

## EDITORIAL

O monitoramento das performances das Unidades de Negócio e a Gestão por Competências são o tema de estudo apresentado no artigo Sistema de Gestão Sanepar (SGS) publicado nesta edição da **Sanare - Revista Técnica da Sanepar**. O SGS, modelo de gestão para controle estratégico, é inédito no setor de saneamento básico e conquistou o prêmio Microsoft de Melhor Solução de Business Intelligence da América Latina em 2002. Foi desenvolvido pela Companhia de Saneamento do Paraná e contém ferramentas de projeção e simulação de resultados utilizando de base histórica e variáveis conjunturais.

A maioria dos Serviços de Limpeza Urbana do Brasil - segundo a pesquisa que coletou dados em 525 municípios de pequeno a grande porte - enfrenta problemas geralmente relacionados ao tratamento e/ou disposição final, participação restrita da comunidade e falta de recursos financeiros, tecnológicos e humanos. Mesmo nos municípios considerados modelo, o índice que verifica a qualidade e eficiência dos serviços (o IQE<sub>ESLU</sub>) está em torno de 80%, o que revela que existe oportunidade de melhoria na cobertura e na disposição final dos rejeitos.

O trabalho Avaliação do sistema Ralf e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário confirma que a combinação das tecnologias do Reatores Anaeróbios de Lodo Fluidizado e Filtros Biológicos Aeróbios Convencionais pode ser a solução para atender a legislação ambiental quanto à qualidade do efluente a ser lançado em corpos receptores.

As características físico-químicas do Rio Alegria foram pesquisadas com o objetivo de avaliar-se a qualidade da água antes, durante e após o percurso no perímetro urbano. O resultado do estudo é um instrumento de alerta para todos os interessados naquele recurso hídrico.

O reúso da água constitui uma das principais diretrizes dos novos modelos de gerenciamento dos recursos hídricos. Esta é uma forte tendência por apresentar-se como alternativa para a economia e racionalização no uso da água. Nesta edição são apresentados alguns resultados obtidos com o aproveitamento de águas residuárias na aquíicultura. Apesar da recomendação para que as pesquisas sejam mantidas, é uma forma de produção de proteínas a baixos custos, que pode ser explorada pela iniciativa privada ou pelo setor público.

Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caleado e Solarização da Região Sul do Brasil como forma de higienização do lodo do esgoto anaeróbio são os artigos que confirmam a viabilidade da utilização do lodo de esgoto na agricultura. No primeiro, conclui-se que o estudo da dinâmica da mineralização e do comportamento vertical de nitrogênio em lodo de esgoto fornece parâmetros úteis à definição das doses desses materiais. O segundo trabalho conclui que, em regiões de intensa radiação solar, a solarização pode

apresentar grande eficiência na eliminação de patógenos presentes no lodo de esgoto.

# Opinião

## AUDITORIA AMBIENTAL

### INSTRUMENTO PARA A GESTÃO AMBIENTAL

■ Leane Chamma Barbar Przybysz

As empresas estão buscando, cada vez mais, alternativas que auxiliam na obtenção de excelente desempenho ambiental, compatibilizando investimento versus ganhos de qualidade, produtividade e melhoria da imagem junto à comunidade e órgãos públicos ambientais.

A intensificação da legislação ambiental na década de 70, motivada pela ocorrência de acidentes ambientais em grandes proporções e por movimentos ambientalistas, estimulou as empresas a adotarem auditorias ambientais.

Pode-se definir auditoria ambiental como um instrumento de avaliação periódico e sistematizado com o objetivo de demonstrar o comportamento das empresas em relação ao meio ambiente.

A finalidade de uma auditoria ambiental pode variar de acordo com o objetivo a que se propõe atingir. Pode-se chegar à constatação de não-conformidades ou ser empregada como ferramenta de gestão para verificação do cumprimento de políticas internas ou planejamento ambiental.

Elas podem ocorrer de várias formas: voluntária, por decisão da empresa, ou imposta por legislação local, ou para verificação de causas em acidentes ambientais ou ainda avaliar eventuais passivos ambientais no momento de uma transação comercial.

Os benefícios obtidos com a implantação de auditorias ambientais são inúmeros, porém é preciso o comprometimento da direção da empresa e disponibilidade de recursos para que as não-conformidades detectadas possam ser sanadas e também investir na prevenção de outras potenciais.

Destacam-se os principais ganhos na aplicação dessa ferramenta:

- identificação de não-conformidades no atendimento à legislação ambiental aplicável, como licenças, disposição final de efluentes e de resíduos sólidos;
- verificação do cumprimento da política ambiental e da qualidade, procedimentos internos e do planejamento ambiental estratégico;
- prevenção e redução dos riscos e acidentes;

- obtenção de informações que possam subsidiar tomadas de decisões gerenciais;
- avaliação e redução dos principais aspectos e impactos ambientais decorrentes do processo produtivo e
- reconhecimento do público interno e externo, como empresa ambientalmente responsável.

Uma vez tomada a decisão de se implantar auditorias ambientais como processo de gestão na empresa, é preciso primeiramente estabelecer um planejamento contemplando basicamente itens como: objetivo e abrangência, critérios de avaliação, recursos necessários, equipe de auditores, responsabilidade, competência e periodicidade de realização.

A Norma NBR ISO 14010 - Diretrizes para Auditoria Ambiental – Princípios Gerais faz parte de uma série de normas no campo de auditoria ambiental e pode dar o suporte necessário para o desenvolvimento e aplicação das auditorias nas empresas.

Assim, pretende-se ressaltar neste artigo que, independentemente do cumprimento de legislação local ou de ser objeto de certificação ambiental, o emprego de auditorias ambientais deverá ser entendido como valiosa ferramenta de gestão para compatibilizar o desenvolvimento e competitividade das empresas, baixando custos, aumentando a produtividade, assegurando melhores serviços e satisfação dos clientes e, sobretudo, o uso racional dos recursos naturais e a conservação do meio ambiente.

***Autora***

**Leane Chamma Barbar Przybysz,**

engenheira química, especialista em Engenharia da Qualidade e MBA Executivo Gestão Empresarial pelo Instituto Superior de Administração e Economia do Mercosul - Fundação Getúlio Vargas, coordenadora do Grupo Específico de Meio Ambiente na Sanepar.

# ÍNDICE DE DESEMPENHO DE SERVIÇOS MUNICIPAIS DE LIMPEZA URBANA

■ Ana Beatris Souza de Deus  
■ Sérgio João de Luca  
■ Maria Lúcia Ribeiro  
■ Jacinto Dariva

## ***Resumo***

Foram coletados dados da eficiência operacional, econômica, financeira, sanitária e ambiental de 525 serviços municipais de limpeza urbana (SLUs), os quais foram sumarizados e estatisticamente validados por meio de subíndices e de um índice geral (IQE<sub>SLU</sub>). Esses subíndices e o índice podem e devem ser utilizados pelos investigadores e tomadores de decisão para facilitar as suas tarefas ligadas à limpeza urbana e, principalmente, para avaliar o desempenho de seus serviços frente aos potenciais impactos ambientais gerados pelos resíduos sólidos urbanos. Avaliando-se os dados por região e faixa populacional, verifica-se que o valor do IQE<sub>SLU</sub>, em municípios de grande porte, apresenta uma variabilidade de 53,17 a 63,77%, os de médio porte, entre 45,56 e 60,44%, e os de pequeno porte, valores inferiores a 50%.

Palavras-chave: serviços de limpeza urbana, subíndices, índice de desempenho, impactos ambientais

## ***Abstract***

Several data sets on the operational, economic, sanitary and environmental efficiency of local solid waste collection systems in Brazil were summarized and statistically validated employing indicators, sub-indices and a general index (IEQ<sub>SLU</sub>). These sub-indices and the index may and should be used by investigators and decision makers to facilitate their tasks concerning urban waste collection and, especially, to assess the performance thereof in relation to potential environmental impacts generated by urban solid waste. Assessing the data according to region and population range, we observed that the IQE<sub>SLU</sub> variability in large municipalities is in the range of 53.17 to 63.77%, in medium-sized municipalities between 45.56 and 6.44%, and in the small ones, under 50%.

Key words: urban waste collection services, subindices, performance rates, environmental impact

## ***Introdução***

Os serviços de limpeza urbana (SLUs) necessitam de avaliações periódicas de seu desempenho. Uma das maneiras de avaliar eficientemente estes serviços é através do uso de indicadores, subíndices e índices. Entretanto, são necessárias informações estatisticamente consistentes para que sejam formuladas estas ferramentas, as quais, além de ajudar no equacionamento dos problemas relacionados à limpeza urbana, também constituirão elementos importantes para avaliar a qualidade ambiental e social dos municípios.

Apesar dos evidentes esforços realizados pelos municípios, os SLUs na sua maioria não tem alcançado um desempenho satisfatório devido, principalmente, à carência de planejamento e programas; profissionais pouco qualificados; recursos físicos e financeiros insuficientes ou mal aproveitados; legislações antigas ou incompletas; estruturas e instituições deficitárias; aplicação de tecnologias inapropriadas e limitada cobrança por parte da comunidade.

Os índices têm sido utilizados para resumir grandes séries de dados nas diversas áreas de conhecimento humano, sejam eles índices de: inflação, qualidade de vida, de qualidade da água, atmosférico, de diversidade biológica, entre outros.

O índice de avaliação do desempenho dos SLUs aqui formulado tem a finalidade de facilitar o entendimento dos dados, resumir e comparar a eficiência e a eficácia dos serviços de diferentes municípios do País, por exemplo, comparar os serviços de um município do interior do Rio Grande do Sul com outro do interior da Amazonas, na mesma base e relatividade dos dados. Isto é importante para a tomada de decisão, pois o emprego de um índice retira a tendenciosidade regional dos dados.

## ***Aspectos metodológicos***

Foi realizada uma pesquisa em nível nacional sobre os serviços de limpeza urbana. Em cada estado foram escolhidos 5% dos municípios de pequeno porte; 9% dos municípios de médio porte e 25% dos municípios de grande porte. No total foram escolhidos 2.461 municípios, sendo 1.400 de pequeno porte, 704 de médio porte e 357 de grande porte. Sendo que 525 prefeituras municipais distribuídas espacialmente em todo território brasileiro responderam ao questionário de Avaliação dos Serviços de Limpeza Urbana.

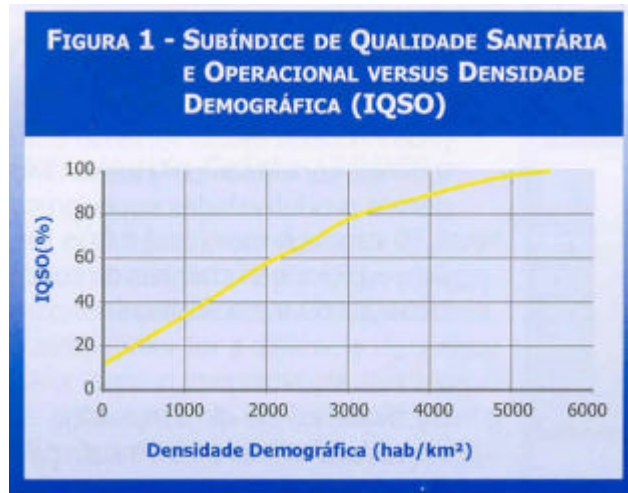
As informações obtidas neste levantamento foram armazenadas em um banco de dados, e, empregando-se o método de valoração (adoção de uma escala ambiental, variando entre 0 e 100) foi possível agrupar os dados obtidos, os quais foram ajustados a funções matemáticas através do método dos mínimos quadrados. Cada curva obtida com esta ferramenta estatística expressa a equação de um subíndice. Foram obtidas treze curvas as quais formam um conjunto de subíndices representados através de treze equações. Esses representam os aspectos mais importantes, do ponto de vista operacional, dos serviços de limpeza urbana. Os treze subíndices foram estatisticamente agrupados num índice geral, o IQE<sub>SLU</sub>, de forma a traduzir e espelhar o impacto ambiental provocado pelos subíndices. A partir de uma análise de variância foram definidos os pesos de cada subíndice na formulação do índice geral.

A escala ambiental adotada variou entre 0 e 100, onde 0 representava a pior situação e 100 a melhor. Provavelmente, os valores extremos não sejam encontrados em nenhum município, uma vez que existindo qualquer serviço de coleta e/ou disposição final dos RSUs, por mais precário e ineficiente que seja, mesmo assim, estará reduzindo os impactos no meio ambiente. Por outro lado, por mais eficiente que seja um SLU, a própria potencialidade de geração de resíduos, os custos e problemas com a disposição final de grandes quantidades de resíduos, sempre serão um empecilho à preservação ambiental devido, principalmente, à atividade antropogênica sobre o meio ambiente. Portanto, nunca existirá, também, um serviço de limpeza urbana cem por cento eficiente.

A seguir estão descritos os subíndices e suas equações e posteriormente é apresentado o Índice de Qualidade e Eficiência dos Serviços de Limpeza Urbana (IQE<sub>SLU</sub>).

$$IQSO = 6,168 + 0,031 * X_1 - 2,556 E-6 * X_1^2 \quad \text{com } r = -0,94 \quad (\text{Eq.1})$$

onde  $X_1$  = densidade média populacional, habitante por km<sup>2</sup>



**a) Subíndice de Qualidade Sanitária e Operacional versus Densidade Demográfica (IQSO)**

Este subíndice está correlacionado com a densidade demográfica (hab/km<sup>2</sup>), a eficiência sanitária e a operacional dos SLUs. A figura 1 e a equação 1 expressam esta relação.

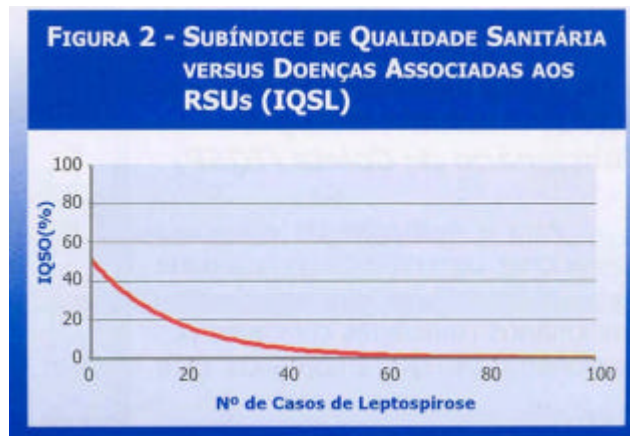
Nos municípios onde a densidade populacional é alta, a coleta dos resíduos é mais econômica, há um consumo menor de insumos e de mão-de-obra, a coleta é facilitada e, conseqüentemente, há uma menor possibilidade na ocorrência de doenças e impactos ambientais. Em municípios com baixa densidade demográfica a cobertura dos serviços é menor, aumentando as chances de abandono de resíduos em terrenos baldios, maior o percurso a ser percorrido na coleta, maior o desgaste dos veículos e maior a produção de contaminantes atmosféricos.

**b) Subíndice de Qualidade Sanitária versus Doença Associada aos RSUs (IQSL)**

A figura 2 e a equação 2 apresentam a relação entre a ocorrência de doenças associadas aos resíduos sólidos urbanos, especificada através do número de casos de leptospirose e a qualidade sanitária esperada, influenciada pela existência e eficiência de um serviço de limpeza urbana.

A ocorrência desta doença não se dá exclusivamente pela ineficiência do serviço de limpeza urbana, mas esta pode contribuir para piorar a situação. Um sistema de coleta, tratamento e disposição final sanitariamente eficiente tende a reduzir a ocorrência de doenças.





$$IQSL = 51,853 * \exp^{-0,0604 * X_2} \quad \text{se } X_2 > 1 \quad \text{com } r = -0,85 \quad (\text{Eq.2})$$

$$IQSL = 100 \quad \text{se } X_2 = 0 \quad (\text{Eq.3})$$

onde  $X_2$  = número de casos de doenças

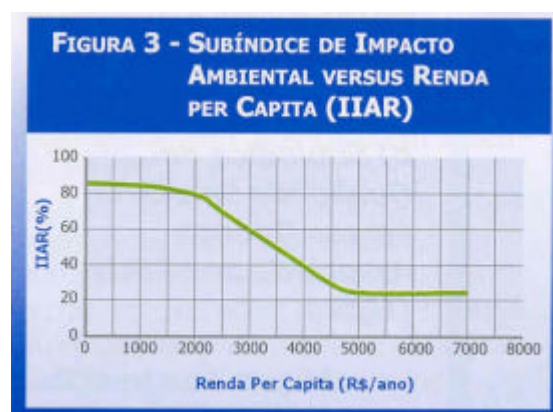
**c) Subíndice de Impacto Ambiental versus Renda per Capita (IIAR)**

A equação 3 descreve o subíndice que relaciona a renda per capita e os possíveis impactos ambientais causados por esta. Quanto maior a renda per capita, maior será a produção de resíduos e, conseqüentemente, maior será o impacto ambiental e vice-versa, pois existe um limite na eficiência tecnológica de coleta e tratamentos.

$$IIAR = 85,94 - 4,20E-3 * X_3 + 9,16E-6 * X_3^2 - 6,72E-9 * X_3^3 + 1,30E-12 * X_3^4 - 7,69E-17 * X_3^5$$

com  $r = -0,97$  (Eq.4)

onde  $X_3$  = renda per capita, R\$ por habitante por ano

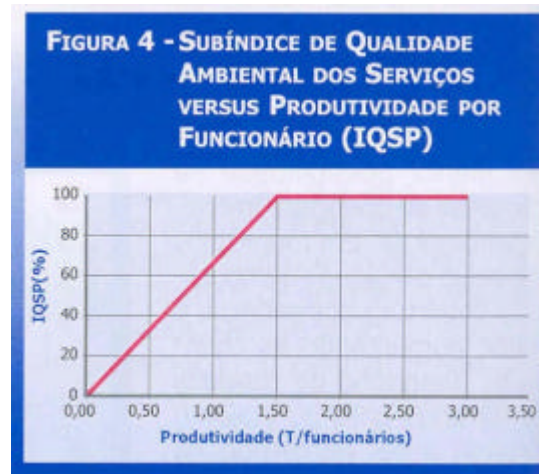


**d) Subíndice de Qualidade Ambiental dos Serviços versus Produtividade por Funcionário de Coleta (IQSP)**

Para a avaliação da eficiência operacional, com reflexos na qualidade dos serviços, a produtividade dos funcionários (toneladas coletadas por funcionário)

tem sido empregada. Estesubíndice é expresso através da figura 4 e as equações 5 e 6.

Os municípios brasileiros têm produtividade média variando entre 0,50 e 3 toneladas por funcionário, porém produtividades superiores a 1,50 tonelada por funcionário tendem a reduzir as chances de contaminação do meio ambiente.



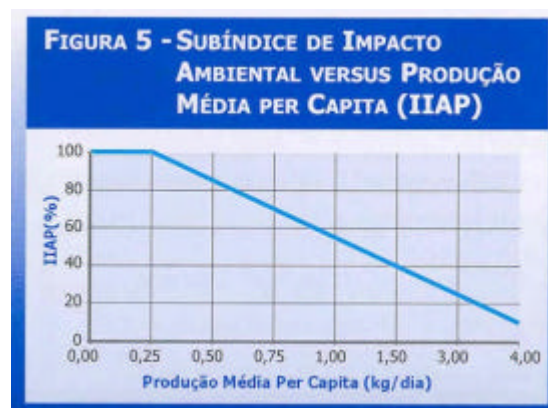
$$IQSP = 66,67 * X_i \quad \text{se } 0 < X_i < 1,5 \text{ T / funcionário} \quad (\text{Eq.5})$$

$$IQSP = 100 \quad \text{se } X_i > 1,5 \text{ T / funcionário} \quad (\text{Eq.6})$$

onde  $X_i$  = Produtividade por funcionário (toneladas)

### e) Subíndice de Impacto Ambiental versus Produção per Capita (IAPC)

O levantamento da produção per capita de resíduos é um bom indicador da possibilidade de ocorrência de problemas sanitários e ambientais se os serviços não forem eficientes. Os dados levantados apontaram uma produção per capita média variando entre 0,25 e 0,80 kg por habitante por dia na maioria dos municípios brasileiros analisados. A figura 5 e as equações 7, 8 e 9 apresentam as relações entre os impactos sanitários e ambientais esperados e a produção unitária de resíduos para este subíndice.



$$\text{IAPC} = 100, \quad \text{se } 0 < X_5 \leq 0,25 \quad (\text{Eq.7})$$

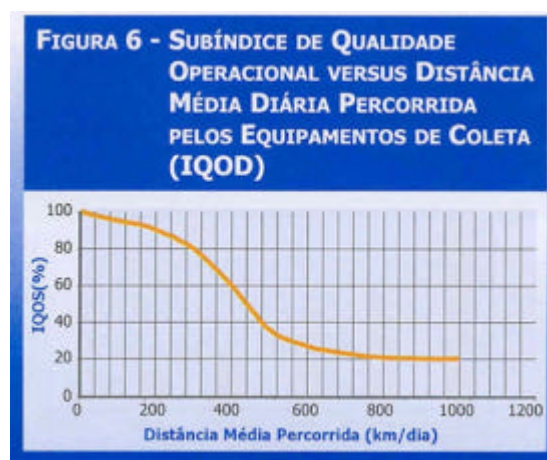
$$\text{IAPC} = -60 * X_5 + 115, \quad \text{se } 0,25 < X_5 \leq 1,00 \quad \text{com } r = -0,96 \quad (\text{Eq.8})$$

$$\text{IAPC} = 58,60 - 12,15 * X_5, \quad \text{se } X_5 > 1,00 \quad \text{com } r = -0,94 \quad (\text{Eq.9})$$

onde  $X_5$  = produção per capita, em kg por habitante por dia

### f) Subíndice de Qualidade Operacional versus Distância Média Diária Percorrida pelos Veículos de Coleta (IQOD)

A figura 6 e a equação 10 apresentam a relação entre a eficiência operacional e a distância média percorrida. Quanto maior for a distância de coleta, maior será o consumo de insumos e de mão-de-obra, conseqüentemente maiores serão os custos e os impactos ambientais.



$$\text{IQOD} = 97,60 + 9,32\text{E-}2 * X_6 - 0,88\text{E-}3 * X_6^2 + 1,17\text{E-}6 * X_6^3 - 4,60\text{E-}10 * X_6^4$$

com  $r = 0,92$  (Eq.10)

onde  $X_6$  = distância média percorrida na coleta, em km por dia

### g) Subíndice de Qualidade dos Serviços versus n.º de Funcionários (IQSF)

A análise dos dados aponta que existe uma relação altamente significativa entre o número de funcionários dos SLUs e sua eficiência. A figura 7 e a equação 11 relacionam o número médio de funcionários com o número de clientes atendidos, sendo que este varia entre 4 e 18 funcionários por 1.000 habitantes.



$$IQSF = 135,25 - 35,76 * X_7 + 11,27 * X_7^2 - 1,47 * X_7^3 + 7,80 E-2 * X_7^4 - 1,44E-3 * X_7^5$$

com  $r = 0,93$  (Eq.11)

onde  $X_7$  = número de funcionários por 1.000 habitantes

### ***h) Subíndice de Qualidade Sanitária e Ambiental versus Tipos de Tratamento na Área de Disposição Final (IQSTT)***

A relação entre os tipos de tratamento na área de disposição final predominantes ou, o arremedo de tratamentos existentes no Brasil e a qualidade ambiental esperada, está representada nas equações 12 a 17 e na figura 8. A melhor situação sanitária e ambiental é formada pelo trinômio aterro sanitário (construído de acordo com as normas técnicas ambientais), usina de triagem e reciclagem e usina de compostagem do material orgânico recuperável.

Em termos matemáticos este subíndice é regido pelas seguintes relações:

$$IQSTT = 100, \text{ se } X_8 \text{ for igual a aterro sanitário + usina (triagem+reciclagem+compostagem)} \quad (\text{Eq.12})$$

$$IQSTT = 60, \text{ se } X_8 \text{ for igual a aterro sanitário + usina (triagem+reciclagem)} \quad (\text{Eq.13})$$

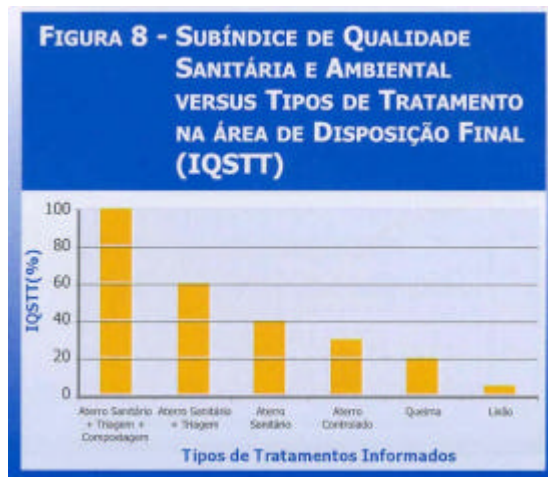
$$IQSTT = 40, \text{ se } X_8 \text{ for igual a aterro sanitário} \quad (\text{Eq.14})$$

$$IQSTT = 30, \text{ se } X_8 \text{ for igual a aterro controlado} \quad (\text{Eq.15})$$

$$IQSTT = 20, \text{ se } X_8 \text{ for igual a queima} \quad (\text{Eq.16})$$

$$IQSTT = 5, \text{ se } X_8 \text{ for igual a lixão} \quad (\text{Eq.17})$$

onde  $X_8$  = tipo de tratamento/disposição final

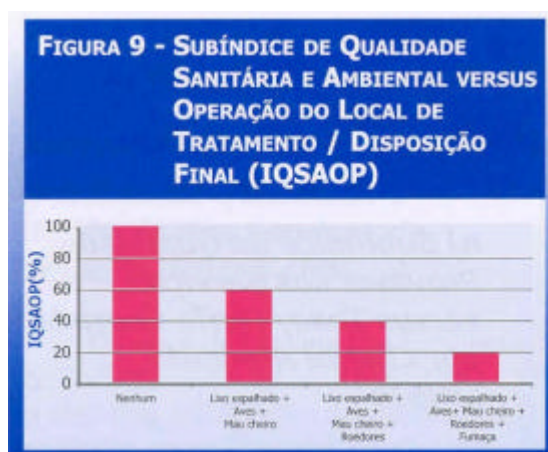


***i) Subíndice de Qualidade Sanitária e Ambiental versus Operação do Local de Tratamento e/ou Disposição Final (IQSAOP)***

Na construção deste subíndice (figura 9) de eficiência sanitária e ambiental do tratamento ou disposição final, os atributos negativos considerados foram a presença de resíduos espalhados na área da disposição final, aves (urubus, garças, etc.), odores característicos da degradação dos resíduos, roedores e fumaça.

As expressões desenvolvidas para este subíndice foram:

Os atributos aves e roedores estão associados à disseminação de doenças no meio ambiente principalmente, para os seres humanos. Os resíduos espalhados pelo vento ou por catadores estão relacionados à má operação do local de disposição final.



$IQSAOP = 100$ , se  $X_i$  não apresentar qualquer dos atributos negativos (Eq.18)

$IQSAOP = 60$ , se  $X_i$  apresentar resíduos espalhados, aves e mau cheiro (Eq.19)

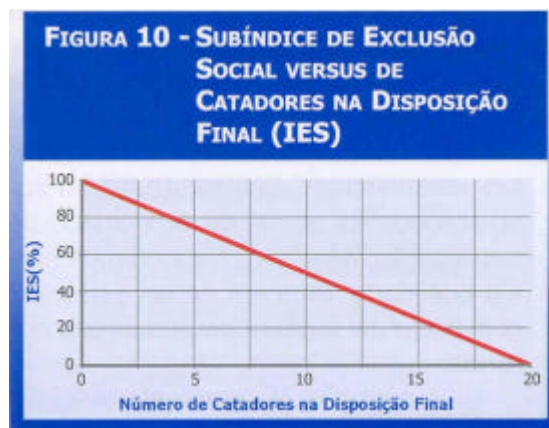
$IQSAOP = 40$ , se  $X_i$  apresentar resíduos espalhados, aves, mau cheiro e roedores (Eq.20)

$IQSAOP = 20$ , se  $X_i$  apresentar resíduos espalhados, aves, mau cheiro, roedores e fumaça (Eq.21)

onde  $X_i$  = atributos negativos no local de tratamento/disposição final

### **j) Subíndice de Exclusão Social (IES)**

A equação 22 e a figura 10 apresentam o desenvolvimento de um subíndice de qualificação negativa para a sociedade brasileira devido à presença de catadores habitando ou sobrevivendo nas áreas de disposição final.



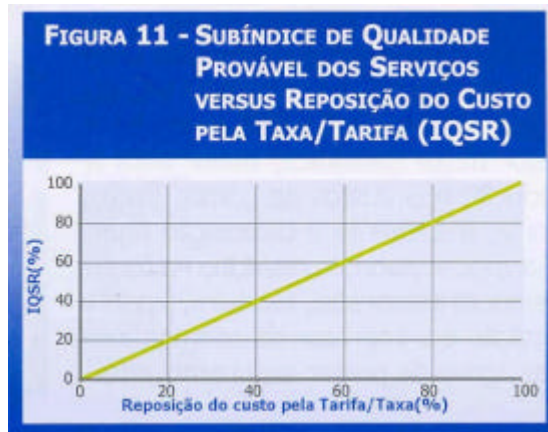
$$IES = 100 - 5X_{10}$$

(Eq.22)

onde  $X_{10}$  = número de catadores adultos e crianças no local de disposição

### **l) Subíndice de Qualidade Provável dos Serviços versus Reposição de Custos pela Tarifa/Taxa (IQSR)**

A qualidade dos serviços públicos tende a decair bruscamente se não houver uma adequada cobertura dos custos de operação e manutenção destes. Caso a prefeitura tenha que subsidiar os custos dos serviços, há grandes chances de ocorrer prejuízos sanitários e ambientais. Este subíndice procura demonstrar esta realidade. A figura 11 e a equação 23 espelham este subíndice.



$$IQSR = X_{11}$$

(Eq.23)

onde  $X_{11}$  = reposição do custo pela tarifa/taxa, em percentagem

### ***m) Subíndice de Qualidade Ambiental versus Existência de Separação na Fonte (IQASF)***

Neste subíndice procura-se correlacionar os impactos ambientais associados à ausência ou presença de separação de resíduos na fonte geradora, seja ela doméstica ou comercial. Este subíndice é descrito pela figura 12 e pelas equações 24 e 25 subsequentes. A equação 24 varia na faixa entre 0 e 10%. Com um mercado de reciclagem pouco desenvolvido a ausência de comprometimento com a causa ambiental na maioria dos municípios amostrados, verifica-se que eles conseguiriam reciclar, em média, no máximo 10% do volume coletado. Quanto maior for o valor deste subíndice, maior será a redução nos custos de coleta, transporte, tratamento e disposição final. O ato de separar os resíduos na fonte geradora demonstra, também, a participação e o interesse da comunidade nas ações de preservação ambiental.



$$IQASF = 10 * X_{12} \quad (Eq.24)$$

$$IQASF = \% \text{ de separação de RSUs} \quad \text{Se } X_{12} \text{ for maior que } 10\% \quad (Eq.25)$$

onde  $X_{12}$  = percentagem de separação na fonte

### ***n) Subíndice de Qualidade Provável dos Serviços***

#### ***versus Taxa/Tarifa Cobrada por Cliente Atendido***

##### ***(IQST)***

Em função da taxa/tarifa cobrada do cliente ou do munícipe atendido (R\$ por habitante por ano) pode ser verificadas quais as chances de ser prestado um serviço de qualidade, com maior ou menor eficiência. Se o valor arrecadado com a taxa/tarifa for baixo, pode significar que a prefeitura está subsidiando ou reduzindo a eficiência dos SLUs, com os prejuízos ambientais reconhecidos. Entretanto, se o valor arrecadado for acima da capacidade de pagamento, há o risco da inadimplência e a qualidade também deixar a desejar, com prejuízos sanitários e ambientais notórios.

A equação 26 apresenta o subíndice que relaciona os custos encontrados nas regiões do país.

$$IQST = 39,99 - 0,233 * X_{13} - 3,12E-3 * X_{13}^2 + 5,73E-6 * X_{13}^3 - 7,81E-6 * X_{13}^4 + 2,60E-8 * X_{13}^5$$

(Eq.26)

onde  $X_{13}$  = taxa/tarifa cobrada do cliente ou do município atendido

### ***o) Índice de Qualidade e Eficiência dos Serviços de Limpeza Urbana (IQESLU)***

O Índice de Qualidade e Eficiência dos Serviços de Limpeza Urbana (IQESLU) foi definido em função da importância estatística de cada subíndice na formulação do índice geral. A equação 27 traduz, numa escala de 0 a 100, resumindo a eficiência operacional, sanitária e ambiental dos serviços municipais de limpeza urbana deste país. Esse é indicado para comparar dados de diferentes realidades nacionais dentro da mesma escala.

$$IQESLU = 0,02 * IQSO + 0,05 * IQSL + 0,02 * IIAR + 0,20 * IQSP + 0,17 * IAPC + \\ + 0,05 * IQOD + 0,15 * IQSF + 0,04 * IQSTT + 0,04 * IQSAOP + \\ + 0,05 * IES + 0,04 * IQSR + 0,12 * IQASF + 0,05 * IQST$$

(Eq.27)

## ***Aplicações***

A seguir é demonstrada a aplicação dos subíndices e do IQESLU citados anteriormente. No quadro 1, empregou-se as informações de três municípios



apontados como modelo em termos de serviços de limpeza urbana no Brasil (Porto Alegre/RS, Belo Horizonte/MG e Salvador/BA).

<b>QUADRO 1 - VALORES DOS SUBÍNDICES E DO IQE<sub>SLU</sub> CALCULADOS PARA MUNICÍPIOS BRASILEIROS CONSIDERADOS MODELOS NA ADMINISTRAÇÃO DE SERVIÇOS DE LIMPEZA URBANA</b>			
<b>Subíndices Parciais</b>	<b>Porto Alegre</b>	<b>Salvador</b>	<b>Belo Horizonte</b>
IQSO - Subíndice de Qualidade Sanitária e Operacional versus Densidade Demográfica	70,83	77,97	100,00
IQSL - Subíndice Qualidade Sanitária versus Doença Associada aos RSUs	19,73	0,00	28,34
IIAR - Subíndice de Impacto Ambiental versus Renda Per Capita	23,73	23,41	17,99
IQSP - Subíndice de Qualidade dos Serviços versus Produtividade por Funcionários de Coleta	100,00	100,00	100,00
IAPC - Subíndice de Impacto Ambiental versus Produção Per Capita	43,53	37,70	45,60
IQOD - Subíndice de Qualidade Operacional versus Distância Percorrida pelos Veículos Coletores	20,70	20,70	20,70
IQSF - Subíndice de Qualidade dos Serviços versus N.º de Funcionários	98,89	99,24	99,61
IQSTT - Subíndice Qualidade Sanitária e Ambiental versus Tipos de Tratamento na Área de Disposição Final	100,00	60,00	100,00
IQSAOP - Subíndice Qualidade Sanitária e Ambiental versus Operação do Local de Tratamento	90,00	90,00	90,00
IES - Subíndice de Exclusão Social	100,00	100,00	100,00
IQSR - Subíndice de Qualidade Provável dos Serviços versus Reposição de Custos pela Tarifa/Taxa	44,37	41,73	43,05
IQASF - Subíndice de Qualidade Ambiental versus Existência de Separação na Fonte	100,00	100,00	100,00
IQST - Subíndice de Qualidade Provável dos Serviços versus Tarifa/Taxa Cobrada por Cliente Atendido	40,23	40,62	40,42

A partir dos subíndices apresentados (quadro 1) e da equação 27, foram obtidos o IQE<sub>SLU</sub> de 74,54% para Porto Alegre/RS, 71,06% para Salvador/BA e de 75,85% para Belo Horizonte/MG. Estes municípios são apontados como modelo em termos de serviços de limpeza urbana, porém mesmo estes não obtêm a nota máxima em muitos subíndices. Verifica-se que são necessárias melhorias em algumas etapas do processo tais como ampliação da cobertura de coleta, maior reposição dos custos dos serviços pela tarifa, redução da presença de catadores na área de disposição final, campanhas mais agressivas para redução de resíduos na fonte, fiscalização nos locais de disposição final, dimensionamento da frota e funcionários, etc. Estes municípios apresentam alta

renda per capita, e, conseqüentemente, uma alta produção de resíduos sólidos, o que potencialmente reduz a nota final do IQE<sub>SLU</sub> pelos estresses ambientais que o alto consumo poderia provocar se o serviço não funcionar a contento. Entretanto, muitas ações tendo como finalidade a melhora dos serviços do ponto de vista ambiental passam pela educação ambiental e/ou pela criação de mercado industrial, para recicláveis industriais, ou ainda, de um mercado agrícola, para recicláveis agrícolas.

Os quadros 2, 3 e 4 apresentam a aplicação do IQE<sub>SLU</sub> para os municípios de pequeno (população urbana < 10.000 hab.), médio (10.000 ≤ população urbana < 100.000 hab.) e grande porte (população urbana ≥ 100.000 hab.) por região geográfica.

Pode ser verificado no quadro 2 que em municípios de pequeno porte o valor do IQE<sub>SLU</sub> fica prejudicado em todas as regiões devido a sistemas inflados, com baixo rendimento, qualidade e eficiência, bem como a reduzida participação da comunidade em ações dos SLUs, por exemplo a falta da simples separação de resíduos na fonte expressa pelo IQASF. A importância deste subíndice (IQASF) está associada aos resíduos gerados separados na fonte os quais, provavelmente, poderão ser reutilizados/reciclados, indo provocar uma redução nos custos de coleta, transporte, tratamento e/ou disposição final.

Nas regiões Norte e Nordeste, para municípios de pequeno (quadro 2) e médio portes (quadro 3), o IQE<sub>SLU</sub> sofre uma redução, notadamente devido ao subíndice IQSP (Subíndice de Qualidade Ambiental dos Serviços versus Produtividade por Funcionários de Coleta). Possivelmente, este valor seja explicado pelo fato de setores de limpeza urbana serem fonte empregadora de mão-de-obra.

Nos municípios de grande porte (quadro 4) pode-se observar que os valores do IQE<sub>SLU</sub> são superiores aos dos municípios de médio e pequeno porte. Nos grandes municípios os serviços de limpeza urbana demonstram uma melhor infra-estrutura, maior cobrança por parte dos clientes que pagam pelo serviço e um planejamento mais eficiente das etapas envolvidas no processo. Citando-se como exemplo o subíndice IQOD (distância percorrida) nestes municípios, apresenta-se com valores reduzidos devidos a uma concentração dos pontos de coleta e a um menor do deslocamento dos veículos coletores, ao passo que nos outros este subíndice sofre alguma majoração.

QUADRO 2 - VALORES DO IQE <sub>SLU</sub> (%) PARA MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE (POPULAÇÃO URBANA < 10.000 HAB.) POR REGIÃO GEOGRÁFICA					
Região	Sul	Sudeste	Nordeste	Norte	Centro-Oeste
IQE <sub>SLU</sub> (%)	49,46	46,88	48,23	45,32	49,74

QUADRO 3 - VALORES DO IQE <sub>SLU</sub> (%) PARA MUNICÍPIOS DE MÉDIO PORTE (10.000 ≤ POPULAÇÃO URBANA ≤ 100.000 HAB.) POR REGIÃO GEOGRÁFICA					
Região	Sul	Sudeste	Nordeste	Norte	Centro-Oeste
IQE <sub>SLU</sub> (%)	60,44	52,29	45,56	53,83	56,95

QUADRO 4 - VALORES DO IQE <sub>SLU</sub> (%) PARA MUNICÍPIOS DE GRANDE PORTE (POPULAÇÃO URBANA > 100.000 HAB.) POR REGIÃO GEOGRÁFICA					
Região	Sul	Sudeste	Nordeste	Norte	Centro-Oeste
IQE <sub>SLU</sub> (%)	62,20	55,49	53,17	63,77	57,96

## Conclusão

Os Serviços de Limpeza Urbana, em todos os municípios, de pequeno, médio e grande porte, apresentam-se, geralmente, com problemas relacionados ao tratamento e/ou à disposição final (presença de catadores, falta de infraestrutura, disposição inadequada e condições propícias para a proliferação de vetores, agressão a paisagem urbana, entre outros), participação restrita da comunidade e com a falta de recursos financeiros, tecnológicos e humanos. Isto pode ser verificado pelos baixos valores dos subíndices IES (presença de catadores), IIASF (separação de resíduos), IQSR (reposição de custos), IQSTT (tipos de tratamentos/disposição final) e IQSAOP (infra-estrutura na disposição final).

Mesmo em municípios considerados modelo de serviços, o IQE<sub>SLU</sub> apresenta valores em torno de 80%, demonstrando ainda que há espaço para melhorias, principalmente, na cobertura e disposição final dos rejeitos.

Nos municípios com população urbana menor que 10.000 habitantes, o IQE<sub>SLU</sub> mostrou uma pequena variabilidade entre as diferentes regiões do país. Nos municípios de médio e grande porte esta diferença é bastante pronunciada.

## Referências

DE LUCA, S. J. (coord.). **Avaliação dos serviços de limpeza urbana no Brasil**: relatório final. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS, 1999.

DEUS, A. B. S. **Gerenciamento de serviços de limpeza urbana**: avaliação por indicadores e índices. Porto Alegre, 2000. 253 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

OTT, W. R. **Environmental indices**: theory and practice. Michigan: Ann Arbor Science, 1978. 371p.

## ***Agradecimentos***

Os autores agradecem à Sedu (ex-Sepurb) do Gabinete da Presidência da República a oportunidade da realização deste trabalho.

### ***Autores***

**Ana Beatris Souza de Deus,**

engenheira civil, doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental,  
pesquisadora visitante CNPq/UFRGS/IPH

**Sérgio João de Luca,**

engenheiro civil, PhD. em Engenharia Ambiental, professor titular UFRGS/IPH

**Maria Lúcia Ribeiro,**

engenheira química, Msc. Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental,  
professora assistente UFMS/MS

**Jacinto Dariva,**

engenheiro químico, diretor-presidente da JDA Engenharia Ambiental Ltda

## **CONSULTORIA, INTERCÂMBIO**

### **E PESQUISA NA SANEPAR**

O Grupo Específico de Consultoria, Intercâmbio e Pesquisa (Gecip), é responsável pela gestão do desenvolvimento, divulgação, transferência e internalização das novas tecnologias e serviços desenvolvidos pela Sanepar, buscando a agregação de valor aos produtos da Empresa.

Projetos em andamento no âmbito do Gecip:

#### ***Palestra em Harvard***

O modelo de gestão do desenvolvimento tecnológico da Sanepar foi apresentado em palestra na Universidade de Harvard, nos EUA, pelo professor Victor Pelaez da UFPR. O artigo foi escrito pelo engenheiro agrônomo Cleverson V. Andreoli do Gecip e pelo professor Victor Pelaez.

#### ***Polietileno***

O uso de polietileno em redes de distribuição de água foi discutido em dois eventos promovidos pela Sanepar. Representantes da Ipiranga Petroquímica, da Associação Brasileira de Polietileno (ABPE), e do DMAE de Porto Alegre participaram do seminário que teve o engenheiro Valdir Flores como palestrante.

Já o curso sobre polietileno teve por objetivo capacitar gestores e profissionais no domínio das tecnologias de projeto e especificação de redes de distribuição de água. Os parceiros foram PUC-PR, Sanepar e ABPE.

#### ***Micromedição***

Está no prelo o livro Micromedição de Água - Estratégias e Experimentações de Milton J. Nielsen, Marlene Alves de Campos Sachet, Juarez Trevisan e Airton Bonato.

O diretor-presidente da Zenner Wasserzähler da Alemanha, Peter Zenner, e Marcelo Baldauf, da Zenner do Brasil Instrumentos e Medidores Ltda, fabricantes mundiais de medidores de água, conheceram as instalações e os projetos inovadores da Sanepar em micromedição.

## ***Uso de lodo na produção de flores e de matrizes de concreto***

A Sanepar está buscando soluções para o lodo gerado nas estações de tratamento de água e nas de tratamento de esgoto. Em cooperação com a Prefeitura de Curitiba e com a UFPR, está sendo pesquisado o uso de lodo de esgoto compostado como substrato para produção de flores. Os resultados preliminares apontam para um excelente desenvolvimento das espécies testadas, que superam o substrato comercial.

Em conjunto com o Lactec, está em fase de conclusão o estudo que avalia o comportamento do concreto em mistura com o lodo de estações de tratamento de água. O foco da pesquisa é a caracterização deste resíduo e características do concreto produzido como resistência e durabilidade.

## ***Evento Brasil-França***

A Sanepar sediou palestras sobre a experiência tecnológica francesa em reúso de água sobre perdas em redes hidráulicas. Os palestrantes foram os especialistas Denis Fourmeau e Hughes Soyer. As palestras foram oferecidas pela Associação Brasileira de Profissionais Especializados na França, com apoio da Câmara de Comércio e Indústria Franco-Brasileira do Paraná, e do Consulado Geral da França em São Paulo.

O endereço do Gecip é Rua Engenheiros  
Rebouças, 1376 - Curitiba-PR  
Fone (041) 330-3102 - Fax (041) 333-9952

## Opinião

### O saneamento no governo de Lula

■ Lilian Pêrsia de Oliveira Tavares

Passado o período eleitoral é chegada a hora de conhecer mais detalhadamente as propostas de governo do presidente eleito, sobretudo as que dizem respeito ao setor de saneamento no que se referem a abastecimento de água e esgotamento sanitário. No documento **Saneamento para Todos** percebe-se que existe de fato a preocupação e a intenção de resolver alguns problemas que já tornaram-se estruturais, como por exemplo, a universalização e qualidade dos serviços prestados.

A falta de cobertura com os serviços de água e esgoto é um dos principais problemas da agenda social brasileira. Enquanto alguns estados das regiões Sudeste e Sul, o Paraná inclusive, registram um atendimento satisfatório, outros lugares aparecem com índices abaixo do aceitável. Segundo pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) divulgada no início deste ano, os investimentos realizados nos últimos 10 anos alteraram muito pouco o perfil do saneamento no País. A pesquisa revela que 47% dos municípios não têm serviços de esgoto sanitário e que são produzidos 14,5 bilhões de litros de esgoto diariamente. E em uma década a cobertura com abastecimento de água cresceu apenas 2%.

A tímida evolução dos índices de atendimento está diretamente ligada à escassez dos recursos para o setor que começou com a extinção, em 1986, do Banco Nacional de Habitação (BNH) que gerenciava os investimentos desta área e agravou-se quando a Caixa Econômica Federal passou a administrar o dinheiro do FGTS, utilizado para obras de saneamento. A partir daí os repasses ocorreram de forma descontinuada.

Atualmente o cenário que se apresenta não é dos mais favoráveis e merece, portanto, empenho do próximo governo para mudá-lo. Os indicadores do setor expõem o pouco cuidado com que as demandas pelos serviços de água e de esgoto foram tratadas nos últimos anos com sérias conseqüências à população, sobretudo a de baixa renda que mora em locais mais distantes e em geral, degradados por falta de infra-estrutura de toda ordem.

No resumo do Programa do presidente Lula está como objetivo assegurar os direitos humanos fundamentais de: acesso à água potável e vida em ambiente salubre nas cidades e no campo e será desenvolvida de modo planejado, se orientando por critérios epidemiológicos para a priorização das ações, atendendo os pressupostos da universalidade, da equidade e da integralidade das ações, sob gestão pública, integrando os três níveis de governo, priorizando a operacionalização de suas ações por órgão públicos e estatais, e incorporando

os necessários e adequados instrumentos de participação popular e controle social.

Em outras palavras, o que o governo de Lula defende basicamente é o saneamento como serviço público essencial à promoção e proteção de saúde, portanto, como política social e não como negócio e de forma mais concreta, a universalização e aumento progressivo da qualidade dos serviços prestados, redução significativa da poluição das águas causada por despejos inadequados de esgoto e a recuperação e preservação de mananciais superficiais e subterrâneos além do uso racional da água e demais recursos naturais.

Pelo diagnóstico apresentado e pelas metas estabelecidas na Política Nacional de Saneamento Ambiental (PNSA) do futuro governo do Partido dos Trabalhadores (PT), nota-se que a proposta inicial é amenizar o quadro estabelecido para, gradativamente, implementar ações que levarão à reorganização do setor com respostas eficientes para o saneamento. O prazo estimado para cumprimento das metas não é pequeno. Para assegurar o abastecimento regular de água potável para as populações urbanas o tempo estimado é de 60 meses. Já para garantir um serviço adequado de esgotamento sanitário o período é de 120 meses.

Para viabilizar o PNSA, o programa do PT prevê elevar os investimentos nos três níveis de governo em saneamento ambiental, chegando ao patamar de 0,4% do PIB. Para a utilização do FGTS e do FAT estão reservados os grandes empreendimentos que exigem recursos vultosos repassados, preferencialmente, aos órgãos e operadores públicos que, segundo o programa, podem atingir até 0,2% do PIB. Excedentes tarifários podem assegurar mais 0,15% do PIB. O programa prevê contar ainda com as tarifas que serão cobradas pelo uso da água, por outras linhas de financiamento do governo federal e reserva o dinheiro dos organismos internacionais para serem direcionados aos tomadores com maior capacidade econômica.

Um fator que preocupa, na proposta do PT, é quanto a regulamentação que, no documento, afirma ser dos municípios, sem levar em conta a discussão que já vem sendo realizada sobre a titularidade dos Estados no que tange a operação e gerenciamento dos sistemas de água e esgoto nos aglomerados metropolitanos, além de não considerar a própria atuação dos governos estaduais que, em sua maioria, detêm a concessão dos serviços, repassada pelos municípios. Existe uma certa contradição quando propõe universalizar os serviços, mas, ao mesmo tempo, mantê-los sob a tutela dos municípios. Poucas são as prefeituras que conseguem atender toda a demanda existente com serviços de qualidade. Hoje, alguns poucos municípios de pequenos porte dão conta de atender de forma universal e com qualidade seus habitantes. Este ponto, acredita-se, deve ser amplamente discutido antes de tomá-lo como definitivo.

Por outro lado, é importante ressaltar aspectos bastante positivos do programa como as intervenções entre os vários serviços que compõem o saneamento



ambiental; a integração das políticas de inclusão social como habitação popular, urbanização de favelas, regulamentação de loteamentos clandestinos e, da mesma forma, a integração das políticas de saneamento com as de saúde e ainda, um dos mais relevantes, que é o envolvimento da população na gestão dos serviços em todo os níveis (local, regional e nacional) com a implementação de mecanismos de controle social apoiados na participação popular.

É evidente que o programa do governo Lula para o setor de saneamento é muito mais abrangente do que o apresentado no presente artigo. Quando se analisa as propostas do PT e se está inserido em um Estado bem servido com os serviços de água de esgoto, e esquecendo da dimensão continental do País, pode até avaliar-se, que o PNSA é sucinto demais para ser considerado como proposta de governo federal. Felizmente não é. E infelizmente a realidade do Brasil não é a média de algumas cidades das regiões Sul e Sudeste. Uma grande parcela da população aguarda há muito tempo pelo básico que está proposto no programa do PT. Espera pelo mínimo. Um salário, uma casa, alimentação e atendimento com serviços públicos. Mínimo, porém presente e com qualidade.

## **Autora**

**Lilian Pérsia de Oliveira Tavares,**

jornalista, especialista em Análise Ambiental,

mestranda em Geografia - Produção do Espaço Urbano-Regional (UFPR).

# AVALIAÇÃO DO SISTEMA RALF E FILTRO BIOLÓGICO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

- Alexsandro Bona
- Décio Jürgensen
- Luís H. Pospissil Garbossa
- Marllon Boamorte Lobato
- Miguel Mansur Aisse
- Pedro Além Sobrinho

## *Resumo*

A tecnologia de tratamento anaeróbio de esgotos sanitário através de Reatores Anaeróbios de Lodo Fluidizado (Ralf), teve grande ênfase na década de 1970, em função da crise de energia. As tecnologias que necessitavam de energia para seu funcionamento, principalmente os tratamentos com aeração artificial, preferencialmente foram sendo substituídas na Sanepar por tratamentos anaeróbios que além de não necessitarem de energia para o processo, geram gás metano, gás este que pode ser utilizado como combustível. O tratamento com reatores anaeróbios tem uma limitação quanto à eficiência de tratamento, sendo necessário um tratamento complementar ou pós-tratamento, que pode ser de diversos tipos. Porém a tecnologia de tratamento complementar de preferência deve seguir a mesma linha de não ser um processo potencial consumidor de energia e sim uma tecnologia que busque a conservação de energia. Um dos processos que vem sendo implementado, visando este objetivo, é a combinação dos Reatores Anaeróbios de Lodo Fluidizado (Ralf) com Filtros Biológicos Aeróbios Convencionas (FBA). Este trabalho apresenta resultados do monitoramento do sistema piloto Uasb + FB de alta taxa, operando com esgoto sanitário, onde aplicaram-se no FB taxas hidráulicas de 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (Fase I), que foi otimizada na fase seguinte, com 30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (Fase II). Na Fase II, o efluente do decantador secundário apresentou valores de 81 ± 18 mg/L, 18 ± 11 mg/L e 24 ± 9 mg/L, respectivamente para a DQO, DBO e SST. Estes valores representam eficiências de remoção do sistema de 78%, 88% e 84% para os citados parâmetros. Também estão apresentados os resultados do monitoramento da ETE Caçadores (Cambé – PR), instalação construída pela Sanepar para uma população de 57.618 habitantes. A eficiência média de remoção, observada no ano de 1999, foi de 84% para a DQO e 93% para a DBO.

Palavras-chave: esgoto sanitário, reator Uasb, pós-tratamento, filtro biológico de alta taxa

## ***Abstract***

The UASB technology for anaerobic treatment of sewage sludge using fluidized sludge anaerobic reactors (known as RALF at Sanepar) was much used in the '70s due to the energy crisis. At Sanepar, energy-consuming technologies, mainly treatments requiring artificial airming, were gradually replaced by anaerobic processes that, not only require no energy but also generate methane gas which can be used as fuel. However, the efficiency of a treatment with anaerobic reactors is limited, and requires supplementary or post-treatment which may be of several types. Nevertheless, this additional treatment should preferably be based on the same energy sparing principle. One of the processes that is being implemented for this purpose, is a combination of Fluidized Sludge Blanket Anaerobic Reactors (UASB) and Conventional Aerobic Biological Filters (BF). This paper shows the results of monitoring the high rate UASB + BF pilot-system operating with sanitary sludge. For the BF phase the hydraulic rates were 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.day (Phase I), optimized for the next phase with 30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.day (Phase II). In Phase II, the effluent of the secondary decanter showed the following values: 81 ± 18 mg/L; 18 ± 11 mg/L; and 24 ± 9 mg/L, respectively for COD, BOD and SST. Those amounts represent the system's efficiency in removing 78%, 88% and 84% for the mentioned parameters. Also shown are the results of monitoring the ETE Caçadores (Sewage Treatment Unit) in Cambé, PR facilities built by Sanepar for a population of 57,618 inhabitants. The average removal efficiency, observed in 1999, was 84% for the COD and 93% for the BOD.

Key words: sanitary sludge, UASB reactor, post-treatment, high rate biological filter

## ***Introdução***

### ***Filtros Biológicos***

Os leitos percoladores, indevidamente denominados filtros biológicos, consistem de um leito de material altamente permeável, nos quais se aderem os microrganismos e através dos quais o líquido a ser tratado é percolado (fluxo descendente). O material de enchimento normalmente consiste de pedras, com diâmetro variado entre 25 e 100mm. São construídos com um dreno inferior para coleta do líquido tratado e dos sólidos biológicos que se desprendem do material do leito. Esse sistema de drenagem é importante, tanto para coletar os líquidos já percolados, como para permitir a circulação do ar através do leito.

Os líquidos coletados são encaminhados a um decantador, onde os sólidos são separados do efluente final. É comum, na prática, uma parte dos líquidos coletados no sistema de drenagem, ou do efluente final, retornar ao filtro para diluir o esgoto afluente ou ainda manter as taxas de aplicação superficial mínimas, adequadas à boa operação do sistema (ALÉM SOBRINHO, 1997).

PESSOA e VILELA (1992) apresentam vários fluxogramas com o uso dos filtros biológicos, sempre precedidos de decantadores primários. Assim o processo predominante seria a oxidação biológica. A matéria orgânica é absorvida na camada biológica, de modo a sofrer a degradação aeróbica nas camadas exteriores. À medida que os organismos crescem a espessura da camada biológica aumenta e o oxigênio não consegue penetrar em todas as camadas, sendo consumido antes de atingir as faces interiores que se comportam anaerobicamente.

O esgoto percolando entre o meio filtrante lava a camada de limo que o recobre e arrasta consigo os excessos de sólidos e limo, de modo a haver sempre a substituição de novas camadas biológicas. A maior ou menor retirada de sólidos e formação de novos organismos são funções das cargas hidráulica e orgânica que se aplica. De acordo com estas cargas se classificam os filtros em dois tipos principais: de alta e baixa capacidade. (PESSOA; VILELA, 1992). METCALF e EDDY (1991) ampliam a classificação anteriormente citada, da seguinte maneira: baixa taxa (convencional), taxa intermediária, alta taxa e taxa superalta (grosseiro).

O enchimento dos filtros biológicos (ou meio suporte) é de fundamental importância no desempenho do processo. O enchimento do filtro biológico convencional pode ser brita, pedregulho, coque ou carvão, que têm capacidade limitada de proporcionar grande área superficial por volume unitário do filtro, devido à sua configuração geométrica. Os materiais plásticos são aqueles que no momento possuem as características de um material de enchimento ideal (ALÉM SOBRINHO, 1997).

### ***A filtração biológica como***

#### ***pós-tratamento de efluentes anaeróbios***

BELÉM (1996) operou um filtro biológico piloto (hleito = 1,86 m), com aeração e leito de brita, como pós-tratamento de efluente sanitário de um reator anaeróbio compartimentado. As eficiências médias na remoção de DQO e DBO foram: 70% e 73%, para taxa de aplicação hidráulica de 1,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, 55% e 59% para 7,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e 40% e 48% para 13 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Para a remoção de SSV as eficiências foram de 64%, 47% e 28% nas taxas já citadas. O filtro apresentou razoável eficiência na conversão de nitrogênio amoniacal, de 75%, 42% e 33%. No entanto deve-se destacar que ao filtro não estava acoplado o

decantador secundário, para adequada remoção dos sólidos suspensos arrastados ao fundo do filtro.

NASCIMENTO et al. (2000) estudaram também a aplicação do reator tipo Uasb seguido de filtro biológico, em escala piloto (htotal de 1,35 m) cujo leito era constituído de escória de alto-forno, operando com esgoto doméstico. Foram utilizadas taxas de aplicação hidráulica de 3,4 a 30,6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (0,3 a 3,9 kg DBO/m<sup>2</sup>.dia), sendo que para esta última obteve-se no efluente final 113 mg/L como DQO, 53 mg/L como DBO e 29 mg/L como SST. Vale citar que o regime hidráulico aplicado na primeira taxa foi o permanente e após o transiente, considerando um hidrograma típico de vazão, cuja vazão máxima era 62% superior a média.

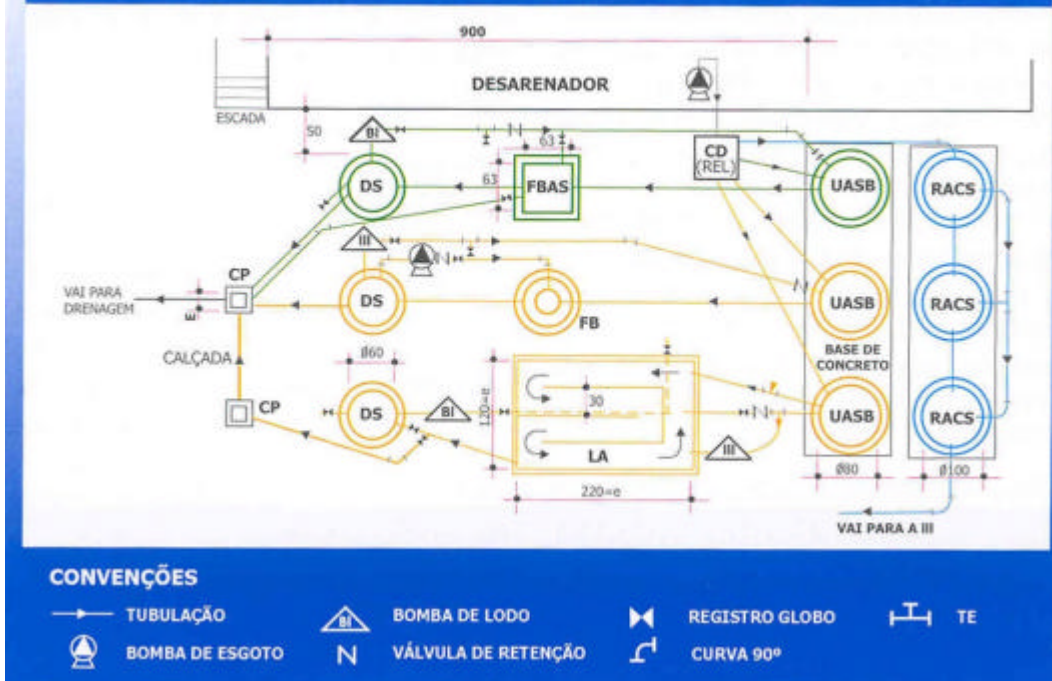
A avaliação do sistema reator Uasb e filtro biológico (FB) para o tratamento de esgoto sanitário afigura-se como interessante alternativa para as condições brasileiras e o seu estudo, objeto deste trabalho.

## ***Materiais e métodos***

A realização das pesquisas relativas ao sistema Uasb + FB está sendo cumprida junto a ETE Belém (Curitiba – PR) e inclui o projeto, construção (concluídos), operação e monitoramento de instalação piloto. A instalação está situada em área contígua ao desarenador e receberá esgoto sanitário gradeado e desarenado, oriundo das unidades responsáveis pelo tratamento preliminar da ETE Belém. A vazão de dimensionamento de cada processo foi de 250 L/h (figura 1), representando uma PE de 44 habitantes. O esgoto é enviado ao fundo do reservatório elevado (caixa de distribuição), através de um conjunto moto-bomba submersível, do tipo triturador. No reservatório o esgoto é distribuído aos processos de tratamento, através de vertedores situados na superfície. Através de luva roscável (vertedor) é obtida a vazão desejada e um extravasor mantém o nível de esgoto constante.

O reator Uasb foi construído em tubulação de concreto, de diâmetro 80 cm e altura 4,0 m, possuindo no topo um separador gás - sólido (decantador) em fibra de vidro. O filtro biológico tipo percolador está sendo testado também em um piloto. Assim, utilizando-se de distribuidor fixo sobre o filtro, aplica-se o esgoto anaeróbio sobre o reator, construído em tubos de concreto, de diâmetro de 60 cm e altura de 4,0 m. O material de enchimento é a pedra brita (hútil = 3,0 m). O lodo biológico aeróbio sedimentado é encaminhado do decantador secundário (DS), projetado com uma taxa de aplicação hidráulica de 22 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, ao fundo do reator Uasb, para seu adensamento e digestão.

**FIGURA 1 - PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES PROVENIENTES DE REATORES ANAERÓBIOS - FLUXOGRAMA DA INSTALAÇÃO PILOTO**



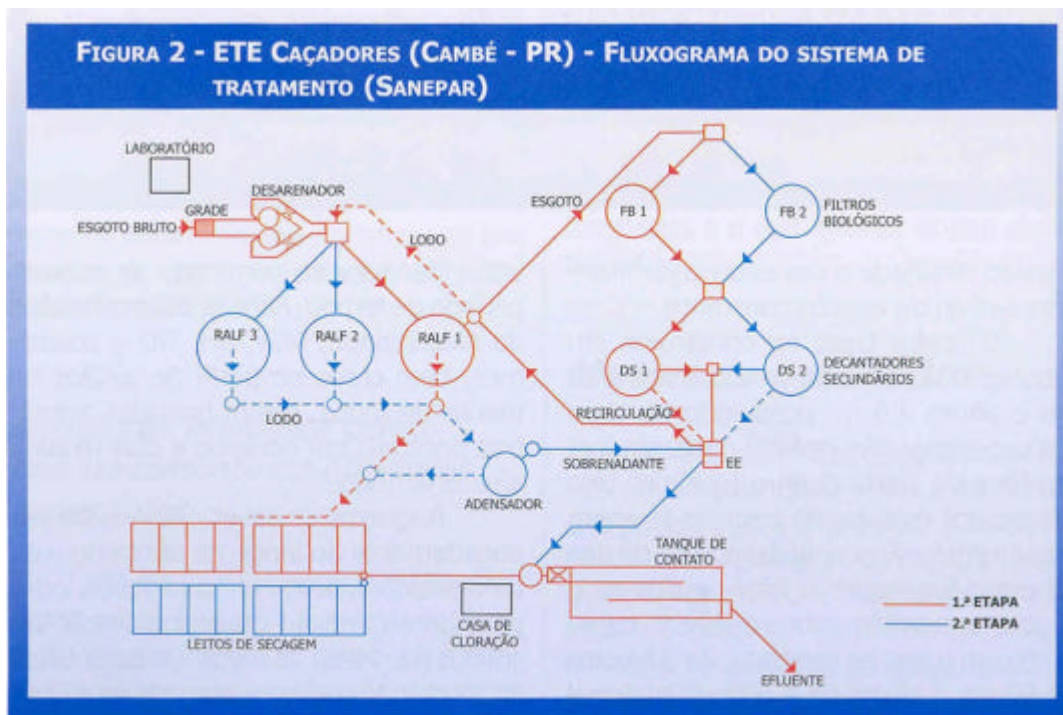
As amostras de esgoto bruto foram coletadas por meio de um amostrador ISCO, a cada 30 minutos e compostas em alíquotas iguais, totalizando 24 horas. Os efluentes anaeróbio e do DS foram coletados através de bombas peristálticas, de maneira contínua, no mesmo período de tempo. Para as determinações da Alcalinidade, AGV, pH, OD e coliformes, bem como do perfil de sólidos no manto de lodos, foram tomadas amostras pontuais em horários e dias fixados aleatoriamente.

Registros de gaveta, colocados espaçadamente ao longo da altura do reator anaeróbio, permitem a coleta de lodo, para determinação da concentração de sólidos no manto de lodos. O reator Uasb foi inoculado previamente, em setembro de 1999, com lodo anaeróbio de reatores Ralf (Uasb) da Sanepar. A remoção do excesso de lodo misto era efetuada regularmente, observando-se principalmente a qualidade do efluente anaeróbio, em termos de sólidos suspensos.

As determinações e ensaios estão sendo conduzidos no Laboratório de Análises Ambientais do Isam/PUC-PR e observam as rotinas expressas no Standard Methods, 1998.

ETEs, com reator Ralf (Uasb) seguido de filtro biológico, foram projetadas (ano de 1994), e construídas pela Sanepar no sistema de esgotos sanitários de Londrina e Cambé (PR) e entraram em operação em abril de 1998. Neste trabalho está apresentada a ETE Caçadores, localizada em Cambé - PR, cujo fluxograma inclui o reator Ralf, o filtro biológico e a desinfecção (figura 2). O filtro biológico foi dimensionado para uma vazão de final de plano (ano 2018)

de 134,8 L/s (taxa aplicação hidráulica de 18,6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia), em tempo seco, e população atendida de 57.618 habitantes. O monitoramento, conduzido durante o ano de 1999, foi realizado no âmbito da Sanepar, (JÜRGENSEN, 2000).



**TABELA 1 - MONITORAMENTO DO SISTEMA UASB + FB (FASE I)**

Análises	Parâmetros	Unidades	Afluente (x±σ)			Valores			Efluente UASB (x±σ)			Valores			Efluente D.S. (x±σ)			Valores		
			Máx.	Min.	n	Máx.	Min.	n	Máx.	Min.	n	Máx.	Min.	n						
Físico Químicas	ST	mg/L	446 ± 105	754	303	18	343 ± 132	592	218	17	285 ± 85	500	194	18						
	SST	mg/L	149 ± 28	194	114	13	54 ± 30	132	28	14	26 ± 13	60	5	14						
	SSV	mg/L	128 ± 23	160	90	13	42 ± 27	114	8	14	19 ± 12	45	2	16						
	SSF	mg/L	35 ± 16	62	10	12	11 ± 14	54	0	15	7 ± 7	20	0	17						
	SDT	mg/L	257 ± 55	357	179	15	236 ± 33	291	198	12	252 ± 42	310	191	14						
	SDV	mg/L	66 ± 25	129	39	13	46 ± 14	64	27	12	44 ± 16	72	20	13						
	SDF	mg/L	198 ± 33	266	158	14	198 ± 25	241	166	11	196 ± 34	248	145	14						
	SScd	ml/L	3,05 ± 1,18	5,00	1,50	18	3,95 ± 8,01	32,00	0,00	16	1,08 ± 3,25	14,00	0,00	18						
	pH	---	---	0	0	0	---	---	0,0	0	---	---	8,0	6,5	24					
	AGV	mg/L	72 ± 42	179	4	24	56 ± 98	376	4	23	20 ± 25	116	0	18						
	Alcalinidade Total	mg/L	131 ± 31	185	67	25	166 ± 64	353	93	24	154 ± 46	301	87	24						
	DBO <sub>5</sub>	mg/L	167 ± 45	211	88	6	78 ± 72	200	27	5	37 ± 47	127	9	6						
	DBO <sub>1</sub>	mg/L	73 ± 25	91	56	2	12 ± 7	20	6	3	8 ± 6	16	3	4						
	DQO <sub>5</sub>	mg/L	364 ± 41	438	300	9	150 ± 63	254	81	13	69 ± 18	98	40	15						
	DQO <sub>1</sub>	mg/L	155 ± 54	193	116	2	71 ± 38	103	29	3	57 ± 34	112	21	5						
	N-total	mg/L	27,31 ± 2,79	29,28	25,34	2	31,26 ± 1,59	32,38	30,13	2	22,25 ± 2,38	23,93	20,56	2						
	N-orgânico	mg/L	14,50 ± 5,37	18,30	10,70	2	10,14 ± 1,59	11,26	9,01	2	3,80 ± 0,99	4,50	3,10	2						
	N-NH <sub>4</sub>	mgN/L	12,81 ± 2,59	14,64	10,98	2	21,12 ± 3,18	23,7	18,87	2	18,45 ± 1,39	19,43	17,46	2						
	N-NO <sub>3</sub>	mgN/L	---	---	---	---	---	---	---	---	0,74 ± 0,52	1,10	0,37	2						
	N-NO <sub>2</sub>	mgN/L	---	---	---	---	---	---	---	---	2,10 ± 0,85	2,70	1,50	2						
PO <sub>4</sub>	mgP/L	4,01 ± 1,24	4,89	3,13	2	3,50 ± 1,41	4,50	2,50	2	3,34 ± 1,36	4,30	2,37	2							
Temperatura	°C	19,8	1,7	23,0	16,0	61	18,8 ± 2,6	24,5	14,0	14	19,7 ± 2,8	25,5	14,0	14						
Turbidez	UNT	53,75 ± 23,44	100,0	12,00	12	16,60 ± 6,84	28,00	5,50	10	6,85 ± 5,01	20,00	2,00	13							
Biológicas	CT	NMP/100ml	4,1E+06 ± 3,5E+07	5,0E+07	3,4E+05	2	1,7E+05 ± 0,0E+00	1,7E+05	1,7E+05	1	3,4E+05 ± 0,0E+00	3,4E+05	3,4E+05	1						
	CF	NMP/100ml	1,7E+05 ± 0,0E+00	1,7E+05	1,7E+05	2	1,2E+05 ± 0,0E+00	1,2E+05	1,2E+05	1	1,4E+05 ± 0,0E+00	1,4E+05	1,4E+05	1						

**Nota:** Pesquisa realizada no período: 04 / 08 / 00 a 19 / 11 / 00

- Tratamento Estatístico: Foram excluídos os valores que excederam ao intervalo  $x \pm \sigma$ , para os sólidos e a DQOT;
- Vazão de 250 L/h;
- Retorno intermitente de lodo biológico aeróbio ao UASB, com  $Q=97$  L/h;
- Descarte do lodo de excesso do UASB nos dias: 01/08, 04/08, 21/08, 25/10 e 14/11/00.

## Resultados e discussão

### Instalação piloto junto à ETE Belém

O sistema de tratamento está operando desde dezembro de 1999, tendo sido impostas três fases de operação: a partida sem inoculação do FB e o ajuste da operação, a aplicação de taxa hidráulica de 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (Fase I) e aplicação de taxa de 30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (Fase II). Como resultado da Fase I obteve-se efluente do decantador secundário com 69 ± 18 mg/L, 37 ± 47 mg/L e 26 ± 13 mg/L, respectivamente para a DQO, DBO e SST. Estes valores representaram eficiências de remoção do sistema de 81%, 78% e 83% para os citados parâmetros. A tabela 1 e a figura 3 apresentam com maiores detalhes os demais parâmetros analisados. Na Fase II, o efluente do decantador secundário apresentou valores de 81 ± 18 mg/L, 18 ± 11 mg/L e 24 ± 9 mg/L, respectivamente para a DQO, DBO e SST. Assim, apesar do aumento da taxa de aplicação hidráulica e conseqüentemente taxa de aplicação orgânica, obteve-se eficiências de remoção do sistema de 78%, 88% e 84% para os citados parâmetros. A tabela 2 e a figura 4 apresentam com maiores detalhes os demais parâmetros analisados.

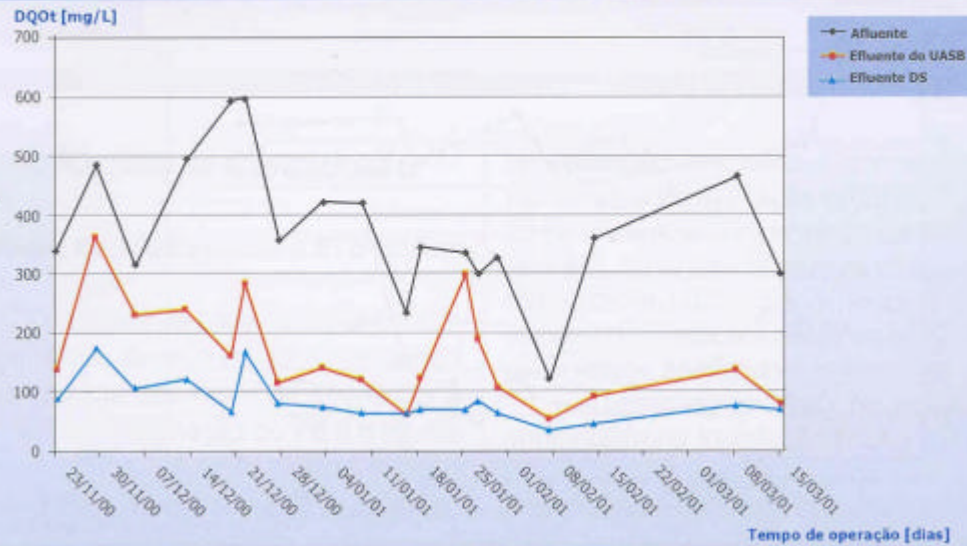


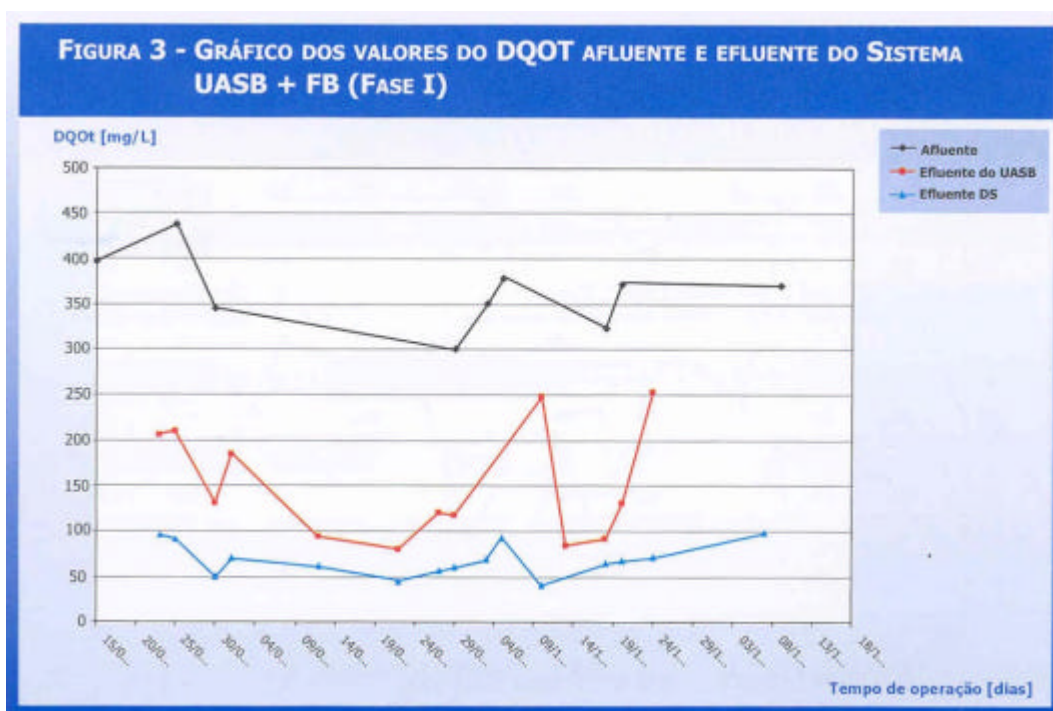
**TABELA 2 - MONITORAMENTO DO SISTEMA UASB + FB (FASE II)**

Análises	Parâmetros	Unid.	Afluente (x±σ)	Valores			Efluente UASB (x±σ)	Valores			Efluente do D.S. (x±σ)	Valores		
				Máx.	Min.	N		Máx.	Min.	N		Máx.	Min.	N
Físico Químicas	ST	mg/L	438 ± 60	539	330	16	296 ± 41	384	241	13	256 ± 23	294	218	256
	SST	mg/L	154 ± 29	207	124	11	50 ± 26	100	13	15	24 ± 9	40	11	24
	SSV	mg/L	116 ± 23	149	86	12	37 ± 14	62	17	14	17 ± 5	25	8	17
	SSF	mg/L	154 ± 29	207	124	11	16 ± 13	49	0	16	8 ± 6	18	2	8
	SDT	mg/L	268 ± 40	332	183	17	236 ± 18	267	216	12	220 ± 14	244	201	220
	SDV	mg/L	76 ± 17	100	48	11	39 ± 13	64	20	13	45 ± 10	60	27	45
	SDF	mg/L	208 ± 39	299	156	16	203 ± 22	228	167	12	187 ± 13	207	171	187
	Sod <sub>cl</sub>	mg/L	4,3 ± 1,2	5,5	2,3	13	0,82 ± 0,63	2,0	0,00	15	0,40 ± 0,37	1,20	0,0	0,40
	pH	---	6,5 ± 0,3	6,8	5,7	19	0 ± 0,1	7,0	6,4	19	---	0,0	0,0	0
	AGV	mg/L	83 ± 33	168	22	19	25 ± 11	53	8	19	0 ± 0	0	0	0
	Alcalinidade Total	mg/L	158 ± 98	511	77	19	163 ± 24	190	111	19	0 ± 0	0	0	0
	OD	mg/L	---	---	---	---	---	---	---	---	2,79 ± 1,12	4,90	1,47	11
	DBO	mg/L	139 ± 75	227	54	5	18 ± 11	37	9	5	18 ± 11	37	9	5
	DBO <sub>5</sub>	mg/L	70 ± 61	189	18	4	5 ± 2	7	3	3	5 ± 2	7	3	3
	DQO	mg/L	375 ± 68	494	298	14	81 ± 18	123	65	12	81 ± 16	123	65	12
	DQO <sub>4</sub>	mg/L	145 ± 87	283	67	6	45 ± 17	72	31	5	45 ± 17	72	31	5
	N-Total	mg/L	29,81 ± 3,10	32,00	27,61	2	27,84 ± 0,00	22,84	22,84	1	22,84 ± 0,00	22,84	22,84	1
	N-Orgânico	mg/L	15,95 ± 5,73	20,00	11,90	2	3,71 ± 0,00	3,71	3,71	1	3,71 ± 0,00	3,71	3,71	1
	N-NH <sub>4</sub>	mg N/L	13,86 ± 2,62	15,71	12,00	2	17,27 ± 2,64	19,13	15,40	2	17,27 ± 2,64	19,13	15,40	2
	N-NO <sub>3</sub>	mg N/L	---	---	---	---	1,07 ± 0,15	1,16	0,90	3	1,07 ± 0,15	1,16	0,90	3
N-NO <sub>2</sub>	mg N/L	---	---	---	---	0,26 ± 0,21	0,46	0,04	3	0,26 ± 0,21	0,46	0,39	2	
PO <sub>4</sub>	mg P/L	1,90 ± 2,12	3,40	0,40	2	1,80 ± 1,99	3,20	0,39	2	1,80 ± 1,99	3,20	19,0	69	
Temperatura(t)	°C	23,1 ± 0,9	25,0	20,5	76	24,5 ± 1,9	27,5	19,0	69	24,5 ± 1,9	27,5	0,1	2	
Turbidez	UNT	53,22 ± 22,18	86,00	11,00	18	7,95 ± 4,88	17,00	2,50	18	7,95 ± 4,88	17,00	2,50	18	
Biológicas	CT	NMP 100m	0,0E+07 ± 0,0E+00	9,0E+07	9,0E+07	1	3,0E+07 ± 0,0E+00	3,0E+07	3,0E+07	1	1,6E+08 ± 0,0E+00	1,6E+08	1,6E+08	1
	CF	NMP 100m	5,0E+07 ± 0,0E+00	5,0E+07	5,0E+07	1	1,1E+07 ± 0,0E+00	1,1E+07	1,1E+07	1	1,7E+05 ± 0,0E+00	1,7E+05	1,7E+05	1

**Nota:** Pesquisa realizada no período: 23/11/00 a 31/03/01.  
 • Tratamento Estatístico: Foram excluídos os valores que excederam ao intervalo  $x \pm \sigma$ .  
 • Vazão de 375 L/h.  
 • Retorno intermitente de lodo biológico aeróbio ao UASB, com Q=97 L/h.  
 • Descarte do lodo de excesso do UASB nos dias: 11/12, 15/12 e 18/12/2000, 31/01, 19/02, 22/03 e 29/03/2001.  
 • Para as temperaturas dos reatores foi utilizado a temperatura interna do reator RACS.

**FIGURA 4 - GRÁFICO DOS VALORES DO DQOT AFLUENTE E EFLUENTE DO SISTEMA UASB + FB (FASE II)**





Apesar de previsto no projeto e implantado na instalação piloto, não foram utilizadas a recirculação do efluente final ao topo do filtro, bem como a pré-aeração do efluente anaeróbico. Com a ventilação natural, favorecida pelas aberturas laterais, construídas no fundo do filtro, o efluente do DS apresentou uma concentração de OD de 2,79 mg/L.

Em ambas as fases, o descarte de lodo misto de excesso, efetuado de maneira regular pela drenagem do reator Uasb, foi um procedimento operacional importante para garantir a eficiência do sistema. Em certos dias, como pode ser observado nas figuras 3 e 4, o efluente do reator Uasb pode alcançar valores de DQO (e de SST) tão elevados quanto o do esgoto afluente. Também, o descarte do lodo biológico aeróbico, do DS ao fundo do reator Uasb deverá ser processado o mais freqüentemente possível, até de maneira contínua. Procura-se desta maneira minimizar a deterioração da qualidade do efluente final, observada por exemplo na diminuição do OD.

### **ETE Caçadores (Sanepar)**

Durante o ano de 1999, a Sanepar conduziu o monitoramento da ETE Caçadores. Novamente as eficiências demonstraram a viabilidade da utilização do sistema Ralf + FB, no atendimento da legislação ambiental quanto aos parâmetros DQO e DBO. Assim as eficiências médias de remoção obtidas foram de 84% para a DQO e de 93% para a DBO. A Tabela 3 apresenta com maior detalhamento os valores observados ao longo do ano, inclusive para o esgoto bruto e o efluente do reator Ralf.

Ao se compararem os dados da instalação piloto, com a ETE em escala real, observaram-se vários resultados convergentes, quanto aos parâmetros DQO e

DBO. A instalação piloto, operando com o FB nas duas taxas de aplicação hidráulica, e a ETE Caçadores forneceram valores de eficiência muito próximos.

**TABELA 3 - MONITORAMENTO DA ETE CAÇADORES (CAMBÉ-PR)**

Data	Afluente (mg/L) (esgoto bruto)		Efluente Ralf (mg/L)		Efluente FB+DS (mg/L)		Eficiência (x)			
	DQO	DBO	DQO	DBO	DQO	DBO	ERALF DQO	ERALF DBO	EFB+DS DQO	EFB+DS DBO
05/01/99	956	250	608	60	86	30	36	76	91	88
19/01/99	341	130	170	18	142	8	50	86	58	94
04/02/99	944	300	138	43	63	12	85	86	93	96
10/02/99	537	272	100	41	100	27	81	85	81	90
24/02/99	448	285	72	27	38	14	84	91	92	95
11/03/99	503	280	125	29	113	16	75	90	78	94
24/03/99	733	290	68	25	55	13	91	91	92	96
07/04/99	888	320	166	45	76	28	81	86	91	91
03/05/99	818	370	153	53	105	20	81	86	87	95
12/05/99	761	340	166	57	114	16	78	83	85	95
09/06/99	1059	545	186	100	130	25	82	82	88	95
22/06/99	855	490	480	45	126	15	44	91	85	97
14/07/99	711	380	206	105	128	32	71	72	82	92
21/07/99	675	320	135	127	72	43	80	60	89	87
04/08/99	928	408	190	45	114	11	80	89	88	97
19/08/99	625	400	290	200	107	67	54	50	83	83
15/09/99	295	300	199	56	127	34	33	81	57	89
28/09/99	590	280	159	63	109	22	73	78	82	92
05/10/99	638	391	192	68	102	30	72	83	85	92
03/11/99	714	380	200	97	89	34	72	75	88	91
22/11/99	714	560	126	93	100	36	82	83	86	94
16/12/99	598	300	170	40	116	9	72	87	81	97
28/12/99	735	480			84	22			89	96
Média	700,48	350,91	195,41	65,30	99,83	24,39	70,81	81,33	83,93	92,87
DESVPAD	195,01	99,97	124,19	41,65	26,11	13,39	16,51	10,07	9,26	3,62

Nota: Amostragem composta das 08:00 às 18:00; Q próximo de projeto; Recheio com brita 4 na altura inferior do filtro. (Jørgensen D., 2000)

## Conclusões

Foram conduzidos estudos utilizando esgoto sanitário afluente à ETE Belém, na alimentação de um sistema piloto Uasb + FB de alta taxa, onde aplicaram-se no FB taxas hidráulicas no FB de 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (Fase I) e 30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia (Fase II). Na Fase II, o efluente do decantador secundário apresentou valores de 81 ± 18 mg/L, 18 ± 11 mg/L e 24 ± 9 mg/L, respectivamente para a DQO, DBO e SST. Estes valores representam eficiências de remoção do sistema de 78%, 88% e 84% para os citados parâmetros.

A ETE Caçadores (Cambé - PR), instalação construída pela Sanepar, para uma população de 57.618 habitantes, apresentou uma eficiência média de remoção, observada no ano de 1999, de 84% para a DQO e 93% para a DBO.

O sistema Uasb + FB de alta taxa não apresentou no período de estudo problemas operacionais relevantes e pode fornecer um efluente que atende a legislação ambiental do Estado do Paraná (DQO < 150 mg/L e DBO < 60 mg/L), para o lançamento em corpos d'água receptores.

## **Referências**

ALÉM SOBRINHO. **Filtros biológicos de alta taxa**. Buenos Aires: AIDIS, 1997.p. 30-98. (Série Apuntes Técnicos).

APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, 1998.

BELEM, B. D. **Pós-tratamento de efluentes de esgoto sanitário através de filtro biológico com taxas variáveis**. São Paulo, 1996. 101 f. Dissertação (Mestrado em)-Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, M. C. P. A new configuration of trickling filter applied to the post-treatment of effluents from Uasb reactors. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 4., 2000, Recife. **Anais...** Recife: 2000. p. 336-343.

JÜRGENSEN, D.; A aplicação da tecnologia aeróbia utilizando filtros aeróbios convencionais como solução para pós tratamento de reatores anaeróbios (Ralf). Curitiba, 2000 Monografia (Especialização em Espaço, Sociedade e Meio Ambiente) Instituto Brasileiro de Pós Graduação, IBEPEX.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse** 3rd ed. New York: McGraw Hill, 1991. 1334 p.

NASCIMENTO, M. C. P. et al. Avaliação de filtros biológicos aeróbios com pós-tratamento de efluentes de reatores Uasb. In: SILUBESA, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. p. 1089-1097.

PESSOA, C. A.; VILLELA, C. H. de C. **Filtros biológicos aeróbios**. Rio de Janeiro: ABES, 1992. (Manual de Curso)

Sanepar. **Sistema de esgoto sanitário**. Cambé: Sanepar-ETE Caçadores, Gerência de Projetos, jul.1996. Projeto básico.

## **Agradecimentos**

Os autores agradecem à Sanepar e ao Prosab, por meio da Finep, CNPq e CEF, todo o apoio demonstrado ao longo do desenvolvimento dos trabalhos, desde a construção da instalação piloto, o acesso à ETE Belém e o financiamento da operação e monitoramento.

## ***Autores***

**Alexsandro Bona,**

acadêmico de Engenharia Química pela PUC-PR e bolsista IC/CNPq junto ao  
Isam - PUC-PR

**Décio Jürgensen,**

engenheiro civil pela UFPR e gerente da Unidade de Serviço de Projetos de  
Grande Porte (USGP) da Sanepar

**Luís H. Pospissil Garbossa,**

acadêmico de Engenharia Civil pela PUC-PR e bolsista IC/CNPq junto ao Isam -  
PUC-PR

**Marllon Boamorte Lobato,**

engenheiro civil pela PUC-PR e bolsista AP/CNPq junto ao Isam - PUC-PR

**Miguel Mansur Aisse,**

engenheiro civil pela UFPR, doutorando em Engenharia Civil pela Escola  
Politécnica da USP, com bolsa do CNPq, professor e pesquisador do Isam -  
PUC-PR, professor da UFPR

**Pedro Além Sobrinho,**

engenheiro civil e doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da USP,  
professor titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da  
Escola Politécnica da USP.

# AVALIAÇÃO DE CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LEITO DO RIO ALEGRIA

■ Solangela Menegol  
■ Carlos Alberto Mucelin  
■ Carlos Roberto Juchen

## **Resumo**

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade da água do leito do Rio Alegria – Medianeira Paraná, visando detectar fontes de poluição, com a finalidade de subsidiar planejamentos regionais sob o princípio do desenvolvimento sustentável. Foram selecionados 4 pontos de monitoramento, onde realizaram-se 4 coletas de campo no período de outubro de 2001 a fevereiro de 2002. Os seguintes parâmetros foram analisados: potencial hidrogeniônico - pH, temperatura, turbidez, cloretos, sólidos sedimentáveis, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Conclui-se que os efeitos causados pelas emissões de esgotos clandestinos na região urbana da cidade sobre o leito do Rio Alegria são significativos.

Palavras-chave: água, análises físico-químicas e poluição.

## **Abstract**

The object of this research was to assess the quality of water from the bed of Rio Alegria, in Medianeira, Paraná, aiming at detecting pollution sources to help regional planning for sustained development. Four monitoring points were selected, at which four in-field samples were taken from October 2001 to February 2002. The parameters analyzed were: hydrogenionic concentration (pH); temperature; turbidity; chlorides; sedimentable solids; COD (chemical oxygen demand), and BOD (biochemical oxygen demand). The conclusion was that the effects caused by illegal dumping of sewage into the river bed, in the city's urban area are significant.

Key words: water, physical-chemical analyses, pollution

## **Introdução**

Entre os recursos naturais disponíveis no planeta Terra, a água apresenta características únicas que a torna insubstituível. Pode-se afirmar que esse

recurso, essencial para a manutenção de qualquer forma de vida, é imprescindível para as atividades humanas.

Por ser um bem essencial escasso torna-se indispensável gerir a água, isto é, assegurar a conservação do meio ambiente e dos recursos naturais pela valorização da água e dos meios hídricos, controlando a utilização e disposição da mesma no meio ambiente depois de requerida pelas diferentes atividades humanas.

A água existente na natureza é finita e diminui gradativamente, principalmente devido à degradação ambiental, crescimento populacional e da expansão da área agrícola. É o recurso natural mais importante para assegurar a vida e a saúde humana, elemento chave da indústria, na geração de energia elétrica, na agricultura, transporte e outras atividades econômicas. (SANTOS, 1999; COSTA, et al. 1999).

O uso racional e disciplinado dos recursos hídricos esbarra em uma série de limitações de ordem ambiental, técnica e cultural, principalmente de políticas públicas. A elaboração de uma política eficiente de exploração dos recursos apóia-se em normas legais, fiscalização e principalmente no comprometimento dos diversos segmentos da sociedade. Essa forma de utilização é um passo importante para qualquer ação exploratória das atividades humanas à capacidade suporte do meio ambiente. (SILVA, 1997).

Os problemas relacionados às questões ambientais foram discutidos pela primeira vez em nível global durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, em Estocolmo em 1972.

Nesta Conferência introduziu-se o desenvolvimento ecologicamente sustentável e socialmente justo, evidenciando a necessidade de considerar as questões ambientais no planejamento das atividades econômicas. (MACHADO, 1997).

Para TUCCI et al. (1997) a gestão dos recursos hídricos deve considerar a ligação estreita existente entre os problemas de quantidade e da qualidade das águas.

Segundo AZEVEDO et al. (1999), na Conferência Internacional sobre Recursos Hídricos e o Meio Ambiente, realizada em janeiro de 1992 em Dublin, se enfatizou novas formas de avaliação sobre desenvolvimento e o gerenciamento dos recursos hídricos. O relatório da conferência contém recomendações nos níveis locais, nacionais e internacionais.

A água é três vezes mais abundante que a soma dos outros minerais nos primeiros cinco quilômetros externos da Terra. Enquanto o seu potencial energético vai decaindo com a sua descida para o mar, seu potencial químico vai sendo aumentado pelas inúmeras reações que ocorrem quando em contato com as rochas, atmosfera e solos. (BLOOM, 1974; CHRISTOFOLETTI, 1981).

Segundo CHRISTOFOLETTI (1974) pode-se distinguir três tipos de carga transportada pelo rio: carga em suspensão, carga dissolvida e carga do leito.

Através da intervenção do homem no meio físico, principalmente através da retirada da cobertura vegetal, o escoamento superficial das águas pluviais tende a ser mais intenso, promovendo um incremento significativo na carga de sólidos que alcança a bacia de drenagem. (STEIN, 1988; COOPER, 1993).

O processo de transformação em mananciais tal qual ocorreu no Rio Tietê, cidade de São Paulo, quando essa ainda não era uma metrópole industrial com menos de um milhão de habitantes, na primeira metade do século 20, é impressionante, pois, o homem podia se servir das águas plácidas do rio, com um sistema simples de tratamento. Hoje a cidade abriga 17 milhões de habitantes e o Tietê é um manancial totalmente inútil, é um canal quase irrecuperável de esgoto a céu aberto. (TORRICO, 2001).

O nível de poluição de um rio varia conforme as atividades desenvolvidas em seu leito e da responsabilidade e nível de consciência da população quanto à preservação.

Esta pesquisa buscou avaliar determinados parâmetros de qualidade da água do leito do Rio Alegria. Analisou-se a qualidade da água antes durante e após seu percurso no perímetro urbano. Avaliou-se algumas características físico-químicas da água do Rio em pontos pré-determinados, através de um delineamento estatístico experimental inteiramente casualizado.

## ***Local do estudo***

Esse estudo sobre parâmetro da qualidade da água de um rio foi elaborado e desenvolvido na cidade de Medianeira Estado do Paraná, mais especificamente no Rio Alegria. Esse rio tem suas nascentes localizadas na área rural do município e recebe água de seus afluentes a Sanga Magnólia, a Sanga Manduri e a Sanga Maguari. Segundo a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) o Rio Alegria apresenta uma vazão média de aproximadamente 350 l/s antes das instalações da estação de tratamento de água e que no decorrer do rio a vazão aumenta devido à ocorrência de nascentes, aumentando a vazão média para aproximadamente 370 l/s até desaguar no lago de Itaipu.

O município de Medianeira se localiza na microrregião 36, Oeste do Estado do Paraná, tendo 402 metros de altitude e situado na latitude 25°17'40" ao sul e longitude 54°05'30" W-GR.

O clima é subtropical úmido mesotérmico, com verões quentes e geadas pouco frequentes, com tendência a concentração de chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. A média das temperaturas dos meses mais quentes é superior a 22°C e a dos meses mais frios é inferior a 18°C.



## **Material e métodos**

A primeira ação planejada foi a determinação dos pontos de coleta das amostras de água no Rio em estudo. Escolheu-se 4 pontos de coleta de água para retirar-se as amostras sendo definido o primeiro ponto antes do perímetro urbano, dois durante esse perímetro e o último após o Rio deixar a cidade. Os pontos foram demarcados em um mapa específico.

As análises foram realizadas no Laboratório Ambiental de Análises Físico-Química do Centro Federal de Educação Tecnológico do Paraná – Cefet-PR, exceto as análises de pH e temperatura que foram realizadas no local de coleta.

As amostras foram coletadas seguindo as especificações de SILVA (1977). Coletou-se as amostras de água em frasco de 5 litros, no centro do leito do Rio a uma profundidade de aproximadamente 15 cm, colocando-se a boca do frasco no sentido contrário do fluxo do rio. Após a coleta, os frascos foram armazenados em caixas de isopor com gelo, conduzidas ao laboratório de análises, onde as análises foram realizadas no mesmo dia da coleta.

As coletas foram realizadas no período da manhã no horário das 6h30min às 8h, e em caso de chuvas, esperava-se 72 horas para proceder-se a coleta. Com as amostras coletadas realizou-se as análises físico-química: potencial hidrogênio - pH, temperatura, turbidez, cloretos, sólidos sedimentáveis, Demanda Química de Oxigênio - DQO e Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO, todas com 4 repetições.

Coletou-se as amostras entre outubro de 2001 e fevereiro de 2002, portanto, o tempo de coleta foi de aproximadamente 4 meses. Após as análises físico-químicas, realizou-se uma Análise de Variância (Anova), seguido de Teste F para comparar as médias dos resultados para cada uma das variáveis em estudo.



**FIGURA 2 - COLETA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA DO RIO EM ESTUDO**



## ***Resultado e discussões***

Com os resultados das análises físico-química de pH, temperatura, turbidez, cloretos, sólidos sedimentáveis, Demanda Química de Oxigênio - DQO e Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO, pode-se verificar as condições de poluição do Rio e os impactos causados pela atividade humana ao longo do seu trajeto no perímetro urbano.

As variáveis em estudo foram:

### ***Potencial hidrogeniônico - pH***

Valores de pH acima dos padrões ou abaixo causam significativo impacto ao leito do Rio podendo haver a mortandade de peixes e de outros constituintes da flora e fauna aquática.

O pH em abastecimento de água é significativo, porque afeta o processo de tratamento de água e pode contribuir para a corrosão das estruturas hidráulicas e do sistema de distribuição. A corrosão pode adicionar constituintes para a água tais como: ferro, cobre, chumbo, zinco e cádmio. Em águas naturais os valores de pH variam de 5 a 9, sendo o ajustamento do pH dentro da faixa uma tarefa simples. (SANTOS et al.1999).

Nas análises de pH as médias encontradas nos pontos de coleta foram para o ponto 1 de 7,16, no ponto 2 de 7,08, no ponto 3 de 7,46 e no ponto 4 de 7,34. Verifica-se através das médias nos pontos de coleta em estudo que os mesmos estão dentro das especificações estabelecidas para os índices de pH, conforme

a resolução do Conama 020/86 que estabelece para águas de classe 1, 2 e 3 uma faixa com índices de pH entre 6,0 e 9,0.

### ***Temperatura***

A temperatura da água apresenta pequena variação, de forma lenta durante o dia, garantindo a sobrevivência dos seres aquáticos. Mudanças na temperatura podem resultar em modificações em outras propriedades como:

Redução da viscosidade da água pela elevação da temperatura, podendo ocorrer o afundamento de muitos microorganismos aquáticos, principalmente do fitoplâncton;

Aumento da sua densidade pela redução de temperatura, que ocorre até uma temperatura de 4°C, abaixo da qual a densidade diminui. A água possui densidade máxima a 4°C.

Quanto maior a temperatura, menor o teor de oxigênio dissolvido na água. (MOTA,1997).

As médias obtidas de temperatura em graus Celsius nos pontos de coleta foram no ponto 1 de 22,17, no ponto 2 de 22,27, no ponto 3 de 21,88 e no ponto 4 de 22,42.

A temperatura do Rio é semelhante à média da temperatura ambiente, que no período de estudo no município de Medianeira foi de 23,55°C. Na verificação da temperatura neste estudo buscou-se avaliar a ocorrência de despejos, um dos fatores que promovem mudanças de temperatura no Rio. Como a análise de temperatura ocorreu de outubro de 2001 a fevereiro de 2002 e não tendo oscilações de clima, concluiu-se que o leito do Rio não recebe despejos ou substâncias que possam interferir significativamente em sua temperatura.

### ***Turbidez***

A turbidez da água é atribuída principalmente às partículas sólidas em suspensão, que diminuem a claridade e reduzem a transmissão da luz no meio. A turbidez pode reduzir a eficiência da cloração, pela proteção física dos microrganismos do contato direto com os desinfetantes, além de transportar matéria orgânica absorvida que pode provocar alteração de sabor e odor. Estudos mais recentes associam à variável turbidez em mananciais que recebem despejos de esgotos domésticos à presença de organismos patogênicos, tornando-se além de um parâmetro de controle estético um parâmetro sanitário de qualidade. (SANTOS et al.1999).

A Resolução Conama 020/86, que estabelece padrões para águas de classes 1, 2 e 3, onde os índices de turbidez podem chegar até 100 UNT - Unidade de

Turbidez. Como resultado dessa variável, as médias para os pontos estudados foram de 9,08 UNT para o ponto de coleta 1, 8,37 UNT para o ponto de coleta 2, 9,17 UNT para o ponto de coleta 3 e no ponto de coleta 4 9,13 UNT. Então, os dados indicam que as médias de turbidez nos pontos em estudo estão dentro dos padrões estabelecidos. Através da análise de variância conclui-se que ao nível de 5% de significância, as médias de turbidez para todos os pontos de coleta são estatisticamente iguais.

### ***Cloretos***

O cloreto na forma de Cl<sup>-</sup> é um dos principais ânions encontrados nos esgotos domésticos, uma vez que o cloreto de sódio está presente na urina. (SILVA,1977).

As médias da concentração de cloretos nos pontos de coleta foram de 21,32 mg/l no ponto de coleta 1, 24,08mg/l no ponto 2, 27,87 mg/l no ponto 3 e no ponto de coleta 4 foi de 26,06 mg/l. Verifica-se que as médias obtidas em todos os pontos em estudo estão dentro dos parâmetros estabelecidos pela Resolução Conama 020/86, que classificam águas de classes 1, 2 e 3, com a concentração de cloretos até 250 mg/l.

Realizando-se a análise de variância para as médias dos índices de cloretos entre os pontos de coleta, permitiu concluir-se que as médias dos tratamentos ao nível de 5% de significância são estatisticamente diferentes.

### ***Sólidos sedimentáveis***

O aporte de efluentes doméstico e industrial amplia significativamente a concentração de sólidos dissolvidos nas águas dos rios afetados e a concentração de vários elementos. (CAIADO, 1994).

Nos rios brasileiros, na maioria dos casos, a carga em suspensão é bem maior que a carga dissolvida, principalmente na estação chuvosa. (CAIADO et al., 1999).

A quantidade verificada de sólidos sedimentáveis no Rio Alegria foi baixa, praticamente insignificante sendo a quantidade obtida menor que 0,1 ml/l o que significa que o Rio tem poucos sedimentos. Conforme a Resolução Conama 20/86 para águas de classes 1, 2 e 3 não são permitidas substâncias que formem depósitos objetáveis, virtualmente ausentes.

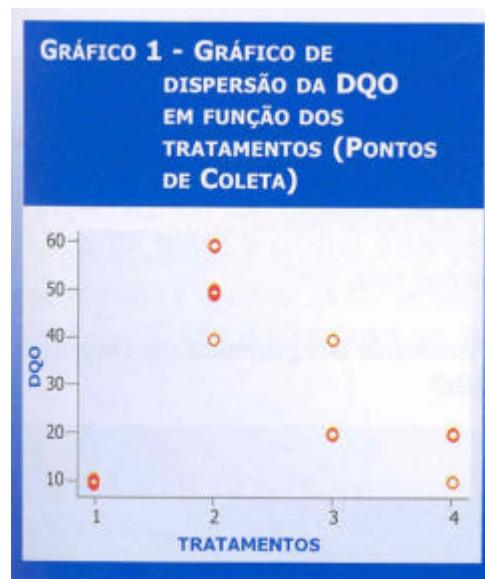
### ***Demanda Química de Oxigênio - DQO***

O ensaio para a medição de DQO é baseado no fato de que todos os compostos orgânicos, com algumas exceções, podem ser oxidados por um forte agente oxidante em condições ácidas, resultando em dióxido de carbono e água. Este teste permite a medição de poluentes orgânicos em termos da quantidade total de oxigênio requerida para a sua completa oxidação. A maior vantagem deste

teste é o pequeno tempo requerido para sua finalização. A sua principal limitação é a impossibilidade de diferenciar material orgânico biologicamente oxidável do biologicamente inerte. (CAIADO et al., 1999).

Segundo SANTOS et al. (1999) este parâmetro permite avaliar despejos que possam causar mortandade de peixes ou transferência de gosto à água, além de outros problemas. Quando a poluição for causada por substâncias facilmente putrescíveis (biodegradável) há necessidade de realizar a análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

A análise preliminar dos dados coletados de DQO, segundo os pontos de coleta em estudo, iniciou-se com um gráfico de dispersão, gráfico 1.



O gráfico 1, mostra que os índices de DQO em estudo possuem certa variabilidade entre os pontos de coleta e entre as medições dos próprios pontos.

Outro gráfico que possibilita a visualização da variabilidade dos índices de DQO é o gráfico de barras das médias, gráfico 2.



O gráfico 2 mostra a variabilidade das médias de DQO entre os pontos de coleta e uma análise preliminar indica que as médias dos pontos de coleta 1 e 4 possuem médias muito próximas. Já as médias dos ponto 2 indicam média superior aos pontos 1, 3 e 4. As médias obtidas nos pontos de coleta são de 9,75 mg/l para o ponto 1, 52,08 mg/l para o ponto 2, 24,81mg/l para o ponto 3 e 12,40 mg/l para o ponto 4. Então, a maior diferença de médias é de 42,34 mg/l de DQO entre os pontos de estudo. Observando-se o gráfico 2 conclui-se que o ponto 1 possui uma média em mg/l menor que as demais.

O esquema dos cinco números da tabela 1 permite visualizar os índices de DQO segundo os tratamentos (pontos de coleta), o menor e o maior valor observado, a mediana, o primeiro e o terceiro quartis.

No caso do Ponto de Coleta 1 (PC1), por exemplo, o menor valor observado é 9,10 mg/l, e o maior valor é de 10,00 mg/l, portanto a amplitude máxima é de 0,9 mg/l. O primeiro quartil, que é uma medida de dispersão, tem valor é 9,51 mg/l divide os dados do ponto 1 em 25% abaixo de 9,51 mg/l e 75% acima desse valor. A mediana por sua vez faz essa divisão em partes iguais, ou seja, 50% acima de 9,92 mg/l e 50% abaixo. O 3.º quartil divide os dados em 75% abaixo de 9,94 mg/l e 25% acima deste.

Para verificar até que ponto existe diferenças de médias entre níveis de DQO segundo os pontos de coleta, procedeu-se uma Anova.

**TABELA 1 - ESQUEMA DOS CINCO NÚMEROS**

Coleta	Esquema dos cinco números				
PC 1	MIN 9,10	1Q 9,51	ME 9,92	3Q 9,94	MÁX 10,00
PC 2	MIN 39,64	1Q 42,08	ME 54,71	3Q 59,52	MAX 59,65
PC 3	MIN 19,76	1Q 19,83	ME 19,85	3Q 59,52	MAX 59,52
PC 4	MIN 9,90	1Q 9,91	ME 9,34	3Q 17,33	MAX 19,89

**TABELA 2 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA**

Análise de Variância para a demanda química de oxigênio (DQO)

Causa da Variação	GL	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F <sub>0</sub>	Valor de P
Tratamentos	3	17993,1	5997,7	140,64**	0,000
Erros	60	2558,7	42,6		
Total	63	20551,8			

\*\* altamente significante

### Teste F

Para verificar se existe diferença significativa entre as médias dos índices de DQO entre os pontos de coleta em estudo, realizou-se o Teste F a 5% significância.

**TABELA 3 - ESQUEMA DOS CINCO NÚMEROS**

Coleta	Esquema dos cinco números				
PC 1	MIN 3,80	1Q 4,00	ME 4,25	3Q 4,40	MÁX 4,70
PC 2	MIN 7,90	1Q 8,43	ME 9,50	3Q 11,50	MAX 12,20
PC 3	MIN 4,90	1Q 5,10	ME 5,25	3Q 5,40	MAX 5,50
PC 4	MIN 4,00	1Q 4,43	ME 4,60	3Q 4,70	MAX 4,90

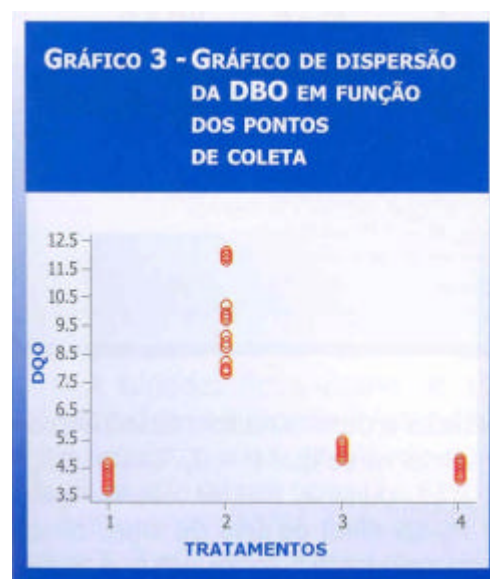
Na tabela 3, tabela da Anova, observa-se que o valor de  $F_0$  é de 140,64. Ao comparar-se esse valor  $F_0$  com o valor tabular  $F$ , a 5% de significância, associado a 3 (tratamentos) e 60 (resíduos) graus de liberdade para o numerador e denominador respectivamente, observa-se que  $F = 2,76$ . Como  $F_0 > F(3; 60, 0,05)$  ou seja,  $140,64 > 2,76$ , rejeita-se  $H_0$  ao nível de 5% de significância. Utilizando o teste  $F$ , conclui-se que ao nível de 5% de significância, as médias de DQO para os pontos de coleta são estatisticamente diferentes.

A média dessa variável no ponto de coleta 2 é mais elevada por fatores diversos, tais como, lançamento de esgotos domésticos, comerciais e industriais in natura. Logo, pode-se afirmar que o nível de poluição nos pontos dentro do perímetro urbano é maior do que nos pontos externos.

### ***Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO***

Demanda Bioquímica de Oxigênio é definida como a quantidade de oxigênio requerida para a estabilização da matéria orgânica e oxidação de materiais inorgânicos, tais como sulfetos e ferro-ferroso presentes em uma amostra de água. O teste de DBO é um bio-ensaio em que é medido o oxigênio consumido por organismos vivos enquanto utilizam a matéria orgânica presente na amostra de água. Quando executado em águas de rio, este teste mede as condições de poluição por matéria orgânica tanto de origens industriais como urbanas. (CAIADO et al., 1999)

Para proceder essa análise preliminar, elaborou-se, a partir dos dados coletados de DBO, segundo pontos de coleta em estudo, um gráfico de dispersão, gráfico 3.





Outro gráfico que possibilita a visualização da variabilidade dos índices de DBO é o gráfico de barras das médias, gráfico 4.



O gráfico 4 mostra a variabilidade das médias de DBO entre os pontos de coleta, e uma análise preliminar indica que as médias dos pontos de coleta 1, 3 e 4 possuem uma variabilidade com médias muito próximas. Já as médias do ponto 2 indicam média superior aos pontos 1, 3 e 4.

A análise exploratória dos dados realizada através da estatística descritiva, possibilita descrever os dados segundo suas particularidades de uma forma mais contundente. Esse procedimento permite uma maior compreensão de como se apresentam às concentrações de DBO em estudo segundo os pontos de coleta.

As médias nos pontos de coleta foram de 4,23 mg/l para o ponto 1, 9,78 mg/l para o ponto 2, 5,25 mg/l para o ponto 3 e 4,56 mg/l para o ponto 4. Então, a maior diferença de médias é de 5,55 mg/l de DBO entre os pontos em estudo.

Observando-se o gráfico 4 conclui-se que o ponto 1 possui uma média em mg/l menor que as demais. Entretanto todos os pontos em estudo estão dentro do parâmetro estabelecido pela Resolução Conama 020/86, que classifica águas de classes 2, e 3 com DBO até 10 mg/l. Realizando-se a classificação deste Rio, pode-se afirmar que o Ponto de Coleta 1 seria o melhor ponto de amostragem para obtermos resultados para classificá-lo, pois acima deste ponto está em desenvolvimento o projeto de recuperação e proteção das nascentes, e abaixo deste ponto tem-se a estação de tratamento de água que abastece a cidade, o qual conforme parâmetro de DBO se classificaria segundo a Resolução Conama 020/86 como rios de classe 2 que estabelece a DBO até 5,0 mg/l.

Utilizando os dados obtidos das análises pode-se elaborar o esquema dos cinco números tabela 3:

Este esquema permite visualizar os índices de DBO segundo os tratamentos (pontos de coleta), o menor e o maior valor observado, a mediana, o primeiro e o terceiro quartis.

No caso do Ponto de Coleta 1 - PC1, por exemplo, o menor valor observado é 3,80 mg/l, e o maior valor é de 4,70 mg/l, portanto a amplitude máxima é de 0,9 mg/l. O primeiro quartil, que é uma medida de dispersão, tem valor é 4,00 mg/l divide os dados do ponto 1 em 25% abaixo de 4,00 mg/l e 75% acima desse valor. A mediana por sua vez faz essa divisão em partes iguais, ou seja, 50% acima de 4,25 mg/l e 50% abaixo. O 3.º quartil divide os dados em 75% abaixo de 4,40 mg/l e 25% acima deste.

Para verificar até que ponto existem diferenças de médias entre níveis de DBO segundo os pontos de coleta, se procedeu a uma Análise de Variância – Anova. Os resultados são apresentados na tabela 4:

TABELA 4 - ANÁLISE DE VARIÂNCIA					
Análise de Variância para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO)					
Causa da Variação	GL	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F <sub>0</sub>	Valor de P
Tratamentos	3	321,38	107,13	170,89**	0,000
Erros	60	37,38	0,63		
Total	63	358,99			

\*\* altamente significativa

### Teste F

Observa-se que o valor de F<sub>0</sub> é de 170,89. Ao comparar-se esse valor F<sub>0</sub> com o valor tabular F, a 5% de significância, associado a 3 (tratamentos) e 60(resíduos) graus de liberdade para o numerador e denominador respectivamente, observa-se que  $F = 2,76$ . Como  $F_0 < F_{(3; 60, 0,05)}$  ou seja,  $170,89 > 2,76$ , rejeita-se H<sub>0</sub> ao nível de 5% de significância. Logo, pelo teste F, conclui-se que ao nível de 5% de significância, as médias de DBO para os pontos de coleta são estatisticamente diferentes. Pode-se concluir que o nível de poluição no ponto 2 é maior que os demais.

O ponto 2 analisado apresentou na análise de DBO e DQO, significativa variação, em quatro amostragens, num período de 4 meses, isso deve-se pelo fato dele estar localizado no perímetro urbano da cidade, que de certa forma recebe esgotos clandestinos e afluentes que também passam pelo perímetro urbano entre outros.

### Conclusão

De acordo com os resultados encontrados e metodologia utilizada conclui-se que:

- As análises de pH nos pontos em estudo indicaram médias estatisticamente diferentes para essa variável ao nível de 5% de significância, entretanto, dentro da Resolução do Conama 020/86 numa faixa que se estende de 6,0 a 9,0 para águas de classes 1, 2 e 3.
- Os despejos realizados neste Rio não produzem efeitos que possam mudar a temperatura.
- A turbidez ficou abaixo de 100 UNT em todas as amostras e estatisticamente iguais ao nível de 5% de significância, abaixo do que permite a Resolução do Conama 020/86 para águas de classes 1, 2 e 3.
- Os teores de cloretos são bem abaixo do que permite a Resolução do Conama 020/86 para águas de classes 1, 2 e 3 de até 250 mg/l e estatisticamente diferentes ao nível de 5% de significância.
- Os sólidos sedimentáveis são virtualmente ausentes.
- A DQO e DBO entre os pontos de coleta em estudo são estatisticamente diferentes ao nível de 5% de significância. No ponto 2, a média é mais elevada, o que demonstra o lançamento clandestino de esgotos domésticos, comerciais ou industriais in natura.
- O Rio Alegria pode ser classificado como de águas de classe 2, segundo a Resolução Conama 020/86.
- Observa-se no ponto 1, apesar de o Rio atravessar uma área de agricultura intensa, uma qualidade razoável desta água, fato que possivelmente esteja relacionado aos projetos de recuperação da matas ciliares para proteção do leito do Rio desenvolvido pela Câmara Temática do Meio Ambiente do Município de Medianeira.

Finalmente, este trabalho além de servir como fonte de dados para objetos de estudo posteriores, é um instrumento de alerta para as autoridades competentes e também para os integrantes da comunidade de Medianeira, pois esses atores sociais têm sua responsabilidade no que tange à poluição do leito do Rio Alegria.

## ***Referências***

AZEVEDO, L. G. T. et al. **O Banco Mundial e os recursos hídricos**. Brasília, DF.: PIC, 1999.

BLOOM, A. L. **Superfície da Terra**. São Paulo: Edgard Blücher, 1974.

CAIADO, M. A. C. **Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas do Rio Itapemirim**. Vitória, 1994. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo.

CAIADO, M. A. C., et al. Desenvolvimento regional e qualidade das águas da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABRH, 1999.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1974. 149 p.

. **Geomorfologia fluvial: o canal fluvial**. São Paulo: Edgard Blücher, 1981.

CONAMA - Resolução n. 20 de 1986. In: Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resoluções do CONAMA**. 2.ed. Brasília, DF.: SEMA. 1988. 98 p.

COOPER, C. M. et al. **Beyond the fence- Implication of agricultural erosion on aquatic ecosystems**: advances in hydro-services and engineering. S. I.: s. n.,1993. v. 1.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: ABES, 1997.

COSTA, A. C. Gestão de recursos hídricos: legislação e cidadania. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABRH, 1999.

MACHADO, D. T. Programa de municipalização da gestão ambiental. CICLO DE PALESTRAS DA SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1997, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF.: M&C Marketing e Comunicação, 1999.

MOTA, S. **Introdução á engenharia ambiental**, Rio de Janeiro: ABES, 1997.

SANTOS, D. G. Planos diretores de recursos hídricos. CICLO DE PALESTRAS DA SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1997, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF.: M&C Marketing e Comunicação, 1999.

SANTOS, M. A. S. de P. et al. Qualidade da Água: estudo de casos, Sistema Rio Grande X Sistema Rio Claro. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., Belo Horizonte, 1999. **Anais...** Belo Horizonte: ABRH, 1999.

SILVA, L. M. C. da. Análise de critérios de outorga de direito de uso de recursos hídricos com vistas ao desenvolvimento sustentável. In: CICLO DE PALESTRAS DA SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1997, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF.: M&C Marketing e Comunicação, 1999.

SILVA, O. S. A. da. **Análises Físico-Químicas para Estações de Tratamento de Esgotos**. São Paulo: ABES; CETESB, 1977.

STEIN, D. P.; GIMENEZ, A. F.; COLOMBO, F. Impacto da erosão nos recursos hídricos: determinação de áreas críticas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA 35., Belém, 1988. **Anais...** Belém: s.n., 1988.

TORRICO, R. Água e se a fonte secar? A responsabilidade vai além do universo agrícola. **Revista Panorama Rural a Revista do Agronegócio**, n. 24, mar. 2001.

TUCCI, C. E. M. et al. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade ABRH, 1997. 943 p.

VIEIRA, W.; HOFFMANN, R. **Estatística experimental**. São Paulo: Atlas, 1989.

## ***Autores***

**Solangela Menegol,**

aluna do 8.º período do curso superior de Tecnologia Ambiental, do Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná

**Carlos Alberto Mucelin,**

professor do Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná – Unidade de Medianeira, mestre em Engenharia de Sistemas Agroindustriais – Meio Ambiente

**Carlos Roberto Juchen,**

professor do Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná – Unidade de Medianeira. Mestre em Engenharia de Sistemas Agroindustriais – Meio Ambiente.

# REÚSO DAS ÁGUAS TRATADAS POR LODOS ATIVADOS NA AQUICULTURA

■ Thomas E. Lima Torres  
■ Patrícia R. de Carvalho Pinheiro

## *Resumo*

O reúso de águas constitui uma das principais diretrizes dos novos modelos de gerenciamento dos recursos hídricos, e em suas diversas formas, se mostra como alternativa para economia e racionalização no uso da água. O reaproveitamento de águas residuárias na aquicultura é uma forma de produção de proteínas a baixos custos, que pode ser explorada pela iniciativa privada ou pelo setor público. Este trabalho foi conduzido com o objetivo de caracterizar os efluentes de uma estação de tratamento de esgotos domésticos que utiliza o sistema de lodos ativados, comparando com os principais parâmetros observados para a criação de peixes em cativeiro, indicando assim as espécies mais propícias a esse tipo de cultivo. Dessa forma, são apresentados os resultados obtidos através de análises, que podem evidenciar a viabilidade técnica e as vantagens dessa alternativa de cultivo, contribuindo assim com informações necessárias à realização desses projetos.

Palavras chaves: Reúso de Águas, Viabilidade Técnica, Lodos Ativados, Aquicultura

## *Abstract*

Water reuse is one of the major guidelines for new models of water resources management and - in its different forms - is an option for saving and using water in a reasonable way. Recycling wastewater for aquiculture is a way of producing protein at low cost, that could be explored both by the public and private sectors. This study was carried out to identify the effluents of a domestic sewage treatment unit that employs the activated sludge system, comparing the major parameters used in fish breeding farms, thus finding which are the best species for this kind of breeding. In this paper we present the results achieved through analyses, which can show the technical viability and the advantages of this breeding option, contributing with some information necessary for carrying out this type of project.

Key words: Water reuse, technical viability, activated sludge, aquiculture

## ***Introdução***

A aqüicultura é um potencial "usuário" de águas. Contudo, é algumas vezes classificada como atividade de "uso não consuntivo", ou seja, forma de exploração dos recursos hídricos que não consome água (SRH, 1997). Esta classificação somente se enquadra às situações onde apenas se povoa com peixes os lagos, açudes ou reservatórios que não foram construídos com o objetivo principal do cultivo de organismos aquáticos. Nessa situação estão os açudes no Nordeste destinados ao abastecimento de cidades, onde os peixes, são cultivados de maneira extensiva e a pesca apenas agrega um valor econômico ao reservatório que é prioritariamente destinado ao abastecimento público, sem que o cultivo e a pesca promovam um aumento da quantidade de água utilizada.

Ao contrário do cenário descrito acima, na aqüicultura semi-intensiva e intensiva, modalidades onde se objetiva uma maior produtividade e retorno econômico e que vem mostrando um crescimento rápido nos últimos anos, podem e devem ser consideradas como atividades onde há consumo de água. Nesse tipo de aqüicultura, há a captação para os tanques e viveiros, onde a água sofre uma maior evaporação devido às próprias características dessas estruturas (grandes espelhos d'água com pouca profundidade) e passa por significativas alterações na sua qualidade devido ao processo de produção, antes de ser devolvida ao ambiente.

## ***O uso dos efluentes na aqüicultura***

Esse tipo de cultivo constitui uma alternativa para a produção de proteína animal a baixo custo e que pode atingir alta produtividade em função dos efluentes das ETEs (Estações de Tratamento de Esgotos) serem ricas fontes de nutrientes, promovendo assim o desenvolvimento, em abundância, do alimento natural para os peixes nos viveiros. Nutrientes e outros minerais que possam originalmente estar em formas não-disponíveis, são liberados através da atividade microbiana na coluna d'água e nos sedimentos, proporcionando substrato para os organismos fotossintetizantes, que constituem a base da alimentação de peixes herbívoros.

Dessa maneira é possível reduzir os gastos com rações, que normalmente representam os custos mais elevados nos cultivos. Além do controle da poluição, economia de água, rações e da reciclagem de nutrientes.

Dos países ocidentais, o México foi o que acumulou mais experiências no reúso de águas. Existe uma produção regular em quase todo o país de peixes, frutas e verduras que são produzidos com efluentes de estações de tratamento de esgoto e são vendidos normalmente nos supermercados. Segundo CEBALLOS

(1999), o mesmo ocorre no Peru, onde cultivos com águas residuárias produzem peixes que são comercializados ainda vivos.

## ***Material e métodos***

As coletas para realização do presente trabalho foram feitas na ETE da Companhia de Água e Esgoto de Estado do Ceará (Cagece), que trata esgotos com características tipicamente domésticas, e está situada no Campus do Picí, Universidade Federal do Ceará (UFC), localizada em Fortaleza. Foram realizadas duas coletas por semana, logo após as coletas, as amostras eram conduzidas ao Laboratório de Recursos Aquáticos/UFC (Laraq) e ao Laboratório de Oceanografia do Departamento de Engenharia de Pesca, onde, observados os procedimentos necessários, realizava-se de acordo com APHA (1985) as análises de pH, temperatura, salinidade, OD (oxigênio dissolvido), alcalinidade, CO<sub>2</sub> livre, amônia, CT (coliformes totais) e CF (coliformes fecais). Devido a não-disponibilidade de alguns equipamentos, as análises de DBO<sub>5</sub> (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio), SS (sólidos em suspensão), NT (nitrogênio total), PT (fósforo total), Dureza e Nitratos foram fornecidas pela Cagece.

As coletas de água foram feitas na saída do efluente para o tanque de contato, antes da cloração, onde ocorre a última etapa antes do descarte do efluente final. O motivo das amostras terem sido coletadas antes da cloração foi determinar as características originais do efluente tratado biologicamente, como se propõe o sistema de tratamento, sem que houvesse a adição de qualquer produto químico ao efluente e sua possível interferência nas análises.

## ***Resultados e discussões***

Com exceção do exame bacteriológico (colimetria) que será comentado adiante, todos os parâmetros analisados apresentaram valores favoráveis ao cultivo de organismos aquáticos (quadro 1), pois estão de acordo com o indicado pela Resolução Conama n.º 20, 18 de junho de 1986, que classifica as águas em doces, salobras e salinas em todo o território nacional.



**QUADRO 1 - RESUMO COM A COMPARAÇÃO DOS PADRÕES RECOMENDADOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA N.º 20/86 PARA CORPO D'ÁGUA CLASSE 2, COM OS VALORES MÉDIOS ENCONTRADOS PARA OS EFLUENTES DA ETE EM ESTUDO**

Parâmetros	Unidade	Valores Recomendados	Valores Encontrados
PH	-	6,0–9,0	7,01
DBO <sub>5</sub>	Mg/l	≤5	3,1
DQO	Mg/l	-	22,25
OD	Mg/l	≥5	5,11
SS	Mg/l	-	87,0
CF	org/100ml	1000	98
CT	org/100ml	5000	98
Amônia	MgNH <sub>3</sub> /l	≤0,2	0,060
Nitrito	MgN/l	1,0	0,423
Nitrato	MgN/l	10	2,47
CO <sub>2</sub> livre	Mg/l	≤20	10,20
Salinidade	Ppm	≤0,5	0,1
NT	Mg/l	-	0,013
PT	Mg/l	≤0,025	0,025
Dureza	Mg/l	15 –100	39,7
Alcalinidade	Mg/l	40 –200	40,04
Temperatura	°C	-	27,4

Nota: No quadro constam apenas os valores dos parâmetros (para corpo d' água classe 2) mais importantes para a aquicultura, a Resolução Conama n.º 20 lista ainda vários outros parâmetros físico-químicos.

Do segmento relativo às águas doces, a Resolução enquadra a criação natural ou extensiva de espécies destinadas à alimentação humana (aquicultura), nas classes 1 e 2.

A colimetria realizada nos efluentes da ETE, revelou uma alta concentração de microorganismos (coliformes totais e fecais) presentes na água. O tratamento biológico por lodos ativados apresenta, segundo SPERLING (1995a), uma eficiência de 65% a 90% na remoção de coliformes, contudo, deve-se considerar que tratamentos adicionais possam vir a ser necessários para remoção de coliformes, a fim de atender aos padrões desejáveis, considerando-se o uso para a produção de alimentos.

Os valores encontrados no ponto de coleta (antes da cloração) foram de  $402 \times 10^5$  coliformes fecais/100 ml e  $449 \times 10^4$  coliformes totais/100 ml. Entretanto, os valores encontrados após a cloração (analisados para fins de comparação), foram de 98 coliformes totais e fecais/100 ml, o que demonstra a grande eficácia da adição de cloro como desinfetante, e redutor da concentração de coliformes.

Este parâmetro necessita de uma atenção especial, pois influi diretamente na qualidade do pescado. Segundo considerações de VIEIRA (1989), a qualidade

será comprometida devido à microbiota do pescado ser tanto mais rica, quanto mais poluída for a água de onde ele advém.

A captação de água para o abastecimento dos viveiros, deve ser feita após a adição de cloro para garantir uma redução significativa na carga microbiana, contudo, deve ser observado um período de tempo adequado (aproximadamente 24 horas) para que ocorra a diminuição do cloro residual a fim de não comprometer o cultivo. A água clorada, quando exposta à luz solar, à agitação e altas temperaturas, reduz rapidamente sua concentração (SOARES & MAIA, 1999). Entretanto deve-se tomar o cuidado de não liberar a água para o abastecimento dos viveiros povoados com peixes de imediato, devendo-se mantê-la em uma caixa d'água ou tanque de armazenamento até que o cloro tenha atingido concentrações inócuas aos mesmos.

Quando se desejar abastecer diretamente os viveiros, os mesmos só devem ser povoados com os peixes após alguns dias (TORRES, 2000).

Existe a possibilidade da formação de produtos halogenados em função das reações do cloro com a matéria orgânica presente na água, porém não foram encontrados na literatura relatos de que esses compostos sejam prejudiciais aos peixes.

Apesar de uma significativa redução na carga microbiana ocorrer devido à cloração da água, os peixes, logo após a despesca, devem ser lavados com água clorada ou hipoclorito de sódio, a uma concentração de aproximadamente 10% para a eliminação de uma possível microbiota remanescente nos peixes.

## ***Aspectos técnicos***

A estação de tratamento possui as vazões de projeto mínima, média e máxima de 12,10 l/s, 22,32 l/s e 38,66 l/s respectivamente. Levando-se em conta que a quantidade de água aproximadamente necessária para inundar 1 hectare seja de 36 m<sup>3</sup>/h, ao considerarmos a vazão média, dispõe-se de água suficiente para abastecer 2,23 ha de viveiros. Se tomada por base a vazão máxima (38,66 l/s), dispõe-se de água para atender até 3,86 ha de viveiros. Entretanto, esses valores foram calculados através de uma estimativa média da quantidade de água necessária por hectare para um cultivo de peixes, sendo que, a área inundada poderá ainda ser ampliada, dependendo da proposta do projeto, das dimensões e das disposições dos viveiros, sistemas de cultivo, etc.

Deve-se levar em conta que é possível ainda utilizar as variações diárias nas vazões dos efluentes para se otimizar o abastecimento dos viveiros.

## ***Conclusão***

O cultivo de organismos aquáticos utilizando-se águas residuárias é uma alternativa viável para a reciclagem dos nutrientes existentes nas águas tratadas, sem que sejam necessárias significativas adaptações dos projetos de tratamento de esgotos e de aqüicultura.

As espécies de peixes mais indicadas para esse tipo de cultivo são também aquelas mais comumente cultivadas no Nordeste do Brasil, tais como as tilápias e as carpas.

## ***Considerações finais***

O reúso pode ainda reduzir custos de produção na aqüicultura, pois possibilita uma economia no uso de rações balanceadas, uma vez que, mais nutrientes estarão disponíveis para o plâncton e conseqüentemente para os peixes. Pode representar uma economia ainda maior, onde a cobrança pela água venha a incorporar mais uma despesa para o setor.

O reúso pode abranger várias modalidades de cultivos, sendo mais indicado, por motivos econômicos, a modelos de produção semi-intensiva.

Cultivos com águas residuárias podem servir não só à iniciativa privada, mas também a propósitos públicos, podendo contemplar programas sociais de geração de empregos, renda e formação de profissionais. Nesse caso a produção pode ser comercializada, ou ainda servir como fonte de proteína para a própria população local, por exemplo, através da merenda escolar.

A elaboração do projeto torna-se significativamente mais simplificada e menos dispendiosa, uma vez que a grande maioria do levantamento de dados e informações necessárias ao projeto, tais como plantas da bacia hidrográfica e de contribuição, levantamento planialtimétrico do local, pluviosidade e fotoperíodo, taxas de evaporação e de infiltração, características da água e do solo, etc, constam no memorial descritivo do projeto da ETE e podem ser considerados na elaboração do projeto de cultivo. O memorial descritivo da ETE conta ainda com dados importantes e decisivos na escolha do tipo de projeto e local de implantação, tais como população local, principais estradas para escoamento da produção, renda per capita da população, entre outras informações que são imprescindíveis ao estudo de mercado que deve acompanhar o projeto técnico desse tipo de empreendimento.

## ***Recomendações***

A experiência sugere uma ausência de quantidades significativas de metais pesados nos efluentes domésticos. Contudo uma grande atenção deve ser dada a este parâmetro (SPERLING, 1995a).

A indicação para lavagem dos peixes com água clorada a 10% provém da eficiência demonstrada por esta prática na redução da carga microbiana de peixes obtidos em águas com níveis de contaminação semelhantes aos encontrados nas águas tratadas por lodos ativados. Recomenda-se, entretanto uma pesquisa adicional que investigue os níveis de contaminação na carne dos peixes cultivados em águas residuárias, que, normalmente dependem tanto da carga microbiana da água, como da eficiência do tratamento.

Os projetos de reúso, em geral, não devem contar somente com as águas efluentes das estações de tratamento, devendo sempre que possível, possuir uma fonte de água alternativa.

## ***Referências***

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: APHA, 1985. 1268p.

CEBALLOS, B. O. Reutilização de águas servidas é alternativa. **Diário do Nordeste**, Fortaleza, 08 set. 1999. Caderno 1, p. 9.

**KONIG, A.;CEBALLOS, B. S. O. Reúso de águas residuárias: uma alternativa para a produção e controle ambiental**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 19., 1997, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: s.n., 1997.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ. **Usando bem as águas do Ceará**. Fortaleza, 1997. 20p.

SOARES, J. B.; MAIA, A. C. F. **Água, microbiologia e tratamento**. Fortaleza: UFC, 1999.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA, 1995a. v. 1. 234p.

TORRES, T. E. L. **Estudo da viabilidade técnica do reúso de águas residuárias na aquicultura**. Fortaleza, 2000. Trabalho de Graduação. Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará.

VIEIRA, R. H. S. F. **Ciência e tecnologia dos organismos aquáticos, aspectos microbiológicos do pescado antes e depois de processado**. St. John's, Newfoundland, Canadá: Printed Service, 1989. v. 1.

## ***Agradecimentos***

À Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (Cagece) pela presteza no fornecimento dos dados.

Ao professor Masayoshi Ogawa, Norma Barreto, Cinthia, André, Daniel, Aragão Neto, Janaína, Dioniso e demais funcionários do Laboratório de Recursos Aquáticos da Universidade Federal do Ceará (Laraq), que contribuíram para a realização do trabalho.

## ***Autores***

**Thomas Edson Lima Torres,**

engenheiro de pesca,

mestrando em Desenvolvimento e Meio Ambiente – UFC

**Patrícia Rodriguez**

**de Carvalho Pinheiro,**

engenheira de pesca, mestre e doutora em Ciências Biológicas/Limnologia (Inpa/AM), professora do Departamento de Engenharia

de Pesca – UFC.

# AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO VERTICAL DE NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITROGÊNIO AMONIACAL E pH EM LEIRAS DE LODO DE ESGOTO CALEADO

■ Cleverson Vitorio Andreoli  
■ Charles Carneiro

## Resumo

A reciclagem agrícola de lodo de esgoto é uma das alternativas de disposição final mais utilizadas no mundo. A caleação é um dos processos de higienização que torna viável o aproveitamento desse material, por conseguinte, ocorrem alterações na dinâmica da maioria dos nutrientes em função da elevação do pH. Este trabalho objetiva avaliar o comportamento e a concentração de nitrogênio (N) sob as formas: amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) e orgânica, em perfis de lodo de esgoto em função de caleação a 30% em base de matéria seca. O experimento foi conduzido na ETE - Norte, município de Guarapuava - PR. O lodo de esgoto é proveniente de reator anaeróbio de lodo fluidizado (Ralf), parcialmente desidratado em leito de secagem (50% de sólidos totais). O delineamento experimental utilizado foi com blocos casualizados, sendo 3 tratamentos e 3 repetições: T<sub>1</sub> – lodo caleado com cobertura; T<sub>2</sub> – lodo caleado sem cobertura; T<sub>3</sub> – lodo bruto. As coletas foram feitas 60 dias após a implantação do experimento, às seguintes profundidades: estratificada: 0-5 cm; 5-20 cm; 20-45 cm; 45-75 cm; 75-80 cm, e não estratificada: composta de todo perfil. O tratamento lodo bruto foi estatisticamente superior em relação aos teores de N orgânico caracterizando uma menor taxa de mineralização em relação aos lodos caleados. O pH aumentou significativamente com a adição da cal, conseqüentemente as concentrações de N- $\text{NH}_4^+$  foram maiores no lodo bruto, onde a taxa de nitrificação e perdas por volatilização de amônia foram menores relativamente ao lodo caleado. O tratamento T<sub>1</sub> apresentou um acúmulo de N- $\text{NH}_4^+$  na camada superficial demonstrando a eficiência da cobertura plástica na retenção do gás amônia. O pH tem relação direta com a intensidade de oxidação das formas amoniacais, e é fator condicionante da quantidade de lodo caleado que pode ser aplicado ao solo. Os teores de N-orgânico não variam significativamente em função da profundidade, já a concentração das formas amoniacais sofre variação devido a maior taxa de volatilização e nitrificação das camadas superiores.

Palavras-chave: lodo de esgoto, nitrogênio, N-amoniacal, N-orgânico

## **Abstract**

Recycling sludge for agriculture purposes is one of the most widely adopted options for final disposal worldwide. Lime addition is one of the hygienization processes that renders this material fit for use; therefore, the dynamics of most of the nutrients is altered due to pH increase. This paper aims at assessing the behavior and concentration of nitrogen (N), both in its ammoniac ( $\text{NH}_4^+$ ) and organic forms, in sewage sludge profiles, after adding lime (30%) to a dry matter base. The experiment was carried out at ETE – Norte (Sewage Treatment Unit), located in Guarapuava, PR. The sewage sludge comes from an anaerobic reactor (RALF), partially dehydrated in a drying bed (50% of total solids). The experiment was designed to have random blocks of 3 treatments and 3 repetitions: T<sub>1</sub> – covered lime treated sludge; T<sub>2</sub> – uncovered lime treated sludge; T<sub>3</sub> – raw sludge. Samples were collected 60 days after the experiment was implemented, at the following depths: stratified: 0-5 cm; 5-20 cm; 20-45 cm; 45-75 cm; 75-80 cm, and unstratified: composed of the whole sample. Statistically, there was a higher content of organic-N in the raw sludge, and a lower mineralization rate compared to the lime-treated sludge. The pH increased significantly with the addition of lime. Consequently, the concentrations of N- $\text{NH}_4^+$  were higher in the raw sludge — in which the nitrification rate and losses due to the volatilization of ammonia were lower — compared to the lime-treated sludge. In treatment T<sub>1</sub> N- $\text{NH}_4^+$  accumulated in the surface layer, indicating that the plastic cover was efficient in retaining ammonia gas. The pH is directly related to the oxidating power of ammoniac forms, and it regulates the amount of lime-treated sludge that may be applied to the soil. The content of organic-N does not vary significantly due to depth; however, the concentration of the ammoniac forms varies due to the higher rate of volatilization and nitrification in the upper layers.

Key words: sewage sludge, nitrogen, -N, organic-N

## **Introdução**

Ao longo dos últimos anos vem crescendo a disposição final de lodo de esgoto através do uso agrícola. Desde que seguidos os devidos critérios técnicos que condicionam a aplicabilidade do lodo na agricultura, a utilização do biossólido, além do baixo custo como fomento à produção, é extremamente relevante do ponto de vista ambiental, visto que há dificuldades de disposição final do resíduo no ambiente. Além de ótimo condicionante de solo devido ao elevado teor de matéria orgânica, é fonte de vários nutrientes de interesse em nutrição de plantas dentre os quais destaca-se o nitrogênio.

Dentre os processos de higienização do lodo para uso na agricultura a caleação tem significativa importância pelo seu baixo custo, facilidade operacional e eficiência; além de agregar valor ao biossólido caracterizando-o como corretivo de acidez dos solos. As principais reações químicas ocasionadas pela caleação ( $\text{CaO}$ ) no lodo resultam em elevação de pH e temperatura, conseqüentemente

perdas de nitrogênio sob formas gasosas, NO, N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> e principalmente NH<sub>3</sub>, que também atua no processo de desinfecção. A concentração de NH<sub>3</sub> e sua forma iônica NH<sub>4</sub><sup>+</sup> variam em função do pH do meio.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento e a concentração de nitrogênio sob as formas: amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e orgânica, em perfis de lodo de esgoto em função da caleação a 30% (em base de matéria seca (MS) de lodo); verificar perdas de nitrogênio sob a forma gasosa amoniacal relacionada aos efeitos pH e temperatura e avaliar a influência da caleação sobre o pH no perfil do lodo.

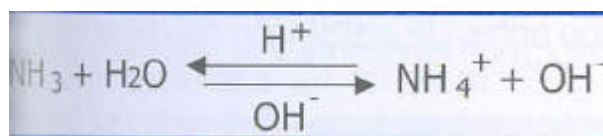
## ***Revisão bibliográfica***

O pH de lodo bruto geralmente apresenta-se em condições de acidez. Em tal faixa de pH, estão presentes em maior quantidade formas amínicas e amoniacais em relação às formas nítricas. Por conseguinte, as formas amoniacais (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) são os primeiros produtos da decomposição que são significativamente absorvidos pelas plantas (ANDREOLI et al., 2001). Seqüencialmente, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e quantidades ínfimas e instáveis de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> também são formas minerais de N resultantes do processo de mineralização. As formas gasosas NO, N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> e efetivamente NH<sub>3</sub> também têm concentrações relevantes nestes processos, especialmente relacionadas a perdas de N.

A forma N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pode ser fixada por argilas, siltes e até areias contendo vermiculitas. O processo de fixação dos íons NH<sub>4</sub><sup>+</sup> torna-os menos passíveis de serem nitrificados (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), adicionalmente, minimizam-se as perdas por lixiviação. A intensidade de fixação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é aumentada quanto mais lenta for a mineralização, pela exposição gradativa do íon. Os solos que apresentam concentrações elevadas de K<sup>+</sup> podem reduzir a fixação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, visto que íons K<sup>+</sup> não promovem a expansão e contração dos látices das argilas, dificultando a fixação (TISDALE et al., 1985; MELLO et al., 1983).

São várias as formas de perda de N do sistema, dentre as quais tem significativa importância a volatilização de amônia (NH<sub>3</sub>) e/ou desnitrificação.

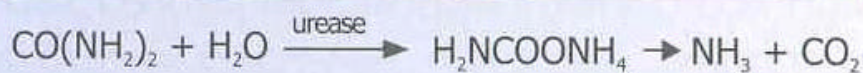
A volatilização de NH<sub>3</sub> depende da concentração de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NH<sub>3</sub> em solução, que por sua vez são altamente dependentes do pH (HENRY et al, 1999):







Como demonstrado na figura 1, as perdas de N na condição NH<sub>3</sub> são maiores em pH mais elevado; a partir de pH 11 praticamente toda forma amoniacal solúvel está sob estado gasoso. Temperaturas acima de 45°C também potencializam volatilizações de NH<sub>3</sub>, devido ao aumento na taxa de várias reações e na atividade da urease (TISDALE et al., 1985):

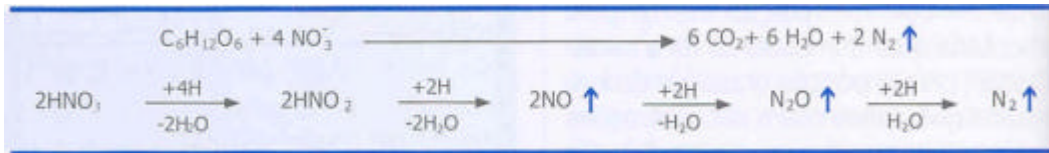


Nos processos de higienização através de caleação ocorrem acréscimos na temperatura da massa de lodo causados pela reação exotérmica resultante da aplicação da cal virgem (CaO) ao lodo de esgoto. O pH também aumenta significativamente em função da dosagem de CaO. Estas variáveis são as principais condicionantes das perdas de N relacionadas a volatilização de NH<sub>3</sub>. Em trabalho de PASSAMANI et al. (2000), foram observados níveis de pH acima de 12 em tratamentos com concentrações de cal, variando entre 20 e 60% (MS lodo).

O teor de umidade do meio também favorece a volatilização de NH<sub>3</sub> devido às condições propícias para reações químicas e microbianas. Assim, acredita-se que as maiores perdas de NH<sub>3</sub> ocorrem quando o solo está próximo à capacidade de campo. Adicionalmente, a natureza dos resíduos orgânicos presentes em superfície também influencia de modo indireto as quantidades volatilizadas, devido à manutenção das condições de umidade.

O processo de desnitrificação ocorre em condições de anaerobiose, onde alguns organismos (principalmente *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Paracoccus*) têm a capacidade de obter O<sub>2</sub> de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, conseqüentemente, ocorre liberação

dos compostos  $N_2$ ,  $N_2O$  e algumas vezes  $NO$ , os quais são voláteis. As perdas por desnitrificação são bastante variáveis, algumas vezes atingindo grandes proporções. Estas variações dependem principalmente das condições do ambiente, dos mecanismos fisiológicos da planta e da população de bactérias. Sob valores de pH inferiores a 5,0 não há desnitrificação, no entanto em pH alto a taxa de desnitrificação é aumentada significativamente:



A relação C/N afeta diretamente a intensidade de decomposição. Quando a proporção entre C e N é alta, há uma demanda microbiana de N inorgânico, processo denominado de imobilização, que retorna novamente o N à condição orgânica. As formas orgânicas correspondem a aproximadamente 98% do N existente no solo, fazendo parte da estrutura de compostos como aminoácidos, proteínas, aminoaçúcares, amidos, ácidos nucléicos e também a diversos polímeros. A conversão do N orgânico a formas minerais geralmente acontece de forma rápida quando os níveis de matéria orgânica são altos. No entanto, é extremamente relevante a influência de fatores climáticos, físicos, químicos e biológicos. Segundo TISDALE et al. (1985), para razões entre 20 e 30 pode ocorrer tanto imobilização como mineralização. Para valores acima de 30 ocorre imobilização, e valores abaixo de 20 ocorre liberação de N mineral. A concentração de N total do resíduo a ser adicionado ao solo também pode ser parâmetro indicador de imobilização e/ou mineralização. Ainda, concentrações de N acima de 17 g/kg caracterizam a mineralização como processo predominante sob condições anaeróbias. A relação C/N tende a estreitar-se proporcionalmente ao aumento da profundidade, em função da diminuição na concentração de C no perfil.

**TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO LODO DE ESGOTO BRUTO**

pH	Al <sup>3+</sup>	H+Al	N	Ca <sup>2+</sup> +Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	T	P	C	pH	V
			(g/kg)	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>				mg/dm <sup>3</sup>	g/dm <sup>3</sup>	SMP	%
4,60	0,50	14,40	17,61	15,00	10,20	0,33	29,73	80,0	53,9	4,80	51,56

## ***Materiais e métodos***

O experimento foi conduzido na Estação de Tratamentos de Esgoto - Norte, município de Guarapuava - PR, tendo clima caracterizado como Cfb segundo KOEPPEN. O lodo de esgoto testado é proveniente de reator anaeróbio de lodo fluidizado (Ralf), parcialmente desidratado em leito de secagem, até alcançar um teor de sólidos próximo a 50%. O lodo permaneceu cerca de três meses armazenado antes da instalação do experimento.

O material foi analisado quimicamente para as características que seguem:

A caleação que corresponde à aplicação de CaO ao lodo de esgoto bruto, foi realizada na concentração de 30% CaO (base MS lodo).

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, com 3 tratamentos e 3 repetições. Sendo:

T<sub>1</sub> – tratamento lodo caleado com cobertura;

T<sub>2</sub> – tratamento lodo caleado sem cobertura;

T<sub>3</sub> – tratamento lodo bruto;

Os tratamentos com aplicação de cal foram utilizados face à importância da caleação como processo de higienização de lodo de esgoto. O tratamento com cobertura plástica visa minimizar as perdas de nitrogênio sob formas voláteis, através de contenção da dissipação dos gases e o retorno à massa de lodo por condensação.

As amostragens foram feitas 60 dias após a implantação do experimento, nas seguintes profundidades de coleta:

Estratificada: 0-5 cm; 5-20 cm; 20-45 cm; 45-75 cm; 75-80 cm;

Não estratificada: composta de todo perfil;

Os parâmetros avaliados foram nitrogênio orgânico e amoniacal (NH<sub>4+</sub>) - (método macro Kjeldahl) e pH (em cloreto de cálcio).

## ***Resultados e discussão***

Foram verificadas variações nas concentrações em função dos diferentes tratamentos para as amostras compostas nas formas N-amoniacal e N-orgânico, e também nos níveis de pH, atestadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade (tabela 2). Observa-se um maior teor de N orgânico no tratamento lodo bruto caracterizando uma menor taxa de mineralização em relação aos lodos caleados.

TABELA 2 - COMPARAÇÃO ENTRE MÉDIAS DE TRATAMENTO PARA AMOSTRAS COMPOSTAS, SEGUNDO TUKEY (5%)			
Tratamento	Amoniacal (mg/Kg)	Orgânico(mg/kg)	pH
Caleado + Cobertura	157,44 <b>b</b>	4275,82 <b>b</b>	10,87 <b>a</b>
Caleado - Cobertura	54,50 <b>b</b>	3668,73 <b>b</b>	10,03 <b>a</b>
Bruto	1109,74 <b>a</b>	8069,72 <b>a</b>	4,87 <b>b</b>

O pH aumentou significativamente com a adição da cal, sendo que o pH do lodo bruto apresenta-se em níveis baixos, no entanto, apto à maioria das espécies agricultáveis. As concentrações de N-amoniacal também foram maiores no lodo bruto, onde a taxa de nitrificação e as perdas por volatilização de amônia foram menores comparativamente ao lodo caleado evidenciando o efeito do pH. Logo, as razões N-orgânico/N-amoniacal foram muito maiores para os lodos caleados. Nos tratamentos lodo caleado com e sem cobertura, apesar de estatisticamente iguais nos aspectos de amostra composta, observou-se uma concentração três vezes maior de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no tratamento com cobertura plástica, resultado da contenção dos gases de amônia (tabela 2).

Os resultados visualizados na tabela 3 evidenciavam um acúmulo de N-amoniacal na camada superficial do tratamento lodo caleado + cobertura plástica, devido à condensação dos gases voláteis principalmente amônia e conseqüentemente retorno à massa de lodo. O aumento na concentração de amônia relacionada ao pH foi devido ao aumento de íons OH<sup>-</sup> na solução, com conseqüente liberação de H<sup>+</sup> de íons amônio. Já a elevação da temperatura, tem relação direta com a intensidade de volatilização do gás.

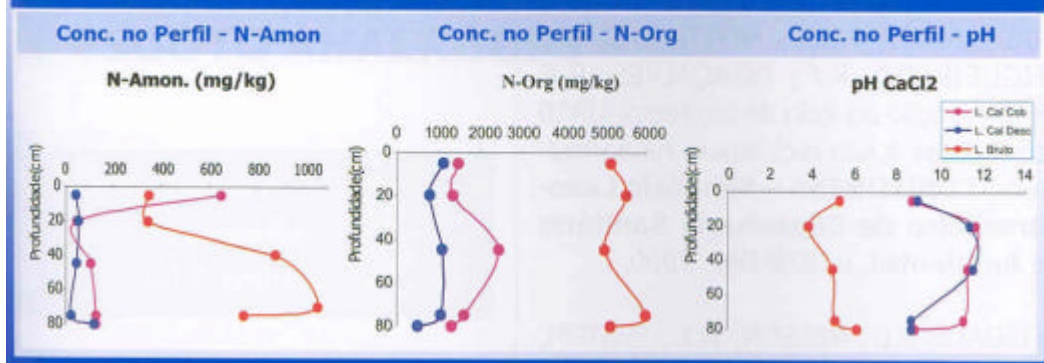
Houve um acúmulo de N-amoniacal em profundidade no tratamento lodo bruto, que pode ser atribuído a uma maior taxa de nitrificação e microrganismos nas camadas superiores (figura 2). Também, devido a maior taxa de nitrificação causada pela elevação no pH, os tratamentos com lodo caleado apresentaram menores teores de N-amoniacal em relação ao lodo bruto, evidenciados pelos altos coeficientes de variação (tabela 3). Com exceção da camada superficial, as demais profundidades testadas dos tratamentos com lodo caleado apresentaram concentrações aproximadas, considerando a heterogeneidade do material. Esta maior concentração de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> na profundidade 0 – 5cm comprova a eficiência da cobertura na contenção do gás NH<sub>3</sub> e conseqüentemente o retorno à massa de lodo.

**TABELA 3 - CONCENTRAÇÕES DE N-AMONIAL; N-ORGÂNICO E pH EM FUNÇÃO DA PROFUNDIDADE E TRATAMENTO APLICADO**

Profundidade	Cal. + cob.	Cal.- cob.	Bruto	Média	DP	CV (%)
<b>N-Amoniacal (mg/kg)</b>						
0 - 5 cm	568,02	39,66	304,27	303,98	264,18	86,91
5 - 20 cm	43,14	47,93	302,56	131,21	148,41	113,11
20 - 45 cm	93,95	42,37	916,70	351,01	490,58	139,76
45 - 75 cm	115,84	21,85	1071,53	403,07	580,80	144,09
75 - 80 cm	115,77	106,79	801,51	341,36	398,52	116,75
<b>Méd. Pond.</b>	<b>123,62</b>	<b>39,58</b>	<b>814,13</b>	<b>325,78</b>	<b>425,01</b>	<b>130,46</b>
<b>N-Orgânico (mg/kg)</b>						
0 - 5 cm	2191,05	1911,97	5181,43	3094,82	1812,44	58,56
5 - 20 cm	2090,62	1641,56	5481,65	3071,27	2099,49	68,36
20 - 45 cm	2999,43	1899,20	5061,59	3320,08	1605,39	48,35
45 - 75 cm	2312,21	1877,42	5874,79	3354,80	2193,17	65,37
75 - 80 cm	2078,89	1433,88	5193,47	2902,08	2010,44	69,28
<b>Méd. Pond.</b>	<b>2463,26</b>	<b>1814,44</b>	<b>5461,03</b>	<b>3246,25</b>	<b>1945,30</b>	<b>59,92</b>
<b>pH</b>						
0 - 5 cm	9,0	9,3	5,3	7,8	2,2	28,1
5 - 20 cm	12,2	11,9	4,1	9,4	4,6	49,2
20 - 45 cm	11,8	12,1	5,1	9,7	3,9	40,9
45 - 75 cm	11,6	9,0	5,2	8,6	3,2	37,6
75 - 80 cm	9,2	9,0	6,1	8,1	1,8	21,7
<b>Méd. Pond.</b>	<b>11,43</b>	<b>10,52</b>	<b>4,99</b>	<b>8,98</b>	<b>3,48</b>	<b>38,77</b>

O tratamento lodo caleado sem cobertura apresentou concentrações de N-orgânico relativamente menores que o tratamento com cobertura, em todas as profundidades de perfil estudados (figura 2), sugerindo uma intensidade relativamente maior de decomposição atribuída a ação mais efetiva de fatores climáticos.

**FIGURA 2 - COMPORTAMENTO DE N-AMONIAL; N-ORGÂNICO E pH EM FUNÇÃO DOS TRATAMENTOS**



Possivelmente a variabilidade na concentração hidrogeniônica em profundidade nos tratamentos com lodo caleado foi devido à irregularidade na homogeneização da mistura lodo - cal durante o processo de caleação. Os níveis de pH serviram como parâmetro auxiliar no monitoramento das concentrações de N-orgânico e N-amoniacal. Adicionalmente, foi possível

verificar o aumento dos níveis de pH com a adição de cal, atingindo condições impróprias para cultivo de plantas. Porém, se adicionado ao solo, tem efeito corretivo de acidez, diluindo um possível efeito prejudicial do pH, melhorando as condições de solo para o desenvolvimento de plantas. O pH do lodo caleado é um dos principais fatores indicadores para a quantidade do biossólido a ser utilizada.

## **Conclusão**

O estudo da dinâmica da mineralização e do comportamento vertical de nitrogênio em lodo de esgoto fornece parâmetros úteis à definição das doses desses materiais a serem aplicados ao solo, a fim de evitar a disponibilização de nitrato em quantidades excedentes à capacidade de absorção das plantas, visto que os íons nitrato são mais passíveis de serem lixiviados devido à baixa capacidade de retenção, podendo contaminar os lençóis freáticos.

Os teores de N-orgânico não variaram significativamente em função da profundidade no lodo armazenado em leiras, contudo, as concentrações das formas amoniacais apresentaram alterações devido a maior taxa de volatilização e nitrificação das camadas superiores mostrando uma tendência de maior acúmulo em profundidade, especialmente no lodo bruto. A cobertura plástica se mostrou eficiente na diminuição das perdas de N sob formas gasosas causadas pelo processo de caleação.

O pH tem relação direta com a intensidade de oxidação das formas amoniacais, e é fator condicionante da quantidade de lodo caleado que pode ser aplicado ao solo.

É relevante conhecer o comportamento do nitrogênio no lodo de esgoto, bem como suas formas e concentrações, a fim de quantificar a disponibilidade e a viabilidade de aplicação desse nutriente. Nesse sentido, maiores estudos são ainda necessários envolvendo a determinação de todas as formas de nitrogênio presentes em lodos caleados, enfatizando a formas nítricas.

## **Referências**

ANDREOLI, C.A.; FERREIRA, A.C.; CHERUBINI, C.; CARNEIRO, C.; TELES, C.R.; FERNANDES, F. Higienização do Lodo de Esgoto (cap. 4). In: ANDREOLI, C.V. et al. . **Resíduos Sólidos do Saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Editora RiMa, Curitiba, 2001.

HENRY, C.; SULLIVAN, D.; RYNK, R.; DORSEY, K.; COGGER, C. **Managing nitrogen from biosolids**. Northwest Biosolids Management Association, Washington, 1999.

MELLO, F.A.F.; BRASIL SOBRINHO, M.O.C.; ARZOLLA, S. SILVEIRA, R.I.; NETTO, A.C.; KIEHL, J.C. **Fertilidade do solo**. 2ª ed., Piracicaba, 1983

PASSAMANI, F.R.F.; MOTTA, J.S. da; FIGUEIREDO, K.F.; GONÇALVES, R.F. Higienização do lodo de um reator UASB com vistas a sua reciclagem na agricultura; **IX SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 638-646, 2000.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; PEATON, J.D.; HAVLIN J.L. **Soil fertility and fertilizers**. 5ª ed., New York, 1985.

VALE, F.R.; GUILHERME, L.R.G.; GUEDES, G.A. de A.; FURTINI NETO, A.E. **Fertilidade do Solo: dinâmica e disponibilidade dos nutrientes de plantas**. UFLA/FAEPE, 171 p., 1997.

## ***Autores***

**Cleverson Vitório Andreoli,**

engenheiro agrônomo, mestre em Agronomia e doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento, engenheiro da Sanepar, coordenador do Programa Interdisciplinar de Pesquisa em Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto e de Gerenciamento de Mananciais,

professor do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR e da FAE / CDE Business School

**Charles Carneiro,**

engenheiro agrônomo, mestre em Ciência do Solo, bolsista DTI/RHAE, Sanepar, integrante do Grupo Coordenador do Projeto Interdisciplinar de Pesquisa sobre Eutrofização de Águas de Abastecimento Público na Bacia do Altíssimo Iguaçu e do Programa Interdisciplinar de Pesquisa em Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto e de Gerenciamento de Mananciais.

# SOLARIZAÇÃO NA REGIÃO SUL DO BRASIL, COMO FORMA DE HIGIENIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO ANAERÓBIO

■ Cristina Cherubini  
■ Celina Wisniewski  
■ Cleverson V. Andreoli

## **Resumo**

O presente trabalho realizou contagem e teste de viabilidade para ovos de helmintos presentes em lodo de esgoto anaeróbio, proveniente de Ralf. Os ovos de helmintos foram escolhidos como indicadores da qualidade sanitária do lodo por apresentarem elevada resistência aos inúmeros fatores adversos do ambiente. O período de avaliação foi de 60 dias e contou com três tratamentos e três repetições: T1) Testemunha; T2) Secagem + Solarização; T3) Solarização + Secagem. O processo utilizado foi a solarização, visando a criação do efeito estufa e conseqüente aquecimento do lodo pelo uso da energia solar. A maior temperatura observada na camada inferior do perfil de lodo foi de 37° no tratamento Secagem + Solarização, contra 31,6° observados no tratamento Solarização + Secagem. A verificação da presença dos ovos de helmintos foi realizada de forma estratificada no perfil de lodo ( $1/3$  superior e  $2/3$  inferiores). Observou-se predominância dos ovos de helmintos do gênero *Ascaris* sp., bem como comprovação da sedimentação dos ovos para camadas mais profundas do perfil de lodo, tendo, ao 60 dias, praticamente 86% dos ovos de helmintos viáveis concentrados na camada inferior (profunda) do perfil. O tratamento Secagem + Solarização apresentou os melhores resultados para inviabilização dos ovos de helmintos presentes, alcançando uma redução ao redor de 30%. Porém, com valores ainda acima do preconizado pela instrução normativa paranaense para uso agrícola do lodo (0,25 ovos viáveis por g.MS).

Palavras-chave: lodo de esgoto, solarização, ovo de helminto

## **Abstract**

In this study we counted and tested the viability of helminth eggs in anaerobic sewage sludge originated from RALF. The helminth eggs were chosen as indicators of the quality of sludge, for being highly resistant to several unfavorable environmental conditions. In the 60-month evaluation period three treatments and three repetitions thereof were carried out: T1) Control; T2) Drying + Solarization; T3) Solarization + Drying. Solarization was the chosen process, aiming at creating a greenhouse effect and consequently heating the



sludge using solar energy. The highest temperature observed in the sludge mass was at the sample's lower layer, 37°C, with the Drying + Solarization process.

The helminth eggs were checked in the sludge sample layers (upper  $\frac{1}{3}$  and lower  $\frac{2}{3}$ ). There was a prevalence of *Ascaris* sp. eggs, and we confirmed that the eggs sedimentated in the deeper layers of the sludge sample: on day 60, nearly 86% of the viable helminth eggs were concentrated in the sample's deepest layer. Drying + Solarization was the best treatment to prevent the existing helminth eggs from thriving, and the number was reduce in about 30%. Nevertheless, the amounts were still above the standard required in Paraná concerning the use of sludge for agriculture purposes (0.25 viable eggs/g.MS).

Key words: sewage sludge, solarization, helminth egg

## ***Introdução***

O lodo produzido pelas estações de tratamento de esgotos (ETEs), é um resíduo com destino problemático. Mesmo após sofrer tratamento, ainda apresenta grande potencial poluidor e contaminação por organismos patogênicos, que podem causar sérios problemas à saúde, podendo se tornar, sem os devidos cuidados, em uma importante fonte de poluição dos rios e mananciais, alterando e dificultando o curso normal de vida da fauna e flora da região afetada (FILHO, 1999).

Para que o lodo de esgoto possa ser utilizado seguramente como fertilizante agrícola ou até mesmo disposto no meio, é necessário que o mesmo passe por um processo de desinfecção eficaz, reduzindo a concentração dos organismos patogênicos, evitando contaminação do solo e cursos d'água, contribuindo e zelando para a manutenção da saúde humana e animal.

São várias as formas de higienização que poderiam ser adotadas para o lodo. Algumas dispõem elevadas quantidades energéticas/econômicas, podendo até mesmo inviabilizar sua utilização. Alguns métodos de higienização podem ser citados como: caleação (inertização pela cal); pasteurização; radiação beta, gama e solar; compostagem; exposição do lodo a elevadas temperaturas (secagem térmica); digestão aeróbia; digestão anaeróbia e hipercloração (EPA, 1992).

O processo adotado foi a solarização que consiste na presença de um filme plástico transparente diretamente sobre o lodo, em leitos de secagem, visando a criação do efeito estufa para higienização térmica do lodo pela elevação da temperatura devido a incidência dos raios solares. A solarização em lodo de esgoto é uma alternativa de higienização com baixos custos, uma vez que utiliza a energia solar como fonte de aquecimento e conseqüente higienização. Os organismos patogênicos, como os ovos de helmintos, podem ser eliminados

pela ação de altas temperaturas proporcionadas pela presença do filme plástico transparente sobre o lodo (efeito estufa).

O presente trabalho avaliou o uso da energia solar no incremento da temperatura, higienização e secagem do lodo de esgoto anaeróbio acondicionado em leitos de secagem nas Estações de Tratamentos de Esgotos (ETEs), visando obter um produto sanitariamente seguro e economicamente viável para disposição agrícola.

## ***Revisão bibliográfica***

Segundo SPERLING (1996), o esgoto doméstico contém aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como vários microrganismos patogênicos ou não.

O lodo de esgoto pode apresentar em sua composição elementos químicos e biológicos indesejáveis do ponto de vista ambiental, ou seja, pode conter elementos que, em contato com o homem e/ou com a fauna e a flora, podem causar doenças e contaminações diversas (RO-CHA, 1998). Portanto, qualquer decisão sobre o destino final mais apropriado para o lodo de esgoto depende da avaliação e minimização dos riscos de contaminação ao ambiente e ao homem.

A reciclagem agrícola do lodo de esgoto pode transformar um resíduo poluente em importante insumo agrícola para fornecimento de matéria orgânica e nutrientes ao solo, trazendo vantagens indiretas ao homem e ao meio ambiente, tais como a redução dos efeitos adversos à saúde causados pela incineração, diminuição da dependência de fertilizantes químicos e melhoria das condições para o balanço de CO<sub>2</sub> pelo incremento de matéria orgânica ao solo (OUTWATER, 1994).

A concentração dos patógenos presentes no lodo é bastante variável em função das condições geoclimáticas da região, socioeconômicas e sanitárias da população, tendo grande relevância, no caso das helmintoses, uma vez que a dose infectiva é de apenas um ovo viável (THOMAZ-SOCCOL et al., 1998).

Segundo HAANDEL e LETTINGA (1994) os sistemas de tratamento biológicos não são suficientes para a remoção dos organismos patogênicos, daí a necessidade de se efetuar uma ação desinfectante adicional. De acordo com BERNARDES et al., (1999), o efeito bactericida da luz solar é bastante conhecido.

Segundo BERNARDES et al., (1999) a radiação solar pode ser convertida em energia calorífica, onde o grau magnitude dessa variação de temperatura contribuiu para a desinfecção da água exposta à radiação solar. De acordo REIS et al., (1999), a radiação solar atravessa o filme plástico transparente, no caso da solarização, convertendo-se em energia calorífica, gerando vapores que podem alcançar 50°C, temperatura suficiente para eliminar os principais microrganismos presentes no solo como bactérias, fungos, vírus e nematóides.

A solarização é um processo que consiste na disposição sobre o solo de um filme de polietileno transparente, de espessura reduzida (30-50 mm), permitindo assim a passagem dos raios solares e promovendo de forma mais eficiente o efeito estufa e conseqüente aquecimento do solo (GHINI, 1997).

A solarização foi desenvolvida inicialmente em Israel na década de 70 e mais tarde utilizada com sucesso em outros países, para controle de infestantes do solo por meio do aumento da temperatura (KATAN, 1994). Segundo ABREU (1994), a eficiência da solarização depende de três aspectos: condições climáticas, sendo necessários valores elevados de radiação solar para se atingir elevadas temperaturas no solo; tipo de cobertura do solo, onde o balanço energético da superfície determina a proporção de energia que poderá contribuir para o seu aquecimento e as propriedades do solo, pois algumas características podem afetar a propagação de energia térmica.

Em estudo pioneiro com uso da solarização para higienização do lodo de esgoto, FERREIRA (2001), aos 28 dias de experimento, alcançou redução de 87% no número de ovos de helmintos viáveis no lodo anaeróbio solarizado, com temperatura média na massa de lodo ao redor de 30°C e teor de sólidos próximo a 30%.

GHINI (1997) recomenda realizar a solarização durante o período de maior intensidade de radiação solar (meses de verão), tendo a duração do tratamento ao redor de 20 - 60 dias.

## ***Materiais e métodos***

O experimento foi conduzido na Sanepar, Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Guaraituba, no município de Colombo-PR, Região Metropolitana de Curitiba - PR.

O experimento contou com três tratamentos e três repetições, com período de avaliação de 60 dias:

**Tratamento 1** – Secagem + Solarização ( $T_{\text{sec+sol}}$ )

**Tratamento 2** – Solarização + Secagem ( $T_{\text{sol+sec}}$ )

**Tratamento 3** – Testemunha (Leito de Secagem Convencional)

Em cada leito de secagem foram instalados dois sensores informatizados para monitoramento da temperatura em profundidades diferentes: camada superficial ( $1/3$  superior) e, na camada profunda do perfil ( $2/3$  inferiores) de lodo.

Para a solarização utilizou-se filme plástico transparente com 100 mm de espessura, permitindo a passagem dos raios solares e promovendo o efeito estufa (GHINI, 1997). O filme plástico foi colocado diretamente sobre o lodo para o  $T_{\text{sol+sec}}$  60 horas após a descarga do lodo nos leitos de secagem. O plástico não foi colocado imediatamente à descarga para que houvesse percolação da água livre, pois segundo GONÇALVES e LUDUVICE (2000) a drenagem é responsável pela eliminação da maioria do líquido nas primeiras 72 horas. O plástico foi retirado após 30 dias e a partir desta data o leito ficou descoberto (secagem convencional).

Para o  $T_{\text{sec+sol}}$ , os filmes plásticos foram reutilizados do  $T_{\text{sol+sec}}$ , sendo lavados e então dispostos sobre o lodo após 30 dias do início do experimento, onde permaneceram por mais 30 dias.

No tratamento Testemunha o lodo permaneceu nos leitos de secagem durante 60 dias adotando-se a secagem convencional, comumente utilizada pelas ETES no Estado do Paraná, sem cobertura alguma, ou seja, a céu aberto. A combinação de solarização e secagem convencional foi realizada para que além de higienizar, também houvesse desidratação do lodo.

Após a descarga, foram avaliados periodicamente os seguintes parâmetros:

- Temperatura e umidade relativa externa;
- Temperatura da massa de lodo em duas profundidades: superficial ( $1/3$  superior) e profunda ( $2/3$  inferiores);
- Contagem e viabilidade de ovos de helmintos nos dias 0 (zero), 30 (trinta) e 60 (sessenta), sendo que a avaliação foi realizada em duas profundidades. A metodologia utilizada é proposta por YANKO (1987) modificada por THOMAZ-SOCCOL (1998);

## ***Resultados e discussão***

Através da análise de dados observou-se que para o tratamento Testemunha a temperatura na massa de lodo ultrapassou  $35^{\circ}\text{C}$  somente no mês de março, totalizando 4,83 horas, somente na camada superficial do perfil.

Já para o  $T_{\text{sec+sol}}$ , nos primeiros 30 dias (secagem), a temperatura na massa de lodo ultrapassou e manteve-se acima de  $35^{\circ}\text{C}$  por apenas 23,4 minutos na camada superficial. Porém, no período de 31-60 dias (solarização), a

temperatura permaneceu acima de 35°C por 64,67 horas na camada superficial e 19,56 ho-ras na camada profunda.

A temperatura da massa de lodo para o  $T_{sol+sec}$  permaneceu acima de 35°C por um período médio de 33,28 horas, porém, somente na camada superficial, provavelmente devido à elevada umidade ainda existente no lodo. Já na segunda etapa, dos 31-60 dias (secagem), a temperatura na massa de lodo ficou por 54,78 horas acima de 35°C, também somente na camada superficial.

Observaram-se temperaturas mais elevadas na camada superficial do perfil de lodo para períodos de solarização, evidenciando a capacidade de incremento à temperatura por meio do efeito estufa, proporcionado pelo filme plástico. A tabela 1 mostra as médias de temperaturas observadas na massa de lodo para os respectivos tratamentos.

TABELA 1 - ESTRATIFICAÇÃO DA TEMPERATURA (MÉDIA DIÁRIA) NA MASSA DE LODO EM FUNÇÃO DO TEMPO				
		0 dias	30 dias	60 dias
		Temperatura média (°C)		
Testemunha	Superficial	23,08	23,53	24,38
	Profundo	24,92	24,34	24,66
Solarização + Secagem	Superficial	24,49	28,07	27,00
	Profundo	27,01	25,38	22,50
Secagem + Solarização	Superficial	24,56	22,84	27,21
	Profundo	23,26	22,81	26,38

A constatação do elevado número de ovos viáveis de helmintos mostra um preocupante quadro da realidade local, quanto às condições de saúde da população. Quadro esse que necessita não apenas de uma medida eficiente para a higienização do lodo contaminado, mas uma mobilização conjunta dos órgãos de saúde e empresas de saneamento para implementar medidas sanitárias e de saúde pública, objetivando a redução dos níveis endêmicos de contaminação. Estas medidas devem ser capazes de solucionar o grande problema de contaminação do meio, reduzindo indiretamente a concentração de ovos de helmintos no lodo de esgoto, elevando a qualidade da água e ainda melhorando a saúde da população, principalmente daquelas que vivem em regiões marginalizadas, como os bolsões de pobreza existentes nos grandes centros urbanos.

Conforme análise estatística dos dados (significância a 5% e 1%), o  $T_{sec+sol}$  foi superior ao  $T_{sol+sec}$  na redução de ovos de helmintos viáveis, alcançando um percentual de redução ao redor de 31,10%.

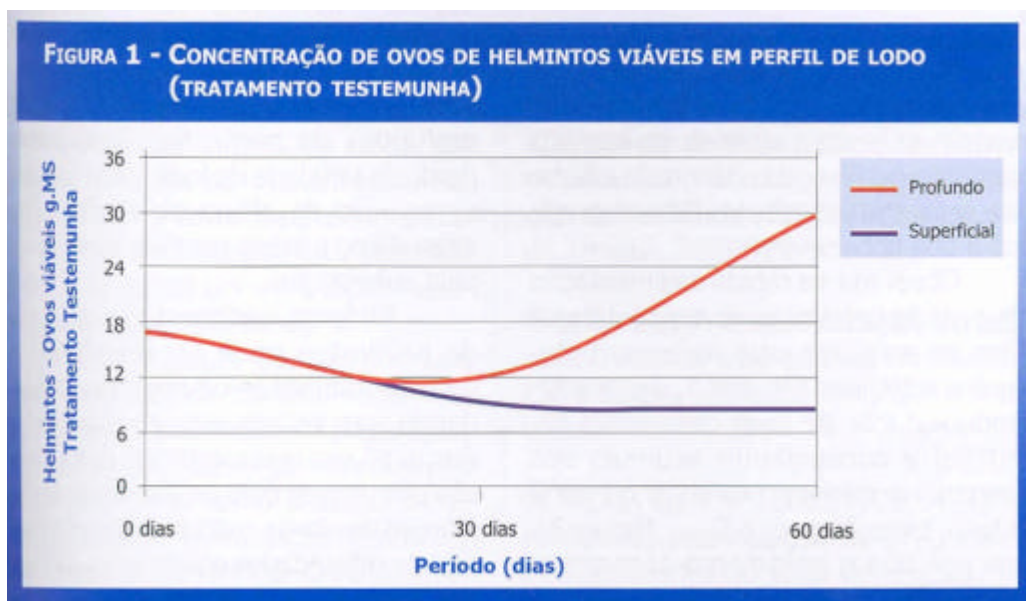
É importante ressaltar que mesmo uma contagem negativa, não garante que o lodo esteja completamente estéril em relação aos ovos de helmintos, tendo em

vista que nenhuma das metodologias garante 100% de recuperação dos ovos eventualmente presentes nas amostras processadas.

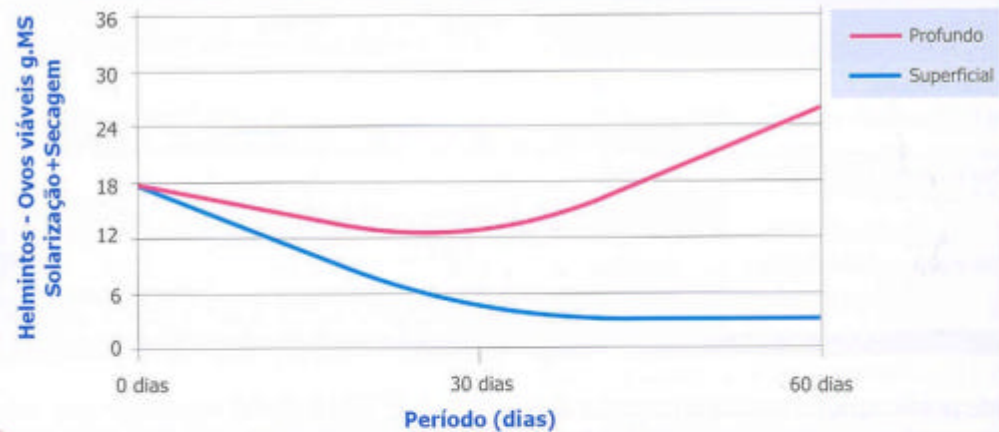
O número de ovos de helmintos viáveis recuperados nas amostras de lodo processadas dos tratamentos Testemunha e  $T_{sol+sec}$ , não se alteraram em função do tempo, inclusive verificou-se incremento no número de ovos, ou seja, não houve inviabilização de ovos de helmintos, apontando para a ineficácia da secagem convencional de lodo em leitos de secagem com objetivo de higienização, uma vez que os ovos de helmintos sedimentam-se e acumulam-se na camada inferior do perfil, onde encontram umidade e temperatura amena, fatores propícios à sua sobrevivência.

Observou-se rápida sedimentação dos ovos de helmintos viáveis dentro dos leitos de secagem para todos os tratamentos adotados (figuras 1, 2), ocasionando redução de ovos na camada superficial e conseqüente acúmulo dos mesmos na camada profunda do perfil de lodo. Exceção para o  $T_{sec+sol}$  (figura 3), uma vez que o tratamento apresentou temperatura mais elevadas na massa de lodo, principalmente nas camadas mais profundas do perfil, fato associado à perda de umidade do lodo e conseqüente diminuição da altura do perfil, o que intensificou o efeito estufa proporcionado pela solarização.

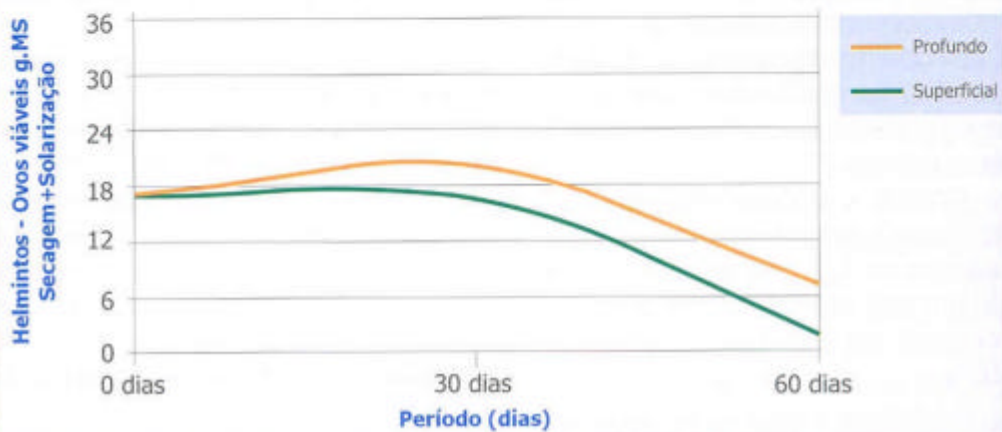
A rápida sedimentação dos ovos de helmintos pode ter interferido na representatividade da coleta inicial, podendo seus valores estarem subestimados, uma vez que coletas de lodo líquido são dificultadas pelo próprio fator diluição e inexistência de metodologias específicas. As dificuldades observadas nas coletas, apontam para necessidade de padronização das amostragens, bem como definição de metodologias específicas de acordo com o estado físico do lodo (tipo): líquido, pastoso ou sólido.



**FIGURA 2 - CONCENTRAÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS VIÁVEIS EM PERFIL DE LODO (TRATAMENTO SOLARIZAÇÃO + SECAGEM)**



**FIGURA 3 - CONCENTRAÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS VIÁVEIS EM PERFIL DE LODO (TRATAMENTO SECAGEM + SOLARIZAÇÃO)**



## ***Conclusões e recomendações***

O tratamento Secagem + Solarização foi superior no item higienização, porém o nível de redução no número de ovos de helmintos viáveis de 31,10%, não foi suficiente para que o lodo pudesse ser utilizado com segurança sanitária na reciclagem agrícola, segundo o critério estabelecido pela normatização paranaense que preconiza o valor de até 0,25 ovos de helmintos viáveis g.MS de lodo. O baixo percentual de redução está associado, entre vários fatores, à alta concentração de ovos encontrados, evidenciando mais uma vez o precário quadro sanitário da população.

A solarização para a região de Curitiba-PR não apresentou eficiência de 100% para inviabilização dos ovos de helmintos presentes no lodo de esgoto disposto em leitos de secagem, devido ao fato de que as temperaturas atingidas na massa de lodo não foram suficientemente altas para eliminar todos os

patógenos presentes. Porém, sua utilização em regiões de intensa radiação solar pode apresentar grande eficiência, atingindo temperaturas suficientemente altas para higienização do lodo, ou ainda, pelos baixos custos de implantação, ser adotada como medida de pré-higienização, barateando custos de uma posterior higienização como por exemplo a caleação (adição de cal ao lodo).

A contaminação do lodo por ovos de helmintos está diretamente relacionada às condições de saúde da população, portanto, a união dos órgãos de saúde e saneamento, bem como a utilização de recursos técnicos apropriados devem ser utilizados a fim de unificar critérios e recursos que facilitem a abrangência de áreas comprovadamente endêmicas num programa para tratamento direto da população, solucionando assim, indiretamente a concentração de patógenos no lodo de esgoto.

## ***Referências***

ABREU, F.G. Aspectos microclimáticos da solarização no solo. In: **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 17, n. 1-2, p.145-155, jan./jun. 1994.

BERNARDES, R.S.; CAIXETA, D.M.; MORAES, L.R.C. Desinfecção de água por exposição à luz solar. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 1-2, p.7-10. Jan./mar., abr./jun. 1999.

Environmental Protection Agency. **Food and drug administration. bacteriological analytical**: manual. 7. ed. Cincinnati : AOAC, 1992.

FERREIRA, A. C. **Monitoramento do uso de estufa plástica e aproveitamento do biogás na secagem e desinfecção de lodo anaeróbio em leito de secagem**. Curitiba, 2001. 98 f. Tese (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná.

M. FILHO, P. Reciclagem da matéria orgânica através da vermicompostagem. In: A, F.R. **Metodologia e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 31.

GHINI, Raquel. **Desinfestação do solo com o uso de energia solar**: solarização e coletor solar. Jaguariúna, SP.: Embrapa; CNPMA, 1997. 29 p.

GONÇALVES, R. F.; LUDUVICE, M. Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP. : EMBRAPA, 2000. p. 25-44.



KATAN, J. Soil solarization: status and future developments. In: **Revista de Ciências Agrárias**. Lisboa, v. 17, n. 1-2, p. 23-34, jan./jun. 1994.

REIS, N.V.B.; CHARCHAR, J.M.; CARRIJO, O.A. **Efeito de solarização sobre a produção de tomate de mesa e de indústria em um estufa modelo capela**. Jaguariúna, SP. : Embrapa Hortaliças, 1999. p. 1-5.

ROCHA, M.T. **Utilização de lodo de esgoto na agricultura**. Piracicaba, 1998. 184 f. Tese (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A. de. Metodologia de análise parasitológica em lodo de esgoto e esgoto. In: ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. Curitiba: Sanepar, 1998. p. 27-41.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**: um manual para regiões de clima quente. Rio de Janeiro: ABES, 1994.

## ***Autores***

**Cristina Cherubini,**

zootecnista pela PUC-PR, mestre em Ciência do Solo pela UFPR, pesquisadora bolsista do CNPq no âmbito do Prosab, atuando na Sanepar

**Celina Wisniewski,**

doutora em Ciências Florestais e professora do Departamento de Solos na UFPR

**Cleverson V. Andreoli,**

engenheiro agrônomo, doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento pela UFPR, engenheiro de desenvolvimento, coordenador do Programa de Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto da Sanepar e professor do Departamento de Solos da UFPR e da FAE/CDE Business School.