

ANÁLISE E MODELAGEM DA QUALIDADE ¹ DA ÁGUA EM RIOS

Maria Helena Neidert de Loyola e Silva¹ e Maurício Dziedzic²

Resumo - O presente trabalho contém um estudo detalhado da qualidade da água do rio Iguazu na região da Usina Hidrelétrica de Salto Caxias, tendo resultado na elaboração de um modelo computacional que permite simular a qualidade da água no rio na ausência do aproveitamento hidrelétrico de Salto Caxias. Na fase inicial desse estudo foi realizado um levantamento detalhado da região em consideração, identificando-se as fontes potenciais de poluição e os parâmetros físicos mais importantes do sistema. Com o auxílio do modelo computacional FPA-QUAL-2E foram então feitas diversas simulações de OD, DEO, coliformes fecais, nitrogênio, fósforo e algas. O modelo desenvolvido possibilita a comparação da situação alterada (reservatório) com a situação original (rio) para quaisquer condições de contorno.

Abstract - The present work comprises a detailed study of the water quality of the Iguazu river in the vicinity of the Salto Caxias hydroelectric power plant. It resulted in a computational model which simulates the water quality in the river in the absence of the power plant. At first, a detailed study of the region was conducted in order to identify the potential sources of pollution and the most important physical parameters involved. With the aid of the computational model QUAL-2E, several simulations of DO, BOD~ fecal coliforms, nitrogen, phosphorous and algae were carried out. The model obtained allows comparisons between the modified situation (reservoir) and the original one (river), under any boundary conditions.

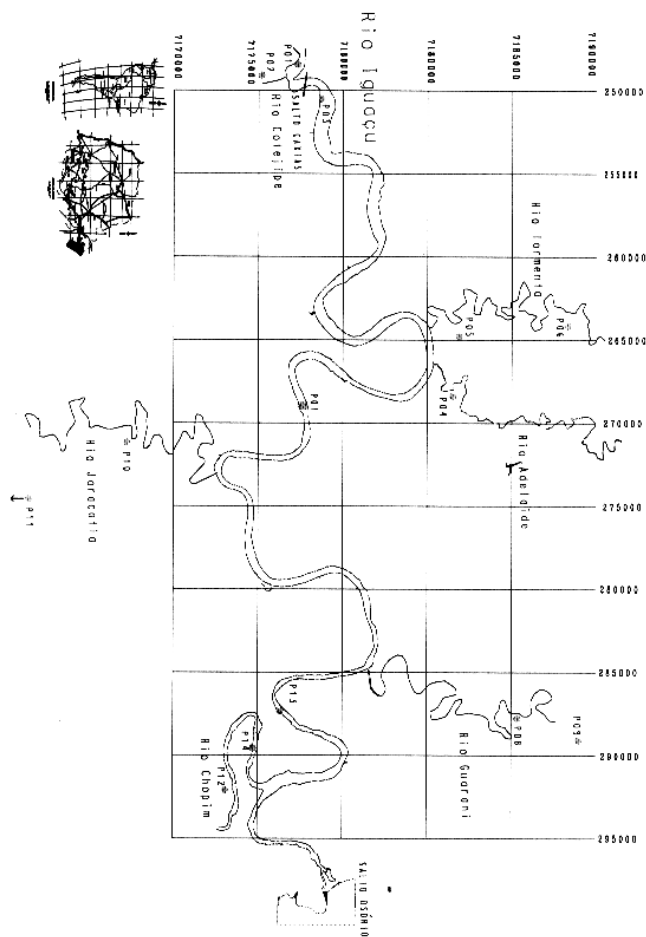
Palavras-chave - Qualidade da água, rio, QUAL-2E, Salto Caxias.

¹ *Cesbe*. Rua João Negrão 2226 Curitiba. - PR, 80.230-150

²Coordenador do Curso de Engenharia Civi1 do Centro Universitário Positivo - UnicenP, Av. Nossa Senhora Aparecida, 174 - Curitiba - PR, 80.440-000

INTRODUÇÃO

Em fevereiro de 1997 iniciou-se um estudo cujo objetivo era a análise da qualidade da água do rio Iguazu na região de implantação da Usina Hidrelétrica de Salto Caxias, antes e depois da formação do reservatório. Numa primeira etapa, objetivo do presente artigo, foi estudada apenas a fase rio. O trecho em estudo compreende 104 km, entre a Usina de Salto Osório e a foz do rio Andrada, um afluente da margem esquerda do rio Iguazu situado 9 km a jusante de Salto Caxias, conforme pode ser visto na figura 01.



ANÁLISE DA REGIÃO E APLICAÇÃO DO MODELO COMPUTACIONAL

A usina de Salto Caxias situa-se no sudoeste do estado do Paraná, a aproximadamente 482 km de Curitiba. Tem uma potência instalada de 1.240 MW, sendo que o reservatório tem uma área aproximada de 141 km². A bacia hidrográfica estudada tem uma área de 11.200 km², envolvendo 9 municípios na margem direita e 27 municípios na margem esquerda, perfazendo um total de 36 municípios envolvidos, total ou parcialmente.

O programa escolhido para as simulações dos parâmetros de qualidade da água foi o QUAL2E, devido á larga utilização do modelo no âmbito mundial, á existência de interface gráfica de fácil utilização e á disponibilidade do programa fonte para eventuais modificações.

Os dados referentes á qualidade da água na região em estudo foram obtidos em campanhas de coleta de amostras realizadas mensalmente em 15 pontos, sendo 04 no próprio rio Iguaçu e os demais nos afluentes, assim distribuídos: um no rio Cotejipe, dois no rio Tormenta, um no rio Adelaide, dois no rio Jaracatiá, dois no rio Chopim e dois no rio Guarani. A partir de 1997 foi operado um segundo ponto de coleta no rio Adelaide.

Primeiramente foi feito um levantamento detalhado da região em estudo, identificando-se a matriz de fontes de poluição. Como matriz de fontes de poluição entende-se a definição da localização e quantificação das cargas poluidoras decorrentes dos processos de uso e ocupação do solo.

A princípio foram consideradas apenas a poluição industrial e doméstica. Com relação a poluição industrial, são doze as indústrias potencialmente polidoras da água (Intertecne^b, 1993), sendo cinco laticínios, dois frigoríficos, dois abatedouros, uma indústria alimentícia, uma indústria de bebidas e uma indústria de papel. Para o cálculo da carga poluente doméstica considerou-se a população urbana, rural e indígena existente na bacia hidrográfica em estudo

População Urbana: localizou-se a sede do município nas cartas topográficas e considerou-se toda a população urbana contribuindo para a carga de esgoto doméstico desde que a sede fosse localizada dentro da bacia hidrográfica; como ponto de lançamento desta carga adotou-se o rio ou córrego situado mais próximo da sede do município.

População Rural: considerou-se a população rural com sendo uniformemente distribuída na área do município, e adotou-se a percentagem de área do município situada dentro da bacia como sendo a percentagem da população a ser considerada. Como grande parte da população rural utiliza o sistema de fossas rudimentares, foi necessário determinar qual parcela do esgoto deveria ser considerada. Com base nos dados (Intertecne^b, 1993) da área diretamente afetada (área onde existe uma interferência direta do empreendimento - obras, reservatório, acessos, infra-estrutura), chegou-se a um valor de 21%, conforme pode ser observado abaixo:

desatinação do esgoto:

a céu aberto	12,64%
lançado em córrego	5,45%
fossas rudimentares	64,7%
fossas sépticas	3,59%
outro	0,12%
sem declaração	13,50%

Considerando-se o esgoto lançado a céu aberto, o lançado em córregos e uma parte do esgoto cuja destinação não foi declarada:

$$(1,00 \times 12,64) + (1,00 \times 5,45) + (20 \times 13,50) \cong 21\%$$

O valor de 20% adotado para o esgoto sem declaração de destino foi obtido considerando que esta parcela também possui 12,64% de esgoto lançado a céu aberto e 5,45% lançado em córrego. Como ponto de lançamento adotou-se o mesmo do considerado para a população urbana.

População Indígena: além da população urbana e rural existe na região população indígena, residente na Reserva Indígena Rio das Cobras. Desta reserva, as aldeias Jacutinga e Caçador situam-se dentro da região em estudo. Foi adotado o mesmo processo de cálculo usado para a população rural.

Para o cálculo das cargas foram considerados os seguintes valores recomendados na literatura (Fernandes, 1997 e Chapra, 1997):

DBO= 54 g/hab. dia

Coliformes 2×10^6 NMP/hab.dia

Nitrogênio Total = 9,8 g, hab, dia

Fósforo Total = 2,7 g/hab.dia

Sólidos em Suspensão = 54 g/hab.dia

Uma vez determinadas as cargas nos pontos de lançamento, utilizou-se o seguinte procedimento para a determinação das cargas afluentes ao rio Iguazu:

- a) a partir do ponto de lançamento arbitrado determinou-se qual o caminho percorrido pelas cargas poluentes, medindo-se distâncias e

declividades dos cursos de água envolvidos nas cartas topográficas;

b) a concentração final (afluente ao rio Iguaçu) foi obtida considerando-se decaimento de 1ª ordem (McGaughey, 1968):

$$C = C_0 e^{-kt} \quad (1)$$

onde: C = concentração que atinge o rio Iguaçu;

C_0 = concentração no ponto de lançamento;

t = tempo de percurso;

k = taxa de decaimento de DBO.

O valor do tempo de concentração foi uma aproximação utilizada no presente estudo para a determinação do tempo de percurso entre o ponto de lançamento da carga e o rio Iguaçu. Existem diversas fórmulas empíricas e ábacos que fornecem o valor do tempo de concentração em função das características físicas da bacia (Pinto et al, 1976; Chow et al, 1988; Ramos et al, 1982). Dentre as diversas equações estudadas, decidiu-se pela aplicação da equação de Kirpich, em função da disponibilidade de dados e pelo fato de ser uma equação recomendada para áreas agrícolas:

$$T_c = 0,01947 (L^{0,77}) \quad (2)$$

(S 0,385)

onde: L = comprimento do canal em metros;

S = declividade média.

SIMULAÇÃO DE TEMPERATURA, OD E DBO

A seguir é feita uma descrição dos dados necessários para utilização do modelo QUAL-2E para a simulação do sistema hídrico na fase rio, bem como o modo pelo qual estes dados foram obtidos, incluindo as hipóteses adotadas.

Dentre estas hipóteses convém ressaltar a adoção forçosa de aproximações temporais para a simulação do sistema (Dziedzic^a, 1997). Isso se deve ao fato de que as coletas de amostras para análise de qualidade da água foram efetuadas em campanhas integradas com investigações ictiológicas, que duram em torno de dez dias. Logo, os dados obtidos

não se referem a um mesmo instante, e são adotadas algumas hipóteses: tomou-se a vazão média durante o período de coleta e considerou-se os parâmetros de qualidade da água constantes no período. Além disso, a modelagem do sistema requer vários parâmetros característicos dos processos de transporte e das reações químicas mais importantes que, na grande maioria, não foram determinados ou conhecidos para a região em estudo. Foi necessário, portanto; adotar modelos teóricos, quando disponíveis, ou, na sua ausência, utilizar valores recomendados na literatura.

No presente estudo, o trecho estudado do rio Iguaçu foi dividido em 33 tramas, sendo cada um destes subdividido em elementos computacionais de igual comprimento. Como não se dispunha de dados suficientes a respeito dos afluentes, estes não foram explicitamente modelados no presente trabalho. Suas vazões, bem como suas cargas, foram incluídas no sistema como fontes pontuais. Procurou-se dividir o rio em tramos que apresentassem características hidrogeométricas o mais próximas possíveis, para minimizar erros.

Numa primeira etapa foram simulados apenas a temperatura, OD (oxigênio dissolvido) e DBO (demanda bioquímica de oxigênio), sendo os outros parâmetros modelados na seqüência.

O coeficiente de dispersão longitudinal no QUAL-2E é expresso genericamente por:

$$DL = K y o u * \quad (3)$$

onde: K quantidade que deve ser fornecida pelo usuário do programa;

YO = profundidade do escoamento;

U *= velocidade de corte;

$$U * = (gRS)^{1/2} \quad (4)$$

g = aceleração da gravidade;

S = declividade da linha de energia;

R= raio hidráulico.

Este coeficiente também pode ser expresso como (Fischer et al, 1979):

$$D_L = \frac{u^2 W^2}{y_0 u^*} \quad (5)$$

onde: u = velocidade média do escoamento;

W = largura do canal.

Utilizando-se ainda a equação de Manning-Strickler para escoamento em canais:

$$u = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2} \quad (6)$$

onde: n = coeficiente de rugosidade de Manning

Das equações (3) e (5) obtém-se:

$$K = 0.011 \frac{W^2 R^{1/3}}{y_0^2 g n^2} \quad (7)$$

Isolando-se S na equação (6) e substituindo-se na equação (7) obtém-se a expressão utilizada para o cálculo de K :

$$K = 0,011 \frac{W^2 R^{1/3}}{y_0^2 g n^2} \quad (8)$$

Os valores dos coeficientes de rugosidade de Manning, bem como os referentes à geometria da seção transversal foram obtidos junto à Divisão de Hidrologia do CEFIPAR (Centro de Hidráulica e Hidrologia Professor Parigot de Souza) - COPEL (Companhia Paranaense de Energia), a partir dos estudos de remanso para Salto Caxias.

Para a taxa de decaimento da DBO utilizou-se, inicialmente, o valor usual para esgoto doméstico, 0,23dia⁻¹ (McGauliey, 1968), uma vez que não foram feitas determinações experimentais em campo. Com relação ao coeficiente de reação (k_2) foi feita uma análise

teórica das várias expressões empíricas disponíveis (Dziedzich, 1997). Verificou-se que a equação de Bennet (31%) poderia ser adotada. Entretanto, esta equação não é uma das opções pré-programadas do QUAL-2E. Como alternativa poderia ser ajustada uma equação da forma $k_2 = aQ^b$. Esta tentativa, porém, não resultou em coeficientes de correlação aceitáveis, e seria de difícil generalização para os tramos onde ainda não se dispõe de dados. Decidiu-se, então, adotar a equação de Thackston-Krenkel, uma das opções pré-programadas do QUAL-2E, por ser a que melhor se ajustou às características da região. Estas equações são listadas abaixo, com k^2 em dia^{-1}

Bennet:

$$k_2 = 15,019 \frac{U^{413} S^{273}}{d^{1,408}} \quad (9)$$

Thackston-Krenkel:

$$k_2 = 10,80 (1 + Fr^{1/2}) u^*/d \quad (10)$$

onde Fr = número de Froude.

Os resultados obtidos nas simulações de temperatura foram satisfatórios, sendo que os meses que apresentaram melhores resultados foram abril e junho de 1997 (figura 02). Nas simulações de OD (figura 03) os valores obtidos através da simulação também encontram-se próximos dos valores medidos em campo. Em todos os meses, com exceção de agosto de 1997, o valor de OD medido no ponto POI (situado no rio Iguaçu na região da barragem) é superior ao valor simulado, o que explica-se pela existência das adufas de desvio utilizadas durante a construção da usina, o que provoca uma reação forçada no escoamento. Esta estrutura não foi considerada na modelagem matemática, pois a intenção era obter um modelo de simulação do sistema na ausência do empreendimento. Com relação às simulações de ORO (figura 04), os resultados obtidos também situaram-se próximos dos medidos. Com relação ao ponto P03, é importante lembrar que com a construção da usina de Salto Caxias houve um aumento significativo da população na região, o que contribuiu para o aumento da carga de OBO no entorno do ponto P03, que é o que apresenta valores medidos superiores aos valores do QUAL-2E, mostrando que os resultados obtidos estão em acordo com as condições reais da região em estudo. Serão apresentados, na seqüência, os gráficos obtidos para o mês de junho de 1997.

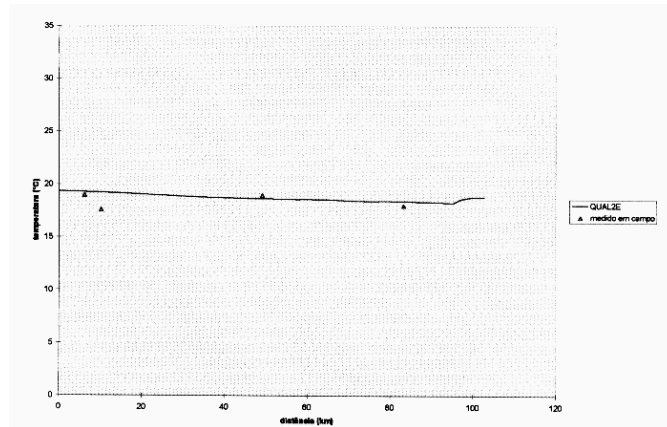


Figura 02 - Gráfico Temperatura x Distância (Junho/1997)

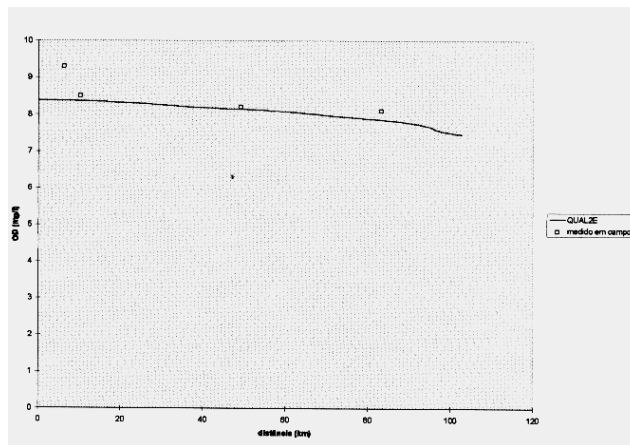


Figura 03 - Gráfico Oxigênio Dissolvido x Distância (Junho/1997)

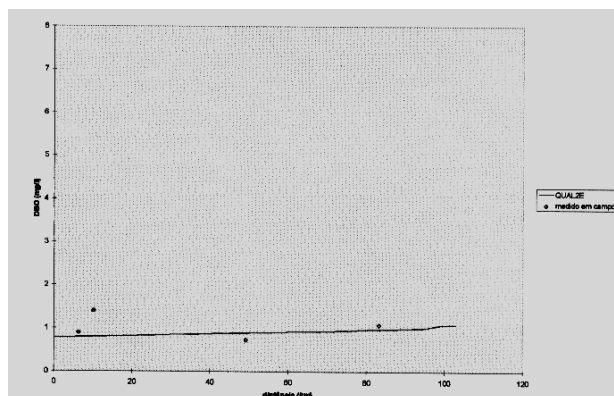


Figura 02 - Gráfico Demanda Bioquímica de oxigênio x distancia (Junho/1997)

SIMULAÇÃO DE COLIFORMES

A modelagem de coliformes foi feita de maneira semelhante à modelagem de OBO, considerando-se um valor per capita de 2.000×10^6 NMP/hab.dia. A taxa de decaimento para coliformes, kb, é composta por três parcelas, sendo uma decorrente da mortalidade, kb1, outra da perda por radiação solar, kbi, e a última por sedimentação, kbs. (Chapra, 1997).

$$kb = kbi + kb + kbs \quad (11)$$

No presente estudo, apenas a primeira parcela da equação (11) foi considerada, para facilitar a calibração do modelo, uma vez que o QUAL-2E permite a simulação de apenas um valor para a taxa de decaimento de coliformes. Arbitrou-se, também, uma temperatura única de 20°C , o que leva a um valor de 0,8 para a taxa de decaimento de coliformes, valor este utilizado nas simulações do QUAL-2E:

$$Kb^1 = (0,8 + 0,006 Ps) 1,07^{T-20} \quad (12)$$

onde: Ps = percentagem de água salgada,

T = temperatura absoluta.

Como somente se dispunha de dados de coleta referentes aos meses de junho de 1997 e de janeiro de 1998, os dados para dos outros meses foram determinados proporcionalmente em função da vazão. A figura 05 mostra o resultado da simulação para

o mês de junho de 1997:

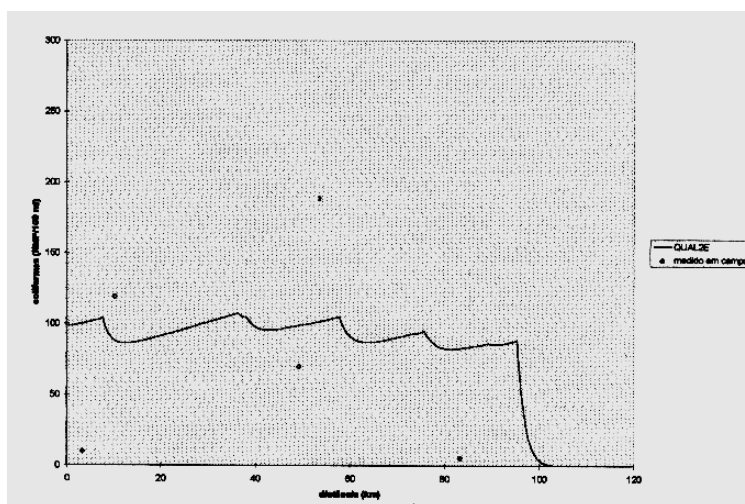


Figura 05 - Gráfico Coliformes x Distância (Junho/1997)

Os gráficos de coliformes mostraram resultados satisfatórios. Outra vez pode-se observar que o ponto P03 apresenta valores medidos superiores aos resultados obtidos com o uso do QUAL-2E. O que mostra ser um resultado coerente, em função do aumento da população no local da obra, que não foi considerado quando do cálculo de coliformes devido à ocupação humana na bacia. Com relação ao valor nulo do valor de coliformes no elemento de cabeceira, é importante lembrar que a vazão no tramo 1 é a vazão efluente do reservatório de Salto Osório, que apresenta um tempo de residência de aproximadamente 13 dias. Assim, mesmo para valores altos da concentração de coliformes na vazão afluente ao reservatório, esta concentração é próxima de zero quando da saída do reservatório.

SIMULAÇÃO DE FÓSFORO

O processo utilizado na simulação foi semelhante ao adotado para coliformes. Optou-se pela simulação apenas do fósforo orgânico oriundo da ocupação humana na bacia, sendo utilizada a carga de 2,7 g/hab.dia (Fernandes, 1997). Como não se dispunha de um valor inicial para a taxa de decaimento de fósforo, k_1 , foram feitas diversas simulações,

com os valores de k iguais a 0,01 (limite inferior aceito pelo programa) e 0,7 (limite superior aceito pelo programa). No QUAL-2F, informou-se inicialmente apenas a carga de fósforo na foz dos afluentes, sendo a carga de fósforo existente no rio Iguaçu e na vazão incremental adotada como zero. Como os resultados obtidos foram satisfatórios, decidiu-se testar valores constantes de fósforo (em mg/l) na vazão incremental por tramo. Foram simulados apenas os meses de maio de 1997 (que apresentou a vazão mais baixa no período em estudo, $827,53 \text{ m}^3/\text{s}$), novembro de 1997 (que apresentou a vazão mais alta, $5.060,78 \text{ m}^3/\text{s}$) e janeiro de 1998 (que corresponde aproximadamente ao valor da vazão média no período, $2.561,48 \text{ m}^3/\text{s}$).

Os melhores resultados obtidos foram para o mês de maio com uma concentração nula de fósforo na vazão incremental e uma taxa de decaimento de 0,01 e para o mês de novembro com uma concentração de 5 mg/l na vazão incremental e uma taxa de decaimento de 0,7. Como o mês de maio é o que apresenta vazão mais baixa, é correto supor-se que não exista carga oriunda da ocupação do solo por animais e agricultura, ou seja, a carga difusa pode ser considerada nula. Foram então realizados novos cálculos, desta vez levando-se em conta os rebanhos existentes na região. O valor obtido para a concentração de fósforo na vazão incremental, entretanto, foi bem inferior aos 5 mg/l utilizado nas simulações. Isto mostra a importância de se determinar mais precisamente as fontes de fósforo na bacia, dando ênfase à poluição decorrente da atividade agrícola na região. A figura 06 mostra o resultado da simulação de fósforo para maio de 1997.

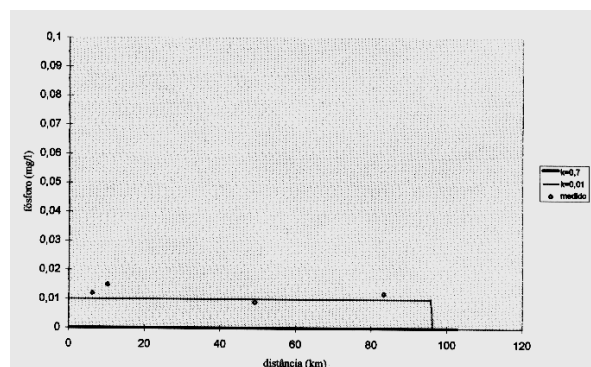


Figura 06 - Gráfico Fósforo (Maio/1997) x Distância, comparativo entre valores de k_p para $c=0$.

SIMULAÇÃO DE NITROGÊNIO

O processo utilizado na simulação de nitrogênio é semelhante ao desenvolvido para o fósforo. Optou-se no presente estudo, pela simulação apenas do nitrogênio orgânico oriundo da ocupação humana na bacia, sendo utilizada a carga de 9,8 g/hab.dia (Fernandes, 1997). Como não se dispunha de um valor inicial para a taxa de decaimento de fósforo, k , foram feitas diversas simulações, com valores de k iguais a 0,02 (limite inferior aceito pelo programa) e 0,4 (limite superior aceito pelo programa).

Novamente os resultados obtidos não foram satisfatórios, sendo necessário arbitrar valores constantes para a carga de nitrogênio na vazão incremental. Outra vez é importante ressaltar a importância de um estudo a respeito da atividade agrícola da região, para se determinar com mais exatidão as cargas, tanto de fósforo quanto de nitrogênio, a serem utilizadas na vazão incremental, para então ser definido o correto valor de k . A figura 07 mostra o resultado obtido para o mês de maio de 1997, utilizando-se um valor de k igual a 0,4, e concentrações na vazão incremental de $c = 30$ mg/l e $c = 35$ mg/l.

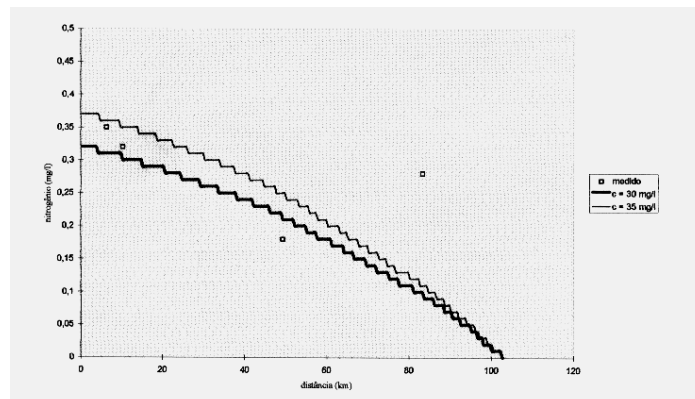


Figura 07 - Gráfico Distância x Nitrogênio (Maio/1997), comparativo entre cargas para $k_n=0,4$

SIMULAÇÃO DE CLOROFILA

Para este conjunto de simulações foram utilizados os valores de reação preexistentes no programa: 0,3048/m para constante de deposição de algas e 0,003048/m para a constante de extinção de luz. Novamente alguns meses não apresentaram dados relativos á clorofila medidos em campo, sendo estes determinados experimentalmente em função da vazão.

Os resultados obtidos foram satisfatórios, a menos de alguns pontos onde o valor foi estimado proporcionalmente á vazão. A figura 07 mostra o resultado obtido para o mês de maio de 1997.

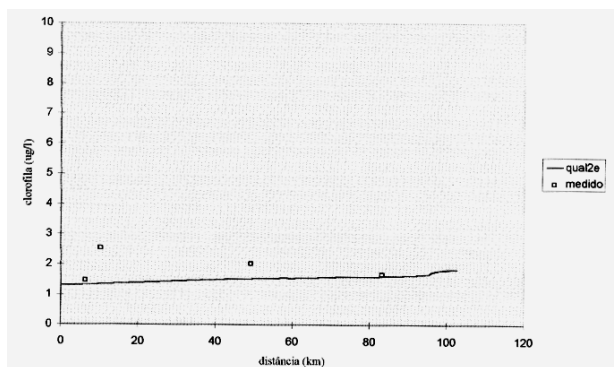


Figura O8 - Gráfico Distância x Clorofila (Maio/1997)

CONCLUSÃO

O levantamento de dados realizado permitiu caracterizar fisicamente a bacia hidrográfica com relação a relevo, hidrografia, ocupação humana e instalação de indústrias. Com base nestes dados foi possível definir as fontes potenciais de poluição e a maneira pela qual esta atinge o rio Iguazu. No entanto, diversos parâmetros foram estimados, devido à falta de dados experimentais para sua determinação.

As diversas simulações realizadas mostraram que os valores obtidos para OD e temperatura foram satisfatórios, sendo o modelo computacional considerado válido para aplicações futuras. Já como relação á DBO, apesar dos resultados obtidos também serem satisfatórios, diversos meses não apresentaram valores medidos em campo, que foram determinados de forma aproximada. O mesmo ocorreu com relação á simulação de coliformes. E importante ressaltar que tanto o coeficiente de

decaimento da DBO quanto o coeficiente de decaimento de coliformes foram obtidos da literatura, não sendo realizado nenhuma determinação em campo.

Nas simulações realizadas na seqüência, nitrogênio e fósforo, pode-se observar a influência da carga difusa resultante da ocupação da bacia. Para uma correta caracterização da bacia hidrográfica seria necessário um levantamento detalhado das atividades agrícolas na região.

Com relação às algas, novamente alguns meses não apresentaram valores medidos em campo, sendo a comparação feita entre os valores simulados e valores calculados de forma aproximada, que podem não coincidir com os dados reais.

Assim, o mérito do presente trabalho é o desenvolvimento inicial de um modelo de simulação da qualidade da água no rio Iguaçu na região de influência de Salto Caxias, que pode ser utilizado como instrumento de gestão da bacia e para comparação com a situação após a formação do reservatório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CHAPRA, Steven. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill, 1997. (McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering)
- CHOW, Ven Te; MAIDMENT, David R; MAYS, Larry W. *Applied hydrology*. New York : McGraw-Hill, 1988. 572 p. (McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering)
- DZIEDZICa, Maurício. Projeto HO- 101. *Estudos de qualidade da água no rio Iguaçu e rio reservatório do aproveitamento hidrelétrico de Salto Caxias relatório parcial de atividade nº 01*. CEMPAR, Curitiba, Oct. 1997.
- DZIEDZICb, Maurício; FERNANDES, Cristóvão; TOZZI, Marcos J. Coeficiente de reaeração uma abordagem prática. Ins SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12. ; 1997 ; Vitória. Anais. São Paulo: ABRH, 1997. v. 4, p. 299-305.
- FERNANDES, Cristóvão; DZIEDZIC, Maurício; FILL, Heinz D.; TOZZI, Marcos J.; RAMALHO, Cristiane; CARVALHO, Maria C. F. *PEN- 64 ciências ambientais*. UFPR: CEHPAR. Curitiba, 1997.
- FISCHER, Hugo B , IMBERGER, Jórg; LIST, E. J.; KOH, Robert C. Y.; BROOKS, Norman H *Mixing in inland and coastal waters*, San Diego 2 Academic Press, 1979. 483 p.
- McGAUHEY, P H. *Engineering management of water quality*. Berkeley: McGraw-Hill, 1968. (McGraw-Hill Series in Sanitary Science and Water Resources Engineering)
- PINTO, Nelson L. de S.; HOLIZ, Antônio C. T.; MARTINS, José A.; GOMIDE, Francisco L. S. *Hidrologia básica*, São Paulo 2 F. Blúcher, 1976, 278 p.

RAMOS, Fábio; OCCUIPINTI, Antônio G.; VILLA NOVA, Nilson A.; MAGALHÃES, Paulo C.; CLEARY, Robert. *Engenharia hidrológica*. Rio de Janeiro 2 ABREI 2 UFIU, 1982. 404 p. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; 2)

LOYOLA e SILVA, Maria H. N. *Análise e modelagem numérica da qualidade da água em rios*. Curitiba, 1998. 212 p. Dissertação (4estrado) - Universidade Federal do Paraná, ~99S.

INTERTECHNEa et al. *Usina hidrelétrica de Salto Caxias relatório de impacto ambiental - RIMA*. Curitiba, nov. 1993,

INTERTECHEb et ai. *Usina hidrelétrica de Salto Caxias estudo de impacto ambiental EIA*. Curitiba, nov. 1993.