

## Desenvolvimento de um Sistema de Apoio à Análise de Outorga de Lançamento de Efluentes - Estudo de Caso: Bacia do Alto Iguaçu

Iuri Machado Nahon, Regina Tiemy Kishi, Cristóvão Vicente Scapulatempo Fernandes

Departamento de Hidráulica e Saneamento – DHS/UFPR  
iurinahon@pop.com.br; rtkishi.dhs@ufpr.br; cris.dhs@ufpr.br

Recebido: 17/12/07 – revisado: 06/03/08 – aceito: 12/05/09

### RESUMO

O presente artigo apresenta um sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes para a variável Demanda Bioquímica de Oxigênio. Esse sistema partiu da premissa de quatro problemas nacionais: crescente poluição dos corpos hídricos, falta de dados para conhecimento do comportamento do corpo receptor, equipe técnica reduzida nos órgãos outorgantes e falta de uma metodologia para análise de outorga de lançamento de efluentes.

O sistema utilizou as equações do Modelo de Streeter-Phelps para fazer uma análise na Bacia do Alto Iguaçu entre este modelo, utilizando coeficientes conservadores para proteção dos corpos aquáticos e o Modelo QUAL2E calibrado para esta bacia. O sistema testou quatro coeficientes e ainda fez uma análise de erros em dados hidráulicos (velocidade média).

Assim, pode-se dizer que este sistema pode auxiliar inicialmente, em ocasiões e locais com deficiência de dados para calibração de modelos, nos processos de outorga de lançamento de efluentes até que haja condições suficientes (dados, equipe técnica, metodologia consolidada) para se utilizar novos modelos que representem melhor a qualidade das águas.

**Palavras-chave:** outorga de lançamento de efluentes, Demanda Bioquímica de Oxigênio, bacia do Alto Iguaçu.

### INTRODUÇÃO

Mundialmente está se buscando uma metodologia técnica para auxiliar nas análises de solicitações de autorizações de lançamento de efluentes considerando não somente limites de descargas, mas também o padrão de qualidade da água do corpo receptor.

A principal dificuldade encontrada para se adotar uma metodologia está na indisponibilidade de dados para previsão confiável do comportamento de recursos hídricos em relação às descargas, e para adquiri-los, demanda tempo e custo elevado, além de recursos humanos especializados. (NAHON e KISHI, 2006)

A proposta deste artigo é apresentar o desenvolvimento e a verificação de um sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes com matéria orgânica na Bacia do Alto Iguaçu para auxiliar às solicitações de efluentes para variável Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

### BACIA DO ALTO IGUAÇU

A área estudada foi a bacia do Alto Iguaçu, localizada no sudeste do estado do Paraná – Brasil,

como pode ser visto na Figura 1. Nessa área se situa a Região Metropolitana de Curitiba (RMC).

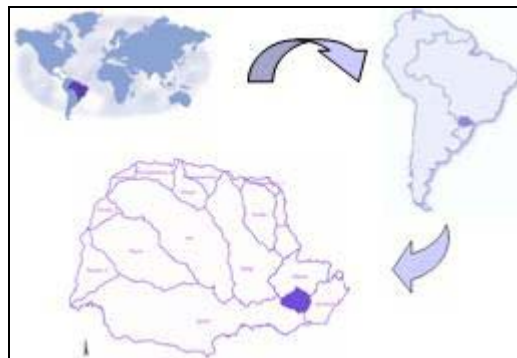


Figura 1 - Localização da bacia do Alto Iguaçu  
Fonte: CHELLA et al. (2005)

A bacia do Alto Iguaçu tem aproximadamente 3.000 km<sup>2</sup> de área de drenagem, porém neste trabalho foram estudados apenas 2579 km<sup>2</sup>.

Conforme Chella et al. (2005), nesta bacia existem 55 estações de monitoramento que englobam monitoramento fluviométrico, qualidade da água, descarga sólida, operadas pela Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e

Saneamento Ambiental (SUDERHSA) e pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Existem ainda 35 estações exclusivas de monitoramento da qualidade da água, de responsabilidade do IAP e uma estação de responsabilidade da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).

As estações fluviométricas da bacia do Alto Iguaçu estão bem distribuídas sobre a área da bacia, representando bem as características hidrológicas da região, sendo que nos principais afluentes existe pelo menos uma estação hidroambiental.

Apesar de existir uma grande quantidade de informações, ainda há muita inconsistência entre essas. Quase todas as séries históricas de vazão dos postos fluviométricos possuem meses e até anos seguidos com falhas de observação.

### Estudo realizado com modelo de qualidade de água

Fernandes (2005) utilizou o modelo QUAL2E na Bacia do Alto Iguaçu, com dados atualizados da Matriz de Fontes de Poluição gerada no Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000). Este estudo foi dado continuidade através do projeto “Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão”, também conhecido como “Projeto Enquadramento”, que teve início no ano de 2006.

Knapik et al. (2006) calibraram o modelo QUAL2E nesta bacia através de tentativas de ajuste das curvas simuladas de vazão e concentração de DBO5 num intervalo de 25 a 75% de permanência dos respectivos dados coletados em campo, com valor ótimo próximo à mediana.

## SISTEMA DE APOIO À ANÁLISE DE OUTORGA DE LANÇAMENTO DE EFLUENTE

O sistema de apoio à análise de solicitação de outorga de lançamento de efluente com matéria orgânica constitui-se de duas partes: cálculo da vazão apropriada para diluição com relação à variável DBO5 e análise da concentração de oxigênio dissolvido (OD), sendo que a vazão apropriada para diluição é aquela necessária para diluir o efluente de forma a manter o padrão de qualidade do corpo receptor na classe de enquadramento.

De acordo com o sistema, se a vazão apropriada para diluição ( $Q_{a,l}$ ) for maior que a vazão disponível para outorga ( $Q_{disp\_out}$ ), a outorga não poderia ser concedida e, portanto, sua carga deveria ser reduzida ou o local de lançamento deslocado para outro com disponibilidade. Com o sistema, ainda é possível localizar pontos onde há vazão disponível para outorga referente à carga solicitada ou calcular a redução de carga necessária para o lançamento no mesmo local. Por outro lado, se o corpo hídrico possui vazão disponível para outorga ( $Q_{a,l} < Q_{disp\_out}$ ) ao longo do trecho (do ponto de lançamento para jusante deste) para o qual a outorga foi solicitada, passa-se para a etapa 2, na qual é feita a verificação quanto à variável Oxigênio Dissolvido (OD). Uma vez atendida a exigência de concentração mínima de oxigênio dissolvido, a outorga seria favorável. Caso contrário, a carga do efluente deveria ser reduzida até atender o limite exigido ou dever-se-ia mudar o local de lançamento.

### Vazão apropriada para diluição com relação à DBO5

A vazão apropriada para diluição com relação à DBO5 originou-se da equação de Streeter-Phelps, considerando a autodepuração do corpo receptor com decaimento de primeira ordem da matéria orgânica, processo de sedimentação e transporte advectivo para escoamento unidimensional e permanente ( $dc/dt = 0$ ) (Chapra, 1997).

Partindo da solução analítica para a concentração da DBO5 ao longo do corpo receptor [Equação (1)], obtém-se a vazão apropriada para diluição ( $Q_{a,l}$ ):

$$L = L_0 \cdot e^{-(K_1 + K_3) \cdot t} \quad (1)$$

Onde,

L: concentração de DBO remanescente (mg/L)

K1: coeficiente de desoxigenação (dia<sup>-1</sup>)

K3: coeficiente de sedimentação (dia<sup>-1</sup>)

Considerando que a mistura completa ocorre imediatamente no ponto do lançamento, a concentração da mistura ( $L_0$ ) está descrita na Equação (2):

$$L_0 = \frac{Q_r C_r + Q_e C_e}{Q_r + Q_e} \quad (2)$$

Onde,

Qr: Vazão do rio (m<sup>3</sup>/s)

Cr: Concentração do parâmetro no rio (mg/L)

Qe: Vazão do efluente (m<sup>3</sup>/s)

Ce: Concentração do parâmetro no efluente (mg/L)

Admitindo que Cr é zero (conforme SUDE-RHSA, 2002) e substituindo o valor de L0 na Equação (1), obtém-se:

$$L = \left( \frac{Q_e C_e}{Q_r + Q_e} \right) e^{-(K_1 + K_3)t} \quad (3)$$

Admitindo que L é a concentração limite do corpo de água (Clim,i = L), conforme sua classe de enquadramento (ver Tabela 1) e que a vazão do rio (Qr) é a vazão apropriada para diluição do efluente (Qr = Qa,l), chega-se na Equação (4):

$$Q_{a,l} = \left( \frac{Q_e C_e \cdot e^{-(K_1 + K_3)t}}{C_{lim,i}} \right) - Q_e \quad (4)$$

Quando t = 0, o valor de Qa,l é igual a vazão adotada pelo Manual de outorga do estado do Paraná.

Para se considerar as mudanças dos limites de classe conforme o ponto que se deseja analisar, adotou-se um fator de proporcionalidade (Fc), o mesmo adotado por MMA (2000), dado pela Equação:

$$F_c = \frac{C_{lim,i}}{C_{lim,l}} \quad (5)$$

Clim,i : concentração limite de DBO no ponto inicial (mg/L)

Clim,l : concentração limite de DBO em qualquer trecho da longitudinal (mg/L)

Esse fator de proporcionalidade serve para casos onde há mudança na classe de enquadramento, conforme os trechos analisados. Por exemplo, uma outorga é requerida em um trecho de rio que é classe 3, onde o limite de DBO5 é 10 mg/L. Após alguns quilômetros a jusante, o rio passa a ser classe 2, que tem como valor limite de 5 mg/L para DBO5. Calculando conforme a Equação 5, obtém-se um fator 2, ou seja, a vazão apropriada para diluição irá

dobrar quando chegar nesse trecho que a classe passa a ser 2. Assim, o usuário deverá atender o limite do corpo hídrico onde está sendo lançado o efluente, bem como o limite do trecho a jusante onde houve mudança de classe.

Com a inserção desse fator, a Equação (4) passa a ser:

$$Q_{a,l} = \left[ \left( \frac{Q_e C_e \cdot e^{-(K_1 + K_3)t}}{C_{lim,i}} \right) - Q_e \right] \cdot F_c \quad (6)$$

Os coeficientes (K1 e K3) utilizados serão aqueles descritos no tópico Dados do sistema.

A adoção da concentração nula de DBO5 no corpo hídrico, em lugar da concentração atual, é para avaliar o comprometimento individualizado de cada usuário na qualidade da água, sem interferência de outros usuários. A vantagem é que, quando implementado o sistema de cobrança, o usuário só estará pagando pela sua carga poluidora lançada no corpo de água. A desvantagem é que, sem considerar a concentração atual do corpo receptor, a concentração real poderá ficar acima do permitido.

#### Análise do OD

A análise de OD é realizada para verificar os níveis de oxigênio dissolvido dentro do corpo receptor, contemplando os lançamentos já outorgados. Para a simulação do OD foi considerada perda pela decomposição da matéria orgânica (K1) e ganho pela reaeração atmosférica (K2). Conforme Chapra (1997), foi utilizada a solução analítica de Streeter-Phelps [Equação (7)].

$$OD_t = OD_{sat} - \left\{ \frac{K_1 \cdot L_{0U}}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (OD_{sat} - C_0) \cdot e^{-K_2 t} \right\} \quad (7)$$

Onde,

ODt: oxigênio dissolvido ao decorrer do tempo (mg/L);

ODsat: concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/L)

C0: concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) após a mistura com o despejo.

L0U: concentração remanescente de DBO última, logo após a mistura (mg/L)

K2: coeficiente de reaeração (dia-1)

Nesta etapa, faz-se uma análise com a situação conservadora para o caso do OD, determinando a concentração mínima de OD para uma situação crítica, com o objetivo de verificar se o curso de água apresentará déficit de oxigênio. É assumida, portanto, uma alta taxa de decomposição no ecossistema, situação que necessitaria de maior reaeração do corpo receptor, e caso o OD fique menor que a exigência da classe de enquadramento, então o sistema acusa a necessidade de redução de carga ou deslocamento do ponto de lançamento.

### Dados do sistema

Como se trata de um modelo unidimensional, o corpo receptor deve ser representado na sua longitudinal, divididos em nós. Os dados necessários foram divididos em três tipos: dados do corpo receptor, dados calculados ou estimados através de equações empíricas e dados do efluente.

a) *Dados do corpo receptor (hidrogeométricos, físicos e químicos) em cada nó:*

#### ➤ Vazão de referência (m<sup>3</sup>/s)

A vazão de referência é um dos dados mais importantes e deve ser calculada com bastante rigor, pois os critérios de outorga e a maior parte dos parâmetros são baseados nela. Quanto maior for a quantidade de estações e de suas séries históricas, melhor será o resultado das vazões. Neste estudo foi utilizada a vazão Q95, vazão de referência no Estado do Paraná.

#### ➤ Velocidade média (m/s)

A velocidade média serve para os cálculos do coeficiente de reaeração (K2) e do tempo de percurso.

#### ➤ Profundidade média do corpo receptor (m)

A profundidade média é utilizada para o cálculo dos coeficientes de reaeração (K2) e de sedimentação (K3).

#### ➤ Temperatura da água (°C)

É utilizada para correção dos coeficientes do modelo e para o cálculo da concentração de saturação de OD.

#### ➤ Concentrações limites dos parâmetros (mg/L)

As concentrações limites (Clim) dos parâmetros são baseadas na classe em que o corpo receptor está enquadrado pela Resolução do CONAMA N° 357/05. Esta Resolução dita os limites de cada parâmetro, incluso DBO5 e OD, no corpo de água

(ver Tabela 1), exceto em casos em que o órgão responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos ou os comitês de bacia tenham estabelecido outros limites. Essas concentrações limites servem como base para o cálculo da vazão apropriada para diluição (Qa,l) e para verificar se os níveis de OD estão adequados em cada nó do corpo de água.

**Tabela 1 – Concentrações limites de DBO5 e OD**

Classe dos corpos de água	Limite máximo de DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Limite mínimo de OD (mg/L)
2	5	5
3	10	4
4	10	2

Fonte: CONAMA (2005)

#### ➤ Altitude do local em relação ao nível do mar (m)

Influencia na pressão atmosférica do local, que por sua vez é utilizada para o cálculo da concentração de saturação de OD.

b) *Dados calculados ou estimados através de equações empíricas de literatura.*

#### ➤ Concentração de Saturação do Oxigênio Dissolvido (mg/L)

A influência da altitude na concentração de saturação de oxigênio dissolvido pode ser inserida através da relação da Equação (8) (Qasim, 1985 apud Von Sperling, 1996):

$$f_A = \frac{C_s}{C'_s} = \left( 1 - \frac{A}{950} \right) \quad (8)$$

Onde,

fA: fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude (-)

Cs': Concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão (mg/L)

A: altitude (m)

De acordo com Brown e Barnwell (1987), a concentração de saturação de OD é calculada pela Equação 9:

$$\ln C'_s = -139,3 + \left( \frac{1,5 \cdot 10^6}{T} \right) - \left( \frac{6,6 \cdot 10^7}{T^2} \right) + \left( \frac{1,2 \cdot 10^9}{T^3} \right) - \left( \frac{8,6 \cdot 10^{11}}{T^4} \right) \quad (9)$$

Onde,

Cs': Concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão (mg/L)

T: temperatura da água (K - Kelvin) = (°C) + 273,15

A concentração obtida pela Equação 9 deve ser corrigida para a pressão atmosférica local, resultando na Equação (10):

$$C_s = C'_s \times f_A \quad (10)$$

Onde,

Cs: Concentração de saturação de oxigênio dissolvido em condições locais de temperatura e pressão (mg/L)

#### ➤ Tempo de percurso (dia)

Consiste no tempo de percurso da substância contado a partir do lançamento. Como o modelo foi construído com equidistâncias de um quilômetro, o tempo de percurso entre dois nós consecutivos é:

$$t = \left( \frac{1000}{86400 U} \right) \quad (11)$$

Onde,

t: tempo de percurso para cada quilômetro (dia);

U: velocidade (m/s).

#### ➤ Coeficiente de Desoxigenação (dia-1)

Para análise da DBO5, convém que se use um coeficiente conservador de pequeno valor. Isto estaria considerando uma baixa taxa de decomposição, fazendo que as concentrações de DBO5 se reduzam lentamente e, portanto, estendendo a influência da descarga no corpo receptor.

Para análise do OD, foi considerado um valor conservador alto, ou seja, quando há uma elevada taxa de decomposição, que exigiria maior quantidade de oxigênio do corpo aquático. Os valores de K1 adotados no sistema estão na Tabela 2.

**Tabela 2 – Coeficientes de desoxigenação utilizados no sistema**

Casos	Coeficiente de desoxigenação (dia <sup>-1</sup> )
1º) K <sub>1</sub> – baixo (análise da DBO <sub>5</sub> )	0,09
2º) K <sub>1</sub> – alto (análise do OD)	0,45

#### ➤ Coeficiente de Sedimentação (dia-1)

Como pode ser observado na Equação (11), o coeficiente de sedimentação depende da velocidade de sedimentação, que por sua vez é influenciada pelo tamanho das partículas. Como a variação dessas velocidades é bastante alta (ver Tabela 3), foram considerados os menores tamanhos e densidades das partículas (1µm, 2µm, 5µm e 10µm) e o usuário do sistema escolheria um destes.

Em virtude do coeficiente de sedimentação variar de acordo com as profundidades médias e nas soluções analíticas das equações da DBO remanescente e do OD, este coeficiente é uma constante ao decorrer do tempo, faz-se um pré-cálculo do coeficiente ao longo do trecho em estudo e utiliza-se uma média dos coeficientes encontrados.

$$K_3 = \frac{V_s}{H} \quad (12)$$

Onde,

K3: coeficiente de sedimentação (dia-1);

Vs: Velocidade de sedimentação do poluente (m/dia);

H: profundidade média do leito do rio (m).

**Tabela 3 – Velocidades de sedimentação (m/dia) a 20 °c**

Tamanho das Partículas (µm)	Densidades das Partículas (g/cm³)			
	1,8	2,0	2,5	2,7
<b>Areia Fina</b>				
300	300	400	710	800
50	94	120	180	200
<b>Silte</b>				
50	94	120	180	200
20	15	19	28	32
10	3,8	4,7	7,1	8
5	0,94	1,2	1,8	2,0
2	0,15	0,19	0,28	0,32
<b>Argila</b>				
2	0,15	0,19	0,28	0,32
1	0,04	0,05	0,07	0,08

Fonte: Kiser (1979) apud Chen (2001)

#### ➤ Coeficiente de reaeração (dia-1)

O sistema dá três opções de cálculo do coeficiente de reaeração (K2) pelas equações descritas na Tabela 4, conforme suas faixas de aplicação para profundidade média (H) e velocidade média (U) no trecho.

**Tabela 4 - Equações e faixas de aplicação dos coeficientes de reaeração, K2 (dia-1), a 20 °C**

Autores	Equações	Faixa de aplicação
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,95 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	$0,6m < H < 4,0m$ $0,05m/s < U < 0,8m/s$
Churchill et al. (1962)	$5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$	$0,6m < H < 4,0m$ $0,8m/s < U < 1,5m/s$
Owens et al. (1964)	$5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	$0,1m < H < 0,6m$ $0,05m/s < U < 1,5m/s$

U: velocidade média no trecho (m/s)

H: profundidade média no trecho (m)

Fonte: Adaptado de Brown &amp; Barnwell (1987)

➤ **Influência da temperatura nos coeficientes**

Os valores dos coeficientes K1, K2 e K3 podem ser corrigidos para temperaturas diferentes de 20 °C, através da Equação (13).

$$K_{n,T} = K_{n,20^{\circ}C} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (13)$$

Onde,

$K_{n,T}$ : parâmetro "n" considerado para uma temperatura "T" qualquer (dia-1);

$K_{n,20^{\circ}C}$ : parâmetro "n" considerado para uma temperatura de 20 °C (dia-1);

T: temperatura (°C);

?: coeficiente de temperatura (adimensional)

Os coeficientes de temperatura (?) podem ser influenciados por diversos fatores, dependendo do parâmetro considerado. A Tabela 5 expõe os diferentes valores do coeficiente de temperatura de acordo com os parâmetros.

**Tabela 5 - Valores default dos coeficientes de temperatura**

Variáveis	Parâmetros	Símbolos	Valores default do coeficiente de temperatura ( $\theta$ )
DBO	Coeficiente de desoxigenação	$K_1$	1,047
	Coeficiente de sedimentação	$K_3$	1,024
OD	Coeficiente de reaeração	$K_2$	1,024

Fonte: Adaptado de Brown &amp; Barnwell (1987)

c) *Dados do efluente*

- **Vazão (m3/s)**
- **Concentração de OD (mg/L)**
- **Concentração bruta de DBO5 (antes do tratamento - mg/L)**
- **Eficiência de tratamento na remoção de DBO5**

Para o cálculo da DBO após tratamento, foi utilizada a Equação (14).

$$DBO_{et} = \left(1 - \frac{E}{100}\right) \cdot DBO_e \quad (14)$$

Onde,

$DBO_{et}$ : DBO do efluente após tratamento (mg/L);

$DBO_e$ : DBO do efluente sem tratamento (mg/L);

E: Eficiência do tratamento na remoção da DBO5 (%).

**Verificação do sistema**

Para verificação do sistema, fez-se a comparação entre o resultado do modelo utilizado no sistema [Modelo de Streeter-Phelps – Equação (1)] e do modelo QUAL2E calibrado para o mesmo trecho estudado.

Inicialmente, foi realizada uma análise preliminar para verificar o comportamento do Modelo de Streeter-Phelps com solução analítica e para a discretização espacial em nós com o modelo QUAL2E, cuja solução é numérica por diferenças finitas, além de que este considera dispersão no seu processo de transporte. Portanto, nesta primeira análise foram utilizados os mesmos dados aplicados no modelo QUAL2E calibrado.

Posteriormente, outras quatro análises foram conduzidas para verificar o comportamento dos coeficientes conservadores adotados pelo sistema, que é a proposta do trabalho. Para isto, foram examinadas as quatro situações críticas propostas no sistema para o coeficiente de sedimentação (Tabela 6), considerando os tamanhos das partículas citadas no tópico Coeficiente de sedimentação.

É importante ressaltar que nenhuma análise para verificação de oxigênio dissolvido foi realizada nesta etapa do trabalho, pois no momento da pesquisa, o modelo QUAL2E não estava calibrado para este parâmetro. Todavia, como descrito, a proposta é que o sistema verifique o comportamento da concentração de OD, sendo os coeficientes utilizados: a) coeficiente de reaeração atmosférica, que varia de acordo com a velocidade média e a profundidade

do corpo hídrico (Tabela 4); e b) coeficiente de desoxigenação, que foi considerado um valor conservador alto (Tabela 4), para simular uma elevada taxa de decomposição, que exigiria maior quantidade de oxigênio do corpo aquático para permanecer na classe de enquadramento e, portanto, estaria a favor da segurança da manutenção da quantidade mínima de OD.

Para as 5 análises descritas, os dados hidráulicos (vazão, velocidade e profundidade média) considerados foram os mesmos utilizados no modelo QUAL2E.

Adicionalmente, duas análises, com o intuito de verificar erros gerados com relação às velocidades médias foram realizadas. Assim, preservaram-se os mesmos coeficientes do modelo calibrado ( $K_1 = 0,1 \text{ dia}^{-1}$  e  $K_3 = 1,2 \text{ dia}^{-1}$ ) e foram induzidas diferenças de 15% e 50% nas velocidades médias.

A Tabela 6 apresenta um resumo dos dados de entrada utilizados nessas análises. Vale ressaltar que em todas as análises as vazões foram as mesmas.

**Tabela 6 – Coeficientes utilizados na verificação do sistema**

Verificação	Dados utilizados		Observações e objetivos
Análise preliminar	$K_1$	$0,1 \text{ dia}^{-1}$	Testar o modelo utilizado no sistema com relação ao QUAL2E
	$K_3$	$1,2 \text{ dia}^{-1}$	
	U e H	QUAL2E calib.	
Análise 1	$K_1$	$0,09 \text{ dia}^{-1}$	- Verificar os erros gerados com relação ao coeficiente de sedimentação
	$V_s$	$0,04 \text{ m/dia}$	
Análise 2	$K_1$	$0,09 \text{ dia}^{-1}$	- U e H: mesmos do QUAL2E calibrado
	$V_s$	$0,15 \text{ m/dia}$	
Análise 3	$K_1$	$0,09 \text{ dia}^{-1}$	
	$V_s$	$0,94 \text{ m/dia}$	
Análise 4	$K_1$	$0,09 \text{ dia}^{-1}$	
	$V_s$	$3,8 \text{ m/dia}$	
Análise 5	Velocidade média (U)	U+15%	- Verificar os erros gerados com relação à velocidade média
Análise 6	Velocidade média (U)	U+50%	- $K_1 = 0,1 \text{ d}^{-1}$ e $K_3 = 1,2 \text{ d}^{-1}$

Como indicativos da qualidade dos resultados entre os modelos, foi calculado o Erro Quadrático Médio ou "Root Mean Square" (RMS), conforme Equação (15):

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n-2}} \quad (15)$$

Onde,

$y_i$ : concentração de DBO5 do modelo calibrado

$\hat{y}_i$ : concentração de DBO5 do modelo utilizado no sistema

n: número de pontos

### Fontes Pontuais

Os dados das fontes pontuais empregados no modelo utilizado no sistema foram retirados da Matriz de Fontes de Poluição do Projeto "Análise da Sustentabilidade Econômica e Ambiental de metas de despoluição hídrica – Estudo de caso: Alto Iguaçu", também conhecido como Projeto Alto Iguaçu (Fernandes, 2005), que por sua vez foi baseada nos dados do Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000).

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### Análise do MS na área de estudo (análise preliminar)

A verificação do sistema trata de analisar o denominado Modelo do Sistema (MS), o qual é baseado na solução analítica da equação de Streeter-Phelps, com o modelo QUAL2E calibrado. Os resultados da verificação serão apresentados em dois gráficos, um com a concentração de DBO5 ao longo do trecho simulado e outro contrapondo os resultados dos dois modelos em uma reta com inclinação de  $45^\circ$ .

A primeira verificação realizada foi em relação aos resultados da Equação de Streeter-Phelps com o modelo QUAL2E, utilizando os mesmos dados hidráulicos e os coeficientes calibrados ( $K_1 = 0,1 \text{ dia}^{-1}$  e  $K_3 = 1,2 \text{ dia}^{-1}$ ).

Os dados revelam que, para a equidistância dos nós de 1 km, os dois modelos apresentam resultados semelhantes, com erro quadrático médio de  $0,84 \text{ mg/L}$ . A Figura 2 mostra o comportamento da DBO5 ao longo do curso de água gerado pelos dois modelos. Já a Figura 3 exibe as concentrações de DBO5 fornecidas por ambos os modelos. Como pode ser notado nesta Figura, os dados praticamente sobrepõem a reta de  $45^\circ$ , ratificando a similaridade entre eles, sendo que o MS apresentou valores levemente maiores, onde as concentrações de DBO foram altas.

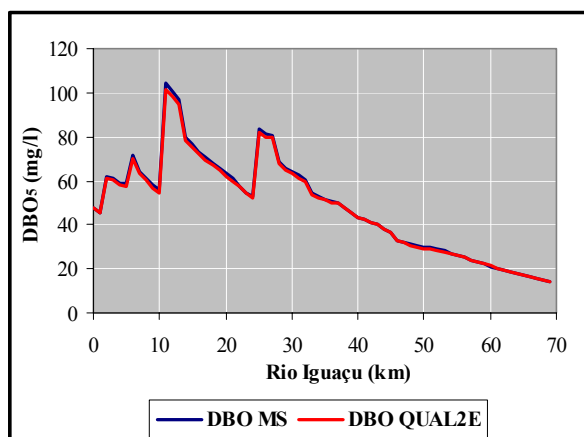


Figura 2 - Concentrações de DBO5 ao longo do trecho estudado (análise preliminar)

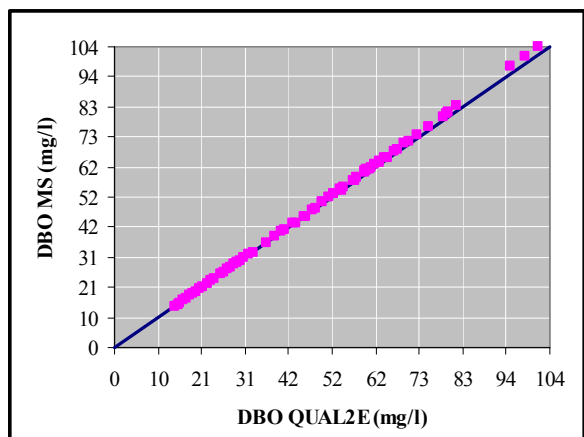


Figura 3 - Reta com inclinação de 45° contrapondo os resultados dos dois modelos (análise preliminar)

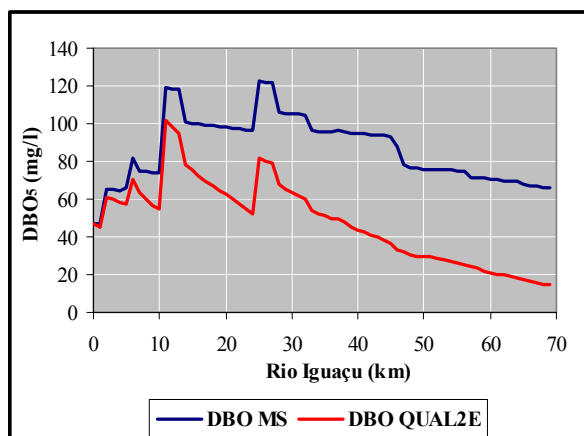


Figura 4 - Concentrações de DBO5 ao longo do trecho estudado (análise 1)

## Análise dos parâmetros do MS

Foram realizadas 4 análises com diferentes velocidades de sedimentação, que conseqüentemente acarretaram em variados coeficientes de sedimentação.

Os resultados da primeira análise (análise 1) encontram-se na Figura 4, que considera parâmetros conservadores, ou seja, quando K1 e Vs possuem os valores mais baixos ( $K1 = 0,09 \text{ dia}^{-1}$  e  $Vs = 0,04 \text{ m/dia}$ ). Essa velocidade de sedimentação representa partículas com tamanho de  $1 \mu\text{m}$  e densidade de  $1,8 \text{ g/cm}^3$ , que gerou um K3 médio ao longo do trecho de  $0,05 \text{ dia}^{-1}$ .

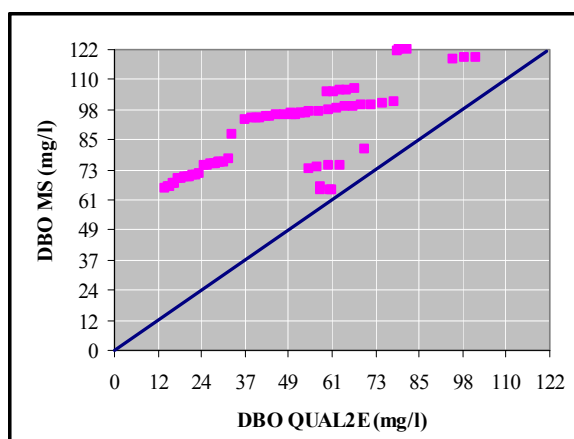


Figura 5 - Reta com inclinação de 45° contrapondo os resultados dos dois modelos (análise 1)

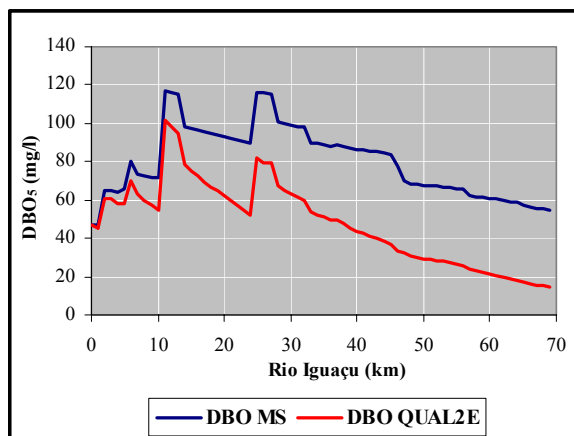


Figura 6 - Concentrações de DBO5 ao longo do trecho estudado (análise 2)



Nas Figura 4 e 5, nota-se que, com os coeficientes mais conservadores possíveis, o Modelo do Sistema está superestimando demasiadamente a concentração de DBO5. O erro RMS foi de 41,9 mg/L. Observando a Figura 4, nota-se que a taxa de redução da concentração ao longo do rio Iguaçu são diferentes para os dois resultados, por exemplo, no trecho entre o km 15 e 24, a declividade de queda da concentração pelo QUAL2E é maior que pelo MS.

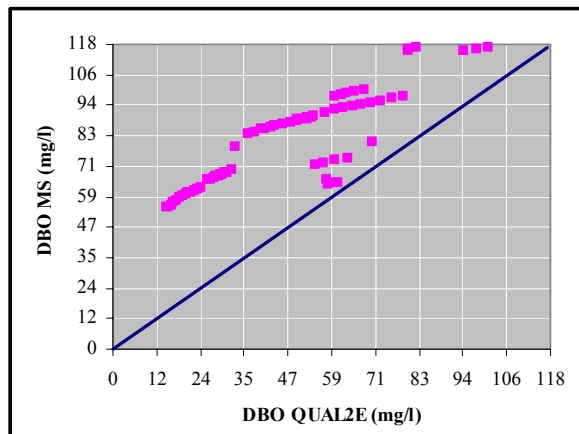


Figura 7 - Reta com inclinação de 45° contrapondo os resultados dos dois modelos (análise 2)

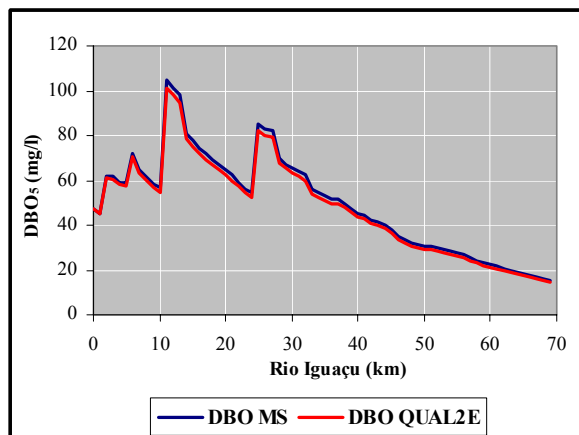


Figura 8 - Concentrações de DBO5 ao longo do trecho estudado (análise 3)

Na análise 2, foi verificado o coeficiente de sedimentação para partículas de 2  $\mu\text{m}$  (e densidade de 1,8 g/cm<sup>3</sup>), que têm uma velocidade de sedimentação de 0,15 m/dia. O K3 médio gerado ao longo do trecho foi de 0,18 dia<sup>-1</sup>. Os resultados desta análise foram bastante semelhantes com o da primeira, conforme Figura 6 e 7, sendo que o valor

de RMS diminuiu para 34,7 mg/L. Portanto, os erros ainda são muito significativos.

A análise 3, com partículas de 5  $\mu\text{m}$  e mesma densidade, a velocidade de sedimentação de 0,94 m/dia, resultou num coeficiente de sedimentação médio de 1,15 dia<sup>-1</sup>. Os resultados obtidos considerando esses coeficientes são mostrados na Figura 8 e Figura 9.

Como pode ser visualizado na Figura 8, as curvas de DBO5 de ambos os modelos se aproximaram bastante, com pequena elevação dos resultados do MS com relação ao modelo QUAL2E calibrado. Este resultado era esperado, pois quando se adotou a velocidade de sedimentação 0,94 m/dia, os coeficientes conservadores e os calibrados ( $K1 = 0,1$  dia<sup>-1</sup> e  $K3 = 1,2$  dia<sup>-1</sup>) ficaram bastante próximos, sendo que o RMS desta análise foi de 1,8 mg/L.

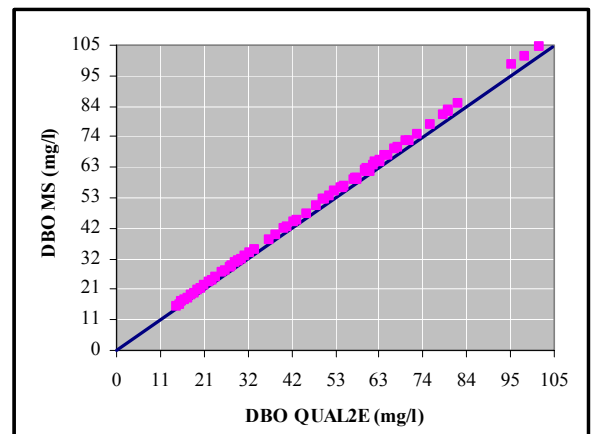


Figura 9 - Reta com inclinação de 45° contrapondo os resultados dos dois modelos (análise 3)

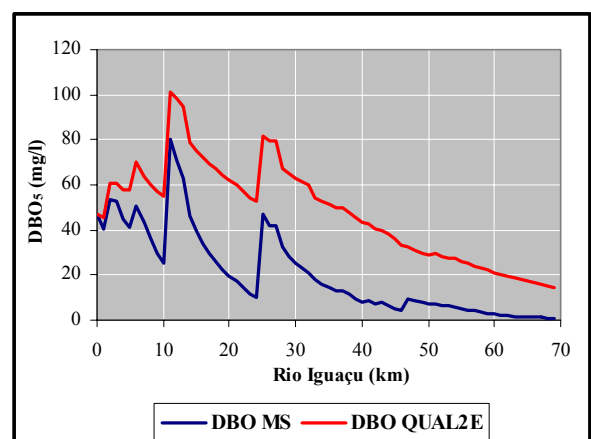


Figura 10 - Concentrações de DBO5 ao longo do trecho estudado (análise 4)

A última análise (análise 4) adotou a velocidade de sedimentação de 3,8 m/dia, que corresponde à velocidade de partículas com 10  $\mu\text{m}$  de densidade 1,8 g/cm<sup>3</sup>, gerando um K3 médio de aproximadamente 4,65 dia<sup>-1</sup>. Os resultados dessa análise são exibidos na Figura 10 e Figura 11.

Consoante Figura 10 e Figura 11, com o emprego da velocidade de sedimentação de 3,8 m/dia, o MS subestimou em todos os pontos as concentrações de DBO. A adoção deste coeficiente para esta área de estudo seria prejudicial ao corpo de água, pois estaria otimizando sua capacidade de recuperação e conseqüentemente lesando sua qualidade. O RMS para esta situação foi de 29,7 mg/L.

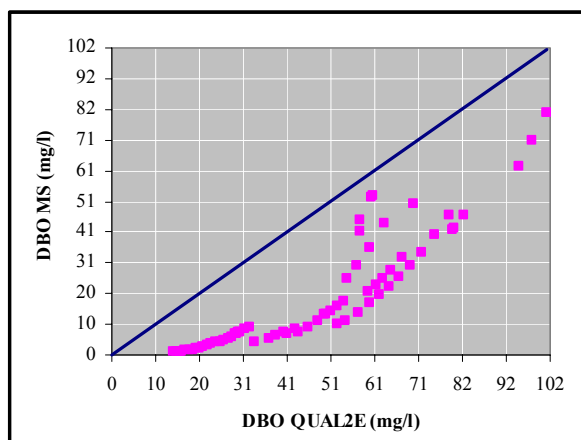


Figura 11 - Reta com inclinação de 45° contrapondo os resultados dos dois modelos (análise 4)

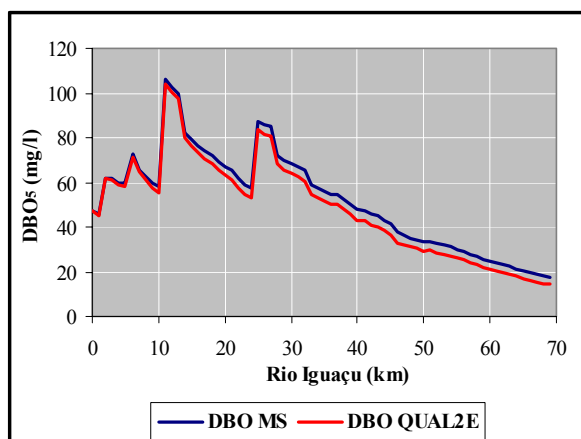


Figura 12 - Concentrações de DBO5 com mesmos coeficientes de decaimento e 15% de erro na velocidade média (análise 5)

### Análise dos erros na velocidade média

Durante a pesquisa, puderam-se observar as diferenças geradas nas concentrações dos parâmetros devido às divergências nos dados hidráulicos, principalmente em relação à velocidade média. Isto ocorre, pois as equações de DBO e OD são funções exponenciais que possuem como expoentes a variável tempo. Como o tempo de percurso é a distância do percurso dividida pela velocidade média que a substância lançada percorre [conforme Equação (10)], esta variável por sua vez tem total influência nas concentrações dos parâmetros ao longo do trecho.

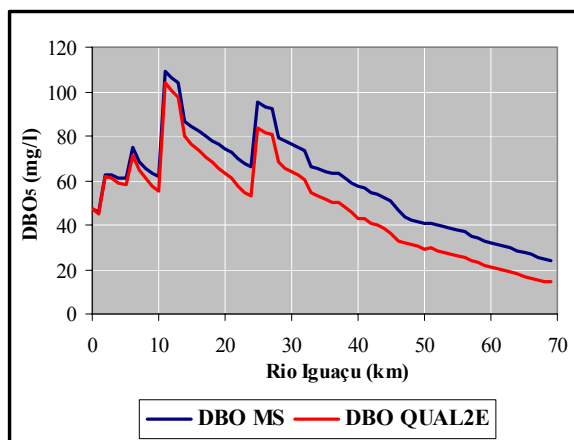


Figura 13 - Concentrações de DBO5 com mesmos coeficientes de decaimento e 50% de erro na velocidade média (análise 6)

Os resultados das análises 5 e 6 para 15% e 50% de diferença na velocidade média do curso de água estão apresentados na Figura 12 e Figura 13, respectivamente. O RMS gerado pela análise 5 foi de 3,8 mg/L e para a análise 6 de 10,8 mg/L.

Portanto, apesar das diferenças das concentrações não serem tão altas para pequenos erros nas velocidades médias (tratando-se de 15%), quando atingem um erro mais significativo (50%) começam a causar alterações nas concentrações. Levando em consideração que ainda pode haver erros nos coeficientes, as diferenças podem ficar grotescas, caso não se atente aos métodos de cálculo dos dados hidráulicos, pois se tem a possibilidade de superestimar ou subestimar os parâmetros analisados.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema proposto pode auxiliar inicialmente nas análises de outorga de lançamento de efluentes com características orgânicas. Atualmente, a poluição dos corpos hídricos tem sido uma preocupação para a maior parte das grandes cidades brasileiras. Como a falta de dados e corpo técnico nos órgãos responsáveis pelo gerenciamento dos recursos hídricos é um fato neste país, uma das possibilidades de se iniciar os procedimentos de outorga de lançamento de efluentes é utilizando modelos simplificados que ainda sim considerem a autodepuração dos corpos aquáticos, mesmo não representando suas realidades, porém com um fator de segurança elevado para não comprometê-los.

Assim, com investimentos na formação de bancos de dados referentes aos recursos hídricos (monitoramento quali-quantitativo das águas), futuramente, poder-se-á utilizar modelos mais complexos e bem calibrados que representem melhor os corpos hídricos nacionais.

Na análise do método proposto, têm-se as seguintes conclusões: a) ele está respondendo semelhante ao modelo Qual2E ao se utilizar os mesmos coeficientes; b) para assegurar uma situação a favor da proteção dos recursos hídricos e da economia, uma vez que uma outorga concedida significa investimentos realizados, deve-se utilizar coeficientes conservadores, no caso da velocidade de sedimentação, que seja menor que 0,9m/dia; c) o erro na determinação das vazões deve ser menor que 15%.

## REFERÊNCIAS

- BROWN, L. C.; BARNWELL Jr., T. O. Computer program documentation for the enhanced stream water quality model QUAL2E. and QUAL2E-UNCAS. Report EPA/600/3-87/007, US Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA, 1987.
- CHAPRA, S. C. Surface water-quality modeling. Colorado, USA: MacGraw-Hill, 1997. 843 p.
- CHELLA, M. R.; SÁ, J. F.; MINE, M. R. M.; FILL, H. D.; FERREIRA, T. N. Rede de monitoramento do Alto Iguaçu: instrumento para definição de metas progressivas para enquadramento. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa, 2005.
- FERNANDES, C. V. S. (Coordenador). Análise da Sustentabilidade Econômica e Ambiental de Metas de Despoluição Hídrica – Estudo de caso: Alto Iguaçu. Curitiba: UFPR – Biblioteca do DHS, fevereiro/2005. Relatório Final. V. 1 e 4. (Financiadora de Estudos e Projetos). Projeto concluído.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União n. 53, Brasília, 18 mar. 2005.
- KISER, D. L. Cesium transport in Four Mile Creek of the Savannah River Plant, Savannah River Laboratory. Aiken, South Carolina, dp-1528, april 1979.
- KNAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S.; FERNANDES, C. V. S. e PORTO, M. F. A. Metodologia de calibração do modelo QUAL2E para a Bacia do Alto Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba. Curitiba: UFPR, 2006. Relatório técnico Nº 8 do projeto Bacias críticas: bases técnicas para a definição de metas progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de gestão.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. SISAGUA – Sistema de Apoio ao Gerenciamento de Usuários da Água. Brasília-DF, 2000.
- NAHON, I. M.; KISHI, R. T. Resultados preliminares do estudo de um sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes – estudo de caso: bacia do Alto Iguaçu. In: Anais do I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste. Curitiba, 2006.
- QASIM, S. R. Wastewater treatment plants: planning, design and operation. Holt, Rinehart and Wiston. New York, 1985.
- SUDERHSA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. O Manual de Outorgas de Uso de Recursos Hídricos do Estado do Paraná. Curitiba, 2002
- \_\_\_\_\_. Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu. Curitiba, 2000. Relatório técnico vol. 2.
- VON SPERLING, M. Impacto do lançamento de efluentes nos corpos receptores. In: \_\_\_\_\_. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. p.93-140.

***Development of a Support System to Analyze Effluent Discharge Concessions – Case Study: Upper Iguaçu Basin***

**ABSTRACT**

*The article presents a support system for the analysis of effluent discharge concessions for the Biochemical Oxygen Demand variable. The system was based on the premise of four national problems: increasing pollution of water bodies, lack of data on receiving body behavior, smaller technical team in the agencies providing the concession, and lack of a methodology to analyze the concession of effluent discharge.*

*The system used the equations of the Streeter-Phelps Model to analyze the Upper Iguaçu Basin in this model, using conservative coefficients to protect water bodies, and the QUAL2E Model calibrated for this basin. The system tested four coefficients and also performed an analysis of errors in hydraulic data (mean velocity).*

*Thus it could be said that the system may be initially helpful at times and sites with a lack of data to calibrate models, in processes for the concession of effluent discharges, until conditions are sufficient (data, technical team, consolidated methodology) to use new models that provide a better representation of water quality.*

**Keywords:** *effluent discharge concession, Biochemical Oxygen Demand, Upper Iguaçu basin.*