

# IMPACTO DA URBANIZAÇÃO NA PRODUÇÃO ANUAL DE CARGAS POLUENTES, COM INCERTEZA

Anísio de Sousa Meneses Filho

Doutorando do Instituto de Pesquisas Hidráulicas / UFRGS - Rua Joaquim Nabuco, 2560 – ap. 701 – Bairro Dionísio Torres - CEP. 60125-121. Fortaleza (CE). E-mail: [anisiomenezes@secrel.com.br](mailto:anisiomenezes@secrel.com.br)

Carlos Eduardo Morelli Tucci

Professor Titular do Instituto de Pesquisas Hidráulicas / UFRGS - Avenida Bento Gonçalves, 9500 – Bairro Agronomia, CEP 91501-970 – Porto Alegre (RS) – Caixa Postal 15029.

## Resumo

A necessidade de se avaliarem os aspectos qualitativos do escoamento superficial urbano vem sendo crescentemente reconhecida pelos gestores públicos. Os modernos planos diretores de drenagem urbana têm procurado incorporar o tema da poluição difusa, haja vista a contaminação de muitos mananciais hídricos urbanos. Uma dificuldade enfrentada é a estimativa da magnitude dessas cargas para a identificação das melhores estratégias gerenciais. Poucos países dispõem de dados de monitoramento sistemático, de período extenso e representativo. Muitas vezes adotam-se valores típicos de concentração média de eventos. Observa-se, porém, sensível dispersão nesses valores, o que frustra qualquer tentativa de mensuração determinística da carga gerada. Um avanço pode ser proposto com o tratamento das variáveis de qualidade em termos probabilísticos. O presente trabalho baseia-se no Método Simples, proposto por Schueler (1987), para avaliar a produção anual de cargas. Técnica de Monte Carlo é empregada para levar em conta a estocasticidade das variáveis de entrada. Por regressão linear, relacionam-se a densidade populacional e a taxa de impermeabilização do solo, permitindo, em cenários alternativos, um indicativo dos impactos advindos do processo ocupacional. Neste trabalho, estudo de caso foi conduzido para a Bacia do Arroio Moinho (Porto Alegre (RS)); analisaram-se três cenários de desenvolvimento, atual e projetados.

## Abstract

The qualitative aspects of the urban runoff are an increasing concern of the public administration. The modern plans of urban drainage are recognizing the importance of the non-point source pollution and adding new conceptions in order to mitigate contaminating the load build up in the street and the wash off during the storm events. In despite of this, only a few countries have available local data that allow a suitable estimate of the impacts. The usual procedure consists in accepting the values of the event mean concentrations from others basins. Considering that there is a large interval of pollutant concentration values, it is not possible to estimate the load accurately. An advancement can be reached using the treatment of the quality variable in terms of probability. This paper is based on a methodology by Schueler (1987) and on Monte Carlo technique to estimate the magnitude of annual pollutant loads. The impermeable area in the basin was estimated by linear regression, using an empirical relation between that variable and the demographic density. The procedure was

applied to actual and future demographic conditions of Arroio Moinho (at Porto Alegre, RS) to analyze the impacts of diffuse pollution in the future urban sceneries.

**Palavras-chave** – poluição difusa, drenagem urbana, urbanização

## CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES

A urbanização, fenômeno fortemente impactante do meio físico, tem sido uma marca do processo histórico de desenvolvimento dos países. Decorrem daí diversas alterações no ambiente natural. Do ponto-de-vista hidrológico, podem ser destacadas: i) aumento da produção de sedimentos, pela remoção da cobertura vegetal e mudança no relevo; ii) maior produção de resíduos sólidos, em decorrência das múltiplas atividades que então se estabelecem; iii) degradação dos mananciais hídricos, pela adução de carga poluente acima de sua qualidade de autodepuração. Schueler [1] destaca como efeito próprio da urbanização o aumento do transporte de poluentes em, no mínimo, uma ordem de magnitude acima do nível de pré-desenvolvimento.

As fontes de poluição costumam ser categorizadas em pontuais e difusas. Conforme Ryding & Rast (1998), uma carga tem caráter pontual quando sua fonte é passível de determinação e localização, como o são os esgotos domésticos, as descargas industriais, os efluentes de aterros sanitários, que aportam no meio aquático num ponto específico; as cargas difusas, por outro lado, são aquelas geradas de forma distribuída ao longo da superfície do solo por agentes poluidores diversos, afluindo aos corpos de água, principalmente, durante os eventos de chuva. Também são ditas não-pontuais as cargas que não apresentam um ponto de lançamento específico, sendo despejadas ao longo das margens dos rios ou lagos. Não prática, porém, essa distinção entre os tipos fontes poluentes nem sempre é bastante clara. É comum, por exemplo, cargas difusas em bacias urbanas estarem associadas, de forma quase permanente, a parcela de cargas de esgotos domésticos, em decorrência da inadequação operacional de sistemas de coleta e do lançamento de esgoto cloacal na rede de drenagem pluvial.

Em muitos países, o controle das fontes pontuais se afigura bem delineado e sua implementação não envolve maiores dificuldades, seja nas ações de tratamento do esgoto, seja no estabelecimento de padrões mínimos para o efluente a ser assimilado pelo manancial hídrico receptor. Por outro lado, a avaliação e o controle da poluição difusa são, ainda, negligenciados, não obstante ser a água veículo de elevada eficácia na propagação de doenças. Como relatam Deletic *et al.* (1998), a qualidade da água de pluviais é comparável, em diversas cidades e sob certos aspectos, àquela de esgoto. Em geral, o processo de transferência de cargas pelas chuvas se desenvolve quase sem controle, senão quando, superada a capacidade de assimilação pelo receptor, este passa a exibir sinais de degradação e/ou grassam na população severas endemias.

Porto (1995) lista algumas origens da poluição em meio urbano: lixo orgânico acumulado nas ruas, resíduos orgânicos de animais, restos provenientes de construção, resíduos de escapamento, partículas de pneu e de asfalto e outros resíduos de veículos automotores, ligações incorretas ou clandestinas de esgoto cloacal na rede de drenagem pluvial, em sistemas separativos, dentre outros. A natureza dos poluentes compõe um espectro amplo: hidrocarbonetos, metais pesados (zinco, cobre, ferro, manganês, chumbo etc.), matéria orgânica, bactérias, lubrificantes, graxas, combustíveis, pesticidas organoclorados, plásticos, papéis. Os sedimentos respondem por significativa parcela dessa poluição, que neles se fixa facilmente<sup>1</sup>.

Os impactos nos corpos de água podem ser classificados em *agudos* e *cumulativos* (Harremões 1988). Os efeitos agudos são de curto prazo e comumente resultam de um único evento; exemplos são a contaminação bacteriológica e a depleção do oxigênio dissolvido. Os efeitos cumulativos, por outro lado, decorrem do aumento gradual da massa do poluente e se manifestam quando determinado nível limite é excedido; situam-se nessa categoria as descargas de nutrientes e tóxicos persistentes, como metais. A avaliação das cargas poluentes e seu tratamento estatístico assumem, num e outro caso, enfoques distintos; os impactos agudos

---

<sup>1</sup> À exceção dos nitritos, nitratos e fosfatos que se encontram dissolvidos.

podem ser estimados através de distribuições probabilísticas de concentrações ou cargas no evento, enquanto os impactos cumulativos são avaliados, em geral, a partir da carga anual.

As ações de planejamento, assim como a definição de critérios para uma política de gestão de uso e ocupação do solo da bacia, requerem a identificação da natureza e uma estimativa da magnitude da carga poluente exportada pela área contribuinte de drenagem. A diversidade de métodos para predição da qualidade do escoamento varre um espectro amplo, de modelos simples a complexos. Os mais simples baseiam-se na carga produzida por unidade de área e por unidade de tempo; como, nesse caso, as taxas são bastante variáveis e impróprias para retratar toda a diversidade de cenários, os valores embutem significativo grau de incerteza. Ainda largamente empregadas são as metodologias que assumem a concentração de poluentes como constante (o seu valor médio representativo), convertida em fluxo de carga quando associada ao nível de escoamento. De forma expedita, fácil e versátil, isso pode ser feito com base no comportamento médio manifestado em bacias similares ou a partir do ajuste de características climatológicas e fisiográficas. A adoção desses valores “tabelados” deve ser cautelosa, respeitando-se, sempre, a natureza dos objetivos. Sem dados específicos da área em análise, nenhum método consegue, a rigor, oferecer predição confiável e precisa das cargas ou concentrações presentes no escoamento superficial.

Diversos estudos foram dedicados à identificação das variáveis explicativas para a natureza e a quantidade de material depositado no solo, no período intereventos. Colston (1974) desenvolveu expressão estatística sugerindo que a concentração dos constituintes no escoamento superficial urbano cresce com a vazão (afetada, portanto, pela intensidade da precipitação) e diminui com a duração do evento. AVCO (1970) destacou que a interação da chuva com fatores fisiográficos como a impermeabilidade do solo, a forma da bacia, a cobertura do solo e a extensão do canal principal são determinantes da vazão e da carga poluidora resultante. Radziul *et al.* (1975), listou onze variáveis explicativas (impermeabilidade, densidade de drenagem natural, densidade da rede de drenagem, densidade populacional, número de edificações, extensão e declividade do curso de água, percentual das diversas ocupações do solo) para o equacionamento de seis variáveis de qualidade (oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, amônia, nitrito e nitrato), para bacias da Filadélfia (EUA), onde foram analisadas 50 amostras mensais em cinco diferentes bacias. NURP (*National Urban Runoff Program*) *apud* Huber (1992) aplicou técnica de regressão tanto para a concentração média do evento (CME) quanto para a carga total do evento de chuva, identificando, nesta ordem, as variáveis independentes mais significativas: volume total de precipitação, área total de contribuição de drenagem, impermeabilidade, uso do solo e média anual de características climáticas.

Chandler (1994), investigando o uso de modelos simples<sup>2</sup> e modelos complexos para a estimativa da *carga anual* de poluentes não-pontuais em áreas urbanas, constatou que, devido às incertezas presentes na estimativa das concentrações do escoamento superficial, as respostas não diferem significativamente, estando todas numa mesma ordem de magnitude. Haveria, assim, nesse caso, pouca razão quantitativa para a utilização de modelos mais sofisticados, de complexos algoritmos abrigando múltiplos parâmetros.

Dentre as propostas mais parcimoniosas para estimativa da carga de poluentes, a de Schueler (1987), denominada *Simple Method*, de natureza essencialmente empírica, tem sido bastante citada na literatura. Simplicidade e generalidade estão entre seus atributos. A implementação de seu algoritmo básico, em bacias americanas, é favorecida pelos dados disponíveis do programa *NURP* e tem-se revelado útil na predição de cargas poluentes sob diversas condições de planejamento, permitindo, ainda, a estimativa da probabilidade de excedência da concentração do poluente para um certo nível estabelecido. Uma crítica imediata pode ser estimulada pela composição primária de seu algoritmo. Efetivamente, sua aplicabilidade, como esclarece o autor, está limitada a pequenas bacias, da ordem de até cerca de 3km<sup>2</sup> e deve ser aproveitada como forma de avaliação preliminar.

Há de se reconhecer, no entanto, que qualquer modelo hidrológico, dos mais simples aos mais complexos, sempre embute limitação, oferecendo resposta com algum grau de incerteza, muitas vezes omitida ou negligenciada na análise dos resultados. Modelos de maior sofisticação tendem até mesmo a despertar no analista uma falsa sensação de acurácia nos valores processados e exibidos. Três fatores principais

---

<sup>2</sup> Os modelos simples baseiam-se no produto da concentração média do poluente pela taxa anual de escoamento.

concorrem para a incerteza: i) fragilidade nas estruturas dos modelos; ii) procedimentos inadequados de calibração; iii) escassez de dados históricos representativos. Entre as técnicas disponíveis para a avaliação da incerteza, a de Monte Carlo tem sido a mais utilizada, em decorrência, sobretudo, do caráter, quase sempre, não-linear dos algoritmos que integram a modelagem hidrológica. O fundamento teórico da análise do método de Monte Carlo está associado ao fato de que as equações da dinâmica estocástica que governam os sistemas podem ser interpretadas como um conjunto infinito de equações determinísticas. Assim, para cada elemento desse conjunto, a entrada do sistema é uma função amostral do processo de entrada e a saída é a correspondente função da amostra da resposta do processo. Com a identificação do mecanismo de propagação da incerteza, a resposta passa a incorporar elementos sobremodo úteis para uma análise e tomada de decisão.

Este trabalho procura associar o *Simple Method* à técnica de Monte Carlo para composição de curvas de probabilidade cumulativa da produção anual dos principais poluentes que se acumulam na superfície do solo e que são potencialmente lavável pelas águas de escoamento de pluviais.

## METODOLOGIA

O procedimento apresentado por Schueler (1987) compreende duas etapas. Inicialmente, é computado o escoamento superficial ocorrido em um dado período, por exemplo, anual. Em seguida, com base na concentração média do poluente de interesse, são calculadas as cargas como o produto dessa concentração pelo nível de escoamento. Assim<sup>3</sup>:

$$Q = (P.P_j.C_s).A \quad (1)$$

$$L = Q.C \quad (2)$$

onde  $Q$  é o volume escoamento superficial anual;  $L$ , a carga de escoamento superficial urbano;  $P$ , a altura de precipitação no intervalo de tempo considerado;  $P_j$ , a fração dos eventos de chuva que produzem escoamento superficial;  $C_s$ , o coeficiente médio de escoamento;  $C$ , a concentração média ponderada pela vazão;  $A$ , a área.

Sobre os parâmetros que integram o produtório desse método, algumas considerações podem ser aduzidas. O fator  $C_s$  depende da natureza do solo, topografia e cobertura; nele, a taxa de impermeabilização é o fator de maior influência. O fator  $P_j$  assume valor unitário para eventos isolados; para o cálculo anual ou sazonal, pode ser retratado pelo percentual médio nesse intervalo de tempo dos eventos chuvosos que produzem escoamento; para o território americano, adota-se, em geral, o valor 0,90. Relativamente à concentração  $C$  do poluente, dois aspectos são destacados, a partir da análise estatística, para sugerir a adoção de valores tabelados de concentração média ponderada com a vazão: i) não se evidenciaram diferenças significativas na concentração média de cada poluente em distintas áreas de urbanização; ii) não há correlação consistente entre as concentrações e o volume ou intensidade de chuva.

Schueler (1987)<sup>4</sup> obteve relação, de primeiro grau, entre o coeficiente de escoamento superficial e o percentual de área impermeável, com coeficiente de determinação superior a 0,70, para cerca de 50 pequenas bacias urbanas americanas. também formulou a seguinte relação entre o coeficiente de escoamento ( $C_s$ ) e a fração impermeável ( $A_I$ ) da área analisada.

$$C_s = 0,05 + 0,9.A_I \quad (3)$$

<sup>3</sup> Estão omitidos nas equações seguintes os fatores de conversão de unidades presentes no texto original.

<sup>4</sup> Os estudos referidos foram conduzidos em Washington, D.C. (projeto NURP).

Urbonas & Stahre (1993) condensaram dados de monitoramento, identificando, para os dez poluentes mais comumente encontrados no escoamento superficial, as estatísticas básicas da *concentração média de evento* (CME) (Tabela 1).

Tabela 1 – Concentrações médias de evento e variabilidade

poluente	coeficiente de Variação	CME Mediana
Sólidos totais (mg/L)	1 a 2	100
DBO <sub>5,20</sub> (mg/L)	0,5 a 1	9
DQO (mg/L)	0,5 a 1	65
Fósforo total (mg/L)	0,5 a 1	0,33
Fósforo solúvel (mg/L)	0,5 a 1	0,12
Nitrogênio Kjeldahl (mg/L)	0,5 a 1	1,50
Cobre (µg/L)	0,5 a 1	34
Chumbo (µg/L)	0,5 a 1	144
Zinco (µg/L)	0,5 a 1	160

Fonte: Urbonas & Stahre (1993)

Para o escoamento superficial urbano, o ajuste da distribuição lognormal para CME é amplamente reportado (USEPA (1983); Driscoll (1986); Harremões (1988)).

Campana & Tucci (1994) pesquisaram a relação entre a densidade populacional (*DP*) e a porcentagem de áreas impermeáveis (*AI*) para a cidade de Porto Alegre. Um bom ajuste para os valores obtidos dessas duas variáveis pode ser alcançado pela relação:

$$AI = 24,416 \cdot \ln(DP) - 68,065 \quad (4)$$

Os procedimentos cumpridos para a estimativa da carga anual, no método simples, podem ser relacionados, em síntese:

- i) subdivisão da área da bacia, de acordo com as condições de urbanização;
- ii) identificação de relacionamento funcional entre a densidade populacional e o nível de impermeabilização (procedimento descrito em Campana & Tucci (1994));
- iii) composição integrada da fração impermeável, a partir da população atualizada dos bairros; assim:

$$AI = \sum_{i=1}^{nb} f\left(\frac{P_i}{AB_i}\right) \cdot \frac{PB_i}{100} \quad (5)$$

onde *f* é uma função que relaciona densidade habitacional e área impermeável; *P<sub>i</sub>* é a população do bairro *i*; *AB<sub>i</sub>*, a área do bairro *i*; *PB<sub>i</sub>*, a porcentagem do bairro *i* na bacia; *nb*, o número de bairros.

- iv) estimativa do coeficiente de escoamento (*C<sub>s</sub>*) de eventos chuvosos, com base em relação funcional (regressão linear, em geral) entre *C<sub>s</sub>* e a proporção de área impermeável (*AI*); para Porto Alegre, pode-se adotar:

$$C_s = 0,047 + 0,9.AI \quad (6)$$

v) estimativa do vazão média anual ( $Q$ ) produzida durante os eventos:

$$Q = P_j \cdot P \cdot C_s \cdot A \quad (7)$$

vi) estimativa da carga poluente ( $L$ ), em kg/ano, como o produto da vazão pela concentração característica:

$$L = Q \cdot C = \frac{P_j \cdot P \cdot A \cdot (0,047 + 0,9.AI) \cdot C}{1000} \quad (8)$$

A análise de incerteza é introduzida nesse algoritmo tendo em vista que o valor de  $C$  não é efetivamente conhecido, porém seu comportamento probabilístico pode ser assumido como *lognormal*, com parâmetros razoavelmente aceitos. Assim, é possível, por simulação de Monte Carlo, gerar uma quantidade suficientemente grande de valores (nesta implementação, 1000) exibindo semelhante função densidade de probabilidade da concentração média de evento reportada para cada um dos poluentes. Desse modo, são obtidos diversos valores para a carga produzida anualmente. A atribuição da “probabilidade” acumulada a cada um desses valores (expectativa de não superação), assim se opera: i) ordenação decrescente das estimativas; ii) cômputo da probabilidade cumulativa aplicando a fórmula  $n/(N+1)$ , onde  $n$  é número da seqüência (ordem do valor da variável) e  $N$  é o número total de eventos gerados.

## APLICAÇÃO

Estudo de caso foi conduzido para a Bacia do Arroio Moinho, a seguir sucintamente caracterizada. Sub-bacia do Arroio Dilúvio, afluindo à sua esquerda, a Bacia do Arroio do Moinho tem área de 4,5km<sup>2</sup> (Figura 1). Uma característica marcante dessa bacia é a sua grande declividade: num comprimento de 4,0km, o desnível é superior a 200m, conferindo-lhe um tempo de concentração estimado em 37min. A drenagem natural na bacia é feita pelo curso principal (Arroio do Moinho); este, em seu trecho inferior, recebe um pequeno contribuinte, o Arroio do Meio; na porção superior, a drenagem se estende a três pequenas nascentes entre os morros Pelado e da Polícia. O ingresso das águas no Arroio Dilúvio ocorre através de conduto enterrado entre as avenidas Bento Gonçalves e Ipiranga; daí para montante, o córrego se desenvolve a superfície livre, com seção menor entre 2,0 e 4,0m de largura e profundidade entre 20 e 50cm; nas seções maiores, a largura pode chegar a 10,0m, com muita vegetação às margens. A ocupação urbana, iniciada antes da década de 1970, vem-se desenvolvendo de jusante para montante, como costuma ocorrer na maioria das bacias. Atualmente, a urbanização se encaminha para os morros, atingindo, inclusive, área de preservação. Em alguns casos, os loteamentos foram implantados com o arroio principal passando pelo fundo das residências. São observadas diversas alterações no sistema de drenagem natural em decorrência do sistema implantado nos diferentes loteamentos. A própria delimitação da área do canal se dá de forma irregular, pela construção de muros no fundo de propriedades; aterros e muros chegam a estrangular o arroio. Para a estimativa de produção de cargas, a bacia foi subdividida em 13 sub-bacias, de acordo com as condições de fluxo, urbanização e redes de drenagem, como mostrado também mostrado, pelo traçado amarelo, na Figura 1. Para cada uma delas, apuraram-se a densidade habitacional e a correspondente fração de área impermeável. A distribuição atual da população foi obtida de Menegat *et al.* (1998). As condições ocupacionais na bacia foram identificadas, ainda, por imagens de satélite. As Figura 2, 3 e 4 exibem, por bairro ou setor integrante da bacia, a densidade demográfica atual e previstas, em hab/ha.



Figura 1 – Urbanização atual, com a identificação da mancha urbana nas sub-bacias



Figura 2 – Densidade habitacional, por bairro, no cenário atual



Figura 3 – Densidade habitacional, pelo PDDU-POA para Moinho



Figura 4 – Densidade habitacional, pelo PDDU-POA + PDDU para Moinho

Assumiu-se, para Porto Alegre, a precipitação anual média de 1450mm, conforme IPH (2002). Além disso, considerou-se que de 85% a 90% dos eventos chuvosos produzem escoamento superficial capaz de promover a lavagem dos poluentes.

Foram gerados 1000 números lognormalmente distribuídos retratando a concentração média de evento, com os elementos estatísticos informados na Tabela 1. Adotou-se modelo de distribuição uniforme para o coeficiente de variação no intervalo mostrado naquela tabela. Para cada um dos cenários ocupacionais, foram simulados os seguintes poluentes: sólidos totais, DBO<sub>5</sub>, DQO, fósforo total, nitrogênio kjeldahl, cobre, chumbo e zinco. Assim, é possível inferir um razoável espectro de efeitos nocivos que podem ser conferidos ao arroio no ciclo anual de lavagem.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Aplicada a metodologia do *Simple Method* (Schueler, 1987) em associação com técnica de Monte Carlo, foram obtidas as curvas de probabilidade cumulativas mostradas nas Figuras 5 a 12. As Tabelas 2, 3 e 4 reúnem os principais elementos estatísticos obtidos.

Conforme se depreende das curvas de probabilidade, e já antecipado pela Tabela 1, o desvio-padrão das variáveis de qualidade é acentuado. Isso sinaliza a baixa representatividade das medidas de tendência central, como média e mediana, e reforça o interesse no tratamento estocástico encetado. Apesar de não se conhecer o efetivo valor da produção (impossível, em vista da aleatoriamente marcante do processo), identifica-se o seu intervalo provável de ocorrência. Por exemplo: nos três cenários de ocupação, a razão entre o nono e o primeiro decil pode ser superior a 18, no caso de sólidos totais; há, supostamente, 80% de chance de a carga anual situar-se entre 895,81 e 48,37, no cenário atual.

Considerações de mesma linha podem ser desenvolvidas para cada um dos poluentes simulados. Teoricamente, qualquer valor é possível, ainda que improvável. Ou melhor: há faixas de valores com probabilidade de ocorrência nitidamente maior do que outras. Cabe ao analista uma apreciação judiciosa. O expediente será orientado pelos objetivos a serem alcançados.

Tabela 2 – Cargas produzidas anualmente no atual cenário de ocupação

<i>variável</i>	<i>média</i>	<i>mediana</i>	<i>desvio-padrão</i>	<i>C<sub>10</sub></i>	<i>C<sub>90</sub></i>
Sólidos totais	408,85	247,29	619,45	48,37	895,81
DBO <sub>5,20</sub>	25,06	20,96	17,75	8,93	45,88
DQO	188,55	147,60	156,30	58,51	376,76
Fósforo total	0,92	0,74	0,71	0,32	1,70
Nitrogênio Kjeldahl	4,18	3,47	2,78	1,25	8,10
Cobre	0,09	0,07	0,08	0,03	0,17
Chumbo	0,40	0,34	0,24	0,16	0,71
Zinco	0,48	0,37	0,35	0,14	0,96

Valores em ton; C<sub>10</sub>: primeiro decil; C<sub>90</sub>: nono decil

Tabela 3 – Cargas produzidas anualmente no cenário futuro mais provável (atual+PDDU)

<i>variável</i>	<i>média</i>	<i>mediana</i>	<i>desvio-padrão</i>	<i>C<sub>10</sub></i>	<i>C<sub>90</sub></i>
Sólidos totais	451,55	273,12	684,15	53,42	989,38
DBO <sub>5,20</sub>	27,68	23,15	19,61	9,86	50,67
DQO	208,24	163,02	172,63	64,62	416,08
Fósforo total	1,02	0,82	0,79	0,36	1,88
Nitrogênio Kjeldahl	4,62	3,83	3,07	1,38	8,95
Cobre	0,10	0,08	0,09	0,04	0,19
Chumbo	0,44	0,37	0,27	0,18	0,79
Zinco	0,52	0,41	0,39	0,15	1,06



Valores em ton; C<sub>10</sub>: primeiro decil; C<sub>90</sub>: nono decil

Tabela 4 – Cargas produzidas anualmente no cenário de ocupação máxima

<i>variável</i>	<i>média</i>	<i>mediana</i>	<i>desvio-padrão</i>	<i>C<sub>10</sub></i>	<i>C<sub>90</sub></i>
Sólidos totais	633,84	383,37	960,34	74,98	1388,79
DBO <sub>5,20</sub>	38,85	32,49	27,52	13,84	71,12
DQO	292,31	228,83	242,32	90,71	584,06
Fósforo total	1,43	1,15	1,11	0,50	2,64
Nitrogênio Kjeldahl	6,49	5,38	4,32	1,94	12,56
Cobre	0,15	0,11	0,12	0,05	0,27
Chumbo	0,61	0,52	0,37	0,25	1,10
Zinco	0,74	0,57	0,54	0,21	1,49

Valores em ton; C<sub>10</sub>: primeiro decil; C<sub>90</sub>: nono decil

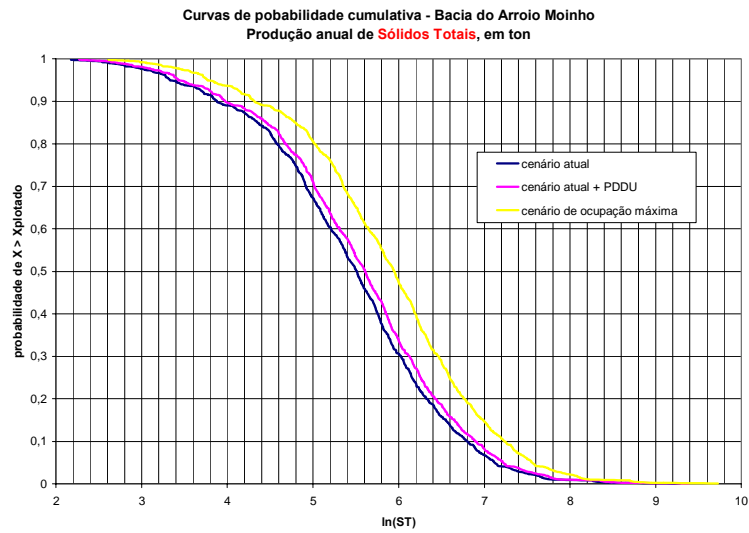


Figura 5

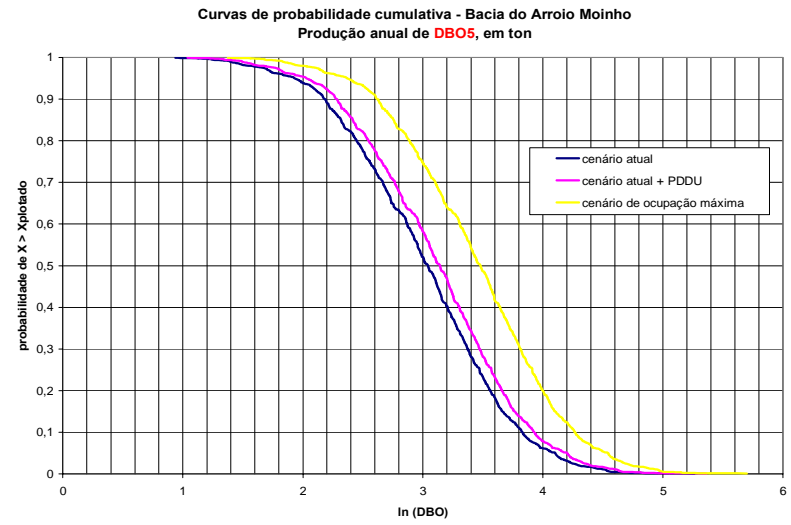


Figura 6

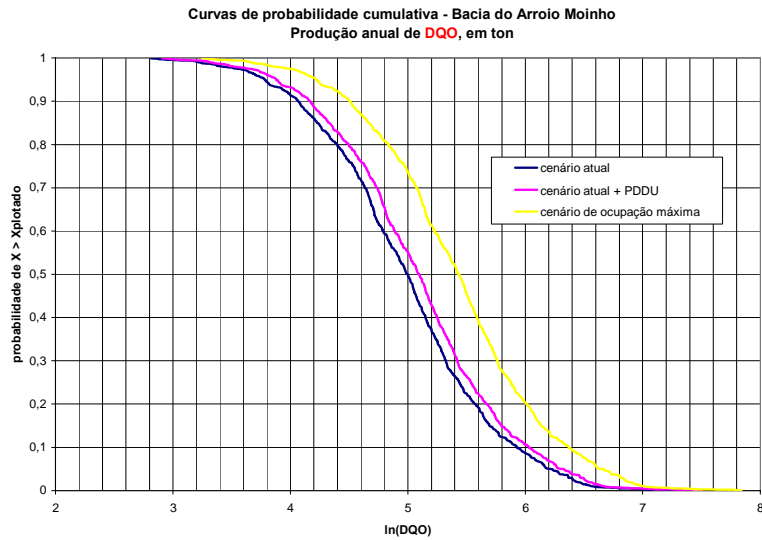


Figura 7

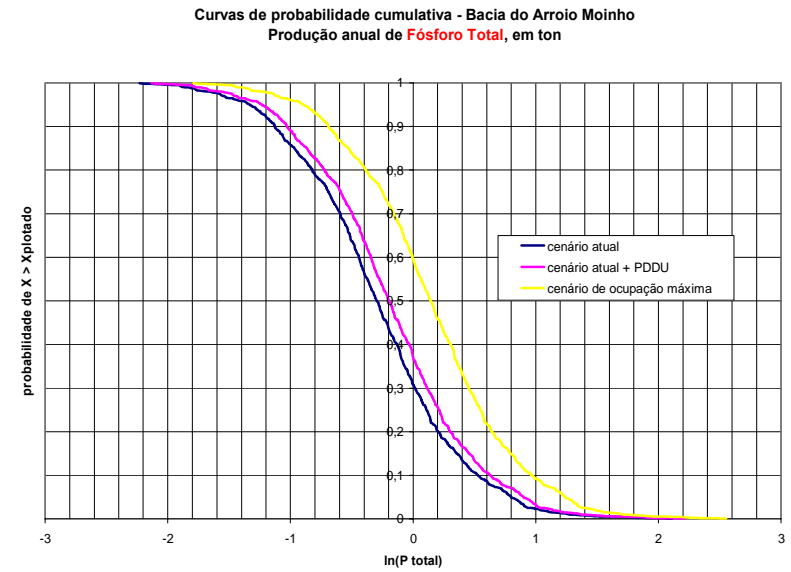


Figura 8

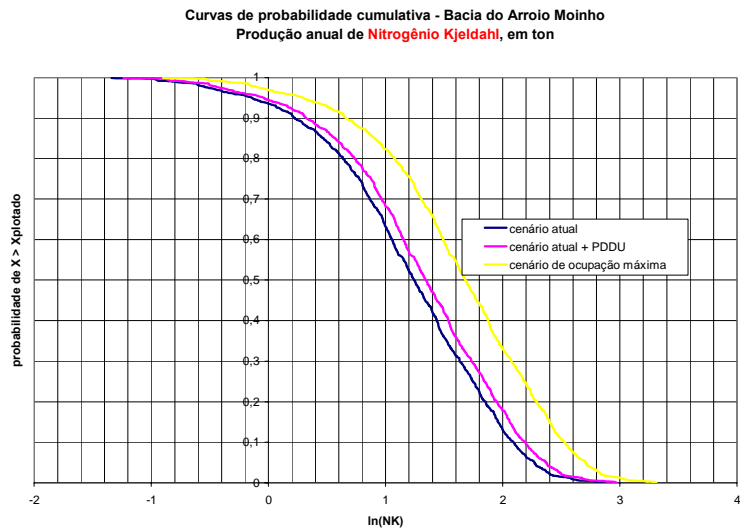


Figura 9

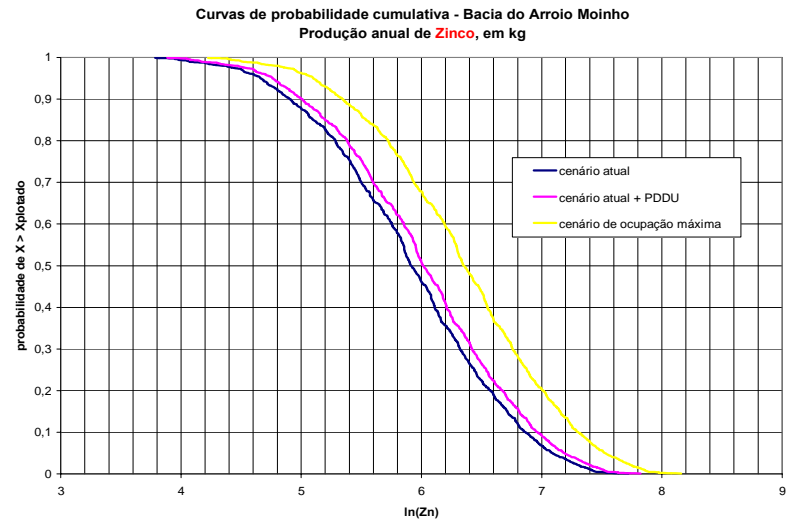


Figura 10

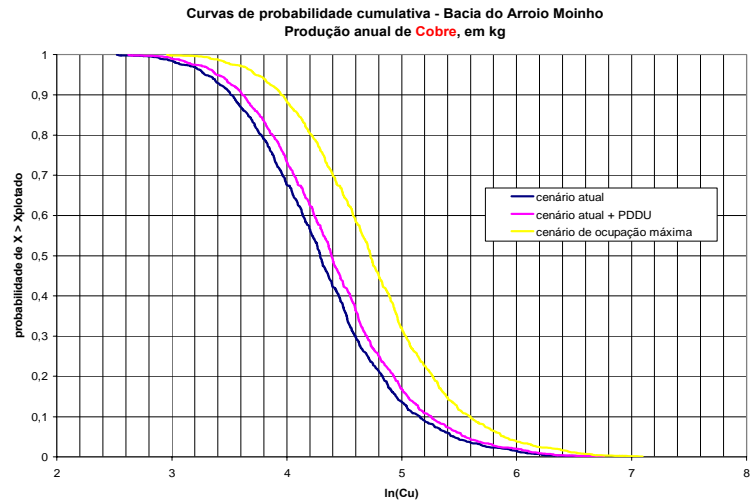


Figura 11

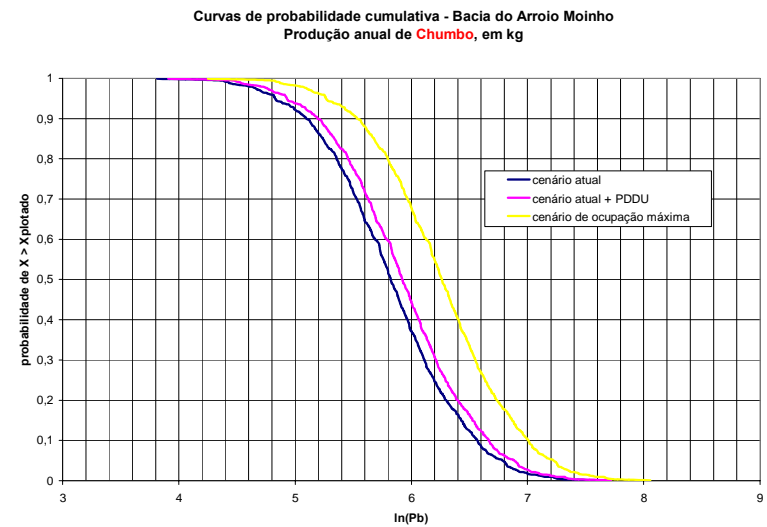


Figura 12

Observa-se, assim, um incremento no valor médio da carga anual de sólidos totais da ordem de 10% entre os cenários atual e atual mais PDDUA; e de 55% entre os cenários atual e de ocupação máxima. Entre os dois cenários futuros, a evolução na magnitude de carga, dos oito poluentes avaliados, ficou entre 37% e 42%.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Claramente, a eleição de medidas redutoras da massa poluente transferida para o corpo de água comporta uma solução de compromisso entre o risco e o custo envolvidos nessas ações. A avaliação da carga difusa anual, como mostrada neste trabalho, pode ser útil como parâmetro de decisão num conseqüente modelo custo-benefício. Por esta metodologia, é possível avaliar-se o risco de excedência de um certo nível de aporte de poluentes capaz de comprometer os requisitos de qualidade definidos para o corpo de água receptor, em conformidade ao uso pretendido. Sendo conhecido o potencial de assimilação do manancial receptor, para cada um dos poluentes, pode-se estabelecer a estratégia mais econômica para o tratamento.

A sistemática metodológica apresentada serve, ainda, para a estimativa do incremento da carga poluente advindo de processos ocupacionais em diversos cenários alternativos, dentro de uma linha de análise mais realista, ao considerar o caráter aleatório das variáveis envolvidas no processo de produção de carga. O enfoque está voltado, aqui, para os impactos cumulativos dos poluentes no corpo receptor, considerando-se a estimativa anual da carga.

Os resultados exibidos devem ser interpretados como fruto de um procedimento estimativo preliminar, uma vez foram assumidos, para a concentração média de eventos, valores típicos compilados de diversas outras cidades. Tais estimativas podem, eventualmente, não ser confirmadas pela coleta de dados locais, ou se revelar bastante conservadoras. A rigor, nenhum modelo pode prescindir de uma base consistente de dados obtidos por um sistemático monitoramento. A incerteza presente nos resultados tende a diminuir pelo conhecimento das características próprias de acumulação e lavagem da bacia.

Por outro lado, o cotejo, através de simulações simples, de cenários ocupacionais nas diferentes fases do processo de urbanização pode servir para melhor orientar a tomada de decisão por parte dos gestores públicos, seja revendo as diretrizes urbanas, seja pela adoção de medidas compensatórias estruturais ou não-estruturais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AVCO (1970). Storm water pollution from urban land activity. FWQA.
- CAMPANA, N. A.; TUCCI, C. E. M. (1994). Estimativa da área impermeável de macrobacias urbanas. Revista Brasileira de Engenharia, vol. 12, n. 2, p 79-94.
- CHANDLER, R. D. (1994). Estimating annual urban nonpoint pollutant loads. Journal of Management in Engineering, vol. 10, n. 6.
- COLSTON, N. V. (1974). Characterization and treatment of urban land runoff. National Environmental Research Center, Project n. 11030HJP.
- DELETIC, A.; MAKSIMOVIC, C.; LOUGHREIT, F.; BUTLER, D. (1998). Modelling the management of street surface sediments in urban runoff. In: Novatech '98.
- DRISCOLL, E. D. (1986). Lognormality of point and nonpoint source pollutant concentrations. Proc. Stormwater Water Qual. Model Users Group Meeting, EPA-600/9-86-023, USEPA.

- HARREMÖES, P. (1988). Stochastic models for estimations of extreme pollution from urban runoff. *Water Resources*, 22: 1017-1026.
- HUBER, W. C. (1992). Contaminant transport in surface water. In: Maidment, D. R. (ed.) *Handbook of Hydrology*, McGraw-Hill.
- IPH (2002). *Plano Diretor de Drenagem Urbana de Porto Alegre*.
- MENEGAT, R. (org.); PORTO, M. L.; CARRARO, C. C.; FERNANDES, L. A. D. (1998). *Atlas Ambiental de Porto Alegre*. Editora da Universidade/ UFRGS. Porto Alegre.
- PORTO, M. F. A. (1995). Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: Tucci, C. E. M.; Porto, R. L. e Barros, M. T. (ed.), *Drenagem Urbana*. ABRH – Editora da Universidade UFRGS, Porto Alegre.
- RADZIUL, J. V.; BLAIR, D. D.; CAIRO, P. R.; COYLE, J. T.; PENCE, M. M. (1975). Effects of nonpoint discharge on urban stream quality. In: Whipple Jr., W. *Urbanization and Water Quality Control*. AWRA. Minneapolis.
- RYDING, S. V.; RAST, W. (1992). *El Control da la Eutroficación en Lagos y Pantanos*, UNESCO, Ediciones Pirámide, Madrid.
- SCHUELLER, T. (1987). *Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMPs*, Metropolitan Washington Council of Governments.
- URBONAS, B.; STAHERE, P. (1993). *Stormwater – Best management practices and detention for water quality drainage and CSO management*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.
- USEPA (1983). *Results of the Nationwide Urban Runoff Program*. Rep. WH-554, Water Plann. Div.



## REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL EM SISTEMA DE ALAGADOS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA

Ariston da Silva MELO JÚNIOR

Eng. Agrícola, Mestre em Engenharia Agrícola, Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6011, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37881025, e-mail: juniorariston@aol.com

Carlos Alberto VERTUAN

Eng. Agrícola, Mestre em Engenharia Agrícola, Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6011, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37881025, e-mail: cavertuan@uol.com.br

Camila P. G. de CASTILHO

Eng. Agrícola, Doutoranda em Engenharia Agrícola, Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6011, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37881029, e-mail: camila@agr.unicamp.br

José TEIXEIRA FILHO

Eng. Civil, Prof. Ass. Dr. da Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6011, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37881025, e-mail: jose@agr.unicamp.br

Denis Miguel ROSTON

Eng. Civil, Prof. Ass. Dr. da Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6011, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37881020, e-mail: denis@agr.unicamp.br

Helena Teixeira GODOY

Eng. Alimentos. Ass. Dra. da Faculdade de Engenharia de Alimentos, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6121, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37884024, e-mail: helena@fea.unicamp.br

**Resumo:** O sistema de leitos cultivados pode contribuir para a retirada de nutrientes na fase final de tratamento de esgotos. Essa remoção é realizada a partir de plantas instaladas nestes leitos. Foi monitorada a retirada de fósforo total dos esgotos da Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas-SP, Brasil, a partir de um sistema de leitos cultivados. Os leitos possuem duas células (célula 1 - 2mx2m e 2 - 4mx1m, profundidade de 1m para ambas) cultivadas com macrófita do gênero *Typha* sp. Foram analisados cinco dias de dois períodos (30/09/02 a 04/10/02, 30/09/02 a 04/10/02) com coletas horárias do afluente e efluente das células. Para cada coleta foram medidas as vazões volumétricas de entrada e saída de cada célula. Considerando os dois períodos, a carga média de entrada foi de 2490,6mg de fósforo para a célula 1 e 1887,5mg para a célula 2, e, a redução média foi de 44,3% para a célula 1 e 41,8% para a célula 2. A maior taxa de remoção de fósforo total ocorreu no período de maior incidência de radiação solar, mostrando uma intrínseca relação entre a atividade ecofisiológica da planta e a remoção de fósforo presente na água residuária.

**Palavras-chave:** tratamento de efluentes, preservação de recursos hídricos, *Typha* sp. , nutrientes

## 1. INTRODUÇÃO

Na categoria de sistemas naturais de tratamento de águas residuárias incluídas as tecnologias de infiltração rápida no solo, escoamento superficial no solo, lagoas de estabilização, lagoas rasas contendo plantas flutuantes e alagados (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Os alagados - também denominados leitos cultivados - podem ser naturais ou construídos, sendo áreas inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas (pelo lençol freático), numa frequência e duração suficientes para a manutenção da saturação do sistema (U.S. EPA, 1988).

Os leitos cultivados podem ser considerados filtros biológicos em que microorganismos aeróbios e anaeróbios são fixados à superfície do meio suporte no qual as plantas estão estabelecidas ou fixadas com a rizosfera e outras partes submersas das plantas que são os principais responsáveis pelas reações de purificação da água (WOOD, 1995).

Segundo (KADLEC e KNIGHT, 1996; HABERL *et al.*, 1995; MITCHELL *et al.*, 1995; MANFRINATO *et al.*, 1993) os leitos cultivados de maneira geral são usados no tratamento de: águas de abastecimento, captadas de rios e lagos poluídos; águas residuárias domésticas, em nível primário, secundário e/ ou terciário; águas de precipitação pluviométrica coletada em rodovias, áreas urbanas e rurais; drenagens ácidas provenientes de algumas atividades industriais e agrícolas; águas subterrâneas com alto teor de nitrato; lodo produzido nos tratamentos biológicos convencionais (redução de volume e estabilização).

Geralmente, os alagados construídos são produzidos por um ou mais leitos dispostos em série ou paralelos, normalmente escavados no solo e recobertos com material impermeável tal como cloreto de polivinila (PVC), polietileno de alta densidade (HDPE), polipropileno ou argila (TROTTER *et al.*, 1994).

Devido à diversidade de habitat dos alagados, estima-se que mais de 5.000 espécies de plantas são adaptadas (HAMMER, 1997), pois, macrófitas de água doce incluem ainda as minúsculas *wolffia* spp., com tamanho aproximado ao de uma cabeça de alfinete, além de plantas como as taboas (*Typha* spp.), que podem atingir quatro metros de altura, e árvores de cipreste (*Taxodium* spp.), que podem atingir cinquenta metros de altura (APHA, 1992). As espécies mais altas frequentemente estão agrupadas em grande número, cobrindo extensas áreas de lagos rasos, reservatórios, várzeas e canais fluviais.

Uma das classificações mais comuns de leitos cultivados, de acordo com o tipo de planta aquática dominante, foi proposta pelo dinamarquês Hans Brix da Universidade de Aarhus (BRIX, 1993). Também WETZEL (1983) apresenta uma classificação de macrófitas aquáticas. Recorrendo aos dois sistemas referidos, pode-se adaptar uma classificação de leitos cultivados, que considera os três tipos fundamentais: sistemas baseados em macrófitas aquáticas flutuantes (enraizadas ou livres); sistemas baseados em macrófitas submersas; sistemas baseados em macrófitas aquáticas emergentes.

O sistema baseado em macrófitas emergentes é o tipo de sistema mais freqüente, sendo possível considerar os seguintes subtipos: sistemas de fluxo superficial; sistemas de fluxo subsuperficial horizontal ou vertical (ascendente ou descendente); sistemas híbridos ou mistos.

O sistema de macrófitas aquáticas emergentes de fluxo subsuperficial horizontal teve conceito desenvolvido na Alemanha, sendo colocado em funcionamento no ano de 1974, na cidade de Othfresen. É conhecido por "Método Rizosférico" ("Root-Zone Method", em alemão "Wurzelraumentsorgung") (KICKUTH 1977). A água residuária é distribuída na entrada do sistema e se sujeita a translação mais ou menos prolongada ao longo da zona rizosférica, onde coexistem áreas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Diversos processos de natureza física, química e biológica concorrem para a depuração.

Uma súmula dos principais critérios de dimensionamento destes leitos cultivados é apresentada a seguir. Nesse sistema são requeridos pré-tratamentos a montante do leito: tratamentos preliminares (gradagem, desarenação, etc) e, necessariamente, tratamento primário (sedimentação primária). A carga orgânica tem de ser inferior a 150kg de DBOha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> (normalmente < 80kg de DBOha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>); a carga hidráulica para tratamento secundário deve ser inferior a 5 cmd<sup>-1</sup> e, para tratamento terciário, inferior a 20 cmd<sup>-1</sup>. A área específica para tratamento secundário varia de 2,0 a 5,0m<sup>2</sup>m<sup>-1</sup> e, para tratamento terciário, de 0,7 a 1m<sup>2</sup>m<sup>-1</sup>. O tempo de residência é de aproximadamente 5 dias. A relação comprimento/largura pode ser 2 ou 3:1, ou ainda 1:1. Os leitos podem ter seus substratos baseados em solo ou em areões, sendo que a profundidade do substrato varia, em média, de 0,6 a 0,8m, sua condutividade deve estar entre 1x10<sup>-3</sup> a 3x10<sup>-3</sup> ms<sup>-1</sup>; e sua porosidade entre 0,3 a 0,45. A declive do fundo varia de 1 a 2% e a impermeabilização pode ser feita com poliolefinas e



bentonite. Quanto à vegetação mais freqüentemente empregada, destacam-se *Scirpus spp.* e, *Typha spp.* nos EUA, *Phragmites australis* na Europa.

Fatores relacionados diretamente às condições climáticas locais e relevantes ao processo são: a temperatura ambiente e a perda de água por evaporação através da superfície dos leitos. Além disso, existe a perda de água por evapotranspiração, causada pelo metabolismo e crescimento das plantas aquáticas. Leitos operados em sistema de escoamento subsuperficial são sujeitos a perdas menores através da superfície, quando comparados àqueles operados em sistema de escoamento superficial (TROTTER *et al.*, 1994).

Enquanto os sistemas de escoamento superficial são muito utilizados no tratamento terciário de efluentes na América do Norte, particularmente para grandes volumes de águas residuárias, os sistemas de escoamento subsuperficial são amplamente aceitos no tratamento secundário de efluentes na Europa, Austrália e África do Sul, particularmente em pequenas comunidades (COOPER, 1993; WOOD, 1995). A combinação dos dois sistemas pode também ser usada como processo de tratamento, a começar pelo escoamento subsuperficial, seguido pelo outro (WOOD, 1995).

Os mecanismos de assimilação de poluentes nos leitos dependem principalmente do suprimento de oxigênio para os microorganismos, da condutividade hidráulica e das condições químicas do meio suporte (HABERL *et al.*, 1995). A maioria das transformações químicas ocorridas nos leitos é controlada pelos microorganismos presentes, através da produção de enzimas e catalisadores (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Os processos de degradação da matéria orgânica nas águas são governados por vários aceptores de elétrons disponíveis no meio, sendo que o sistema utiliza aquele que produz a mais alta quantidade de energia. Por essa razão, o oxigênio dissolvido é utilizado primeiramente, fazendo com que o sistema deixe de ser aeróbio. Caso haja nitratos disponíveis no meio líquido, os organismos aparelhados para utilizá-los na respiração passam a fazê-lo convertendo o nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação), condição anóxica (ausência de O<sub>2</sub> dissolvido e presença de nitratos). Quando se extingue têm-se as condições anaeróbias estritas, sendo utilizados os sulfatos, que são reduzidos a sulfetos, e o CO<sub>2</sub> que é convertido a metano. Enquanto houver substâncias de maior liberação de energia as outras não serão utilizadas (ARCEIVALA (1981), citado por VON SPERLING, 1996). A seqüência de transformações que ocorrem no tratamento de águas residuárias é função do acceptor de elétrons e do estado de oxidação do composto, medido pelo seu potencial de oxi-redução (expresso em mV).

A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente na forma de fosfato (PO<sub>4</sub>)<sup>3-</sup>. Eles são encontrados em solução, em partículas ou detritos, ou em tecidos de organismos aquáticos (bactérias, fungos, algas, micro-invertebrados, macrófitas); fosfatos também estão presentes em sedimentos no fundo de corpos de água e em lodos biológicos, tanto sob forma inorgânica precipitada como incorporados a compostos orgânicos, formando complexos organofosforados refratários (APHA *et al.*, 1992). Todas estas formas de fósforo se interconvertem através de um complicado ciclo bioquímico que envolve muitas rotas (MITCHELL *et al.*, 1995). De modo geral, a reciclagem do fósforo nos leitos cultivados é eficiente.

Fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas e convertido a fósforo orgânico estrutural, podendo voltar à forma solúvel se a matriz orgânica é oxidada; o estoque e a translocação de fósforo nos tecidos das plantas varia sazonalmente (MITCHELL *et al.*, 1995). As raízes das plantas contêm uma fração significativa de fósforo ativo; porém, a maioria do fósforo assimilado pelas plantas retorna à água por processos de decomposição (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O fosfato pode também ser absorvido nos sedimentos, e neste caso as formas de fósforo precipitadas e insolúveis podem ser redissolvidas com a alteração das condições ambientais; a mineralização do fósforo é muito complexa, porém apresenta as seguintes tendências (MANSOR, 1998): em meio suporte ácido, fósforo pode ser fixado por alumínio ou ferro; em meio suporte alcalino, fósforo pode ser fixado por cálcio ou magnésio; condições redutivas conduzem à solubilização de minerais de ferro e liberam fósforo.

Nos leitos, a maioria do fósforo encontrado na coluna de solo é estrutural, fortemente ligado, na forma orgânica ou inorgânica, este fósforo não está disponível para uso nos ciclos bióticos normais. A quantia de fósforo encontrada em solução ou adsorvida é um reflexo do potencial redox, que varia dentro do leito (MANSOR, 1998).

Analiticamente, a quantidade total de fósforo nos leitos de escoamento subsuperficial é igual à soma de fósforo dissolvido e suspenso nas águas residuárias. A sedimentação de fósforo particulado e adsorção de fósforo solúvel são os processos de remoção básicos que ocorrem nos leitos. O desempenho de remoção aí ocorrida

é quase que independente da temperatura, porém é dependente do pH e tem um padrão sazonal evidente, por causa da translocação de nutrientes para os rizomas, realizado por algumas espécies de macrófitas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O fósforo entra nos leitos com o fluxo de alimentação e por deposição atmosférica; sai dos leitos com o fluxo de saída e por liberação gasosa de  $\text{PH}_3$  (KADLEC e KNIGHT, 1996). Ele pode se tornar disponível no leito através de ligação química ou difusão da solução.

O acúmulo de biomassa residual e mineral nos mecanismos de estocagem contribui para a remoção de fósforo dos leitos. Além disso, certa quantidade de fósforo pode ser removida com o corte da vegetação dos leitos (MANSOR, 1998).

A composição do meio suporte presente no leito de escoamento subsuperficial é muito importante no que diz respeito à remoção de fósforo por processos de adsorção. Materiais ricos em ferro, alumínio, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas podem ser empregadas numa melhora do mecanismo de remoção de fósforo (COOPER, 1993; KADLEC e KNIGHT, 1996).

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a retirada de fósforo total em sistemas de alagados para tratamento de efluentes. Esse sistema representa uma das alternativas para retirada de nutrientes de efluentes, contribuindo para a preservação e conservação dos recursos hídricos.

## 2. MATERIAL E MÉTODO

O estudo foi desenvolvido utilizando-se o sistema de leitos cultivados com macrófitas aquáticas emergentes de fluxo subsuperficial horizontal (Figura 1), que se encontra implantado na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

Os alagados estão distribuídos em leitos com macrófitas das espécies: *Typha sp.* - cultivada em 1 célula de perfil quadrado (2m x 2m) e em 1 de perfil retangular (4x1m), e *Eleocharis* – cultivada em 1 célula de perfil quadrado e em uma retangular. Outras duas células, 1 quadrada e 1 retangular contém apenas material suporte (brita) para avaliações do grau de remoção de nutrientes sem a presença de macrófitas.

O tanque séptico, utilizado no tratamento primário (estabilização do lodo), possui três câmaras em série (caixas de cimento amianto de 1000, 500 e 500 litros, respectivamente). Foi adotado o conceito de reator anaeróbio compartimentado, com entrada do afluente junto ao fundo dos compartimentos, o que promove maior contato entre a biomassa a ser formada e o afluente, obtendo-se assim uma maior eficiência na remoção da carga poluidora com um menor tempo de detenção

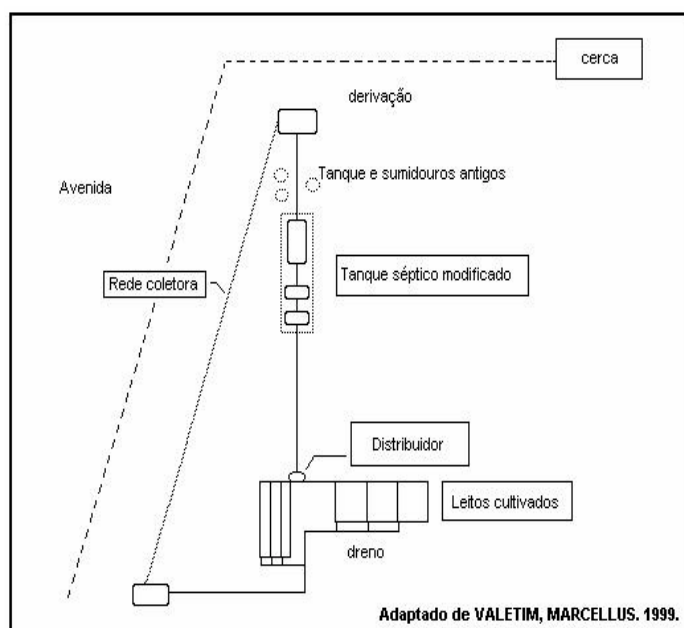


Figura 1 – Esquema geral da planta piloto do local.

O resíduo depois de passar pelo tanque séptico, por gravidade chega até a caixa de distribuição que é responsável pela repartição da vazão através dos leitos cultivados. Trata-se de um sistema simples em que a água entra na caixa por gravidade e depois é dividida em dois ramos que fornecem água para cada conjunto de leitos.

Os leitos foram construídos em alvenaria de blocos de cimento (40x20cm), com base em concreto armado, além de revestimento interno com argamassa e impermeabilizante. Em cada leito existe um dreno com tubo de PVC de 2", com furos de 10mm de diâmetro espaçados de 10cm em 10cm, localizados na parte superior e nas laterais do tubo, permitindo um acúmulo de líquido no interior dos leitos, o que impede a drenagem total do afluente. O efluente dos leitos é captado ao final de cada leito dentro de uma calha de PVC que encarrega-se de enviar o esgoto para uma caixa de areia coletora. (VALENTIM, MARCELLUS. 1999).

A altura da lâmina d'água dentro de cada leito cultivado é regulada por um dispositivo com deslocamento angular de 180° em relação ao eixo y, de onde saem mangueiras de 1", que desviam o fluxo para o sistema de drenagem e deste para a rede coletora. (VALENTIM, MARCELLUS. 1999). A água resultante do tratamento nos leitos é encaminhada para um reservatório que permite a utilização da mesma em outros estudos científicos desenvolvidos na Faculdade de Engenharia Agrícola.

Este estudo fez uso das células cultivadas com macrófita da espécie *Typha sp.* e, tendo como material suporte brita n.º 2. Durante cinco dias do mês de julho de 2002 (15/07; 16/07; 17/07; 18/07; 19/07), e cinco do mês de outubro (30/09, 01/10, 02/10, 03/10, 04/10), no período da 8h às 20h, foram realizadas medidas horárias da vazão volumétrica de entrada e saída em cada célula, bem como coletadas 4 amostras horárias de afluente e efluente do leito.

As amostras de afluente e efluente foram analisadas no Laboratório de Ciência de Alimentos da Faculdade de Engenharia de Alimentos/UNICAMP. O método utilizado para a determinação de fósforo foi o AOAC Official Method 973.55 – Phosphorus in water. Este método permite a identificação de todo fósforo presente independente da forma, medido por digestão de persulfato. As amostras devidamente preparadas são medidas no espectrofotômetro com o uso do software PERKIN ELMER acoplado ao computador que fornece a curva de calibração e as leituras de concentração de fósforo.

Para exemplificar os resultados por meio de gráficos, serão mostrados dados referentes a célula 2 para o dia 18/07/2002 e para o dia 03/10/02, por estes representarem um dia típico de cada período analisado.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2 apresenta a variação das vazões horárias de entrada e de saída na célula 2 no dia 18/07, durante o intervalo das 8h às 20h. O tempo médio de retenção calculado para o sistema foi de 2 dias, o que produz atenuação importante nas condições das águas de entrada e saída. A vazão máxima e mínima de entrada observada foi de 150L/h e 65L/h, respectivamente (Figura 2). Em relação à vazão máxima e mínima de saída podem ser verificados os valores de 60L/h e 50L/h, respectivamente. Esses valores mostram o efeito do armazenamento das águas no leito, em função do tempo de retenção. A vazão média de entrada e saída, no período das 8h às 20h, foi de 105L/h e 59L/h, respectivamente, resultando redução de vazão média de 44%. O volume de entrada e saída, no período das 8h às 20h, foi 1370L e 774L, respectivamente. Os volumes de entrada são superiores, no período das 8h às 20h, aos volumes de saída, esse resultado representa parte da dinâmica do sistema. Entretanto, a diferença de volumes existente se deve a perda de evapotranspiração do sistema, em especial a transpiração da vegetação (espécie - *Typha sp.*).

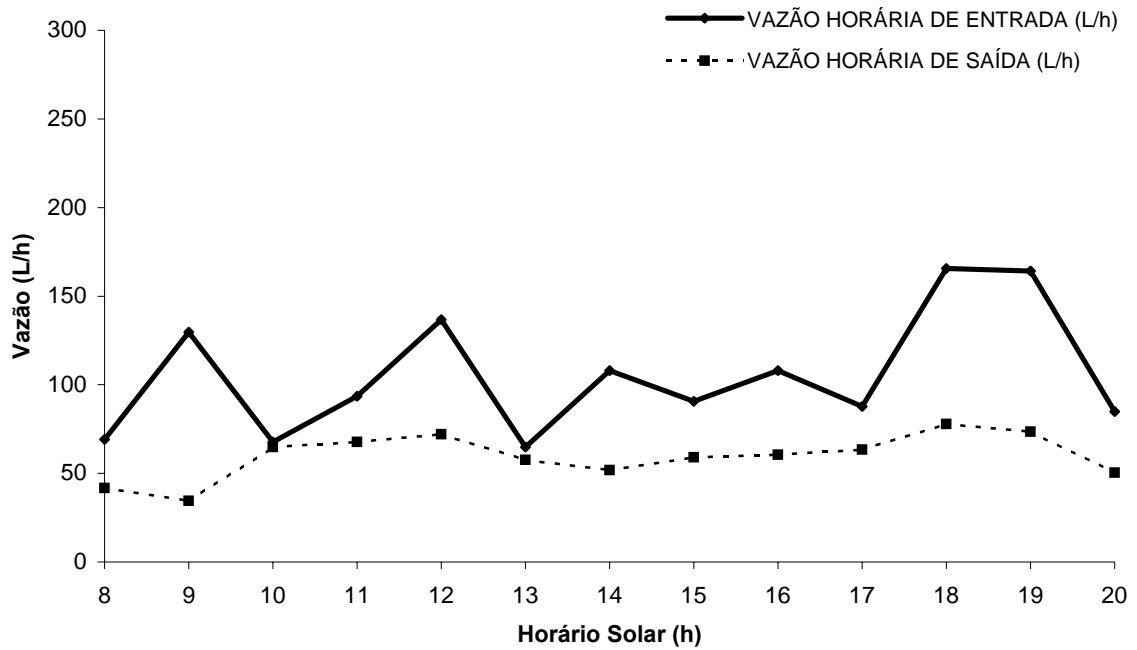


Figura 2 – Variação da vazão (L/h) no dia 18/07/2002 – célula 2

A Figura 3 apresenta a variação da concentração de fósforo na entrada e saída na célula 2, onde se pode verificar que a máxima concentração na entrada ocorreu às 12h, atingindo o valor próximo a 3,5mg/L. Na saída, o valor máximo foi de próximo a 1,5mg/L, ocorrendo em vários horários ao longo do dia. O valor mínimo de concentração de fósforo na entrada do leito foi observado no início da manhã (8h), atingindo valor próximo a 1,0mg/L. O mínimo valor para a saída da célula 2 foi de 0,5mg/L, observado às 15h. Durante o período das 12h às 15h, a concentração de fósforo retirada variou de 1,98mg/L a 0,86mg/L, sendo o período de maior retirada de fósforo ocorrida às 12h com o valor de 1,98mg/L, como pode ser constatado na Figura 4.

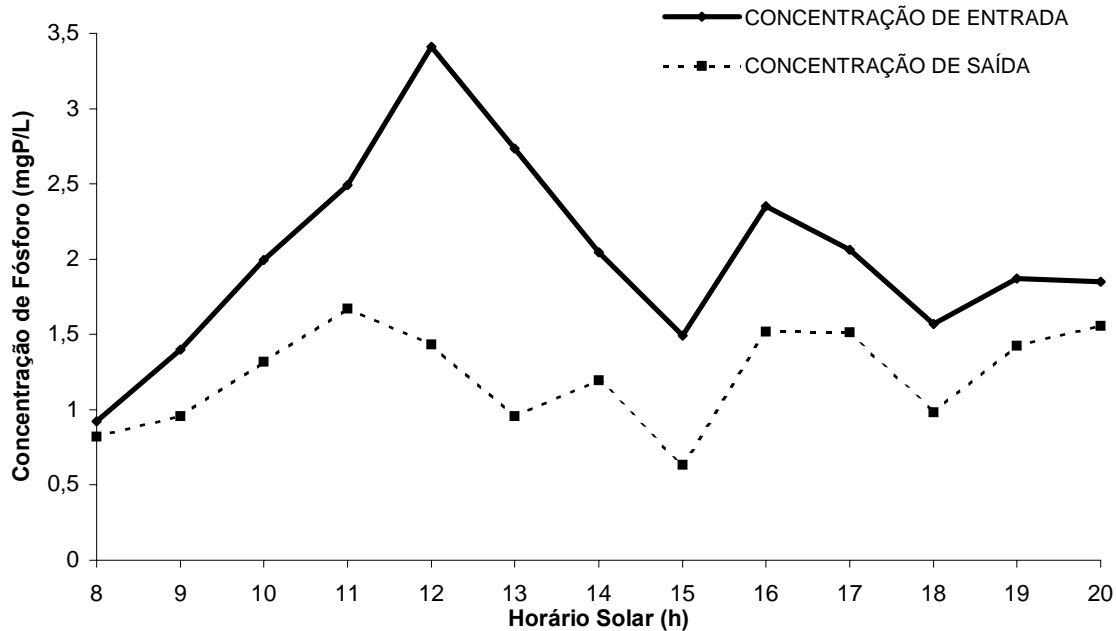


Figura 3 – Concentração de fósforo (mg/L) presente na entrada e saída da célula 2 no dia 18/07/2002.

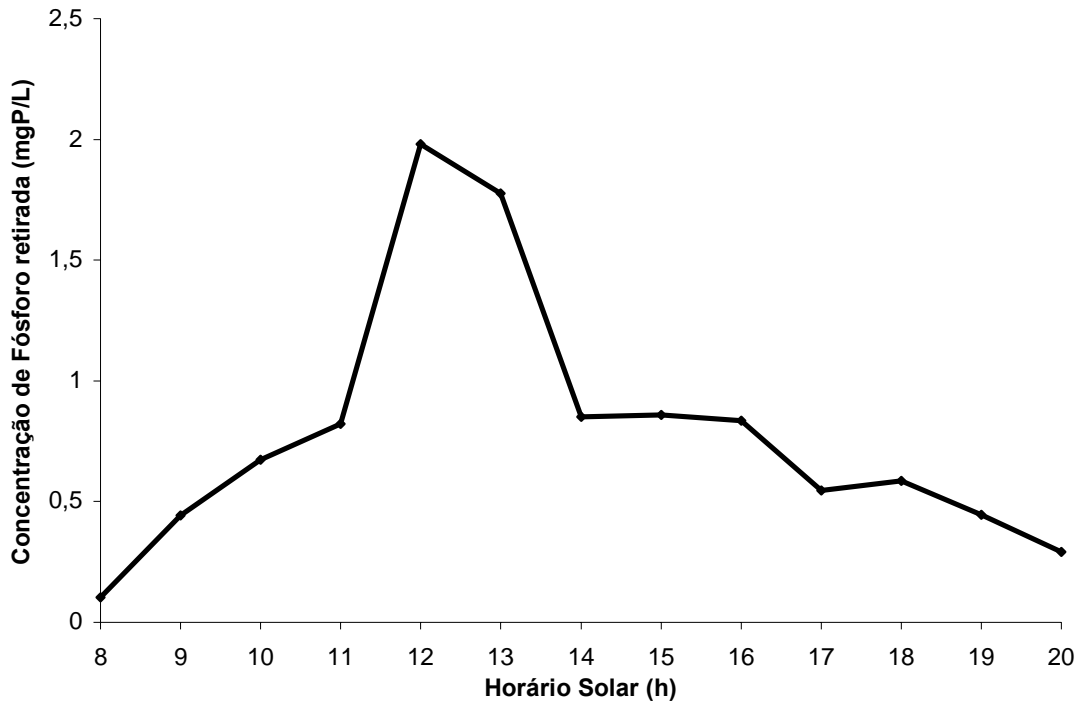


Figura 4 – Retirada efetiva de fósforo (mgP/L) na célula 2 para o dia 18/07/2002.

A Figura 5 apresenta a variação das vazões mássicas de entrada e de saída na célula 2 no dia 18/07, durante o intervalo das 8h às 20h. As vazões mássicas máxima e mínima de entrada observadas foram de, aproximadamente, 450mg/h e 60mg/h, respectivamente. Em relação às vazões mássicas máxima e mínima de saída foram verificados os valores de 40mg/h e 100mg/h, respectivamente. Na Figura 6 pode ser observada a variação na redução da vazão mássica de fósforo na célula, notando que a maior quantidade de massa retirada ocorreu às 12h. Este fato pode estar relacionado à taxa de transpiração da vegetação.

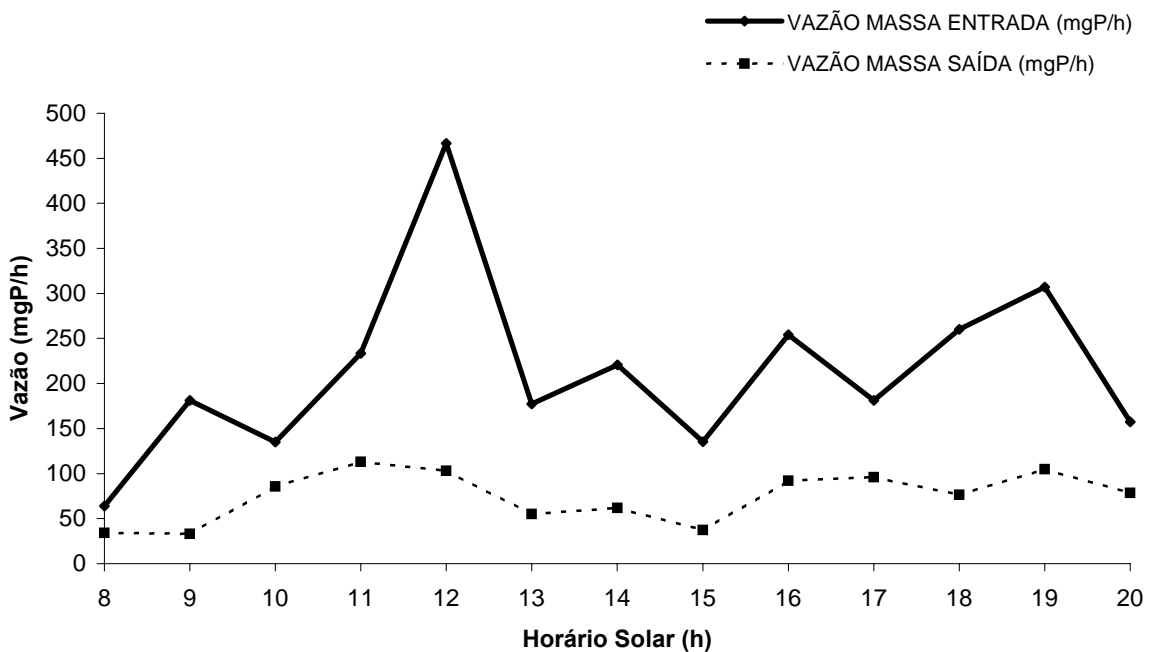


Figura 5 – Vazão massa de fósforo na célula 2 para o dia 18/07/2002.

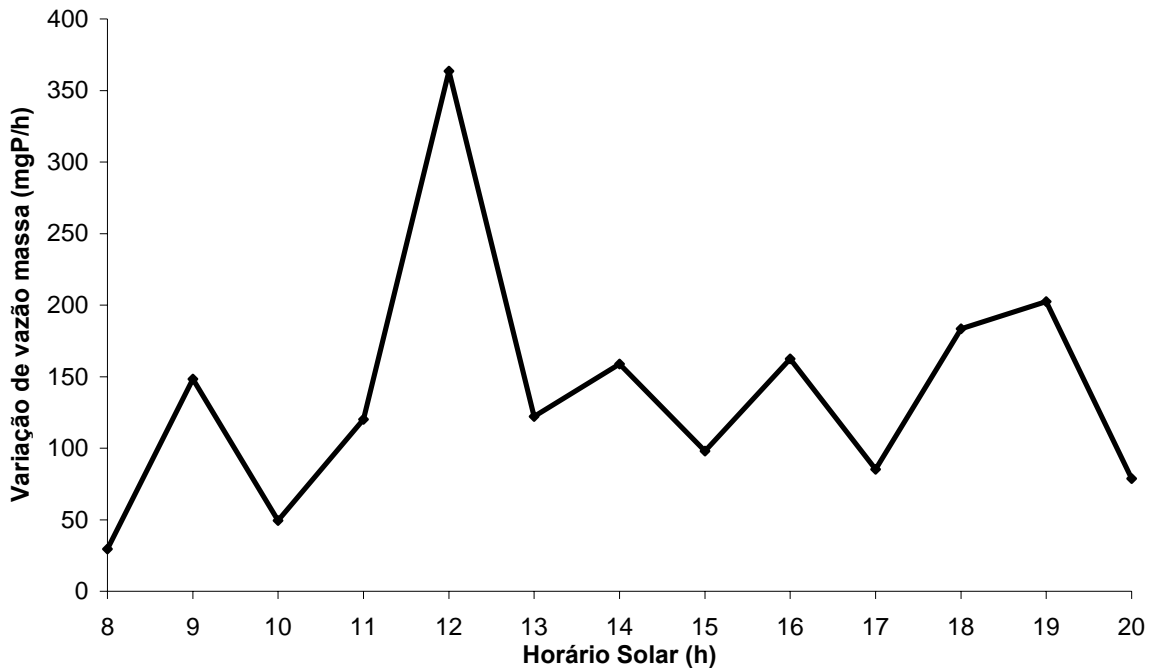


Figura 6 – Variação da vazão massa de fósforo na célula 2 para o dia 18/07/2002.

A Figura 7 apresenta a variação das vazões horárias de entrada e de saída na célula 2 no dia 03/10, durante o intervalo das 8h às 20h. A vazão máxima e mínima de entrada observada foi de 96,5L/h e 50,4L/h, respectivamente (Figura 7). Em relação à vazão máxima e mínima de saída podem ser verificados os valores de 79,2L/h e 30,2L/h, respectivamente. Esses valores mostram o efeito do armazenamento das águas no leito, em função do tempo de retenção. A vazão média de entrada e saída, no período das 8h às 20h, foi de 68,5L/h e 55,2L/h, respectivamente, resultando redução de vazão média de 19,4%. O volume de entrada e saída, no período das 8h às 20h, foi 889,9L e 717,1L, respectivamente. Os volumes de entrada são superiores, no período das 8h às 20h, aos volumes de saída, esse resultado representa parte da dinâmica do sistema. Entretanto, a diferença de volumes existente se deve a perda de evapotranspiração do sistema, em especial a transpiração da vegetação (espécie - *Typha sp*).

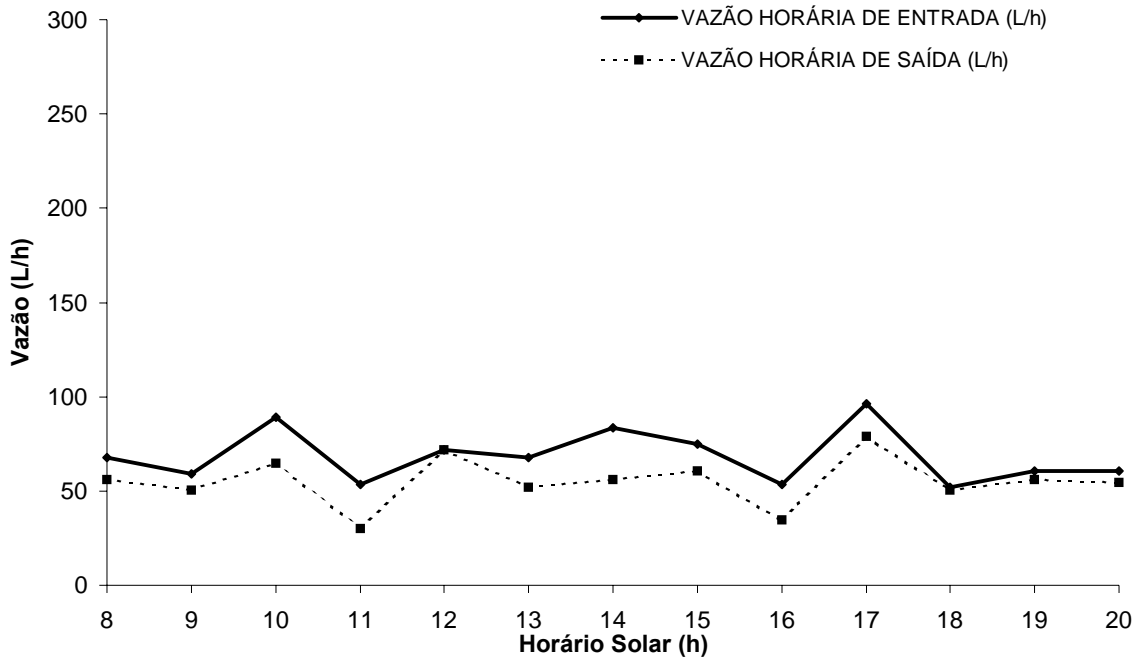


Figura 7 – Variação da vazão (L/h) no dia 03/10/2002 – célula 2

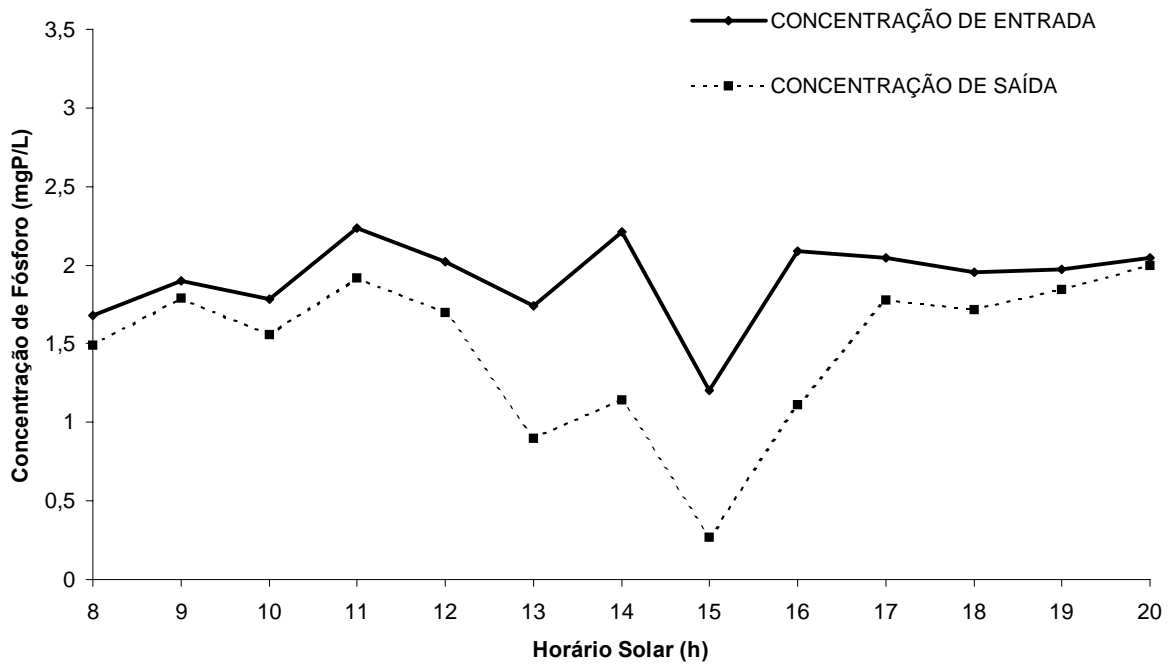


Figura 8 – Concentração de fósforo (mg/L) na entrada e saída da célula 2 no dia 30/10/2002.

A Figura 8 apresenta a variação da concentração de fósforo na entrada e saída na célula 2, onde se pode verificar que a máxima concentração na entrada ocorreu às 11h, atingindo o valor próximo a 2,2mg/L. Na saída, o valor máximo foi de próximo a 1,9mg/L, ocorrendo às 11h. O valor mínimo de concentração de fósforo na entrada do leito foi observado às 15h, atingindo valor próximo a 1,2mg/L. O mínimo valor para a saída da célula 2 foi de 0,3mg/L, observado às 15h. Durante o período das 13h às 16h, a concentração de fósforo retirada variou de 0,84mg/L a 0,98mg/L, sendo o período de maior retirada de fósforo ocorrida às 14h com o valor de 1,1mg/L, como pode ser constatado na Figura 9.

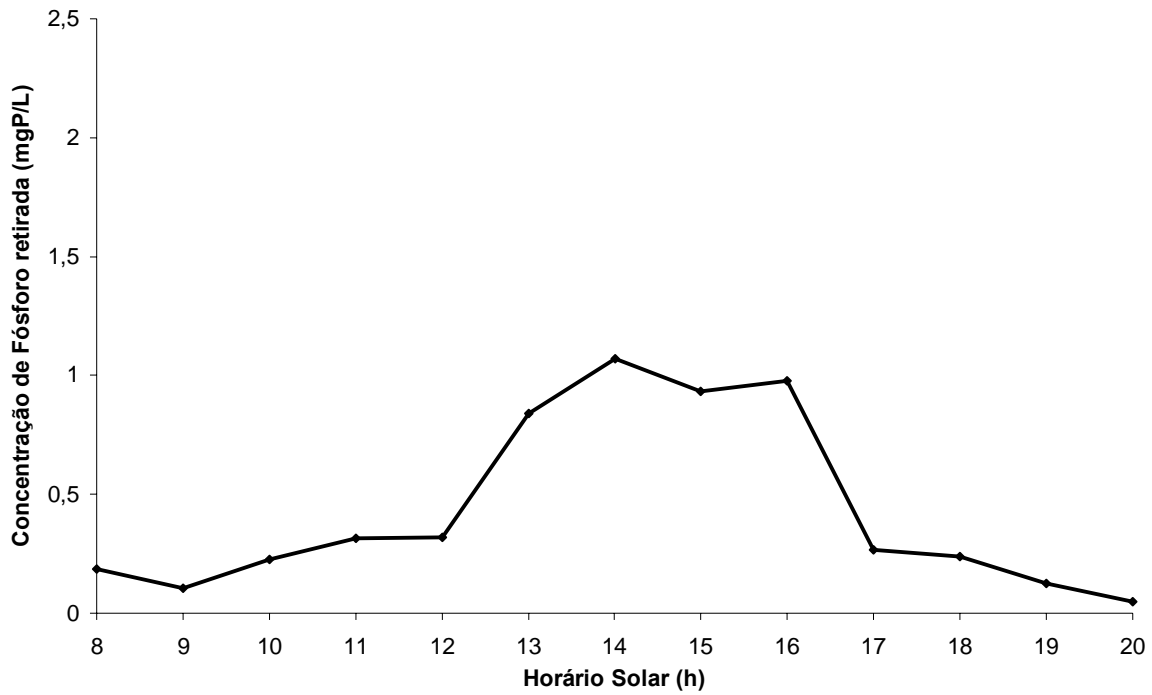


Figura 9 – Retirada efetiva de fósforo (mgP/L) na célula 2 para o dia 03/10/2002.

A Figura 10 apresenta a variação das vazões mássicas de entrada e de saída na célula 2 no dia 03/10, durante o intervalo das 8h às 20h. As vazões mássicas máxima e mínima de entrada observadas foram de, aproximadamente, 197,6mg/h e 90,1mg/h, respectivamente. Em relação às vazões mássicas máxima e mínima de saída foram verificados os valores de 140,9mg/h e 16,3mg/h, respectivamente. Na Figura 11 pode ser observada a variação na redução da vazão mássica de fósforo na célula, notando que a maior quantidade de massa retirada ocorreu às 14h. Este fato pode estar relacionado à taxa de transpiração da vegetação.

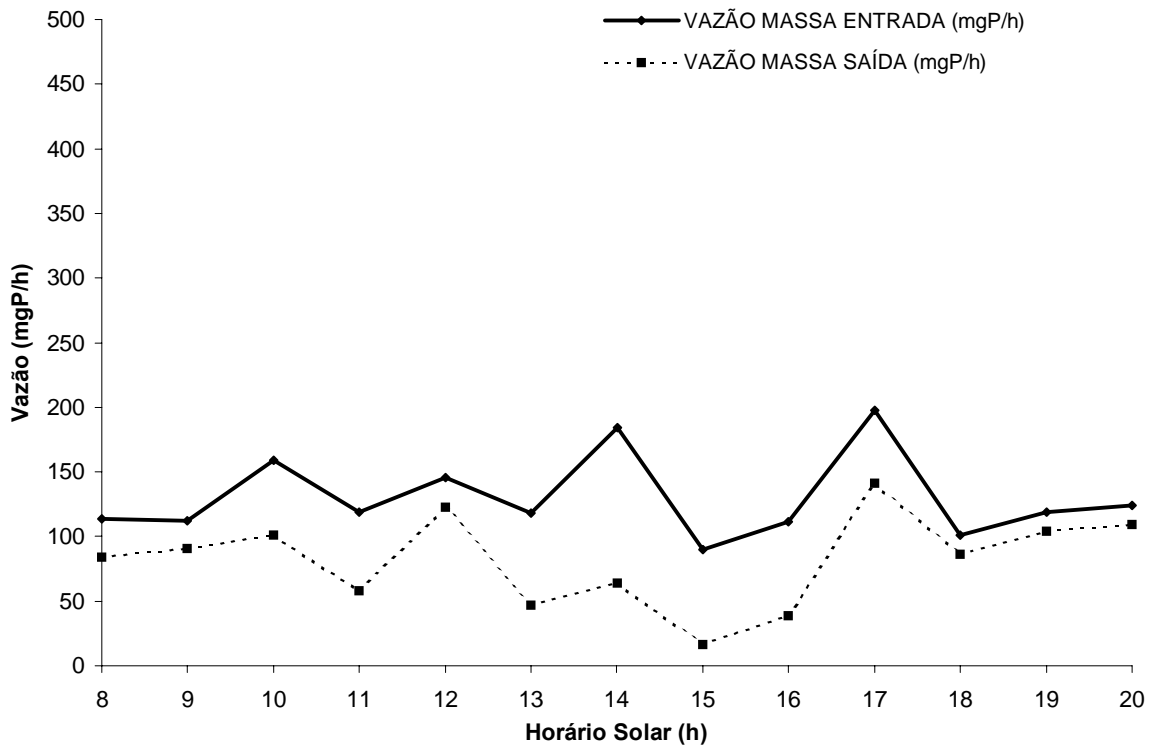


Figura 10– Vazão massa de fósforo na célula 2 para o dia 03/10/2002.



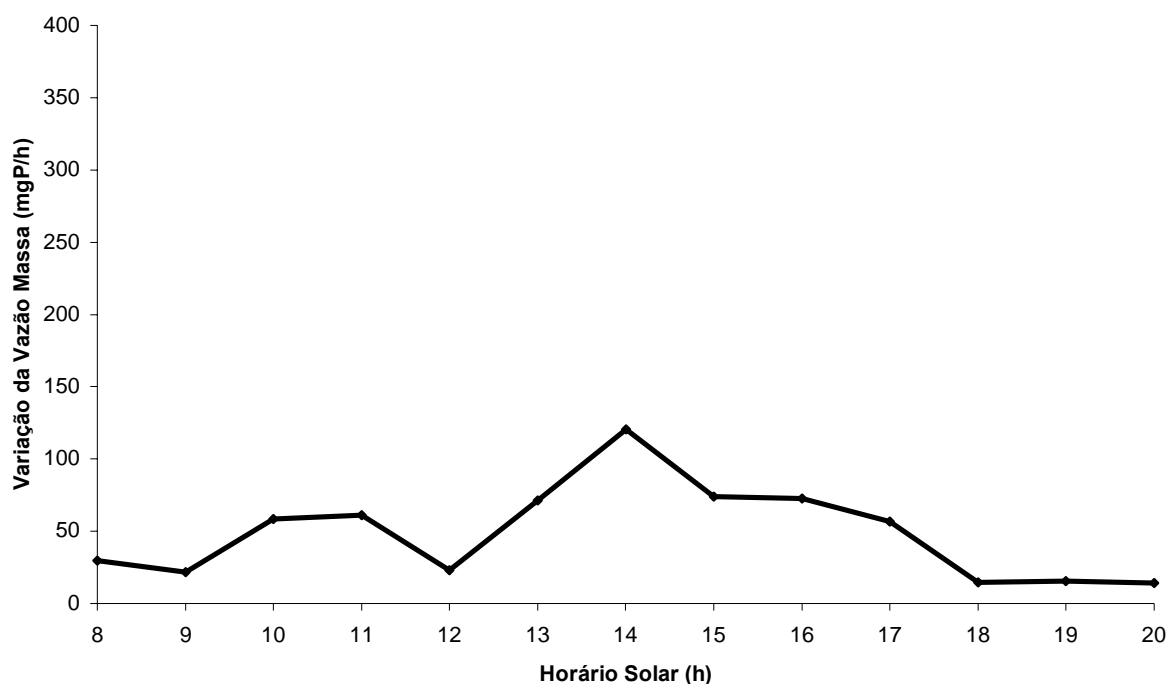


Figura 11 – Variação da vazão massa de fósforo no leito para o dia 03/10/2002.

A tabela 1 apresenta os volumes e vazões de entrada e saída nas células 1 e 2, para os dois períodos de medidas (julho e outubro). Os volumes e as vazões de entrada e saída apresentam uma variabilidade importante ao longo dos dias. Essa variabilidade se deve a perda de água por transpiração e por evaporação da camada suporte. O volume de entrada variou de 1732,8 a 695,1L e o volume de saída variou de 1198,1 a 717,1L. As vazões médias de entrada variaram de 154,1 a 53,5L/h e as de saída, de 92,2 a 57,0L/h.

Tabela 1 – Vazões e volumes de entrada e saída no leito: mês de julho de 2002

Dia	Célula	Volume de entrada (L)	Volume de saída (L)	Vazão Média de entrada (L/h)	Vazão Média de saída (L/h)
15/07/02	1	1732,8	884,2	133,3	68,0
	2	695,1	891,8	53,5	68,6
16/07/02	1	2004	1156,3	154,1	89,9
	2	1117,8	897,1	85,9	69,0
17/07/02	1	1745,3	1198,1	134,3	92,2
	2	1098,7	838,8	84,5	64,5
18/07/02	1	1139,0	941,8	168,7	72,4
	2	1370,0	774,0	105,0	59,6
19/07/02	1	974,9	787,7	74,9	60,6
	2	1199,5	781,9	92,3	60,1
30/09/02	1	1285,9	996,5	99,9	76,7
	2	957,6	767,5	73,7	59,0
01/10/02	1	1293,1	966,2	99,5	74,3
	2	924,5	741,8	71,1	57,0
02/10/02	1	1300,3	993,6	100	76,4
	2	948,9	763,2	72,9	58,7

03/10/02	1	1085,8	810,7	83,5	62,3
	2	889,9	717,1	68,5	55,2
04/10/02	1	1221,1	966,9	93,9	74,4
	2	1075,7	816,5	82,7	62,8

A tabela 2 apresenta os valores referentes à análise de fósforo nas células. A vazão mássica média de entrada variou de 267,8 a 103,0mg/L. A vazão mássica média de saída variou de 126,3 a 53,7mg/L. As reduções em massa para variaram de 64,9% à 18,6% na célula 2 e, de 56,1% à 35,2% na célula 1.

Tabela 2 – Balanço de fósforo nas células

Dia	Célula	Vazão Mássica Média de entrada (mg/L)	Vazão Mássica Média de saída (mg/L)	Carga Diária de entrada (mg)	Carga Diária de entrada (mg)	Redução (%)
15/07/02	1	227,2	99,7	2953,7	1296,5	56,1
	2	115,1	93,6	1496,0	1217,0	18,6
16/07/02	1	267,8	118,5	3481,7	1540,6	55,8
	2	152,6	89,9	1984,4	1169,6	37,9
17/07/02	1	204,3	115,2	2656,4	1497,5	43,6
	2	138,1	80,0	1794,8	1040,2	42,0
18/07/02	1	168,7	101,4	2192,7	1318,6	39,9
	2	213,3	74,7	2773,0	971,0	64,9
19/07/02	1	103,0	61,5	1339,2	800,1	40,3
	2	124,7	53,7	1620,6	698,6	56,9
30/09/02	1	194,7	126,3	2531,4	1641,5	35,2
	2	137,2	81,8	1783,5	1063,2	40,4
01/10/02	1	188,8	104,3	2455,5	1355,4	44,8
	2	132,0	93,0	1716,2	1209,4	29,5
02/10/02	1	201,2	120,3	2615,3	1564,1	40,2
	2	135,9	71,5	1767,9	929,7	47,2
03/10/02	1	139,9	83,8	1819,2	1089,1	40,1
	2	130,4	81,7	1695,0	1061,7	37,4
04/10/02	1	204,7	107,5	2661,5	1397,2	47,5
	2	172,5	103,5	2242,9	1346,1	40,0

A tabela 3 apresenta os valores médios dos volumes e vazões de entrada e saída nas células 1 e 2 em cada período estudado. Os volumes médios de entrada e saída, bem como as vazões médias de entrada e saída foram maiores no mês de julho, para as duas células. Considerando os dois períodos conjuntamente, a célula 1 apresentou maior volume de entrada e saída, bem como maior variação entre vazão de entrada e saída. Considerando os dois períodos e as duas células, o volume total médio de entrada foi de 1196,3L e o de saída, 868,2L.

Tabela 3 – Vazões e volumes de entrada e saída no leito – valores médios dos meses de julho e outubro de 2002

Período	Célula	Volume de entrada (L)	Volume de saída (L)	Vazão Média de entrada (L/h)	Vazão Média de saída (L/h)
julho	1	1519,2	993,6	116,8	72,6
	2	1069,4	836,9	84,3	64,4
outubro	1	1337,2	946,8	95,4	72,8
	2	959,3	761,2	73,8	58,5

Jul + out	1	1378,2	970,2	106,1	72,7
	2	1014,4	766,1	79,1	61,5
Média	1 + 2	1196,3	868,2	92,6	67,1

A tabela 4 apresenta os valores médios referentes a análise de fósforo nas células, em cada um dos períodos. A redução média na carga de fósforo para a célula 1, no mês de julho foi de 47,1% e 41,5% no mês de outubro. Para a célula 2, a redução foi de 44,7% em julho e 38,9% em outubro. Considerando os dois períodos, os valores de redução na carga de fósforo foram bem próximos nas duas células (44,3 e 41,8%).

Tabela 4 – Balanço de fósforo no leito – valores médios dos meses de julho e outubro de 2002

Período	Célula	Vazão Mássica Média de entrada (mg/L)	Vazão Mássica Média de saída (mg/L)	Carga Diária de entrada (mg)	Carga Diária de entrada (mg)	Redução (%)
julho	1	194,2	99,3	2524,7	1290,7	47,1
	2	148,8	78,4	1933,9	1019,3	44,7
outubro	1	185,9	108,4	2416,6	1409,5	41,5
	2	141,6	86,3	1841,1	1122,0	38,9
Jul + out	1	190,0	103,9	2470,6	1350,1	44,3
	2	145,2	82,3	1887,5	1070,6	41,8
Média Total	1 + 2	167,6	93,1	2179,1	1210,4	43,1

#### 4. CONCLUSÃO

O sistema de alagados mostra-se eficiente na remoção de fósforo em efluentes de esgotos domésticos. A remoção diária total da carga de fósforo variou de 18,6 a 64,95% nas células estudadas. Considerando conjuntamente as duas células e os dois períodos, a redução média foi de 43,1%, o que demonstra a viabilidade do sistema de alagados.

Assim, o sistema de alagados para tratamento de efluentes pode ser uma alternativa no controle de fósforo, minimizando o impacto destes efluentes na qualidade da água das bacias hidrográficas.

Há necessidade de estudos futuros que relacionem a redução de fósforo com o comportamento ecofisiológicos da vegetação para definição de parâmetros de projeto de alagados.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALPHA; AWWA & WPCF **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D.C.: American Public Health Association, 18ª edição, 1992.

Pollution Control, editado por Universität für Bodenkultur Wien, Austria. Chapter VIII/2, 1996.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993. p.2-22.

COOPER, P. F. & FINDLATER, B.C. (Eds.). **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Pergamon Press, Oxford, U.K., 1990.

- HABERL et al. Constructed wetlands in Europe. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v.32, n.3, p.305-315, 1995.
- HAMMER, D.A., (Ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural** Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1989.
- KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 1996.
- KICKUTH, R. **Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions**. In Utilization of Manure by Land Spreading, editado por Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, London, pp. 335-343, 1977.
- LUCARELLI, J.R., DANIEL, L.A., ESPÍNDOLA, C.R., MAIA, J.R. A mecanização e conservação do solo na FEAGRI/UNICAMP., Seminário Ciência e Desenvolvimento Sustentável, nº. 1, p.119-121, 1997.
- MANFRINATO, E.S.; FILHO, E.S.; SALATI, E. **Water supply system utilizing the edaphic-phytodepuration technique**. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, fl.: Lewis Publishers, 1993, p.331-340.
- MANSOR, M. T. C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. 106p. Tese (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 1998.
- MITCHELL, D.S. et al. The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v. 32, nº. 3, p. 365-373-29, 1995.
- TROTTER, E.A., THOMSON, B., COLEMAN, R. **Evaluation of a subsurface flow wetland processing sewage from the Seville LTER field station**. Las Cruces: New Mexico Water Resources Research Institute, WRRRI Report nº. 287, 1994. 52 p.
- U.S.E.P.A. **Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment**. EPA/625/1-88/022, CERL, Cincinnati – OH/USA, 1998. 83p.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias. Tópicos de relevância. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS, 1996, Belo Horizonte, M.G. **Anais**. 1996. p.1-11.
- VALENTIM, MARCELLUS A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. 119p. Tese (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 1999.

WETZEL, R.G. Constructed wetlands: scientific foundations are critical. In: MOSHIRI, G. A. (Ed.) **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, fl.: Lewis Publishers, 1993. p. 3-7.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**, Great Britain, IAWQ, v.32, n.3. p.21-29, 1995.



## AVALIAÇÃO DE CARGA DE FÓSFORO TOTAL DE ORIGEM RURAL E URBANA PARA UMA SUB-BACIA DO RIO JAGUARI-S.P.

Maria Teresa Castilho MANSOR

Eng. Química, Doutoranda em Engenharia Agrícola, Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6011, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37881029, e-mail: mansor@agr.unicamp.br

José TEIXEIRA FILHO

Eng. Civil, Prof. Ass. Dr. da Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6011, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37881025, e-mail: [jose@agr.unicamp](mailto:jose@agr.unicamp)

Denis Miguel ROSTON

Eng. Civil, Prof. Ass. Dr. da Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Caixa Postal 6011, Campinas, SP, Brasil, tel 55 -19- 37881025, e-mail: [denis@agr.unicamp](mailto:denis@agr.unicamp)

**Resumo:** Dados oficiais de concentração de fósforo total (CETESB) e de vazão do Rio Jaguari, (DAEE) obtidos entre 1996 e 2002, foram utilizados para se obter um modelo de avaliação da carga diária de fósforo total ao Rio Jaguari, SP. O modelo obtido apresentou uma relação logarítmica igual a  $y = 0,0955x^2 + 6,4985x$ , com  $R^2=0,9023$ . A aplicação do modelo resultou em dados de contribuição urbana (variando entre 46 e 57 ton/ano) e rural (variando entre 62 e 258 ton/ano) de fósforo total ao Rio Jaguari para o período estudado. Os valores médios de contribuição de fósforo total obtidos foram de 51 ton/ano com origem urbana e 127 ton/ano com origem rural; a razão média entre contribuição rural e urbana foi de 2,5. Observou-se que as maiores cargas diárias foram obtidas em épocas de chuva na região. Por fim, concluiu-se que há necessidade de se monitorar sistematicamente a contribuição difusa proveniente de áreas rurais no Rio Jaguari.

**Palavras-chave:** bacia hidrográfica, carga difusa, fósforo.

### 1.INTRODUÇÃO

Dentre os principais componentes nutricionais e estruturais da biota (carbono, nitrogênio, fósforo, oxigênio e enxofre), o fósforo é o menos abundante, e aquele que comumente limita a produtividade biológica dos sistemas aquáticos (WETZEL, 2001). Porém, os ciclos biogeoquímicos, especialmente aqueles do carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P), têm sofrido um profundo desequilíbrio em decorrência de atividades humanas. Em áreas agrícolas, os fluxos de P estão sujeitos a desequilíbrios causados pela excessiva aplicação de fertilizante e composto animal, e seu conseqüente acúmulo no solo. Isto pode implicar em um aumento da produtividade dos sistemas aquáticos, uma vez que a quantidade total de P exportado por escoamento superficial de áreas de drenagem para águas superficiais aumenta linearmente com o seu conteúdo no solo (SMITH et al, 1999).

O aumento da produtividade de um sistema aquático, ou o processo de crescimento excessivo das plantas aquáticas a níveis tais que interfiram com os usos desejáveis do corpo de água, é denominado eutrofização. A eutrofização é mais freqüente em lagos e represas que em rios, devido às condições ambientais mais favoráveis (baixa turbidez e menor velocidade da água) para o crescimento de algas e outras plantas (VON SPERLING, 1995). Entre os problemas causados pela eutrofização de um lago ou reservatório estão as condições de anaerobiose no fundo, com predominância de condições redutoras e a presença de gás sulfídrico e Fe, Mn e fosfato na forma solúvel. Eventualmente, em períodos de inversão térmica ou de ausência de

fotossíntese, pode haver condições de anaerobiose no corpo de água como um todo, com grande deterioração da sua qualidade. Por outro lado, condições de pH elevado, freqüentes durante períodos de intensa fotossíntese, favorecem a presença de amônia na forma livre ( $\text{NH}_3$ ). A estes problemas, somam-se a presença de secreções tóxicas de certas algas, os distúrbios com mosquitos e insetos e a mortandade de peixes no corpo de água. Há, por fim, a tendência irreversível ao desaparecimento gradual do corpo de água como um todo, em decorrência da eutrofização e do assoreamento, a qual pode ser abruptamente acelerada pela interferência do homem (VON SPERLING, 1995).

A evolução do processo de eutrofização de um lago ou reservatório está associada ao uso e ocupação do solo predominantes na bacia hidrográfica. De um modo geral, a ocupação por matas e florestas representa uma baixa carga de fósforo, baixa concentração de algas e pouco assoreamento no lago ou reservatório. Os nutrientes provenientes do decaimento da vegetação lixiviam pelo solo, que tem alta capacidade de infiltração, e são absorvidos pelas raízes das plantas, permanecendo em equilíbrio o ecossistema. A ocupação agrícola representa usualmente uma etapa intermediária no processo de deterioração de um corpo d'água, trazendo um aumento da carga de fósforo, da concentração de algas e do assoreamento no lago ou reservatório. Neste caso, para compensar o desequilíbrio do ecossistema pela retirada da vegetação, e tornar a agricultura mais intensiva, são adicionadas elevadas quantias de fertilizantes, freqüentemente superiores à capacidade de assimilação dos vegetais. A substituição das matas e florestas por vegetais agricultáveis e o tipo de manejo adotado podem causar também uma redução da capacidade de infiltração do solo, e conseqüentemente um aumento do escoamento superficial, que tende a causar erosão, carreando os nutrientes adicionados em excesso nas culturas para os corpos de água (BRANCO, 1991; VON SPERLING, 1995).

O fósforo ocorre em inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos, tanto na forma dissolvida como particulada. A diferenciação de formas é baseada na sua reatividade com molibdato, facilidade de hidrólise e tamanho de partícula. A ciclagem do fósforo é complexa. Grande parte do fósforo encontrado em água doce está na fase particulada da biota viva, primariamente as algas. Compostos instáveis de baixo peso molecular são secretados por esta fase particulada como uma fração coloidal transitória de alto peso molecular. Parte desta fração coloidal, bem como uma parcela do fósforo da fração particulada, é perdida da zona produtiva por sedimentação, e parte é hidrolisada a ortofosfato solúvel. Este último pode ser assimilado rapidamente pela biota, e, portanto, a concentração de ortofosfato em um momento qualquer é normalmente muito baixa em corpos de água doce. Perdas de fósforo coloidal e particulado são repostas pela regeneração de fósforo solubilizado através da decomposição, por liberação de fósforo dos sedimentos, macrófitas, algas, animais e bactérias, e por fósforo contido na precipitação e em correntes de água influentes ao lago, reservatório ou rio (WETZEL, 2001).

Cursos de água de pequeno porte (com largura igual ou menor que 10 m) freqüentemente constituem até 85% do comprimento total de uma rede de drenagem, e coletam a maior parte da água e dos nutrientes dissolvidos provenientes de ecossistemas terrestres adjacentes (PETERSON et al, 2001). A drenagem de áreas agrícolas pode conter uma ampla variabilidade de concentrações de fósforo, dependendo da capacidade de retenção do solo, tipo de manejo e irrigação, tipo de fertilização da cultura e condições climáticas.

Estima-se que, no Estado de São Paulo, 15 a 20% do fósforo aplicado na agricultura atinja os recursos hídricos. A falta de monitoramento específico para as cargas difusas prejudica a avaliação dos impactos que a atividade agrícola vem provocando nos corpos d'água nas áreas de mananciais ou de proteção ambiental da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (DAEE, 1990). De acordo com o CBH-PCJ (1999), "os atuais conflitos de uso dos recursos hídricos na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do Piracicaba, Capivari e Jundiá (UGRHI-PCJ) são provocados pela degradação da qualidade das águas, decorrentes principalmente de lançamentos de cargas poluidoras originárias dos esgotos urbanos e industriais".

As poluições difusas urbanas e rurais podem se constituir em fontes significativas de degradação dos recursos hídricos, mas não existem informações que permitam analisar a situação atual na UGRHI-PCJ. O potencial de consumo de agrotóxicos nesta Unidade de Gerenciamento evidencia a envergadura dos riscos e problemas que podem surgir para os recursos hídricos e meio ambiente, decorrentes tanto da manipulação e aplicação, como da disposição das embalagens destes produtos (CBH-PCJ; 1999).



## 2.OBJETIVO

Este estudo baseou-se em dados oficiais de monitoramento de fluviometria, pluviometria e qualidade de água da bacia hidrográfica do rio Jaguari - componente da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do Piracicaba, Capivari e Jundiá, estado de São Paulo - para fazer uma avaliação da contribuição da carga de fósforo total urbana e rural anual ao rio Jaguari, abrangendo o período de 1996 a 2002.

## 3.MATERIAL E MÉTODOS

### Rio Jaguari.

O rio Jaguari, juntamente com os rios Atibaia, Corumbataí e Piracicaba, constituem os principais cursos de água da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba, de área total igual a 12.600 Km<sup>2</sup>. A bacia hidrográfica do Rio Jaguari, de suas cabeceiras, no estado de Minas Gerais, até sua foz, no encontro com o rio Atibaia para formação do rio Piracicaba, possui área total de 4.320 Km<sup>2</sup> – incluem-se aí os 1.030 Km<sup>2</sup> da bacia hidrográfica do rio Camanducaia (CBH-PCJ; 1999). O estado de Minas Gerais abriga 1.280 Km<sup>2</sup> (29,6% da área total) da bacia hidrográfica do Rio Jaguari, sendo os 3.040 Km<sup>2</sup> restantes localizado no estado de São Paulo. Em termos de uso e ocupação do solo, o levantamento feito por CBH-PCJ (1999) cobrindo os 3.040 Km<sup>2</sup> da bacia do rio Jaguari localizados no estado de São Paulo mostram que 431,57 Km<sup>2</sup> (14,2% da área total) são ocupados por agricultura temporária, enquanto 463,85 Km<sup>2</sup> (15,3%) o são por agricultura perene; há 113,04 Km<sup>2</sup> (3,7%) de cobertura vegetal natural, 107,1 Km<sup>2</sup> (3,5%) de reflorestamentos, 1.862,34 Km<sup>2</sup> (61,3%) de pastagens e campos antrópicos e 62,1 Km<sup>2</sup> (2%) de áreas urbanas e industriais.

Este estudo foi baseado em dados de qualidade e quantidade correspondentes a uma sub-bacia hidrográfica do Rio Jaguari com área de drenagem de 3.394 Km<sup>2</sup> (78,6% da área total da bacia hidrográfica) adotando-se a seção de controle no posto fluviométrico 4D-001 do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) do Estado de São Paulo, com Latitude 22°39'26" e Longitude 47°12'53".

### Fontes de dados.

Os dados de fósforo total utilizados foram obtidos nos Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, publicados pela da CETESB (1996; 1997; 1998; 1999; 2000 e 2001), para o ponto de amostragem JAGR02800, descrito como Rio Jaguari na captação de Limeira, próximo à foz, 4,5 Km à montante da confluência com o rio Atibaia, na localidade de Quebra Popa; Latitude 22° 40' Sul e Longitude 47° 12' Oeste. Os dados referentes ao ano de 2002 foram obtidos diretamente na CETESB de Campinas-S.P. A CETESB coleta amostras simples com frequência bimestral, e faz análises de fósforo total seguindo procedimentos descritos em APHA; AWWA & WPCF (1989).

Os dados de vazão média diária do Rio Jaguari foram obtidos no Banco de Dados Fluviométricos do Estado de São Paulo disponibilizados pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) em SIGRH (14/04/2003), para o posto 4D-001, descrito como Usina Estér, Cosmópolis-SP, Latitude 22°39'26" e Longitude 47°12'53". O DAEE faz duas leituras de vazão diariamente e calcula uma média diária, a qual foi usada neste estudo.

Os dados de chuva mensal do município de Pedreira-SP, situada no centro da bacia hidrográfica do Rio Jaguari, foram obtidos no Banco de Dados Pluviométricos do Estado de São Paulo, disponibilizados pelo DAEE em SIGRH (14/04/2003) para o posto D3-052, descrito como Pedreira, altitude 590 m, Latitude 22°45' e Longitude 46°56', bacia do Jaguari.

### Modelo de avaliação de carga de fósforo.

Inicialmente, os dados de vazão média diária medidos no ponto 4D-001 em m<sup>3</sup>/s e os dados de concentração de fósforo total em mg/L medidos através de análise de amostras simples de água do Rio Jaguari coletadas no ponto JAGR02800 em dias determinados - com frequência bimensal (janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro de 1996 a 2002) - foram usados no cálculo de cargas diárias de fósforo total em Kg/dia.

As cargas diárias de fósforo total calculadas para todos os meses acima descritos foram então relacionadas graficamente com a vazão (m<sup>3</sup>/s) correspondente, e obteve-se uma linha de tendência dos pontos, que serviu como modelo de avaliação deste estudo.

A aplicação do modelo de avaliação permitiu que se obtivesse valores de carga diária de fósforo total para todo o ano de 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001 e 2002.

Para se obter um dado médio de contribuição urbana, utilizou-se os valores de carga diária de fósforo total calculados para os meses de julho (estiagem) de 1996 a 2002, a partir dos dados medidos pela CETESB/DAEE. O cálculo da contribuição urbana e rural anual foi feito tomando-se este valor médio como referência – as cargas diárias obtidas pelo modelo de avaliação que fossem menor ou igual ao valor médio foram consideradas como contribuição urbana, e as cargas diárias obtidas pelo modelo de avaliação que fossem maior que o valor médio foram decrescidas deste, sendo que o valor médio foi somado à contribuição urbana e o excedente à contribuição rural.

#### 4.RESULTADOS E DISCUSSÃO

As cargas diárias de fósforo total calculadas a partir de dados medidos pela CETESB e DAEE e as vazões (m<sup>3</sup>/s) correspondentes medidas pelo DAEE apresentaram uma relação logarítmica, de equação  $y = 0,0955x^2 + 6,4985x$  e  $R^2 = 0,9023$ , conforme mostrado na Figura 1. A partir desta equação, calculou-se a carga diária de fósforo total na sub-bacia do rio Jaguari em estudo, para todos os dias dos anos de 1996 a 2002.

A Figura 2 mostra a dinâmica diária da carga de fósforo total no Rio Jaguari para ano de 1999, calculada através do modelo de avaliação obtido neste estudo. A máxima carga diária observada no período de 1996 a 2002, igual a 23.051 Kg/dia, foi observada em 17 de janeiro de 1999.

A Figura 3 mostra a dinâmica diária da carga de fósforo total no Rio Jaguari para ano de 1998, calculada através do modelo de avaliação obtido neste estudo. Em 16 de fevereiro, observou-se a carga diária máxima obtida no ano, igual a 2.142 Kg/dia. Esta carga diária máxima foi a menor observada no período entre 1996 e 2002.

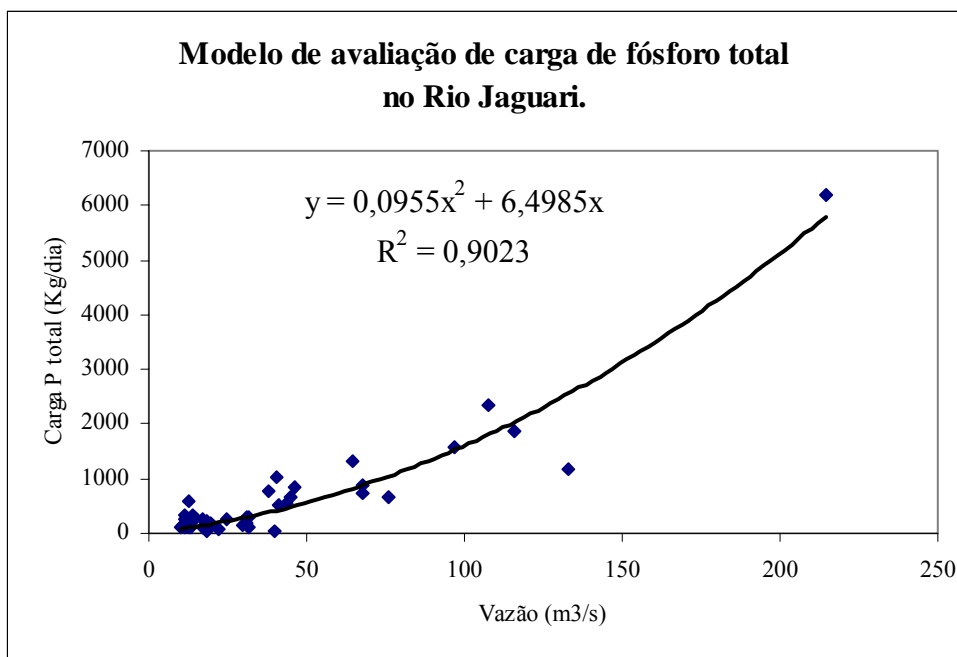


Figura 1 – Modelo de avaliação de carga diária de fósforo total no Rio Jaguari no período de 1996 a 2002.

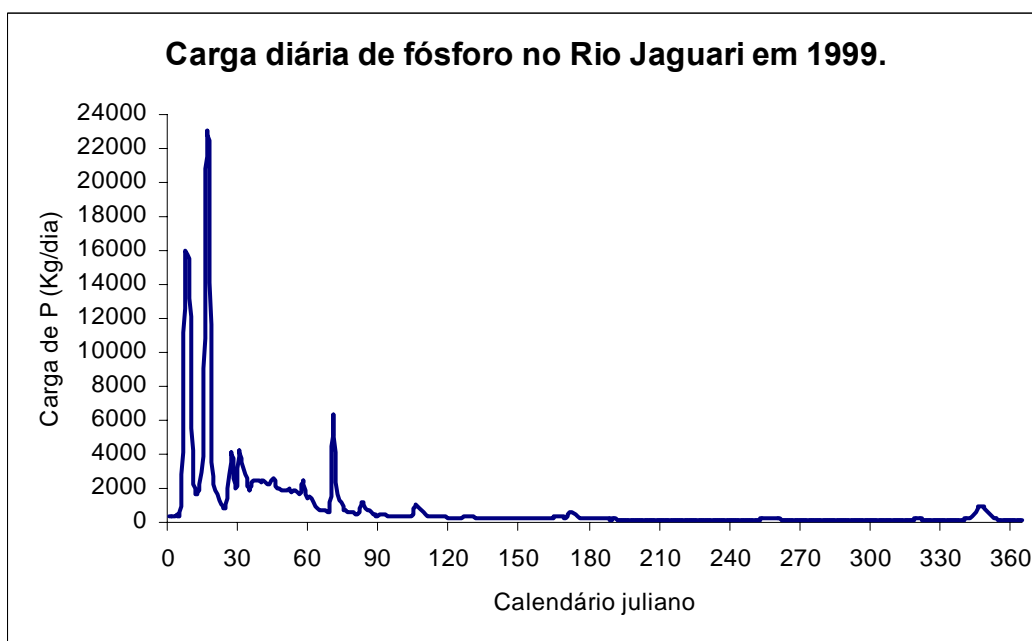
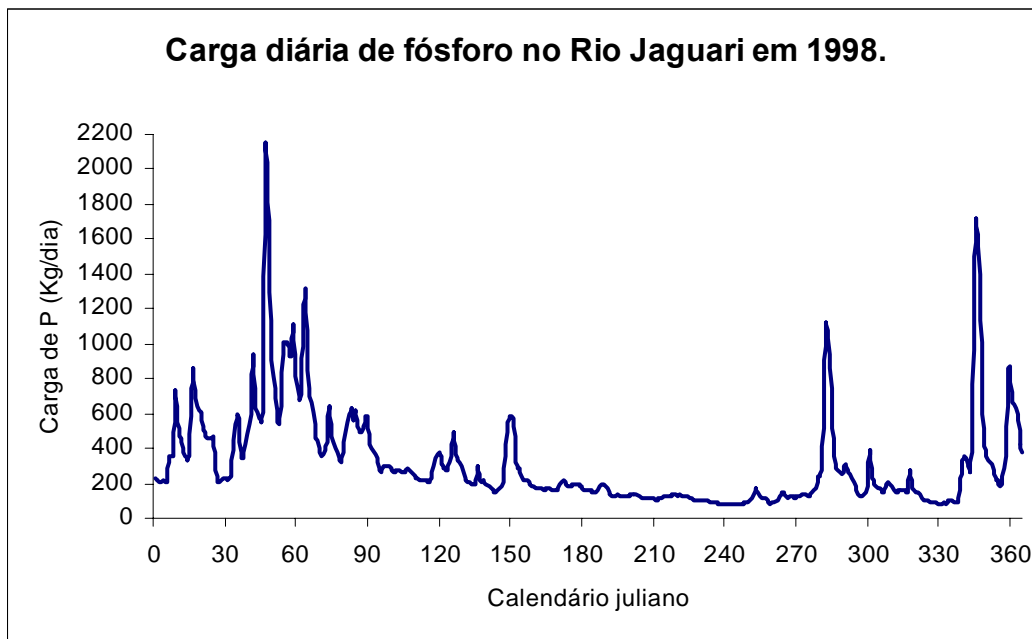


Figura 2 – Carga diária de fósforo total no Rio Jaguari em 1999, conforme modelo de avaliação proposto neste estudo.

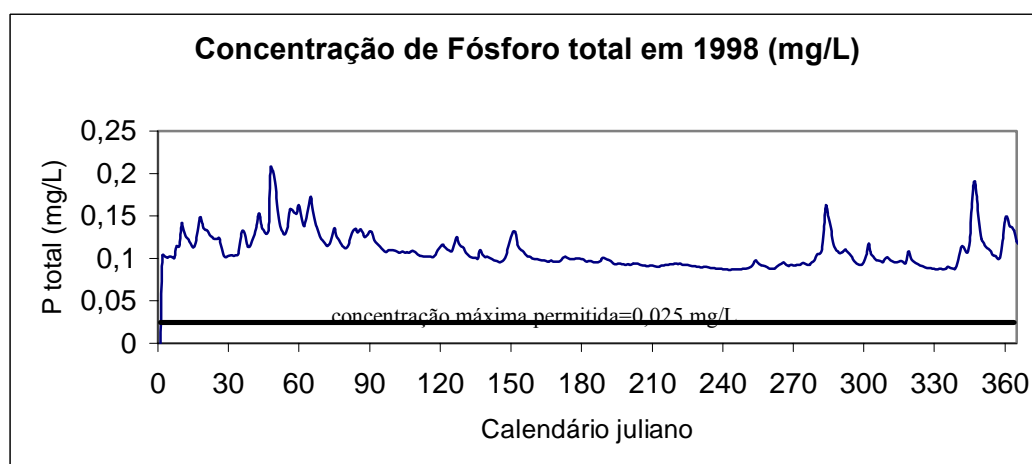


*Figura 3 – Carga diária de fósforo total no Rio Jaguari em 1998, conforme modelo de avaliação proposto neste estudo.*

A Figura 4 mostra a dinâmica da concentração de fósforo total no Rio Jaguari para ano de 1998, calculada através do modelo de avaliação obtido neste estudo. Apesar de o ano de 1998 ser aquele entre 1996 a 2002 com menor carga anual calculada, todos os valores obtidos são maiores que aquele permitido pela legislação - o rio Jaguari está enquadrado como rio de classe 2 no ponto de coleta de amostras e medição de vazão, o que pressupõe uma concentração de fósforo total de até 0,025 mg/L, de acordo com a resolução nº 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).

O valor médio de carga diária de fósforo total considerado como contribuição urbana – calculado na estiagem - foi de 157 Kg/dia. A partir deste valor pôde-se calcular a contribuição urbana e rural anual para a sub-bacia do rio Jaguari em estudo, para cada ano considerado. A Tabela 1 mostra os resultados de contribuição anual de fósforo total à sub-bacia do Rio Jaguari em estudo.

As cargas anuais de fósforo total considerados como provenientes de contribuição urbana apresentaram-se relativamente estáveis, conforme esperado. Por outro lado, aquelas consideradas como provenientes de contribuição rural variaram muito, de valores 1,2 vez maiores que o da contribuição urbana a valores 5 vezes maiores.



*Figura 4 – Concentração de fósforo total no Rio Jaguari em 1998, conforme modelo proposto neste estudo.*

Tabela 1 – Contribuição urbana e rural anual de fósforo total ao Rio Jaguari de 1996 a 2002 e dados pluviométricos de Pedreira-SP (posto do 3D-052 do DAEE).

Ano	Contribuição urbana (ton/ano)	Contribuição rural (ton/ano)	Razão entre rural e urbana	Pluviometria Total anual (mm)
1996	57	210	3,7	1777
1997	54	90	1,7	1346
1998	52	62	1,2	1375
1999	51	258	5	1473
2000	50	88	1,8	1451
2001	48	85	1,8	1419
2002	46	96	2,1	1504
Média	51	127	2,5	1478

Observou-se que, para os anos de 1997, 1998, 2000 e 2001, quando as menores taxas pluviométricas anuais foram registradas - 1346, 1375, 1451 e 1419 mm, respectivamente - a razão de contribuição rural e urbana também foram as menores - 1,7, 1,2, 1,8 e 1,8, respectivamente. Porém, a maior razão de contribuição rural e urbana observada, 5, não está associada à maior taxa pluviométrica do período, de 1777 mm obtida em 1996, e sim a 1473 mm obtida em 1999. Entretanto, a estação D3-052 em janeiro de 1999 observou a maior precipitação acumulada mensal histórica deste mês (446,3 mm), no período de 1951-2002. O efeito da precipitação de janeiro de 1999 pode ser verificado nas fortes cargas de fósforo calculadas na Figura 2. Assim, somente as observações dos totais anuais são insuficientes para avaliar o potencial de produção de carga de fósforo no rio Jaguari, ou em outros cursos d'água da região. O conhecimento dos potenciais de geração de cargas de fósforo urbanas e rurais é importante para implementar políticas de preservação e conservação da qualidade de água nas bacias hidrográficas. Essas políticas devem se adequar às condições particulares de cada região. Este estudo avaliou os potenciais de geração de cargas de fósforo para a sub-bacia do rio Jaguari, contribuindo para determinar as principais fontes produtoras e auxiliando na gestão da bacia do rio Jaguari.

## 5. CONCLUSÕES

A aplicação do modelo simplificado de avaliação mostrou a importância das fontes de poluição difusas rurais na carga de fósforo anual do Rio Jaguari entre 1996 e 2002. Há uma necessidade veemente de se fazer um monitoramento voltado especificamente a este tipo de poluição, supostamente proveniente de agroquímicos aplicados às culturas intensivas existentes na bacia do Rio Piracicaba. O problema é evidente, como o pode ser para muitos outros agroquímicos utilizados nas culturas da região, uma vez que 98% da área total da bacia hidrográfica do rio Jaguari, na porção localizada no estado de São Paulo, têm uso e ocupação agrícolas.

## 6. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPESP pelo apoio através de concessão de bolsa de doutorado (processo 01/07003-8) e de financiamento de projeto (processo 02/03371-5).

## 7.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA; AWWA & WPCF (1989) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D.C.: American Public Health Association, 17ª edição.
- BRANCO, S.M. A água e o homem. In: PORTO, R.L.L., org.: BRANCO, S.M.; CLEARY, R.W.; COIMBRA, R.M.; EIGER, S.; LUCA, S.J.; NOGUEIRA, V.P.Q.; PORTO, M.F.A. (1991) **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Edusp: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, v.3.
- Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá - CBH-PCJ (1999) **Plano de Bacia Hidrográfica 2000-2003. Síntese do Relatório Final**. CRH e CORHI. Governo do Estado de São Paulo. 61 p.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1996) **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1997) **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1998) **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1999) **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2000) **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2001) **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo. Disponível *on line* [http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua\\_geral.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua_geral.asp) (06/06/2003)
- CHAPRA S.C.; RECKHOW, K.H. (1999) Modeling excessive nutrient loading in the environment. **Environmental Pollution** 100. p.197-207.
- CORSI, S.R., GRACZYK, D.J., OWENS, D.W., BANNERMAN, R.T. (1997) Unit-area loads of suspended sediment, suspended solids, and total phosphorus from small watersheds in Wisconsin: **U.S.Geological Survey Fact Sheet FS-195-97**. Middleton, WI. 4 p.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE (1990). **Projeto Integrado da Bacia do Rio Piracicaba – Solicitação de Financiamento para Obras e Medidas de Preservação e Controle dos Recursos Hídricos – Vol.II**. São Paulo, Secretaria de Energia e Saneamento.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE (1988). Regionalização hidrológica no Estado de São Paulo. **Águas e Energia Elétrica**. Ano 5, nº 14.

Sistema Integrado de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo – SIGRH (14/4/2003). Regionalização hidrológica no Estado de São Paulo.

Disponível *on line* <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/bancodedados/flu/flu.htm>

ESTEVEES, F.A. (1988) **Fundamentos de limnologia**. Editora Interciência/FINEP. 575 p.

KAMMERER JR., P.A. (1994) Hydrology and water quality of Park Lake, South-Central Wisconsin: **U.S.Geological Survey Fact Sheet FS-197-96**. Middleton, WI. 4 p.

LEWIS, W.M., Jr., M.C. GRANT, and S.K. HAMILTON (1985) Evidence that filtrable phosphorus is a significant atmospheric link in the phosphorus cycle. **Oikos** 45: 428-432

PETERSON, B.J., W.M. WOLLHEIM, P.J. MULHOLLAND, J. R. WEBSTER, J.L. MEYER, J.L. TANK, E. MARTÍ, W.B. BOWDEN, H.M. VALETT, A.E. HERSHEY, W.B. McDOWELL, W.K. DODDS, S.K. HAMILTON, S. GREGORY, and D.D. MORRALL. (2001) Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. **Science** 292(5514): 86-90.

RECKHOW, K.H.; CHAPRA, S.C. (1999) Modeling excessive nutrient loading in the environment. **Environmental pollution**. 100, p.197-207.

SALAS, H.J. & MARTINO, P. (1991) A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Resources**. Vol.25, p.341-350.

SMITH, V.H., TILMAN, G.D., NEKOLA, J.C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**. Elsevier. 100, pp. 179-196.

VON SPERLING, M. (1995) **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol. 1 – Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. DESA, UFMG. 240 p.

WETZEL, R.G. **Limnology: Lake and river ecosystems**. 3ª edição, Academic Press, 2001. 1006 p.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. **Limnological Analysis**. Springer-Verlag, 2ª edição, New York, 1991.





# MODELO HÍBRIDO PARA REDUÇÃO DE CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA DAS ESTAÇÕES ELEVATÓRIAS, GARANTINDO REGRAS OPERACIONAIS OTIMIZADAS

Lubienska Cristina Lucas Jaquiê Ribeiro<sup>(1)</sup> e Edevar Luvizotto Junior<sup>(2)</sup>

Doutoranda<sup>(1)</sup> e Professor<sup>(2)</sup> do Departamento de Recursos Hídricos (DRH) – FEC – UNICAMP

## RESUMO

A pesquisa desenvolvida objetivou a elaboração de um modelo computacional, para simulação em período extensivo, de sistemas de abastecimento de água contendo bombas de rotação variável. O modelo computacional, denominado Modelo Híbrido usa os Algoritmos Genéticos como “gerador e controlador” das variáveis de decisão (modelo de otimização) em conjunto com modelo hidráulico de simulação de operação da rede hidráulica. Visando o estabelecimento das velocidades ótimas de rotação da bomba que satisfaçam abjetivos pré-estabelecidos, no caso, a redução de consumo de energia elétrica e a o retorno de nível ao final do período à condições desejadas, o exemplo avaliado, evidenciou as possibilidades de redução de consumo energético das estações elevatórias através do uso da ferramenta, mostram o potencial da técnica proposta para diversas condições operacionais objetivadas, garantindo a confiabilidade no uso da ferramenta para demais situações operacionais.

**Palavras chaves:** Abastecimento de Água, Algoritmos Genéticos, Controle operacional, Bombas de Rotação Variável, Otimização.

## INTRODUÇÃO

As simulações computacionais são, na atualidade, ferramenta integrante do processo de análise de instalações hidráulicas a condutos forçados. Cada vez se empregam “software” mais sofisticados, com “interfaces” amigáveis (modelos de quarta geração – ABBOT *et al.*, 1991), no processo de tomada de decisões, na fase de concepção de projeto, na elaboração de esquemas para manutenções emergenciais ou preventivos e essencialmente na busca de regras operacionais otimizadas (exploração eficiente do sistema). Embora os modelos de simulação tenham alcançado elevado grau de sofisticação na representação da realidade física a ser modelada, existem elementos (contornos) complexos, cujo equacionamento ainda não se apresenta de maneira adequada para algumas proposições e análises. Este é o caso das bombas de rotação variável.

A utilização de bombas de rotação variável em sistemas de abastecimento de água permite uma série de vantagens no controle e exploração destes sistemas,

1. 1) as pressões podem ser mantidas em níveis próximos aos mínimos necessários, reduzindo o nível das perdas por vazamento;
2. 2) os períodos de funcionamento das bombas podem ser controlados mais facilmente, podendo ser feita a maior utilização destas fora das “horas de pico”, com conseqüentes vantagens econômicas e uso mais eficiente da energia;
3. 3) podem ser obtidas melhores respostas do sistema ante situações anômalas, tais como demandas de incêndio e rupturas de tubulações;
4. 4) eliminam-se os transitórios associados aos arranques e paradas bruscas das bombas, que podem comprometer os elementos da instalação.

Na concepção de um modelo de simulação em período extensivo, embora a bomba de rotação variável seja um contorno com o comportamento hidráulico facilmente descrito, sua presença introduz novas variáveis, as rotações, ao elenco do sistema de equações que objetiva a determinação das variáveis de estado, carga e vazão (H,Q), sem a adição de novas equações, que permitam um igual número de equações e incógnitas. A solução para o problema só é possível, fornecendo a lei de variação de rotação no período (LUVIZOTTO JR., 1995), ou seja, eliminando a incógnita rotação, ou fixando objetivos de interesse (WOOD e REDDY, 1994). Na primeira forma, embora se possa avaliar uma regra operacional não é possível encontrar o ótimo operacional de forma criteriosa (só por tentativas e erros), no segundo caso embora se busque o ótimo operacional o modelo proposto é deficiente merecendo novas investigações.

## PROPOSIÇÃO GERAL

O objetivo deste trabalho é o desenvolvimento de um modelo computacional, para a simulação, em período extensivo, de sistemas de abastecimento de água contendo bombas de rotação variável, visando o estabelecimento das velocidades ótimas de rotação, que satisfaçam a objetivos pré-estabelecidos, no caso, redução de consumo de energia elétrica e a manutenção dos níveis dos reservatórios, com o atendimento dos consumos.

O trabalho tem como base o modelo de simulação proposto por LUVIZOTTO JR. (1995), adaptado às proposições de WOOD e REDDY (1994), associado a um modelo de otimização baseado nos Algoritmos Genéticos que visa minimizar a função objetivo consumo de energia.

## ASPECTOS DA OBTENÇÃO DE REGRAS OPERACIONAIS

Pode-se dizer que a operação de um sistema de distribuição de água é a seqüência de manobras exercidas sobre elementos ativos deste sistema, tais como válvulas e bombas, de forma a atender aos objetivos estabelecidos. Esta seqüência de manobras, ou seja, regras operacionais, são definidas conhecendo-se dados relativos ao sistema, o seu estado atual e estados provisionais, embasados em históricos de consumo.

A **definição de objetivos operacionais** envolve aspectos de natureza técnica, econômica, social e política. Sob o ponto de vista técnico, pode-se dizer que o objetivo da operação é o de minimizar custos operacionais, quando o sistema está apto a atender às necessidades de demanda com pressões adequadas e com garantias de qualidade do produto, ou de minimizar os possíveis danos advindos da escassez de oferta, quando as demandas aproximam-se ou excedem a capacidade de produção. Nesse caso trata-se de garantir a confiabilidade do abastecimento.

O **conhecimento do sistema** é imprescindível na elaboração de uma regra operacional. A topologia do sistema e as características hidráulicas e mecânicas dos elementos que o compõem irão permitir que o modelo matemático utilizado represente de forma mais fiel possível o sistema em análise. O **conhecimento dos dados provisionais** de consumo é indispensável na obtenção de modelos de simulação em tempo real. As peculiaridades e características sazonais do consumo devem ser bem avaliadas para que o modelo de cálculo desenvolvido possa representar o mais fielmente possível as condições de operação do sistema.

O último requisito para a definição de regras operacionais são os **modelos matemáticos**. As metodologias destinadas à obtenção de regras de controle visam estabelecer quais elementos serão manobrados, quando serão manobrados e qual tipo de manobra será efetuado, de forma a atender a um determinado objetivo pré-estabelecido, respeitando as restrições operacionais. As técnicas empregadas para este fim podem ser agrupadas em duas categorias distintas; técnicas de **otimização direta** e técnicas de **simulação contínua**.

As técnicas de otimização são utilizadas na busca de soluções ótimas para um problema operacional específico. Se o objetivo for, por exemplo, o mínimo custo operacional, a função custo estará associada à tarifa de energia elétrica, ao rendimento das bombas, às perdas de carga na instalação, etc. Por outro lado, para o atendimento do objetivo de mínimo custo de energia há restrições impostas pelo próprio sistema, tais como, níveis máximos e mínimos dos reservatórios, limites de pressão e de potência e quantidade de água disponível.

Algumas dificuldades surgem na utilização das técnicas de otimização para a solução do problema do controle. Estas dificuldades estão associadas ao grande número de equações a serem resolvidas, à dificuldade de

formulação do problema geral, ao tratamento de restrições operacionais não explícitas e à aquisição e manutenção de dados (RIBEIRO, 1985). De fato, o problema do controle ótimo é bastante complexo por possuir um grande número de restrições, muitas das quais não-lineares e um grande número de variáveis de decisão também não-lineares. A obtenção da solução complica-se ainda mais pelo fato de alguns comandos serem discretos, como é o caso de uma bomba, que pode estar ligada ou desligada.

Uma das possibilidades para definição das regras de controle é a utilização conjunta das técnicas de simulação com técnicas de otimização (**modelos híbridos**). CHASE E ARMSBEC, citados por BRION e MAYS (1991), propuseram uma técnica que utiliza algoritmos de programação não-linear e um simulador para resolver os problemas das restrições hidráulicas do otimizador. Esta técnica possibilita uma maior aplicabilidade em relação a otimização isolada.

BRION e MAYS (1991) apresentaram dentro desta mesma linha uma metodologia para obter a operação ótima das estações de bombeamento, em termos do mínimo custo operacional. A metodologia é baseada no interfaceamento de um modelo de otimização não linear com um modelo hidráulico de simulação, utilizado implicitamente para resolver as equações de conservação de massa e de energia que descrevem o escoamento hidráulico no modelo de otimização. O esquema de interfaceamento é apresentado pelos autores conforme apresentado na Figura 1.

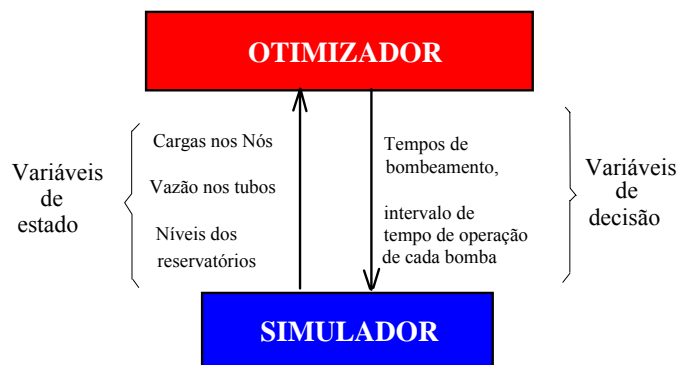


Figura 1. Conexão Otimizador - Simulador (Fonte BRION e MAYS, 1991).

A idéia do emprego de um modelo híbrido foi o ponto de partida para a proposição desta investigação, uma vez que o simulador operacional, baseado no “*Time Marching Approach*” (TMA), investigado por LUVIZOTTO JR. (1995) se mostrou extremamente adequado para a análise de regras operacionais propostas. Entretanto, utilizar tal equacionamento para busca de manobras otimizadas através das técnicas usuais de otimização, não seria viável (sem a perda das inúmeras vantagens de um simulador). A adoção de um modelo híbrido (simulador-otimizador), se mostrou uma possibilidade a ser considerada. A escolha do modelo otimizador recaiu sobre uma técnica heurística, os AGs, para se evitar simplificações no modelo tais como linearização.

### O SIMULADOR (TMA) – FORMULAÇÃO

Uma rede para transporte de fluido em situação de condutos forçados é constituída por elementos (ENOS), tais como; tubos, reservatórios, bombas e válvulas e, por NÓS, onde se interligam estes elementos (para efeito da modelagem se estará considerando que em um NÓ possa estar conectado apenas um elemento que não seja um tubo). A estes NÓS poderão estar vinculadas demandas  $D(t)$ . Estabelecendo-se um sentido arbitrário considerado positivo, nos ENOS, qualificam-se os NÓS de montante N1 e de jusante N2. Adotando-se um código de tipo T, para os ENOS que os identifiquem como um tubo, uma válvula, uma bomba ou um reservatório e um código de ordem I, que os identifique na instalação. Pode-se representar topologicamente cada ENO através dos vetores (I,T,N1,N2).

Para a rede esquematizada na Figura 2 se o código T=3 é usado para bomba o ENO 21 se escreve como (21, 3,6,17) e, com código T=2 para reservatórios identificam-se os dois reservatórios da rede como (1,2,1,2) e (19,2,15,16). O conjunto destes vetores caracterizam a topologia da rede e permite reconstruí-la identificando-se todos os elementos.

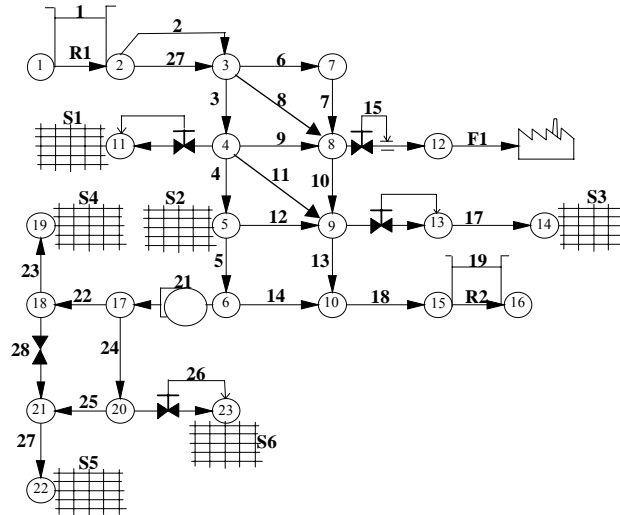


Figura 2. Modelagem topológica de uma rede de condutos forçados.

Nas redes hidráulicas, como a ilustrada, a transmissão de informação em um ENO tubo é obtida pela mudança da carga ( $H$ ) e da vazão ( $Q$ ) em cada ponto  $P$ , ao longo de seu comprimento, que se processam a cada instante  $t$ . Esta transmissão de informação mobiliza característica de inércia, resistência e elasticidade, do fluido em escoamento e da própria tubulação, de tal forma que as informações transmitidas a posição  $P$ , a cada instante podem ser obtidas dos valores de carga e vazão nas posições  $A$  e  $B$ , num instante anterior, como é mostrado na Figura 3, de acordo com o método das características:

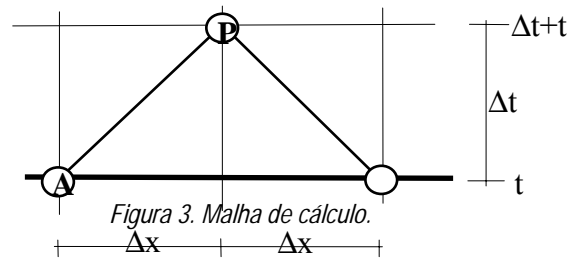


Figura 3. Malha de cálculo.

$$H_P = H_A - B(Q_P - Q_A) - RQ_P|Q_A| \quad (1)$$

$$H_P = H_B + B(Q_P - Q_B) + RQ_P|Q_B| \quad (2)$$

onde  $B$  é o termo de impedância e  $R$  a resistência da tubulação.

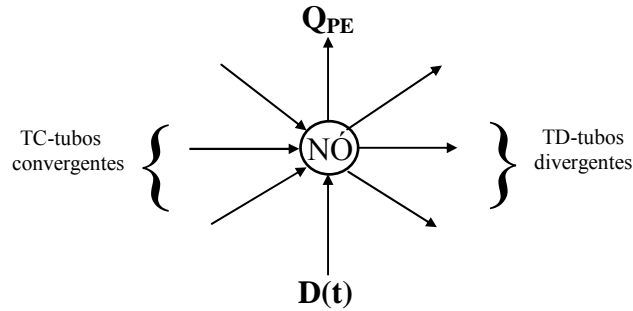
$$B = \frac{a}{gA} \quad R = \frac{f\Delta x}{2gDA^2} \quad (3a,b)$$

e  $a$  é a celeridade, que é a velocidade com que a informação é transmitida,  $D$  é o diâmetro do tubo,  $A$  é a área da seção transversal da tubulação,  $f$  é o fator de atrito da fórmula Universal de perda de carga distribuída. Todas estas grandezas juntas representam as propriedades das tubulações e  $g$  representa a aceleração da gravidade.

A decodificação das informações enviadas por  $A$  na equação (3.26) e por  $B$  na equação (3.27) é feita no ponto  $P$  no instante  $t+\Delta t$ , na forma de ( $Q_P$ ):

$$Q_P = (C_A - C_B)/(B_A + B_B) \quad (4)$$

Figura 4. Esquema de um NÓ genérico.



As informações assim propagadas de um instante para outro passam das extremidades dos tubos para os NÓS, genericamente representado na Figura 4, em que TC é o número de tubos que “convergem” para o NÓ e TD é o número de tubos que divergem do NÓ. Pode-se considerar que a um dado NÓ seja possível estar vinculado uma demanda  $D(t)$  e uma vazão  $Q_{PE}$  de um ENO não tubo, associado a esse NÓ. Da condição de continuidade no NÓ pode-se chegar facilmente a equação denominada equação do NÓ.

$$Q_{PE} = E_N - B_N H_P \quad (5)$$

a demanda  $D(t)$  é acrescentada em  $E_N$  como uma informação externa, que foi adicionada ao conjunto de informações internas recebidas pelo NÓ.

A vazão  $Q_{PE}$  representa uma resposta do ENO não tubo aos estímulos recebidos em seus NÓS de montante e de jusante, esta resposta irá depender das características funcionais deste elemento, genericamente esquematizado na Figura 5.

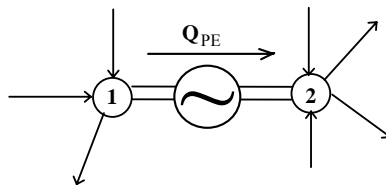


Figura 5. Representação esquemática de um ENO não-tubo.

As informações recebidas dos NÓS podem ser escritas na forma dos parâmetros  $E_E$  e  $B_E$ , que mobilizam a resposta do ENO não tubo na forma:

$$H_{PE} = E_E - B_E Q_{PE} \quad (6)$$

$H_{PE}$  a diferença de carga entre os NÓS de montante e de jusante.

Observando a equação (6) nota-se que a resposta aos estímulos que chegam ao NÓ devem ser combinadas às características funcionais do ENO não tubo para que se possa obter a resposta ao estímulo. Estas características podem ser expressas de forma genérica como:

$$H_{PE} = H_{P1} - H_{P2} = \varphi(Q_{PE}) \quad (7)$$

desta forma pode-se dizer que os estímulos recebidos, fornecerá a resposta:

$$Resposta = F(Q_{PE}) = \varphi(Q_{PE}) + B_E Q_{PE} - E_E = 0 \quad (8)$$

Para um ENO não tubo genérico que não acumule massa, a equação particular,  $\varphi(Q_{PE})$  é conhecida, normalmente, como uma forma quadrática do tipo  $H_{PE} = aQ_{PE}^2 - bQ_{PE} + c$ , e pode ser substituída na equação (8) resultando em:

$$Q_{PE} |Q_{PE}| + FQ_{PE} + G = 0 \quad (9)$$

onde os valores de F e G são determinados para cada instante de cálculo para cada um dos elementos segundo sua característica (coeficientes  $a$ ,  $b$  e  $c$ ): A solução desta equação é dada por:

$$Q_{PE} = -\frac{2G}{F + \sqrt{F^2 + 4|G|}} \quad (10)$$

Esta resposta é dada ao sistema através dos NÓS de montante e de jusante através da equação (5), que realimenta o processo cognitivo.

Quando a análise é focada na obtenção do regime permanente, ou período extensivo, pode-se utilizar o fato de que a impedância  $B = a/gA$ , não tem significância e pode ser substituída utilizando a celeridade  $a = L/\Delta t$ , em que  $L$  é o comprimento do tubo, por:

$$B = \frac{L}{gA\Delta t} \quad (11)$$

Seguindo a sugestão de SHIMADA (1992), pode-se substituir os tubos da rede de comprimento  $L_i$  e coeficiente de atrito  $f_i$ , por tubos equivalentes com comprimentos comuns  $L_0$  (usualmente 100 m) e um correspondente coeficiente de atrito dado por:

$$f_i^* = \frac{f_i L_i}{L_0} \quad (12)$$

Este procedimento acelera a convergência do procedimento numérico de cálculo para o regime permanente final.

## CONDIÇÃO DE CONTORNO MÁQUINA DE ROTAÇÃO VARIÁVEL

Como apresentado, a solução dos contornos representados pelos elementos não-tubo é feita com base em uma **equação geral** (6) e em uma **equação particular** (7), característica do elemento. A combinação destas duas equações resulta na **equação do ENO não-tubo**, representada de forma genérica pela equação (8), com solução dada por (10) para os casos de interesse nesta pesquisa. Um exame destas equações mostra que para a solução do ENO não-tubo, ou seja, a determinação da vazão  $Q_{PE}$ , e das cargas em seus NÓS de montante e de jusante, será necessário a determinação das constantes F e G, obtidas em função das características particulares do elemento, onde os valores  $a$ ,  $b$  e  $c$  são valores característicos do ENO.

A variação de carga produzida entre os NÓS de montante e de jusante, em uma instalação de bombeamento pode ser expressa na forma:

$$H_{P2} - H_{P1} = H_B \quad (13a)$$

onde  $H_B$  é a variação de carga produzida pela bomba, usualmente fornecida em função da vazão, através da curva carga x vazão. Esta curva pode ser representada através de um conjunto de pontos discretos, quando

usadas em rotinas de simulação. Alternativamente um polinômio de segunda ordem ajustado a estes pontos pode ser utilizado (FOX, 1977). Este polinômio pode ser expresso na forma:

$$H_B = a_0 + b_0 Q_B + c_0 Q_B^2 \quad (13b)$$

## OS ALGORITMOS GENÉTICOS

Em sua obra "A origem das espécies", Charles Darwin apresenta a teoria da evolução, segundo a qual, depois de muitas gerações os organismos vivos evoluem de acordo com os princípios da seleção natural, com a sobrevivência dos mais aptos. Se este procedimento trabalha bem na natureza, poderá ser possível simular a evolução natural e tentar obter um método que possa resolver problemas concretos de pesquisa operacional e problemas de otimização. Esta é a idéia base dos Algoritmos Genéticos (LUVIZOTTO JR., 1997).

Como os algoritmos genéticos são diretamente derivados da evolução natural, para um melhor entendimento da teoria é importante rever a terminologia empregada na genética, para emprestá-la a computação evolucionária.

Os genes são códigos característicos de um indivíduo. Um gene pode ter diversos valores ou alelos. Por exemplo, se considerar que há um gene para definir a cor dos olhos, todos os possíveis alelos são: preto, castanho, azul e verde (desde que ninguém tenha olhos vermelhos ou amarelos!).

A variedade genética é o conjunto de todos os possíveis alelos presentes em uma população em particular. Esta variedade genética pode determinar todas as possíveis variações para as futuras gerações. A diversidade de indivíduos na população é diretamente determinada pelo tamanho desta variedade.

Os Algoritmos Genéticos envolvem então um processo iterativo sobre esta população de indivíduos. Cada iteração consiste nos seguintes passos (LUVIZOTTO JR., 1998):

- **SELEÇÃO:** O primeiro passo consiste em selecionar indivíduos para a reprodução. Esta seleção é feita randomicamente, com uma probabilidade dependendo de forma relativa da adequação ou ajuste do indivíduo, uma vez que os melhores indivíduos são mais escolhidos para a reprodução que os piores.
- **REPRODUÇÃO:** O segundo passo, a população de descendentes é criada pela seleção de indivíduos. Para gerar novos cromossomos, o algoritmo pode também recorrer à recombinação e mutação.
- **EVOLUÇÃO:** onde a adequação do novo cromossomo é avaliada através de sua adaptação as condições de seu meio.
- **SUBSTITUIÇÃO:** O último passo, indivíduos de uma velha população são eliminados e substituídos por outros.

## METODOLOGIA

A metodologia proposta se faz com base no acoplamento do modelo de simulação hidráulica, sumariamente descrito no capítulo anterior, com um procedimento de otimização baseado nos Algoritmos Genéticos.

Ela baseia-se na geração aleatória de uma população de P indivíduos, cada indivíduo caracterizado por um único cromossomo. Cada um destes cromossomos decodificado representará um conjunto de 24 valores de rotação adimensional de uma bomba.

A idéia utilizada é caracterizar cada rotação através de um conjunto de 4 alelos (na forma de 4 bits), o que permite armazenar um número em formato binário no intervalo de 0 a 15. A estes valores se associarão a seguinte tabela de rotações adimensionais ( $\alpha$ ) (Tabela 1).

Fica estabelecido através de cada cromossomo, o roteiro operacional das estações de bombeamento ao longo de um cenário, como esquematizado na Figura 6, para um cenário de 24 horas, com possíveis modificações horárias do "status" da bomba.

A proposição empregada é a geração de uma população de P indivíduos, ou seja, de roteiros factíveis, para serem utilizados como dados de entrada do simulador. O simulador avalia cada roteiro retornando as variáveis

de estado correspondentes que permitem avaliar a função objetivo imposta. As restrições que não são atendidas penalizam o resultado da função objetivo.

Tabela1. Tabela de rotações adimensionais.

Cromossomo (Nº binário)	Valor de $\alpha$
0	1.200
1	1.175
2	1.150
3	1.125
4	1.100
5	1.075
6	1.050
7	1.025
8	1.000
9	0.975
10	0.950
11	0.925
12	0.900
13	0.875
14	0.850
15	0.825

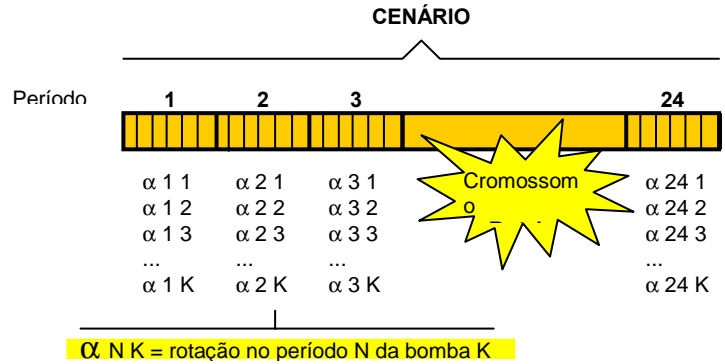


Figura 6. Esquema de um cromossomo com o roteiro operacional de um cenário de 24 horas.

Desta forma dado uma rotação ( $\alpha_{NK}$ ) no período N da bomba K, obtém-se através do simulador os valores de:

$Q_{bK}$  → vazão pela bomba K;

$P_{bK}$  → potência da bomba K, no período N;

$H_{bK} = H_2 - H_1$  → variação de carga entre as seções de jusante e montante produzida pela bomba K no período N.

A esta condição é associado um rendimento global (bomba/motor) e um custo energético (kW/h), segundo tarifa adotada. Calculando assim o custo energético no período (N).

$$C_K(N) = C_N \cdot \Delta t \cdot P_{bK} \quad (14)$$

Resultando ao final de cada período o custo global dos bombeamentos.

$$\sum_{i=1}^{NP} C_K(i) \quad (15)$$

Portanto o mérito de cada regra operacional (dada pelo indivíduo composto por 24 valores de  $\alpha$ ) é fornecido pela função objetivo (F.O.), passa a ser então a busca do mínimo valor de F.O., respeitando as restrições operacionais, tais como níveis dos reservatórios, pressões nodais, vazões de demandas e outras. A não observância das restrições é caracterizada por penalização da função F ou seja,

$$F.O.' = F.O. \sum f_i \quad (16)$$

onde f é um valor associado à penalização por violação de uma dada restrição i.



De posse dos indivíduos (roteiros) e de sua adequação (avaliação de suas funções objetivo), a rotina de AG se incumbi do processo de seleção, reprodução, evolução e substituição, que resultará em uma nova geração de P indivíduos (“mais adequados”) para reiniciarem o processo com novas simulações, repetindo o procedimento descrito, num ciclo iterativo, até um número G de gerações pré-estabelecidas.

A conexão do modelo de simulação-otimização (modelo híbrido) foi feita com base no esquema apresentado pelo fluxograma da Figura 7.

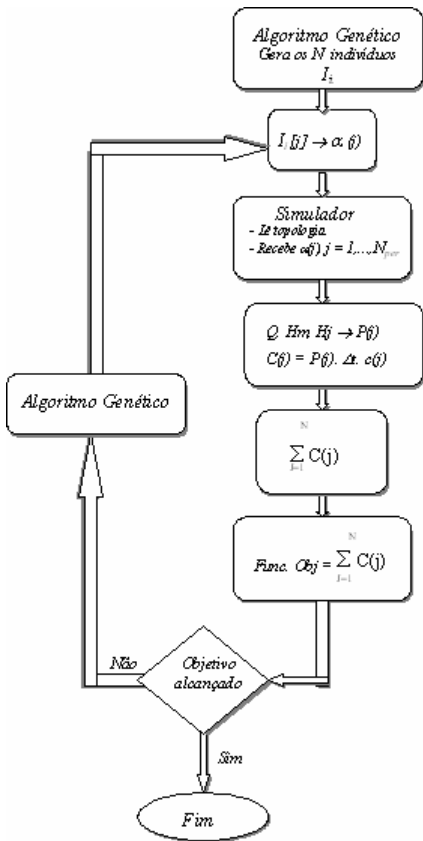


Figura 7. Fluxograma que mostra a conexão entre os modelos.

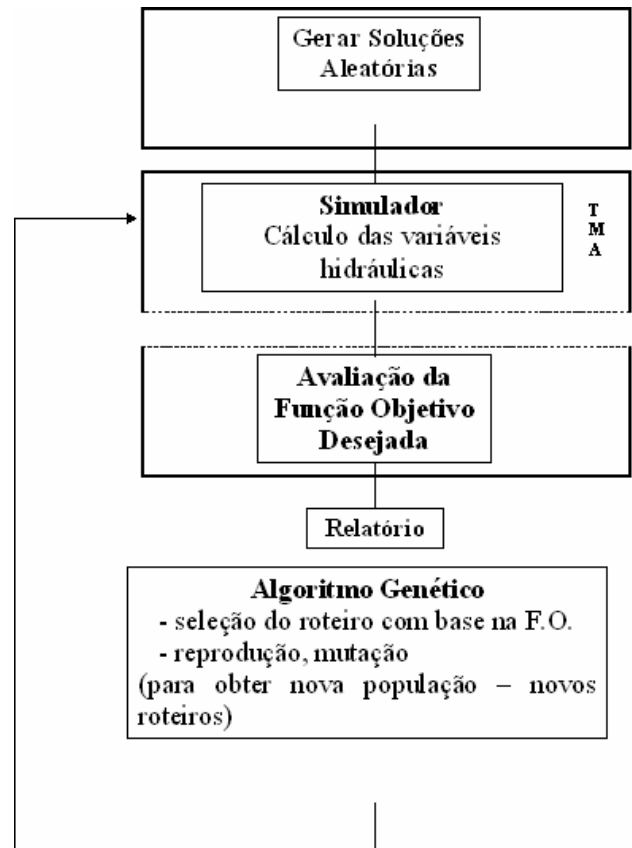


Figura 8. Ligação entre os modelos que compõem o modelo híbrido.

EXEMPLO - Busca de mínimo custo operacional restringindo os limites de operação para os reservatórios

A rede analisada é composta por três reservatórios, uma estação de bombeamento com 2 bombas operando em paralelo e 12 tubos (Figura 9). Em quatro dos nós se vinculam demandas setoriais. Os dados referentes aos elementos tubos utilizados estão apresentados na Tabela 2.

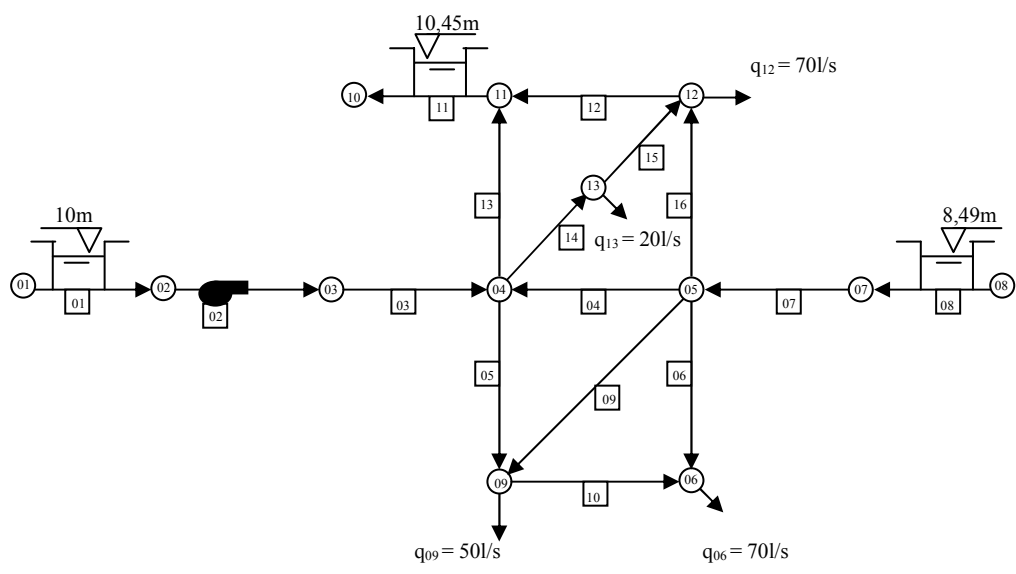


Figura 9 Topologia da rede usada.

Tabela 2. Dados da rede - Tubulações.

Nº	N1	N2	L (m)	D (mm)	C
1	3	4	300	250	120
2	4	5	200	200	120
3	4	9	150	200	120
4	5	6	200	200	120
5	7	5	200	250	120
6	5	9	250	200	120
7	9	6	200	200	120
8	11	12	200	200	120
9	11	4	150	200	120
10	4	13	125	200	120
11	13	12	125	200	120
12	5	12	150	200	120

A curva neutra utilizada para modelar as demandas nos pontos de consumo do sistema é apresentada na Figura 10. As demandas médias, em cada nó de demanda indicado, estão apresentadas na Tabela 3. As informações características das bombas utilizadas estão apresentadas na Tabela 5, os níveis máximo e mínimo dos reservatórios se encontram na Tabela 4.

Tabela 3. Dados da rede - Demandas Médias Nodais.

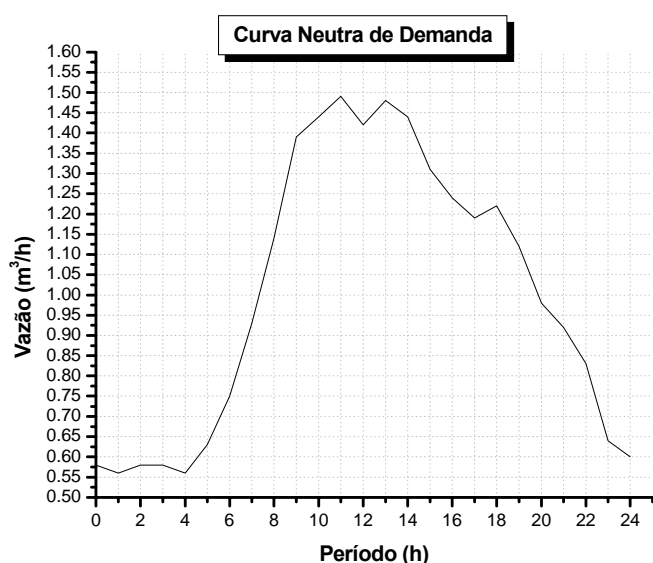


Figura 10. Curva neutra do sistema.

Nó	Demandas (l/s)
6	70
9	50
12	70
13	20

Tabela 4. Dados da rede - Reservatórios.

ENO	N1	N2	Nível Inicia l (m)	Nível máximo (m)	Nível mínimo (m)	Área (m²)
1	1	2	10	11	9	5000
8	8	7	8,49	9,29	7,69	1500
11	10	11	10,45	10,95	9,95	1500

Tabela 5. Dados da rede - Bomba.

ENO	N1	N2	Hs (m)	Qr (l/s)	Hr (m)	Qt (l/s)	Ht (m)	N. de Bombas	D (mm)
2	2	3	50	100	43	110	32,8	2	250

A função objetivo é uma função que busca minimizar o custo energético, mas aplicando penalizações caso as restrições relacionadas aos limites dos níveis de todos os reservatórios não sejam atendidas, como mostra a Equação 17.

$$F.O. = \text{Min} \sum_{i=1}^{NP} \left( \sum_{j=1}^3 f_{i(\text{res1,8e11})} \right) * C_i * \eta_i * P_i.$$

(17)

sendo  $j = 1, \dots, 3$  onde  $1 \Rightarrow R-1$ ,  $2 \Rightarrow R-8$  e  $3 \Rightarrow R-11$

onde,  $\eta$  é o rendimento (bomba/motor),  $C$  o custo energético adotado como 2,5 (unidade monetária) para o período das 18 às 23 horas e os outros períodos 1,0 (unidade monetária), e  $f$  a penalidade a ser aplicada à função objetivo proposta e  $P$  a potência. A penalidade  $f$  é aplicada da seguinte forma:

$$\left\{ \begin{array}{l} f = 1 \\ f = \beta * \left( 1 + \left( \frac{Hr_{Min} - Hr}{Hr_{Min}} \right) \right) \\ f = \beta * \left( 1 + \left( \frac{Hr - Hr_{Max}}{Hr_{Max}} \right) \right) \end{array} \right. \quad \begin{array}{l} se.....Hr_{Min} < Hr < Hr_{Max} \\ se.....Hr < Hr_{Min} \\ se.....Hr > Hr_{Max} \end{array} \quad \begin{array}{l} (18) \\ (19) \\ (20) \end{array}$$

## RESULTADOS E CONCLUSÕES

Os resultados obtidos com o modelo estão apresentados nos gráficos que seguem. A metodologia proposta se faz com base no acoplamento do modelo de simulação e otimização hidráulica.

Observa-se que o modelo híbrido encontrou um roteiro (com bomba de rotação variável) bem distinto do roteiro original (bomba com operação fixa), porque foi realizada uma busca com o objetivo de atender a minimização do custo e o nível dos limites dos reservatórios.

Como o modelo se preocupou em penalizar os reservatórios, a busca foi realizada, e através do roteiro encontrado todos os níveis limites dos reservatórios passaram a ser obedecidos. Conseqüentemente o custo de operação foi reduzido, pois o custo total ao longo das 24 horas para o sistema trabalhando com a bomba de rotação fixa corresponde a 29972,93um e para o sistema trabalhando com rotação variável corresponde a 23330,71um. Significa que com a bomba de rotação variável, atendendo as restrições do sistema, o sistema conseguiu diminuir o custo em aproximadamente 22%.

Diante da metodologia utilizada, ficam evidenciadas as possibilidades de redução de consumo energético das estações elevatórias com o uso da ferramenta desenvolvida.

As rotinas que compõem o algoritmo citado se mostraram adequadas para a busca de soluções otimizadas. No exemplo avaliado fica claro o potencial da técnica e ainda possibilidade de utiliza-lá para diversas condições operacionais objetivadas, mostrando que o uso da ferramenta para demais situações operacionais se dá apenas pela mudança da função objetivo e não nos módulos principais da simulador e otimizador. Assim, topologias e situações operacionais podem ser alteradas sem a modificação dos módulos principais. Estas outras topologias e situações operacionais como controle de pressões nos nós, por exemplo, não puderam ser observadas neste trabalho e estão sendo alvo da continuidade dos nossos estudos.

### Rotações

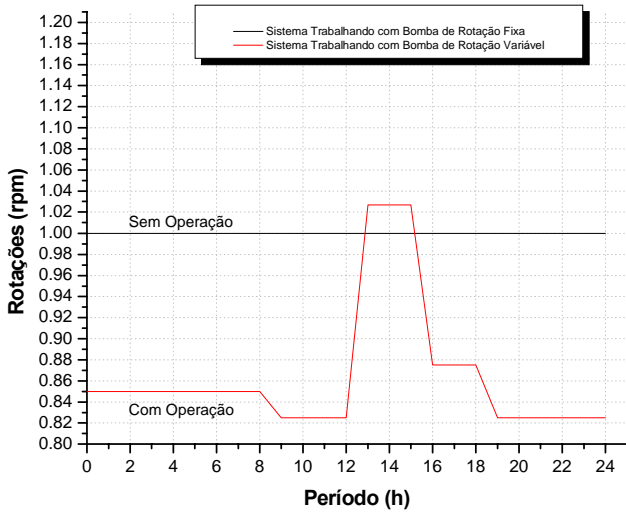


Figura 11. Cenário de rotações encontrado através da aplicação das penalidades.

### Vazão na Bomba

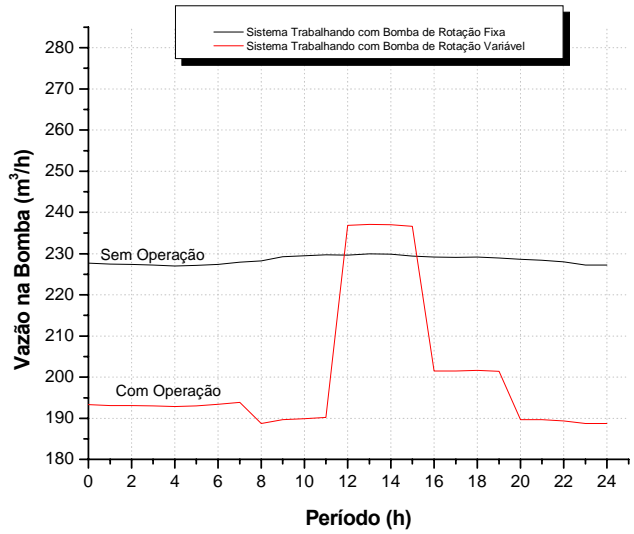


Figura 12. Vazão na Bomba após aplicação das penalidades.

### Nível do Reservatório R-1

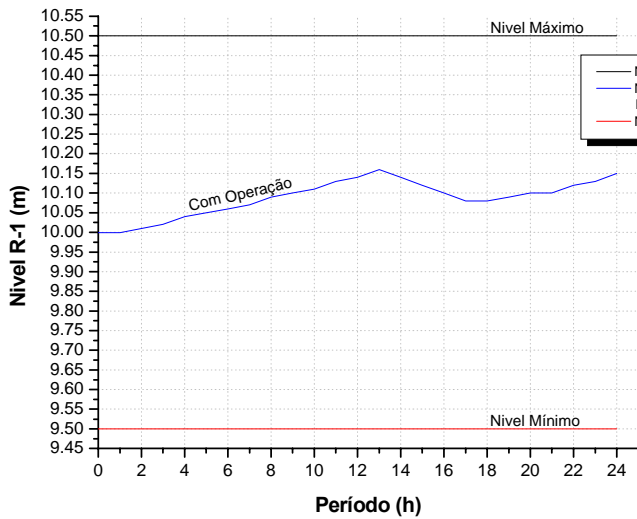


Figura 13. Comportamento do nível do reservatório R-1.

### Nível do Reservatório R-8

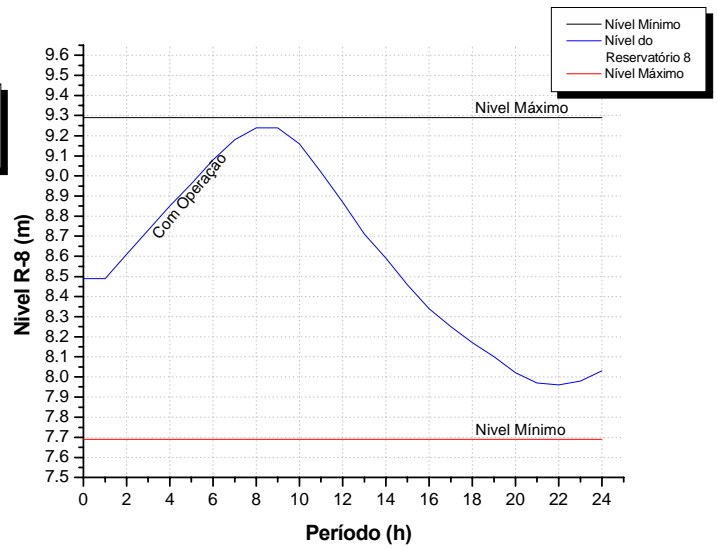
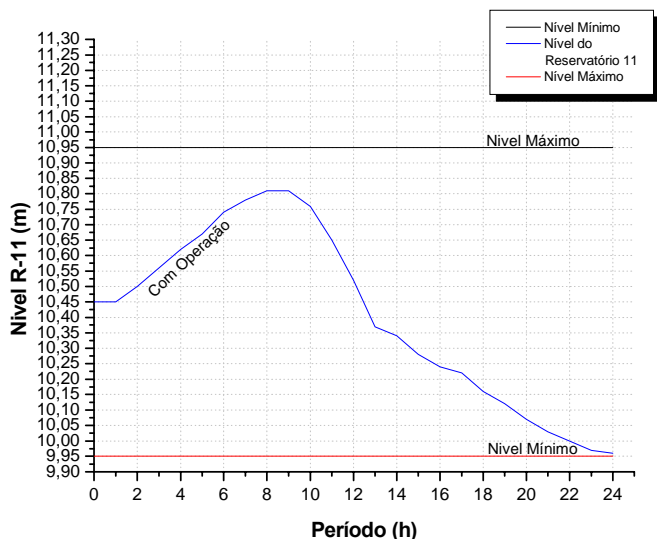


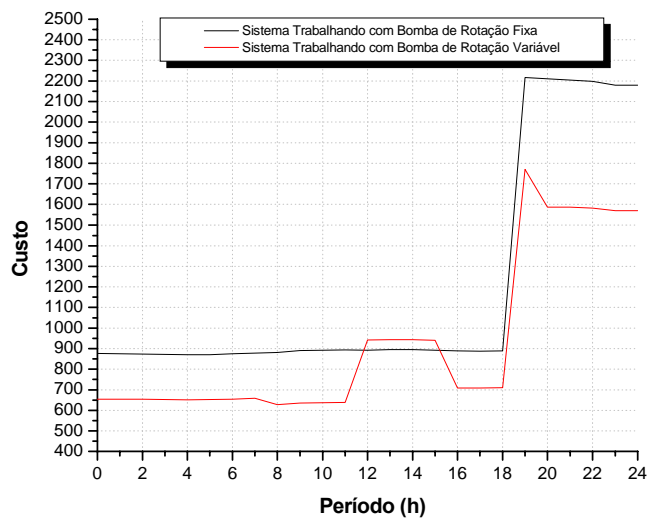
Figura 14. Comportamento do nível do reservatório R-8.

### Nível do Reservatório R-11



**Figura 5.27** Comportamento do nível do reservatório R-11.

### Custo



**Figura 5.28** Custo energético após aplicação das penalidades.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOT, M., HAVNO, K., LINDEMBERG, S. The fourth generation of numerical modelling in hydraulics, **Journal of Hydraulic Reserch**, vol. 29, no. 186. pp. 581 – 600, 1991.
- FOX, J. A., **Hydraulic analysis of unsteady flow in pipes networks**, The Macmillan Press. Ltd., 1977.
- LUVIZOTTO JR. E., KOELLE, E., ANDRADE, J. G. P., **Management and control of water pipeline system using the elastic model** - 3rd. International Conference in Water Pipeline System. Hage - Netherlands- May - 1997.
- LUVIZOTTO JR., E., **Controle Operacional de Sistemas de Abastecimento de Água Auxiliado por Computador** - Tese de doutorado apresentada a Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - 1995.
- LUVIZOTTO JR., E., **Algoritmos Genéticos para otimização** - Apostila de notas de aula – DRH-FEC-UNICAMP, 1998.
- MACINTYRE, A. J., **Bombas e Instalações de bombeamento**, Rio de Janeiro, Editora Guanabara, 2º edição, pp. 37-55, 1987.
- RIBEIRO, C. R., **Controle de escoamentos em instalações de condutos forçados**, Tese de Doutorado, Escola Politécnica da USP, 1985.
- SHIMADA, M., Time-Marching approach for pipe steady flows, **Journal of Hydraulic Engineering**, Vol. 114, No. 11, Novembro, pp. 1301-1320, 1989.
- WOOD, D. J., REDDY, L. S., **Control de bombas de velocid variable y modelos en tiempo extensivo para minimizar fugas e costes energéticos**. Short Course on: Improving efficiency and reliability in water distribution systems, 21-25 novembro 1994 - Valência - Espanha, pp. 132– 158, 1994.



## IMPACT OF SALT-WATER INTRUSION ON WATER QUALITY

Querido, A. L. ; Santos, M.

Presidente do INIDA (Instituto Nacional de Investigação e Desenvolvimento Agrário); Engenheiro Rural Agrário

### Summary

Although the major portion of all water quality degradation worldwide is due to anthropogenic influences, there are natural events that can lead locally to severe deterioration of the aquatic environment. The designation of bad (unacceptable) versus good (acceptable) water quality is obviously based on the intended specific use(s) of the water source. In Cape Verde the water quality of coastal alluvium aquifers are seriously affected by seawater intrusion. Continuous droughts have decreased the recharge and hence the groundwater management practices greatly determine level of intrusion.

The main objectives of this study were to monitor the chemical criteria of water quality and to evaluate the impact of its use on the longevity of the agricultural systems of lower Ribeira Seca.

Based on twenty-two wells the study monitored the chemical characteristics of water used to irrigate the agriculture fields (258 ha). Analytical procedures were used to determine the concentration of various constituents. In order to integrate the ground data in GIS format, the wells were surveyed with the aid of a GPS. ILWIS (Integrated Land and Water Information System) was chosen allowing the use of important geostatistics tools (e.i. Spatial correlation, Kriging). The spatial variations of salinity, nitrate, chlorine and electrical conductivity were modeled for the entire valley floor.

The results showed that the intrusion phenomenon is well underway-affecting agricultural fields 2.5 km away from the seashore. The salt concentration per liter of water exceeds 7 gr/L near the outlet and the average concentration is 2.78gr/L. Drilled boreholes and wells located greater than 3 km from the sea showed acceptable quality criteria, except for nitrogen compounds. Nitrate measurements (91 % of wells showed concentration levels greater than 10 mg/l) indicated possible groundwater contamination.

The output maps give an overall assessment on the scope of the problem and urge for an immediate intervention to prevent further catastrophe. The continuous use of these wells may soon turn these rich agricultural lands into saline soils with very little chance of being reclaimed.

### Introduction

Water is vital to the existence of all lives as we know it and it's essential, either directly or indirectly to almost all activities of humans. Water quality is the dominant factor in determining the adequacy of any supply to satisfy the requirements of these uses.

Water is never found in its pure state in nature. Essentially all water will contain substances derived from natural environment and from the waste products of human's activities. These constituents are basic criteria in the determination of water quality. Historically Ribeira Seca is known as an important food basket for Santiago Island and even Cape Verde. These soils produce important staple food, which supply the local market. However, in the last decade farmers are watching, with some indignation, the continuous decrease in the total cultivated land. Banana plantations are slowly giving space to a more salt tolerant plant species (e.i. tomatoes) and weeds. The proliferation of wells near the catchment outlet combined with uncontrolled pumping is affecting the groundwater table and the quality of available.

This study was implemented to monitor the water quality and to evaluate the impact of its use on the longevity of the agricultural systems in place. The results showed an alarming situation where most of used wells are no longer suitable for irrigation or domestic consumption.

### The study area – Ribeira Seca

The study area chosen was lower Ribeira Seca, a catchment of 71.6 Km<sup>2</sup> elongating from the center of the Santiago Island towards the eastern seashore outlet. It is the largest catchment of Santiago, covered by all the agro-ecological zones found in this island (Querido 1999). The area has a semiarid to arid climate, mild weather prevails due to ocean effect. According to INIDA (National Research Institute) the rainfall over this area varies from 150mm (coastal zone) to 600 mm (high altitude) and annual evaporation range from 80 to 1300mm.

The geology of Ribeira Seca is mainly constituted of two geological formations: The igneous formation from the pliocene-miocene epoch and the sedimentary formation laid down during the Pleistocene and Holocene in the quaternary (see Fig. 1).

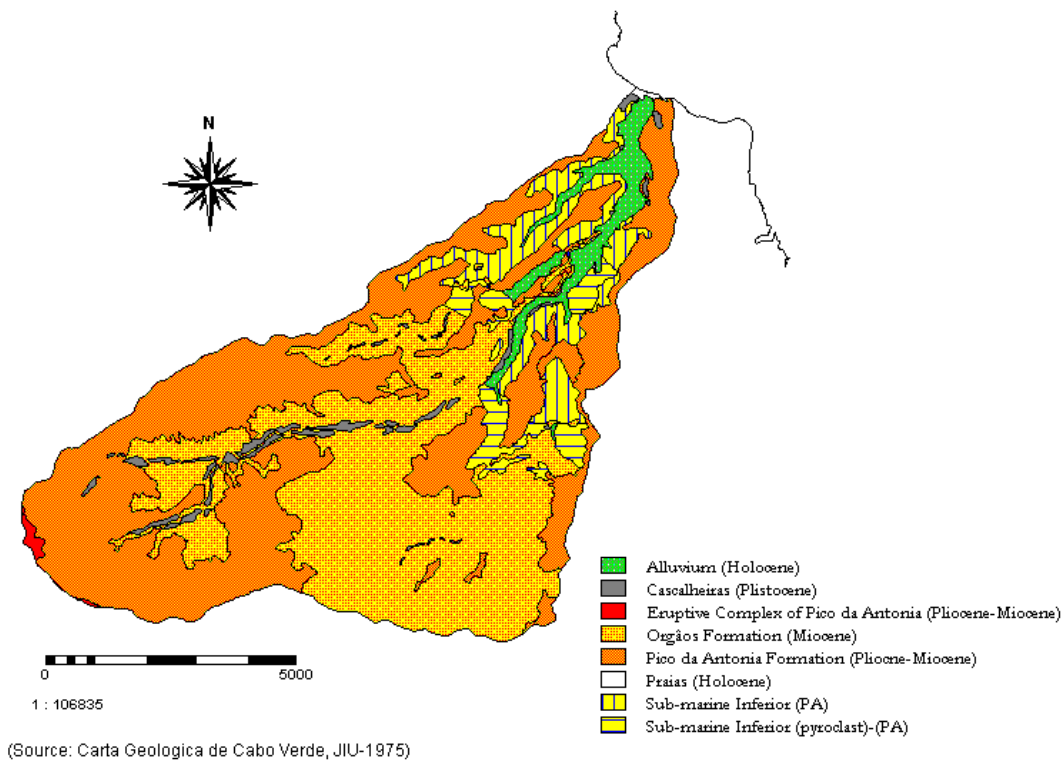


Fig. 1. Geological Map of Ribeira Seca

From the hydrogeological perspective, the sedimentary formation (Orgãos formation) does not form a favorable aquifer environment. When weather on top, an impermeable layer is created which hampers recharge significantly (Querido 1999). The permeability of this unit is rather low and boreholes drilled in this formation frequently cannot maintain their original yield (PDH 1999). The igneous formation (Pico da Antonia formation) is characterized by a good recharge potential. The extrusive submarine basaltic lava, formed the so-called pillow lava, which can contain large cavities and in general with a high porosity and forming excellent aquifer (PDH 1999). The pillow lava located in catchment also forms a hydraulic connection between the aquifer and seawater, making the ground water vulnerable to saline

intrusion. The alluvial deposits form an important aquifer feeding all the hand-dug wells in the lower catchment. Ribeira Seca geomorphologic configuration allied with the groundwater management practices contributes greatly to the vulnerability of the alluvium aquifers found in this valley.

## Materials and Methods

The present study relies on data collected from a set of twenty-two wells selected in the lower Ribeira Seca (Fig. 2). The study monitors the chemical characteristics of water used to irrigate 258 hectare of cultivated lands. Water samples were collected every two weeks (September - December) and important quality criteria were analyzed. Analytical procedures were used to determine the concentration of various constituents and the effects of properties caused by the presence of these substances. In determining the quality of a natural water supply the procedures used in sampling these sources are very important. Using a GPS (Ground Positioning System) the wells were surveyed for their spatial attributes (geographic coordinates) and characteristics facilitating their integration in a GIS (geographical Information Systems). The GIS package (ILWIS-Integrated Land and Water Information System) allows the overlay of all the quality criteria and provides important geostatistics tools to evaluate the impact of seawater intrusion on the water quality of the wells situated near the outlet. The geographic coordinates of each well were linked to various quality criteria creating a set of attribute maps.

Geostatistics offers a way of describing the spatial continuity that is an essential feature of many natural phenomena and provides adaptation of classical regression techniques to take advantage of this continuity (Van der Mer 1998). The spatial variations of salinity, nitrate, chlorine and electrical conductivity were determined using pixel size of ten (10) meters. The estimation of their spatial distribution were obtained using a procedure called "Ordinary kriging".

This technique assumes that all variables of quality criteria are regionalized and has a value  $Z_i = Z(x_i)$  each representing the value at a point  $X_i$ . Kriging estimator can be described as linear combination of weights. The weights factor in Kriging are determined by using a user-specified semi-variogram model (based on the output of spatial correlation operation), the distribution of input points, and are calculated in such a way that they minimize the linear estimation error in each pixel (ILWIS 1998).

After a structural analysis (process of fitting the theoretical semi-variogram model to an observed semi-variogram) of the regionalized variables of water quality the predicted values map and error were generated.

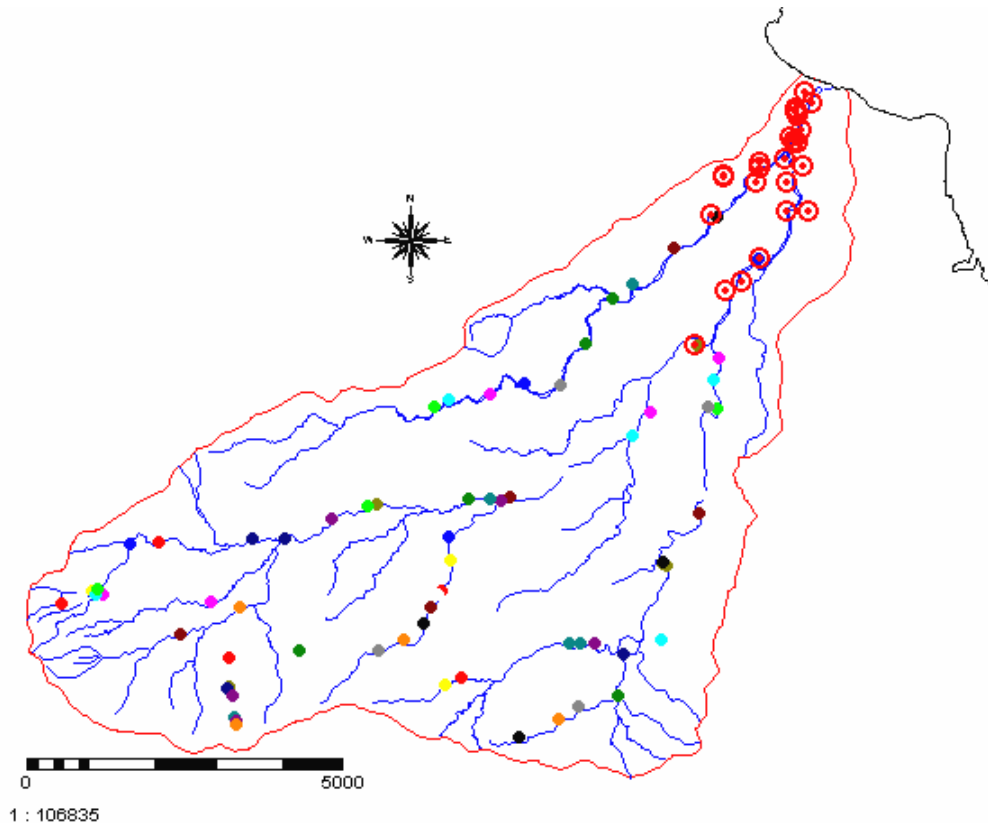
Since the wells were not selected in a regular grid but randomly distributed, a tolerance (45 degree) and distance increment (800 m) was adopted to ensure reliable results.

The impact of salinity was also evaluated, using a monthly irrigation input of two hundred millimeter of water.

The results are presented mainly in form of maps generated by the GIS package. The maps provide a quick visual assessment of the extent of salinity and the status of seawater intrusion in the lower Ribeira Seca.

## Results of Analysis

The results focus essentially on the chemical characteristics of the water quality criteria. The study began with a survey of all water sources in the catchment (see Fig. 2). The observed twenty-two (22) wells are highlighted in different color and size.



*Fig. 2. Ribeira Seca existing wells.*

The figure above illustrates the proliferation of wells throughout the entire catchment. Particular attention is drawn to the lower catchment, near the outlet, where the geological formation (alluvium) allows an easy opening of wells. Also it should be noted that the first well (P-01) is only two-hundred and forty (240) meters away from the sea and the outermost observed well (55-55) is four thousand six hundred and fifty five (4655) meters far from the sea shore.

The parameters analyzed are the major cations and anions used as principal criteria for determine the water quality. The acceptable ranges are also presented for comparison purpose. The codes FT, FBE, and SP represent the drilled boreholes while the 55-## (e.i. 55-55) are the hand-dug wells.

An average of all measurements showed that only the drilled boreholes and wells away from the sea present an acceptable range of values that is advisable to be used in irrigation or consumption (see Fig. 3).

Figure 3 illustrates the intrusion phenomena showing that wells away from the seashore (e.i. FT-373, FT-09) have much lower salt concentration and are still within acceptable ranges of water quality criteria. Towards the ocean a continuous increase of salt concentration is observed (see Fig. 3, Fig. 8).

Error! Not a valid link.

*Fig. 3. The effect of seawater intrusion of salt concentration*

By plotting the conductivity and salinity we have found a linear correlation for the data set (see Fig. 4). Nearly all sampled wells have more than 1gram of salt per liter of water. Extreme values were observed on samples from Lagoa (Laguna), also temporally used for irrigation, which showed a 10.08 grams of salt, per liter of water. The average salinity of the sample set is 2.78 g/L with a 2.46 of standard deviation.

**Error! Not a valid link.**

*Fig. 4. Relationship between Conductivity and Salinity (g/l).*

*Error! Not a valid link.*

*Fig. 5. Relationship between chloride concentration (mg/l) and electrical conductivity.*

The chloride ions in water are usually associated with the salinity of water and in case of seawater intrusion they largely determine the salt content. The graph (Fig. 5) shows a strong correlation ( $r^2 = 0.9757$ ) between these two parameters which shows the impact of seawater intrusion on the quality of the water used in area.

**Error! Not a valid link.**

*Fig. 6. Nitrogen Compounds (Nitrate-Nitrite-Ammonia).*

The level of nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) measured shows a significant contamination level. Although nitrate occurs in almost all-natural water, concentrations of 10 mg/l or greater may be regarded as a probable indication of contamination from fertilizers. The recommended nitrate tolerance level for babies is less or equal to 10mg/l ( $\leq 50$  mg/l for adults) (Mannaerts 1998). The graph above (see Fig. 6) shows that except two (wwn-1, 55-28) all the observed wells (91.3%) have shown level of nitrate greater than 10 mg/l and 56.5% of the wells have levels of nitrate greater than 20 mg/l. As for nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) and ammonia ( $\text{NH}_4^+$ ) the results also showed concentration level exceeding the maximum acceptable value for domestic use in most cases.

The semi-variogram (Gaussian model; nugget =0.8; sill 8, and range 2000) used to model the salinity variable is presented below (Fig. 7).

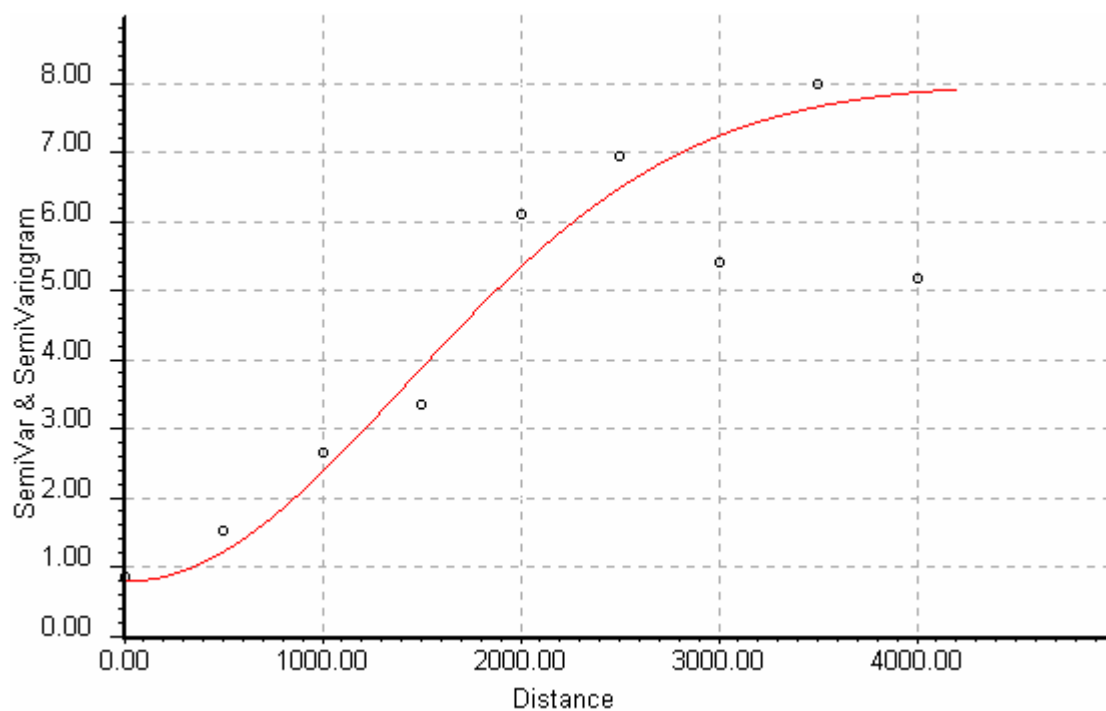


Fig. 7. Semi-variogram used to model salinity

The GIS allowed the integration of all point (wells) and their spatial attributes (Fig. 2 and Fig. 8). Figure 8 presents the modeling of salinity spread in the alluvium aquifer in lower catchment. Data from surface water (lagoa) was not used.

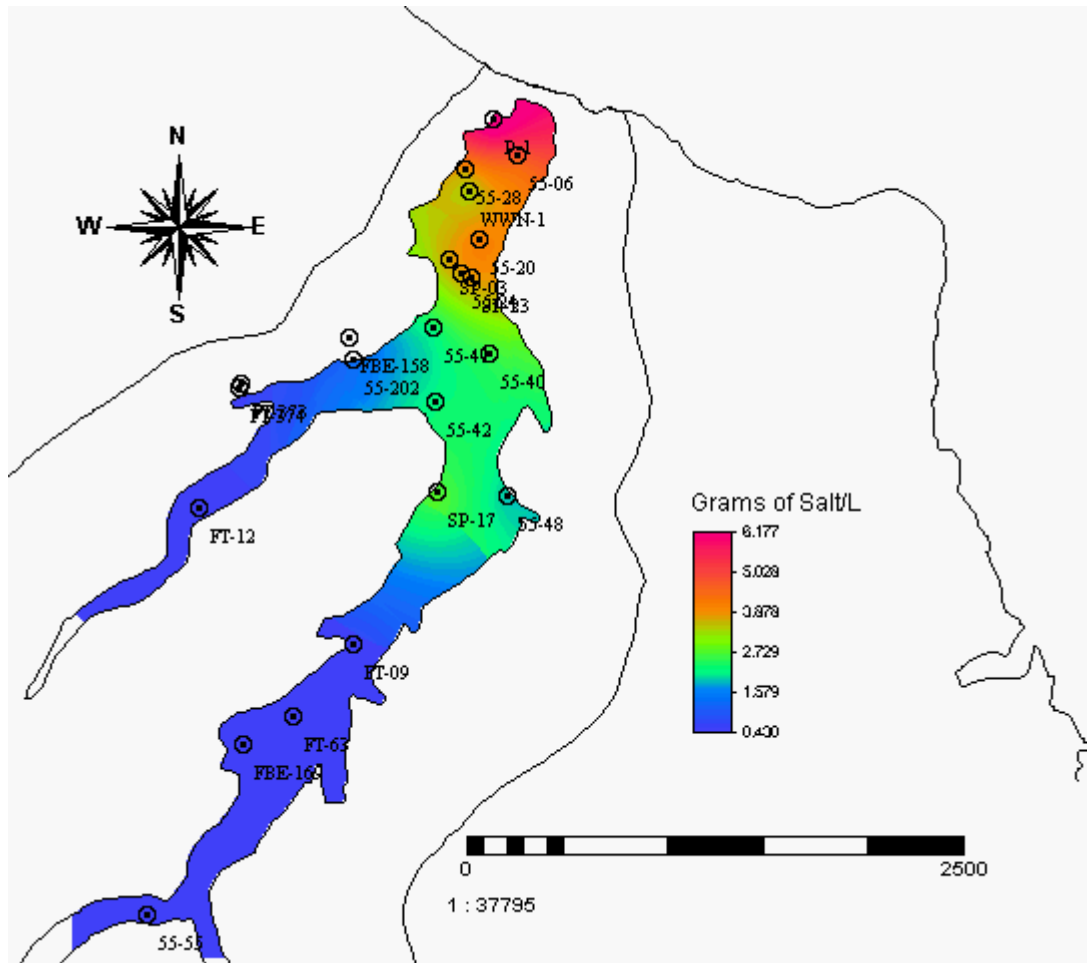


Fig. 8. Modeling the impact of salinity the impact of salinity

Assuming that salinity is a regionalized variable, the Kriging technique provides a map of the spatial distribution of salinity through the entire sampling area. The groundwater near the outlet presents high levels of salt per liter of water (4-6 gr/L) as compared with the remotest points (Fig. 8).

Similar approaches were taken for electrical conductivity (EC) and nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) and the results are also presented in Figures 10 and 11 respectively.

The Figure 10 resembles the salinity map for the simple reason that salinity is calculated based on the electrical conductivity. The two maps complement each other and reinforce the impact of saline water intrusion in Ribeira Seca.

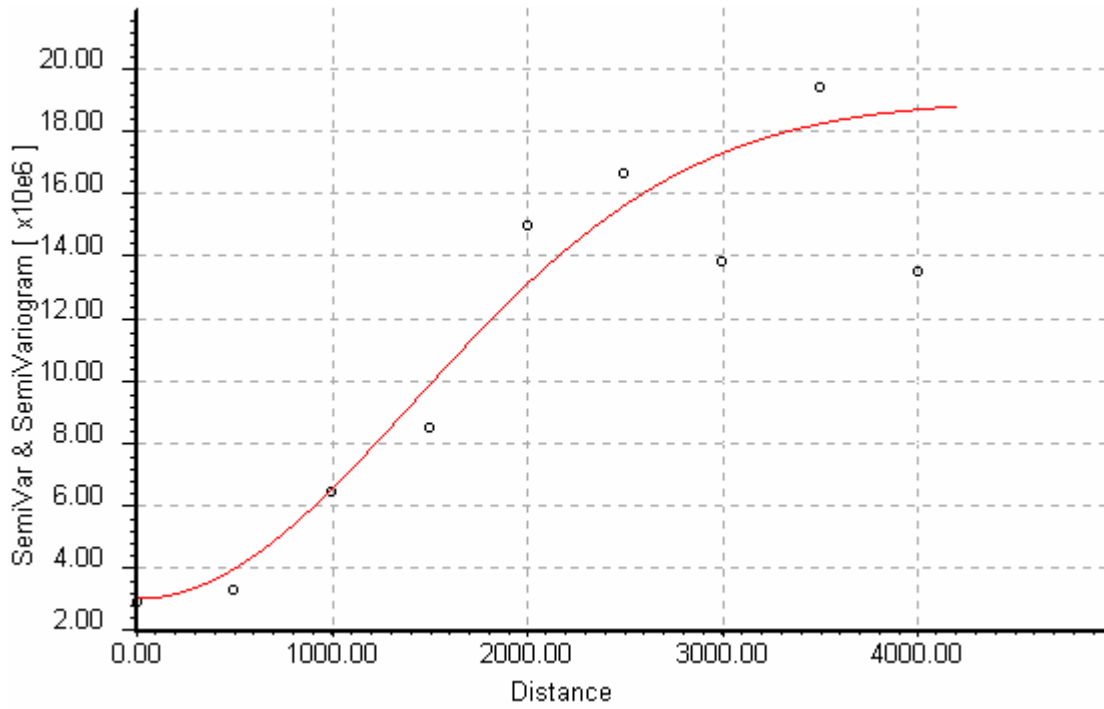


Fig. 9. Semi-variogram used to model Electrical Conductivity (EC).  
(Gaussian model; nugget =3000,000; sill =19000,000; range=2000)

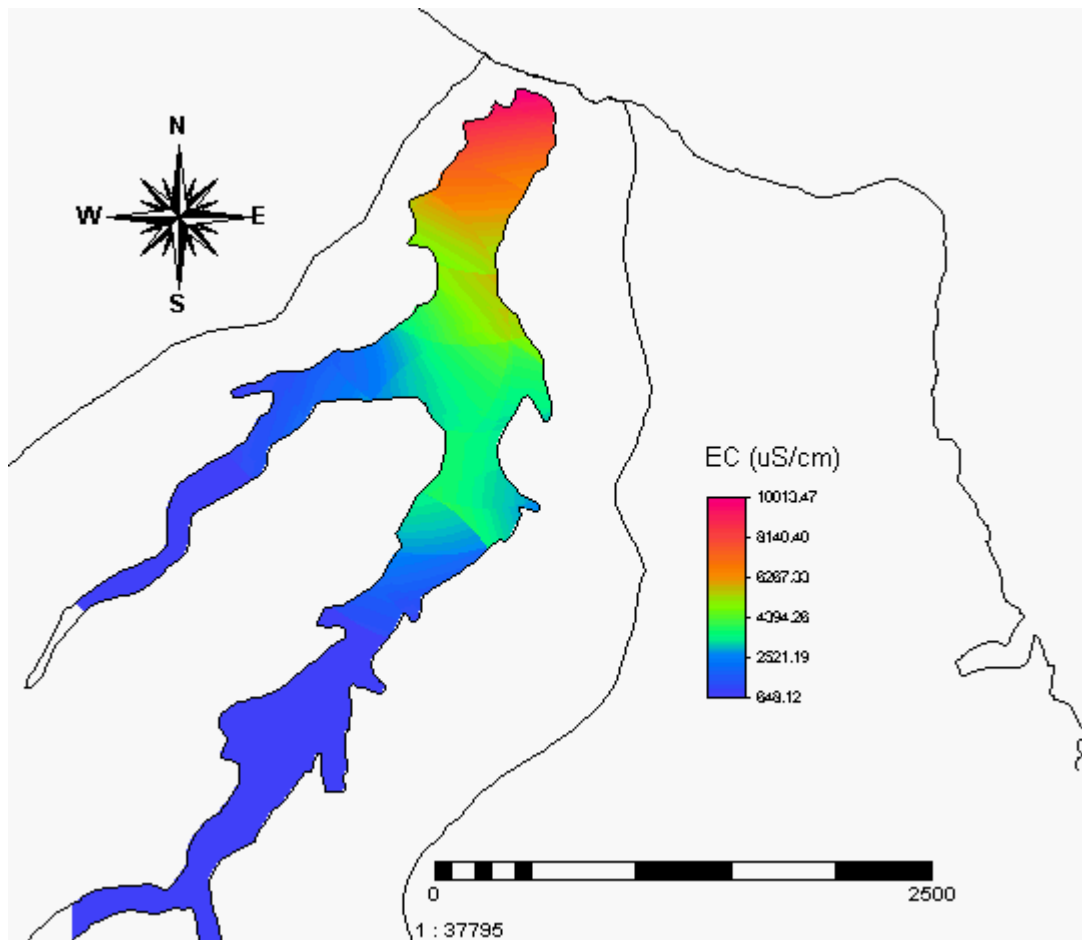


Fig. 10. Modeling the electrical conductivity (EC  $\mu\text{S}/\text{cm}$ )



The semi-variogram below (Gaussian model nugget=70; sill =450 ; range=2000) represents the correlation exhibited by nitrate over space. Note that up to 3000 meters there is a spatial autocorrelation between point pairs (Fig. 11).

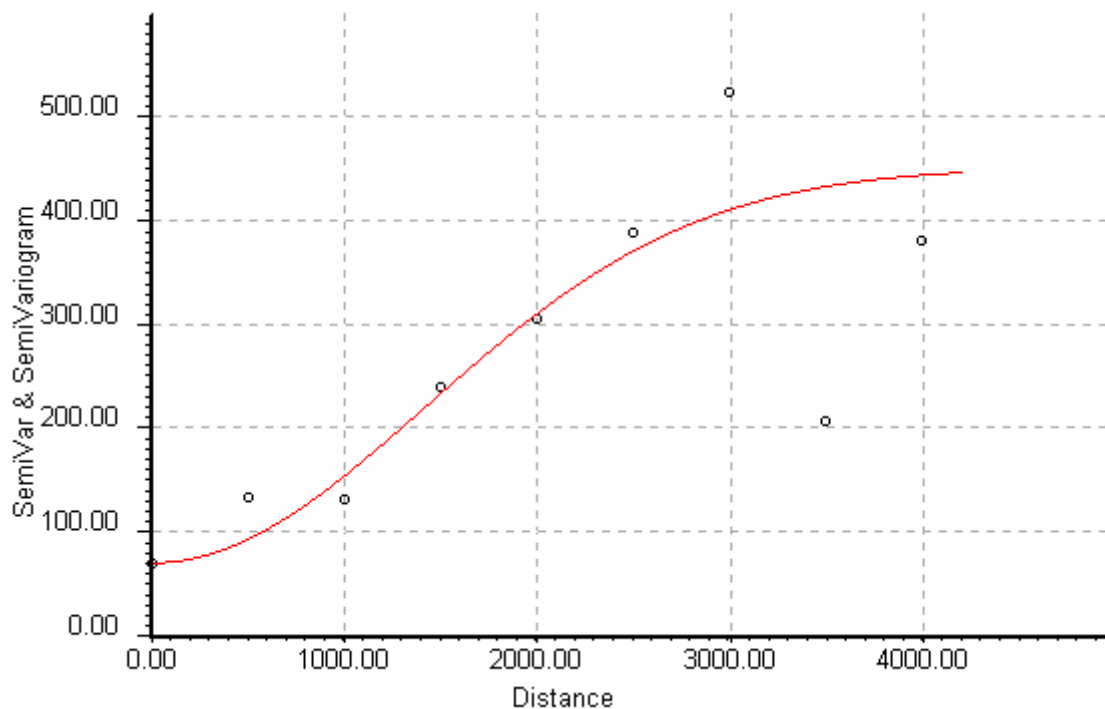


Fig. 11. Semi-variogram used to model nitrate levels

The results showed that the upper reach and the outlet have high contamination level (Fig. 12).

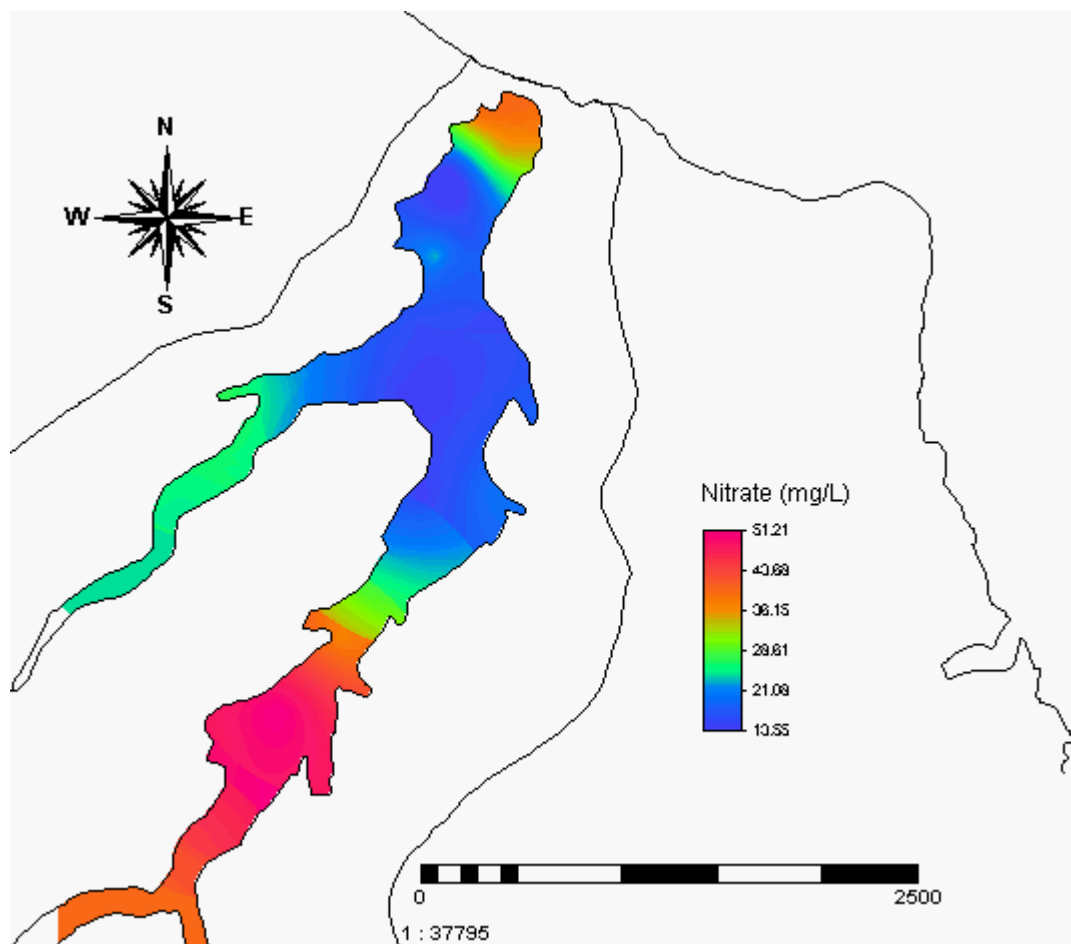


Fig. 12. Suitability map based on salinity and nitrate levels

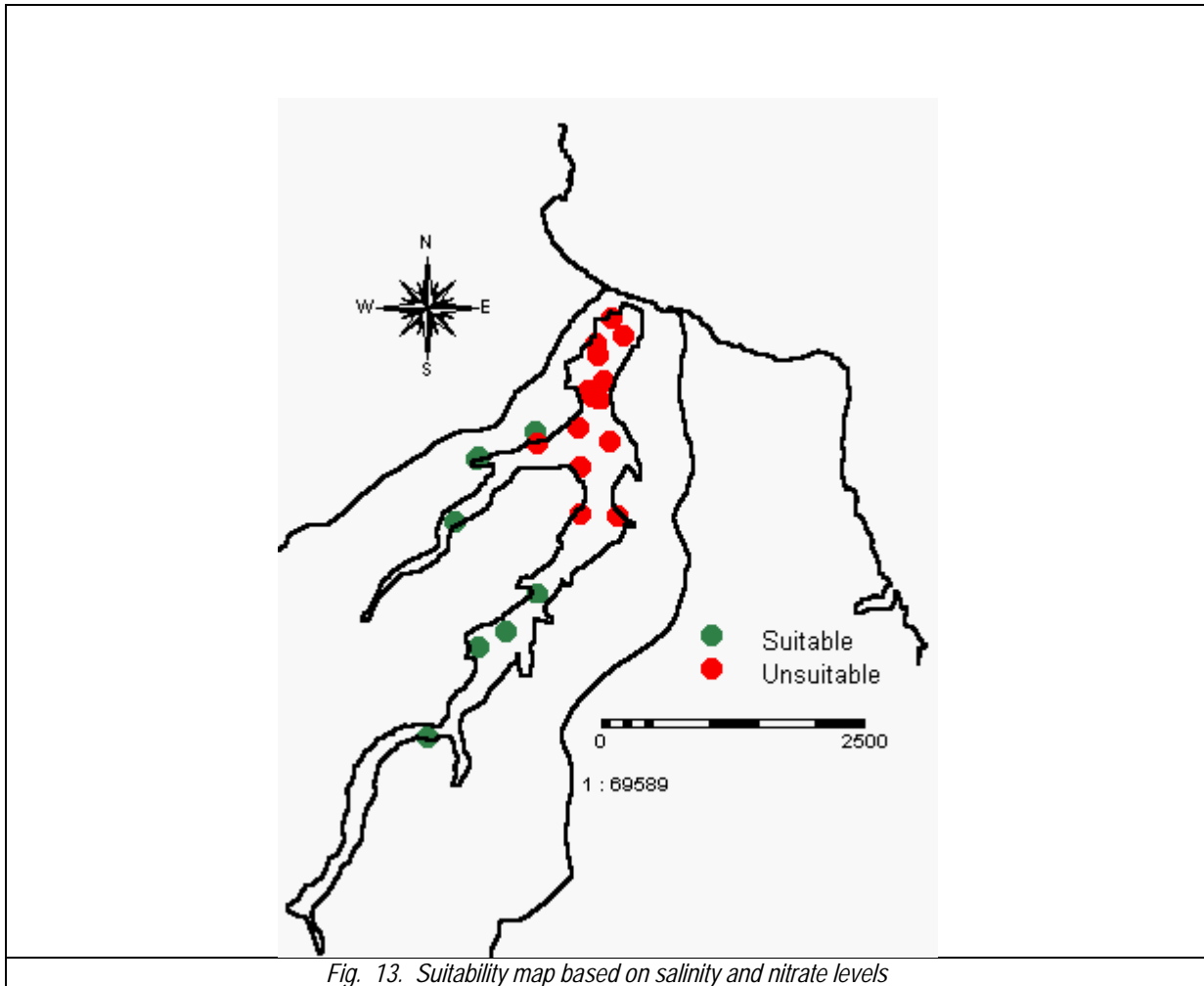


Fig. 13. Suitability map based on salinity and nitrate levels

Using the overly potential of GIS package and nested IFF statement the wells were classified to be suitable or unsuitable to irrigation and /or domestic consumption (see Fig. 13).

Based on the quality criteria established by World Health Organization (WHO) and Comm. European Communities only 36% of observed wells were deemed suitable, the remainders (14 out of 22) are unsuitable for irrigation and human consumption.

## Discussion

This is a preliminary result of a study that is intended to be a long-term observation. The data set used is limited; hence we cannot study the yearly fluctuation of salinity levels of the observed wells. The data collected so far demand an in-depth study of groundwater regional flow, which should also include the hydrogeology.

Fresh ground water usually grades into saline water with a steady increase in the content of dissolved solids. Due to high transmissivity of the alluvium aquifers, saline water may occupy many area of the Ribeira Seca beneath. Dams should be built across the channels (ribeiras) to keep the salt from travelling up them. Water impounded behind these structures, adds to the available recharge of the aquifer, preventing that huge quantities of water are lost to the sea during flooding (cheias). Artificial recharge of the aquifer should be considered despite the limitations and cost involved with this project.

The levels of nitrate, nitrite and ammonia measured are high in some areas indicating a significant contamination level. This is mainly shallow alluvium aquifer and the wide spread use of nitrogen fertilizers has certainly contributed to this scenario. Based on these results it is necessary the monitoring of more wells part of the same aquifer to evaluate the overall extent of the problem.

The geostatistics tools used were critical to estimate the distribution of all variables. Spatial autocorrelation measures dependence among nearby values in a spatial distribution. Variable may be correlated because similar processes, or phenomena, that extend over a larger region, affect them. By plotting data of autocorrelation against the distance classes we were able to see until which distance spatial correlation exist between point pairs.

Since ordinary kriging does not provide confidence intervals for the estimate values we have to rely on the kriging variance to validate our results. The kriging results were also checked with a sample set and the observed results are similar to the simulated results.

The potential amount of salt that can be added per square meter of soil per irrigation event is enormous. For example, assuming an irrigation input of two hundred liter per square meter per month (200L/m<sup>2</sup>/mo.), using the water from well number 55-42 (2,208 gr. /L), the amount of salt added to the soil is 441,6 gr/m<sup>2</sup>/month the equivalent of 4,416 Ton of salt/ha/mo.

In fact the sustainability of this system is already compromised near the outlet. In recent past (10-15 years ago) this area was covered with banana plantation and horticulture production. Nowadays farmers can barely make a living out of these lands. Paradoxically, all sampled wells are being fully exploited with a pumping average exceeding 8 hours/day.

Combining the ground data in a GIS format has proved to be an efficient way of getting an overall understanding of the scope seawater intrusion problem caused by miss management of groundwater and consecutive dry years.

The suitability map provide an important management tools for decision-maker. Based on these maps, important and urgent decision can be made to ensure the longevity of these valuable lands.

## References

1. Comm. European Communities,( Doc. N. 3861/2/74), 1974, Principal characteristics of Drinking water.
2. ILWIS 2.1 1997 – Installation & New functionality. ILWIS Department-ITC.
3. Mannaerts, C. 1998 - Water Quality Surveys (lecture notes), Water Resources Survey Division – ITC, Enschede, The Netherlands.
4. PDH, 1999 - Hidrologia e Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica e Tributários da Ribeira Seca, Ilha de Santiago. INGRH,
5. Querido, A. 1999 – Water system analysis for evaluating the efficiency of soil and water conservation works: A case study in Ribeira Seca, Santiago Island, Cape Verde. ITC, Enschede, The Netherlands.
6. Van der Mer, F. 1998 - Introduction to Geostatistics (lecture notes), Geology Division, ITC, Enschede, The Netherlands.