos custos de implantação versus a população atendida.

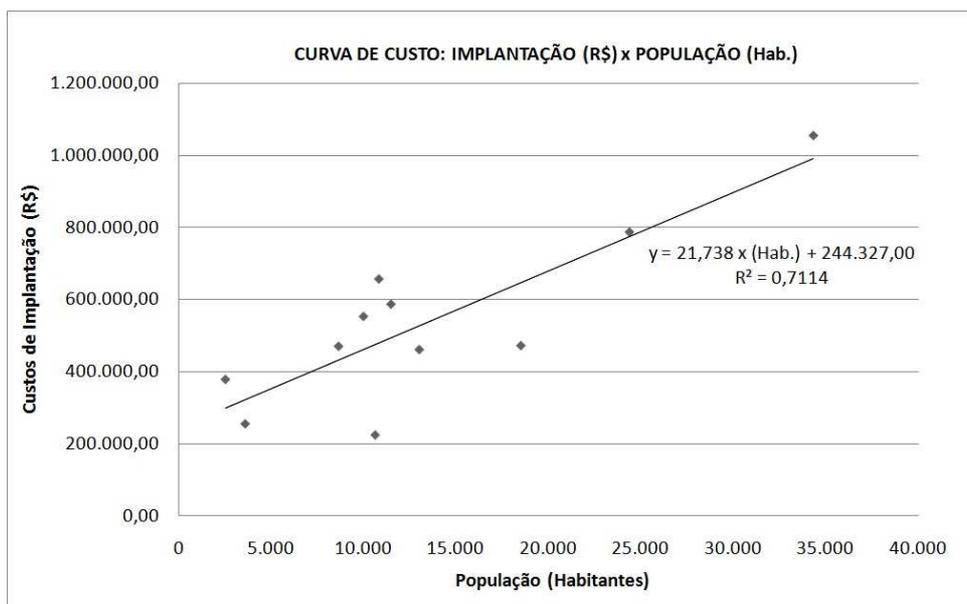


Figura 3. Relação entre os custos de implantação de ETE e o número de habitantes para o estado do Ceará. Adaptado de SALES (2010).

O sistema integrado de tratamento de água e de esgotos pode ser representado de forma simples como mostrado na Figura 4. Ao longo do percurso do rio, certa quantidade de água é retirada para o consumo humano e retorna ao rio após tratamento. Na realidade, grande parte dos efluentes é liberada no rio sem tratamento prévio algum, refletindo em condições inadequadas da qualidade da água.

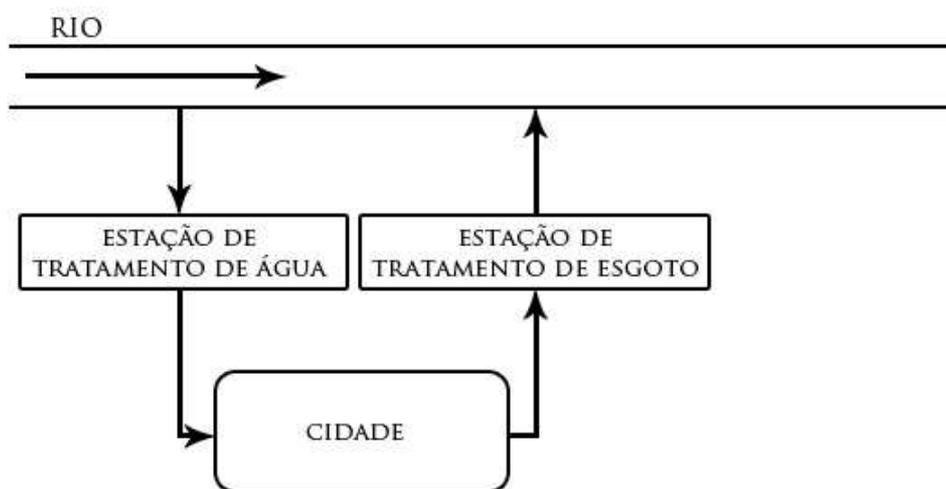


Figura 4. Sistema padrão de tratamento de água e esgoto. Fonte: Sabóia (2011).

Na figura 5, o diagrama unifilar montado com a topologia do sistema modelado. O início do percurso se deu à jusante do açude orós, recebendo cargas da cidade próxima. O final do trecho foi o oceano, após a cidade de Fortim.

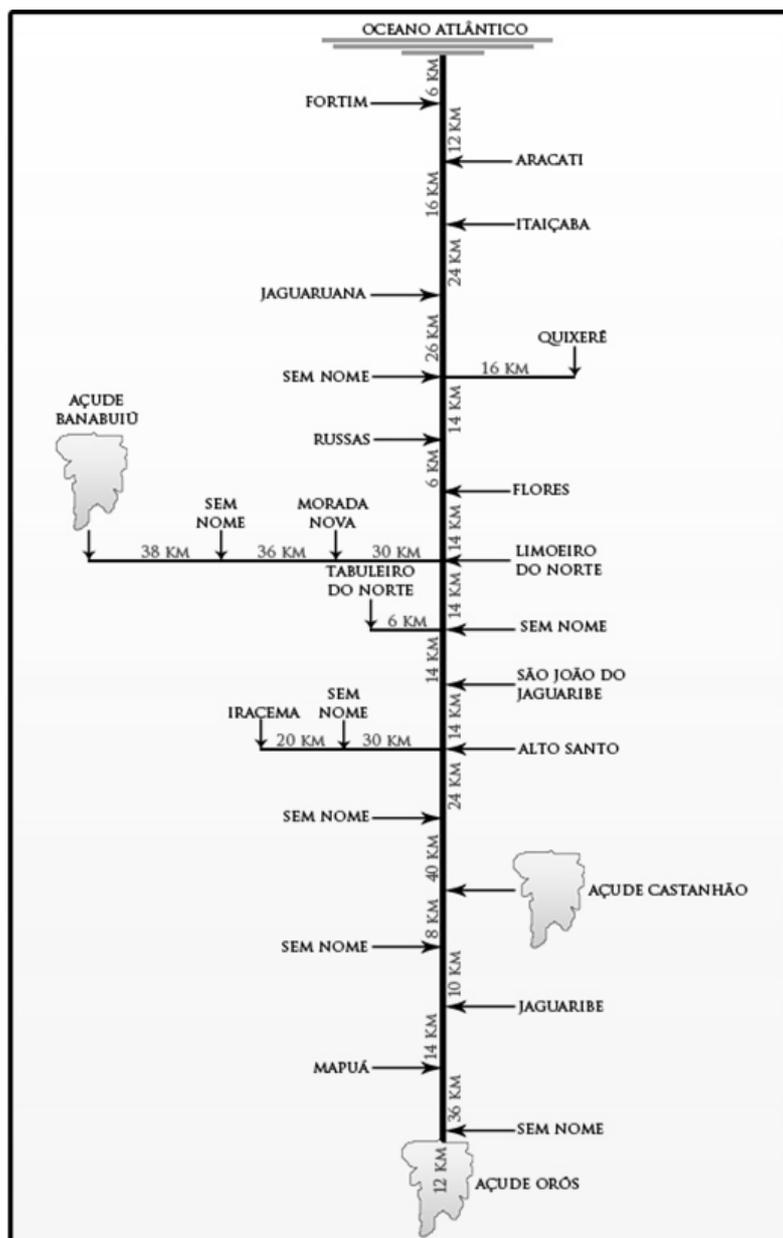


Figura 5. Diagrama unifilar com a topologia do sistema modelado.

Os dados referentes aos lançamentos ao longo do trecho de rio serviram de entrada ao modelo numérico, considerando-se apenas a variável DBO. A Tabela 3 apresenta a descrição das vazões médias dos efluentes nas cabeceiras na Bacia do rio Jaguaribe. Para o oxigênio dissolvido utilizou-se seus valores de saturação, para as vazões médias nas cabeceiras do rio.

Tabela 3. Vazões médias nas cabeceiras dos efluentes na Bacia do Jaguaribe.

Cabeceira	Vazão (m ³ /s)	OD (mgL ⁻¹)	DBO (mg/L)
Açude Orós	5,0	7,83	0
Iracema	0,1	7,83	0
Tabuleiro do Norte	0,1	7,83	0
Banabuiú	0,1	7,83	0
Quixeré	0,1	7,83	0

A Tabela 4 apresenta o sistema completo onde foi realizada a modelagem. Cada cidade recebeu uma identificação por trecho, somando ao final um percurso total de 304 Km simulados.

Tabela 4. Descrição dos trechos do sistema.

Número do trecho	Nome	Começo (Km)	Fim (Km)	Cabeceira
1	Orós	304	292	Sim
2	-	292	256	Não
3	Mapuá	256	242	Não
4	Jaguaribe	242	232	Não
5	-	232	224	Não
6	Castanhão	224	184	Não
7	-	184	160	Não
8	Iracema	50	30	Sim
9	-	30	0	Não
10	Alto Santo	160	146	Não
11	S. J. Jaguaribe	146	132	Não
12	Tabuleiro do Norte	6	0	Sim
13	-	132	118	Não
14	Banabuiú	104	66	Sim
15	-	66	30	Não
16	Morada Nova	30	0	Não
17	Limoeiro do Norte	118	104	Não
18	Flores	104	98	Não
19	Russas	98	84	Não
20	Quixeré	16	0	Sim
21	-	84	58	Não
22	Jaguaruana	58	34	Não
23	Itaiçaba	34	18	Não
24	Aracati	18	6	Não
25	Fortim	6	0	Não

Considerou-se uma vazão constante de $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a partir do ponto de início da modelagem, à jusante do açude Orós. O valor inicial da vazão juntamente com os valores do OD na saturação e DBO zero foram condições impostas para a simulação da depuração natural a partir do trecho de número 1. Assim, considerou-se uma água limpa na entrada do sistema, focando o processo ambiental a partir deste ponto. Na prática, a demanda bioquímica por oxigênio que chega ao Orós é um valor diferente de zero, assim como o oxigênio dissolvido geralmente não se apresenta em seu estado saturado.

4. RESULTADOS

Através do modelo QUAL2BR foi possível a simulação do cenário descrito, de acordo com as cargas efluentes (DBO), comparando os resultados obtidos para o processo de autodepuração e diluição do rio e os custos referentes aos tratamentos da água. O nível de tratamento considerado pode ser visualizado na Tabela 5.

Tabela 5 - Níveis de tratamento adotado

Parâmetro	Nível de tratamento
DBO	85%

Fonte: SALES, 2010.

Utilizou-se o coeficiente k_1 de 0,3 e k_3 igual a zero (considerando-se que não houve sedimentação de matéria orgânica, usado para maximizar o processo de autodepuração fluvial). Na Tabela 6 observam-se todos os lançamentos incrementais considerados, com DBO de 300 mg.L^{-1} por cada vazão específica. Os dados das vazões médias dos lançamentos de esgotos foram coletados a partir do trabalho realizado por VBA CONSULTORES (1998/1999) *apud* SABÓIA (2011).

Tabela 6 - Lançamentos incrementais ao longo do trecho do rio Jaguaribe.

Número do trecho	Vazão (m^3/s)	DBO (mg/L)
3	0,001	300
4	0,015	300
8	0,007	300
10	0,003	300
11	0,002	300
12	0,013	300
14	0,005	300
16	0,025	300
18	0,003	300
19	0,03	300
20	0,004	300
22	0,011	300
23	0,0033	300
24	0,036	300
25	0,007	300

Para o modelo numérico, foram utilizadas simulações considerando os parâmetros apresentados na Tabela 7. Os valores são constantes e representam uma média do que seria encontrado na realidade (CHAPRA, 1997).

Tabela 7. Coeficientes utilizados na simulação.

N (rugosidade)	0,02
b_0 (largura de fundo do canal)	5 m
s (declividade lateral do canal)	1
se (declividade de fundo do canal)	0,005
K_1	0,3 dia ⁻¹
K_3	0
Temperatura	28°
E (dispersão)	60 m ² /s

O gráfico da Figura 6 mostra como se altera a qualidade da água do rio ao receber as cargas de efluentes das cidades, considerando-se a simulação para uma vazão de referência de 5 m³.s⁻¹. O valor para a vazão do rio foi considerada constante para que fosse possível a comparação com os custos de implantação de estações de tratamento de esgotos. Quanto maior a vazão do rio, maior também a capacidade de diluição, e assim, menor o impacto do efluente na qualidade da água.

Os efluentes lançados ao rio sem tratamento e com concentração inicial de 300 mg.L⁻¹ foram sendo autodepurados e diluídos ao longo da extensão do trecho considerado. A concentração inicial de zero mg.L⁻¹ (considerando que o rio à montante apresentava água completamente limpa) foi sendo incrementada a cada trecho específico, chegando ao final do trajeto com um valor de 9 mg.L⁻¹. O processo de autodepuração e de diluição pode ser considerado os serviços mais expressivos prestados pelo rio e, neste momento, apenas a diluição foi computada em termos de cálculo.

No segundo momento, foi considerado o processo de autodepuração e de diluição, mas sem o prévio tratamento dos efluentes incrementais. Nota-se pelo gráfico da Figura 6 que houve uma redução na concentração final da DBO acumulada ao longo do trecho considerado, que chegou ao final com concentração de 6,5 mg.L⁻¹, aproximadamente.

O último passo da simulação foi realizado considerando-se apenas o tratamento dos efluentes, sem considerar o processo de autodepuração fluvial. Os valores foram aproximados numericamente a fim de igualar os serviços ambientais ao tratamento dos efluentes. A partir da Figura 2, que mostra a relação entre os custos de implantação e a vazão de projeto de ETE para o estado do Ceará, foi possível calcular o valor de cada tratamento de acordo com as vazões incrementais da Tabela 6. Para tanto, utilizou-se a equação de custo $y = 12.398,00 \times (\text{Vazão}) + 270.404,00$, com $R^2 = 0,7155$, onde y é o valor do tratamento para a vazão do efluente considerada.

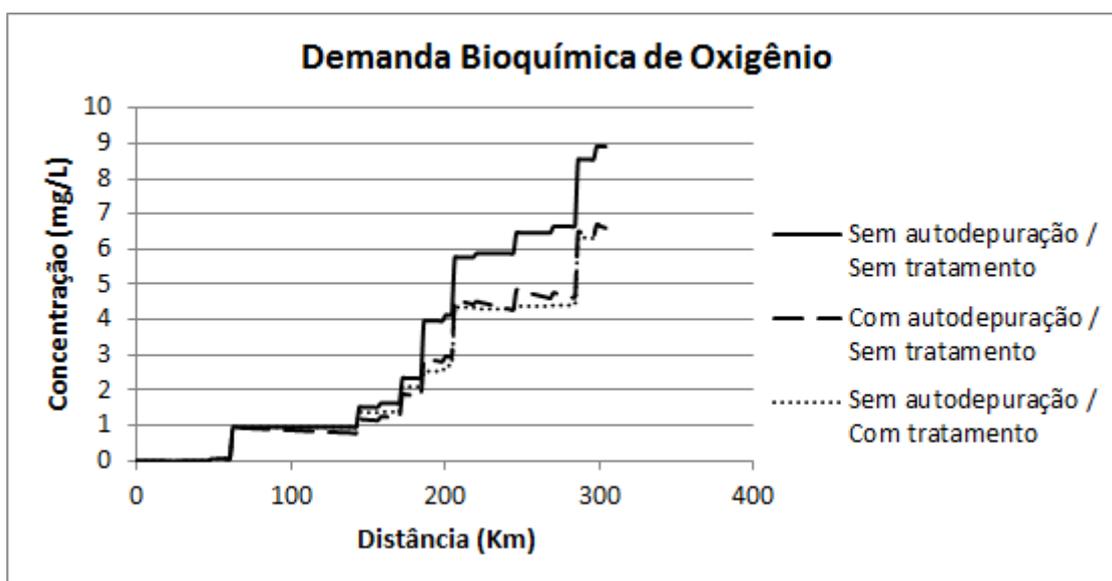


Figura 6. Níveis de DBO devido ao lançamento dos efluentes no rio simulando três possibilidades para a vazão de referência indicada.

Os valores do tratamento dos efluentes podem ser visualizados na Tabela 8, para cada trecho em que houve lançamento. O custo para o tratamento de cada vazão específica é o valor calculado para a implantação de uma estação de tratamento de esgotos por lagoa de estabilização. Portanto, a Tabela 8 evidencia os custos necessários à redução da DBO de 300 mg.L⁻¹ para 45 mg.L⁻¹, considerando-se 85% de eficiência no processo, e para cada vazão citada.

Tabela 8 - Custos de tratamento nos trechos onde houve lançamentos de efluentes.

Número do trecho	Vazão (m ³ /s)	Custo (R\$)
3	0,001	133.576,00
4	0,015	572.392,00
8	0,007	321.640,00
10	0,003	196.264,00
11	0,002	164.920,00
12	0,013	509.704,00
14	0,005	258.952,00
16	0,025	885.832,00
18	0,003	196.264,00
19	0,03	1.042.552,00
20	0,004	227.608,00
22	0,011	447.016,00
23	0,0033	205.667,20
24	0,036	1.230.616,00
25	0,007	321.640,00
TOTAL		2.127.307,20

Tratando apenas os lançamentos que estão selecionados (em negrito na Tabela 8) aproxima-se o valor total dos tratamentos ao custo que estaria envolvido o processo de autodepuração e de diluição do rio Jaguaribe. O valor total de R\$ 2.127.307,20 é o custo fornecido pelos serviços

ambientais de autodepuração e de diluição considerados. Os trechos selecionados, 10,11, 16, 20, 22 e 23, se tratados, permitiriam que o rio Jaguaribe apresentasse concentração de DBO igual ao que apresentaria com todos os lançamentos, mas com os processos de autodepuração e de diluição atuantes.

Este valor é uma estimativa que permitiu, através da igualdade dos processos ambientais e dos custos relativos aos tratamentos dos efluentes, uma aproximação dos valores dos serviços, e com isso, a valoração ambiental destes serviços ambientais. O valor do bem ambiental reflete uma relação de não-uso, atribuídos ao recurso ambiental sem sua ligação com usos específicos. A valoração direta dos serviços prestados pelo rio Jaguaribe foi estimada apenas comparando os dados de saída do modelo de qualidade da água com os dados dos custos de implantação de sistemas de tratamento de água. Assim, a partir de um método indireto de valoração ambiental, foi possível inferir valores teóricos do processo natural de autodepuração e diluição prestado pelo rio Jaguaribe.

5. CONCLUSÕES

A valorização ambiental é um tema crescente e de grande aplicabilidade. A importância em se valorar um determinado serviço ambiental vai de encontro às necessidades humanas, visto a necessidade de se impor valores a um bem de tamanha importância à sociedade. A valoração econômica dos serviços ambientais é de fundamental importância e com vistas à gestão dos recursos ambientais, poderá ter papel indispensável na tomada de decisões. Em projetos de grande impacto ambiental, permitirá inserir, de forma mais realista, o meio ambiente nas estratégias de desenvolvimento econômico, sejam locais, regionais ou nacionais (MAY *et al.*, 2003).

O valor total de R\$ 2.127.307,20 foi o custo teórico fornecido pelos serviços ambientais de autodepuração e de diluição do rio Jaguaribe. Este valor seria o gasto público em manter a água do rio Jaguaribe com a mesma qualidade, caso não houvesse os processos considerados.

A utilização de modelos matemáticos na valoração ambiental é uma ferramenta relevante, dada a simplificação de aplicação e a economia de tempo e dinheiro em campanhas de monitoramento. Valorar serviços ambientais se torna necessária à gestão dos recursos hídricos no âmbito de uma abordagem mais sustentável. No futuro, em condições mais desfavoráveis, atribuir valores aos bens naturais talvez represente uma forma completa na proteção e preservação ambiental.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos e ao DEHA (Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental) da Universidade Federal do Ceará, pelo apoio e estrutura fornecida.

BIBLIOGRAFIA

- BROWN, L.C; BARNWELL Jr., T.O. (1987). *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual*. Environmental Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 189p.
- CHAPRA, S. C (1997). *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill, New York. 844 p.
- FERREIRA, K. C.; CURADO, P. H. C. F.; ANDRADE, E. A. *Economia Ambiental – A Importância de se Valorar os Impactos Ambientais*. Disponível em: <<http://www.alfa.br/revista/pdf/7adm.pdf>>. Acesso em: 10 Jun. 2011.
- FRAGOSO Jr., Carlos Ruberto; MARQUES, David de Motta; FERREIRA, Tiago Finkler (2009). *Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos*. São Paulo: Oficina de Textos, 304p.
- MAY, Peter H.; LUSTOSA, Maria Cecília; VINHA, Valéria da (2003). *Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática*. Rio de Janeiro, Elsevier. 318 p.
- MILLER Jr, G. Tyler (2007). *CIÊNCIA AMBIENTAL*. São Paulo: Thomson Learning. 617p.
- NETO, Afonso Negri (2003). *PREÇOS HEDÔNICOS*. Informações Econômicas, SP, v.33, n.12, dez.
- OJEDA, Monica Ilija; MAYER, Alex S.; SOLOMON, Barry D. (2008). *Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta*. *ECOLOGICAL ECONOMICS*, 65: 155–166.
- SABÓIA, M. A. M. (2011). *Desenvolvimento de modelo de qualidade da água em rios com vistas a avaliação custo-efetividade do enquadramento dos corpos de água*. 176f. Dissertação apresentada ao curso de Engenharia Civil (Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza).
- SALES, F. A. T. C (2010). *Análise econômica de estações de tratamento de esgoto*. 2010. 89f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Centro de tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- SOUTHALL, Tristan; TREVOR, Telfer; HAMBREY, John (2004). *Environmental capacity modelling in aquaculture development*. Tropeca Working Paper No. 1. Department for International Development Aquaculture and Fish Genetics Research Programme - UK, Jul., 113p.

STREETER, H. W.; E. B. PHELPS (1925). *Studies of the pollution and natural purification of the Ohio River*. Public Health Bulletin, n. 146, 80 p.

TEITENBERG, Thomas H. (2003). *Environmental and natural resource economics*. 6th edition, Addison Wesley. 646 p.