



XI SILUBESA

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

28/03 a 02/04/2004 - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil

II-014 – AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS DE CONTROLE OPERACIONAL DE UMA ETE EM ESCALA REAL, COMPOSTA DE REATOR UASB E LAGO DE PÓS-TRATAMENTO

Sandra Ely Santos

Engenheira civil (PUC-MG). Especialista em Engenharia Sanitária e Ambiental (PUC-MG). Mestra em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (UFMG). Consultora.

Marcos Von Sperling(1)

Engenheiro civil (UFMG). Doutor em Engenharia Ambiental (Imperial College, Universidade de Londres – Inglaterra). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

Endereço(1): Av. Contorno, 842 / 7º andar - Centro – Belo Horizonte - MG - CEP: 30110-060 - Brasil - Tel: +55 (31) 3238-1935 - Fax: +55 (31) 3238-1882

 marcos@desa.ufmg.br.

RESUMO

Avaliou-se o comportamento de uma Estação de Tratamento de Esgoto, em escala real, composta por reator UASB e lagoa de pós-tratamento, tratando esgoto sanitário. Foram analisados parâmetros de controle operacional do sistema. O monitoramento foi efetuado por seis meses nas unidades da ETE Juramento, localizada na região norte de Minas Gerais. No período estudado, a vazão média afluyente foi de cerca de 30% da vazão de projeto, o que influenciou os parâmetros hidráulicos e biológicos do sistema. Problemas de permeabilidade na lagoa conduziram a grandes perdas por infiltração, representando aproximadamente 55% da vazão. O reator UASB mostrou-se estável, havendo coerência entre as variações de AGV, pH e alcalinidade. A coluna líquida da lagoa apresentou-se estratificada, sendo os maiores valores de pH, OD e temperatura registrados à profundidade de 0,20m. A temperatura do ar foi relacionada à temperatura do líquido da lagoa através da equação: $T_{\text{água}} = 10,0 + 0,49 \times T_{\text{ar}}$ ($r^2=0,54$).

PALAVRAS-CHAVE: esgoto, reator UASB, lagoa de pós-tratamento.

INTRODUÇÃO

As Estações de Tratamento de Esgoto – ETE devem cumprir a função para a qual as mesmas são implantadas, ou seja, remover os poluentes que representem risco para a saúde humana e ambiental. O adequado planejamento, a devida construção e a operação correta da ETE são etapas importantes que devem ser respeitadas visando ao sucesso das tecnologias de tratamento. Observa-se, muitas vezes, que estes procedimentos têm sido negligenciados, comprometendo os desempenhos das estações de tratamento.

O equilíbrio das condições ambientais em um reator UASB é de fundamental importância para a preservação da biomassa constituinte da manta e do leito de lodo, especialmente as arqueas metanogênicas, que são mais sensíveis às variações ambientais do que as bactérias acidogênicas e acetogênicas. Esses microrganismos são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica nos reatores anaeróbios. Chemicharo (1997) menciona que o pH, a alcalinidade e os ácidos graxos voláteis são fatores ambientais que estão intimamente relacionados entre si, sendo igualmente importantes para o controle e a operação adequada dos processos anaeróbios. O autor ainda ressalta a importância da manutenção de uma temperatura uniforme, normalmente na faixa mesofílica, no interior dos reatores. Mudanças bruscas de temperaturas (superiores a 2°C por dia) podem alterar o balanceamento entre as populações microbianas e conseqüentemente ocorrer a falha do processo.

Em se tratando de lagoas de pós-tratamento ou polimento do tipo facultativa, os níveis de oxigênio dissolvido e o pH são fatores importantes na remoção dos coliformes e nutrientes. A grande redução da concentração de coliformes nas

lagoas facultativas acontece, sobretudo, na zona sujeita à insolação, devido aos efeitos sinérgicos dos processos catalisados pela luz. Estes processos não são aparentemente afetados pela temperatura. Estudos conduzidos em Israel, conforme Steen et al (2000), demonstraram que, para variações de temperatura entre 20 e 30 °C, o decaimento não foi afetado. Curtis et al (1992) relatam que a absorção dos raios ultravioleta e a foto-oxidação das células independem da temperatura. Entretanto, outros trabalhos, como o de Marais (1974), relatam que a temperatura exerce influência sobre a remoção dos coliformes. Provavelmente o que acontece é uma ação da temperatura sobre os processos biológicos, por exemplo, a fotossíntese realizada pelas algas, que também se constitui em um processo catalisado pela luz. O estímulo da atividade metabólica das algas gera no meio condições bactericidas, pela produção de substâncias tóxicas, bem como aumento das concentrações de oxigênio dissolvido e dos valores de pH. Aparentemente, o pH constitui-se no fator limitante para a aceleração da remoção dos coliformes. Pearson et al (1987) sugerem que o pH seja o principal responsável pela morte de organismos patogênicos. Estudos realizados por Dixo et al (1995) estabeleceram uma relação altamente significativa entre o decaimento bacteriano e o pH do efluente de uma lagoa de pós-tratamento rasa, devido à atividade fotossintética das algas. Para valores de pH superiores a 9,1, a concentração de coliformes foi sempre inferior a 1000NMP/100mL, o que possibilitaria, em relação a este parâmetro, a utilização do efluente para a irrigação irrestrita, conforme WHO (1989). A elevação dos valores de pH também exerce influência direta na volatilização da amônia e precipitação de fosfatos, mecanismos mais significativos da remoção de nitrogênio e fósforo. No meio líquido, a amônia apresenta-se tanto na forma ionizada (NH_4^+) como na forma livre (NH_3), que é passível de volatilização. Segundo Von Sperling (1995), a distribuição relativa depende do pH do meio e assume a seguinte forma:

- pH < 8 ? Praticamente toda a amônia na forma de NH_4^+ ;
- pH = 9,5 ? Aproximadamente 50% NH_3 e 50% NH_4^+ ;
- pH > 11 ? Praticamente toda a amônia na forma de NH_3 .

Assim sendo, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o comportamento de parâmetros de controle operacional de uma Estação de Tratamento de Esgoto, cuja variação influencia a eficiência do sistema na remoção dos poluentes, e correlacionar as variáveis representativas do desempenho do sistema com variáveis ambientais e de processo do reator UASB e da lagoa de pós-tratamento. Não são discutidos os parâmetros diretamente caracterizadores da qualidade do efluente (DBO, DQO, SS, fósforo e *E. coli*), uma vez que estes foram abordados por Santos et al (2003 a e b).

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida por meio de um estudo de caso. Foi estudada a ETE-Juramento/MG (latitude 16°50'59" sul, longitude 43°13'40" oeste), cuja linha de tratamento é composta de tratamento preliminar e reator anaeróbio UASB interligado em série a uma lagoa de pós-tratamento (polimento) do tipo facultativa. A Estação pertence à Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA MG e foi dimensionada para atender a uma população de 2.085 habitantes, em final de plano. A Tabela 1 apresenta os dados físicos do reator e da lagoa.

Tabela 1: Dados físicos do reator e da lagoa de pós-tratamento.

REATOR UASB	LAGOA
• formato: tronco-cônico (concreto)	• profundidade útil: 1,50m
• profundidade útil: 4,50m	• profundidade total: 2,00m
• profundidade total: 5,50m	• comprimento topo: 60m; fundo: 48m
• diâmetro máximo: 9m; mínimo: 3m	• largura topo: 30m; fundo: 18m
• volume: 141m ³	• área: topo: 1.800m ² ; fundo: 864m ²

Para medição da vazão *afluente* à ETE foi utilizado um medidor eletromagnético, marca Krohne/Conaut, modelo 463W, ligado a um conversor de sinal, modelo SC100AS. Os totais acumulados eram registrados a cada 24 horas. A vazão *efluente* era medida três vezes ao dia, às 8:00, 12:00 e 16:00 horas, através de vertedor triangular, sendo utilizada a sua média.

Os dados de precipitação e evaporação considerados foram os da Estação Pluviométrica do Sistema Verde Grande, distante cerca de 10km da ETE. A precipitação foi medida em pluviômetro e a evaporação em evaporímetro. Os volumes evaporados e precipitados sobre a lagoa foram obtidos multiplicando-se a área da lagoa pelas alturas

evaporadas e precipitadas.

Foram coletadas amostras compostas de cinco alíquotas, duas vezes por semana, do afluente e dos efluentes do reator e da lagoa. Foram analisados os parâmetros pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis-AGV e temperatura. Com o auxílio de uma garrafa amostradora pesada, foram coletadas amostras simples do líquido no interior da lagoa, nos horários de aproximadamente 09:00 e 15:00 horas, às profundidades de 0,20 e 1,00m, junto à passarela que dá acesso à caixa do vertedor. Foram analisados os parâmetros oxigênio dissolvido, pH e temperatura. Os procedimentos de coletas e preservação das amostras e os métodos de análises seguiram as recomendações do "Standard methods for the examination of water and wastewater" (AWWA/APHA/WEF,1998). As análises foram realizadas pela COPASA MG, no Laboratório da Superintendência Norte, em Montes Claros.

RESULTADOS

As Tabelas 2 e 3 apresentam os valores máximos, mínimos, médias, medianas e desvios padrão calculados dos resultados das análises físico-químicas e medições dos parâmetros de controle operacional.

Tabela 2: Estatísticas das análises e medições dos parâmetros de controle operacional do afluente e dos efluentes do reator UASB e da lagoa.

PARÂMETRO	ESTATÍSTICA	RESULTADOS		
		AFLUENTE	EFLUENTE	EFLUENTE
	BÁSICA		UASB	LAGOA
ÁCIDOS VOLÁTEIS	números dados	36	36	...
mgHAc/L	máximo	374	50	...
	média	219	31	...
	mínimo	91	0	...
	mediana	240	33	...
	desvio padrão	66	10	...
pH	números dados	85	83	85
	máximo	7,1	7,3	8,7
	média	6,7	6,9	7,9
	mínimo	6,2	6,6	7,2
	mediana	6,7	6,9	7,9
	desvio padrão	0,2	0,2	0,3
TEMPERATURA	números dados	47	47	43
°C	máximo	29,0	30,4	27,7
	média	25,8	25,3	23,5
	mínimo	23,2	22,1	20,5
	mediana	25,2	24,6	23,2
	desvio padrão	1,4	2,1	1,8
ALCALINIDADE	números dados	48	48	25
mgCaCO ₃ /L	máximo	470	585	480
	média	357	460	367
	mínimo	235	285	275
	mediana	355	465	364
	desvio padrão	50	48	41
Fonte: adaptado de COPASA MG (2002).				

Tabela 3: Estatísticas das análises e medições dos parâmetros de controle operacional da lagoa .

PARÂMETRO		ESTATÍSTICA	RESULTADOS	
		BÁSICA	H = 0,20m	H = 1,00m
OD (manhã)		números dados	39	39
mg/L		máximo	13,7	6,7
		média	6,6	2,0
		mínimo	0,3	0,0
		mediana	6,3	2,1
		desvio padrão	3,41	1,48
OD (tarde)		números dados	56	58
mg/L		máximo	23,0	3,5
		média	11,2	1,1
		mínimo	1,3	0,0
		mediana	11,2	0,9
		desvio padrão	4,47	0,77
pH (manhã)		números dados	36	30
		máximo	8,4	8,3
		média	7,8	7,7
		mínimo	7,0	7,3
		mediana	7,8	7,7
		desvio padrão	0,32	0,22
pH (tarde)		números dados	52	48
		máximo	8,8	8,0
		média	8,0	7,6
		mínimo	7,4	7,3
		mediana	7,9	7,6
		desvio padrão	0,39	0,17
TEMPERATURA		números dados	37	37
ÁGUA(manhã)		máximo	27,2	27,0
°C		média	23,3	22,2
		mínimo	20,8	19,5
		mediana	23,5	22,0
		desvio padrão	1,69	1,68
TEMPERATURA		números dados	50	50
ÁGUA(tarde)		máximo	31,0	25,8
°C		média	25,9	22,0
		mínimo	21,0	19,0
		mediana	25,8	21,2
		desvio padrão	2,73	1,66
Fonte: adaptado de COPASA MG (2002).				

A. Vazão

A Figura 1 apresenta o histograma das vazões médias afluentes. Observa-se que aproximadamente 75% das vazões situaram-se abaixo de 70m³/dia. A sua mediana foi 60m³/dia, enquanto a média das vazões afluentes foi 59m³/dia. Estes valores estão bem aquém da vazão de projeto (217m³/dia), o que influencia os parâmetros hidráulicos e

biológicos. O tempo médio de detenção hidráulica para a vazão média foi de 57 horas, no reator UASB, e 47 dias, na lagoa. Os valores encontrados são, naturalmente, bastante elevados. A carga orgânica volumétrica média no reator foi de $0,58\text{kgDQO/m}^3\cdot\text{d}$ e a carga orgânica superficial na lagoa foi em média igual a $50\text{kgDBO/ha}\cdot\text{d}$. As cargas aplicadas são bastante inferiores aos valores usuais de projeto. Em virtude das baixas cargas, o desempenho da estação foi superior ao observado em outros sistemas semelhantes. A eficiência na remoção de matéria orgânica foi, em média, superior a 90%. Somente o reator UASB, isoladamente, apresentou eficiência média superior a 80%.

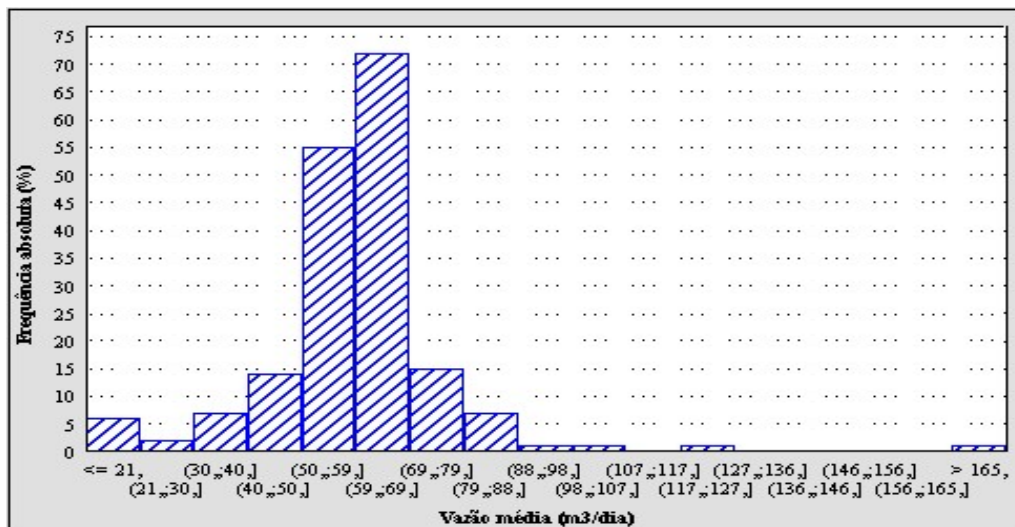


Figura 1: Histograma das vazões médias diárias afluentes.

A Figura 2 mostra o gráfico das variações de vazões médias diárias na lagoa. Nota-se a grande parcela de infiltração na lagoa, possuindo um valor médio diário igual a $33\text{m}^3/\text{dia}$, o que representa aproximadamente 55% da vazão afluente. Não fosse a elevada eficiência do reator UASB, cujo efluente apresenta características que dispensam o tratamento complementar, os mananciais de água poderiam estar comprometidos pela infiltração na lagoa. Por outro lado, a infiltração também provoca uma diminuição da vazão efluente e, por conseguinte, uma maior concentração do efluente, conduzindo a uma eficiência da lagoa menor do que a real (eficiência medida em termos de concentração). A infiltração na lagoa diminuiu em relação ao início de operação da ETE, quando o sistema não apresentava vazão efluente. No entanto, ainda é bastante acentuado o volume que infiltra. Ressalta-se o fato de que a lagoa não possui impermeabilização das superfícies. A vazão de infiltração foi calculada pelo balanço hídrico e os demais dados foram medidos.

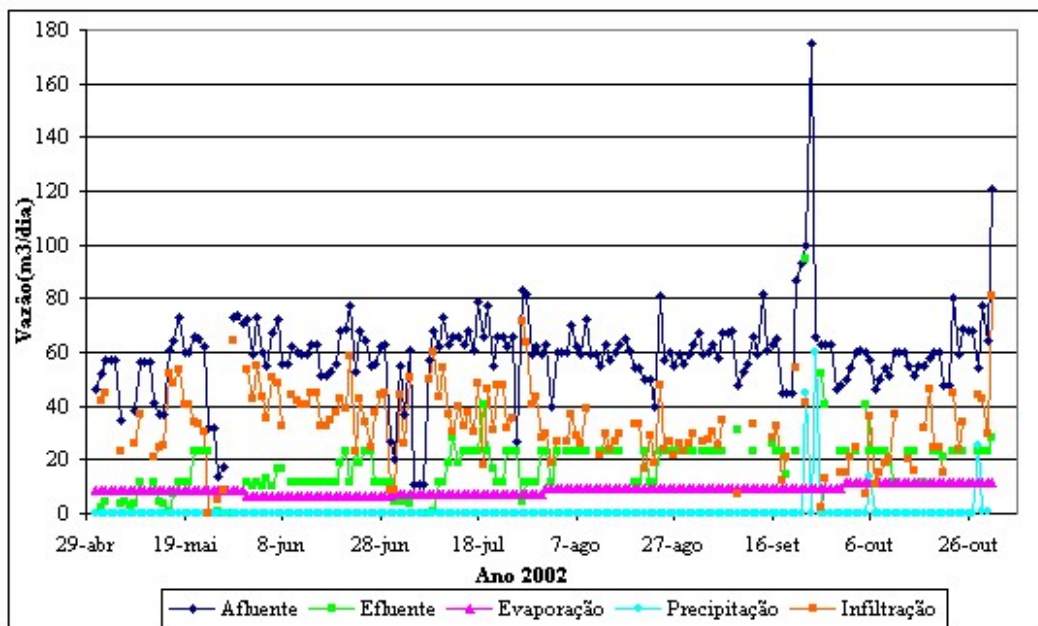


Figura 2: Gráfico das vazões médias diárias, entre maio e outubro/02.

Nos dias 24 e 25/09/02, houve o aumento do nível d'água do córrego, devido às chuvas, o que provocou a inundação do poço de sucção da Estação Elevatória. É possível observar, no gráfico da Figura 2, os picos da vazão afluyente referentes a estes dias.

A média das vazões efluentes foi de $18\text{m}^3/\text{dia}$, o que representa cerca de 30% da vazão afluyente. A parcela de evaporação ocorrida na lagoa apresentou média de $9\text{m}^3/\text{dia}$, representando aproximadamente 15% da vazão afluyente. Cabe ressaltar que a cidade de Juramento localiza-se no semi-árido de Minas Gerais.

A Figura 3 mostra o balanço hídrico do sistema. A vazão de esgoto afluyente e a precipitação foram consideradas vazões de entrada. A vazão de esgoto efluyente, a evaporação e a infiltração representaram as vazões de saída.

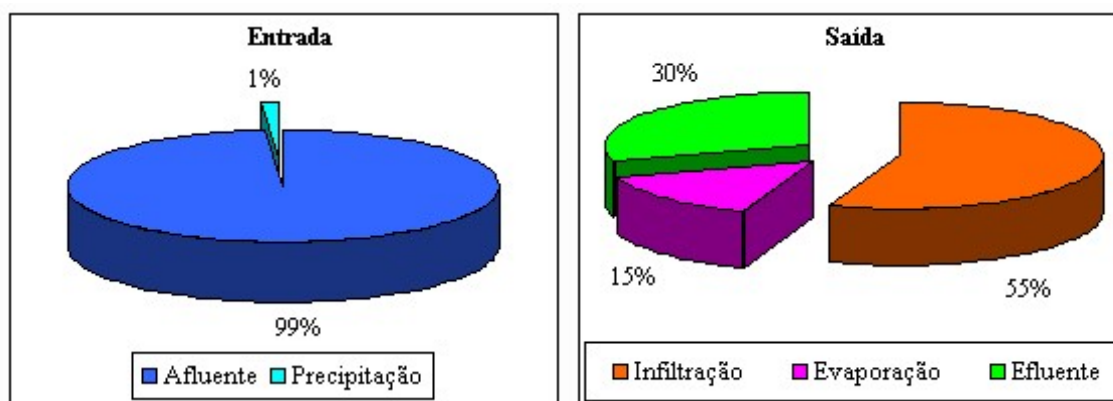


Figura 3: Balanço hídrico do sistema.

B. Ácidos Graxos Voláteis

Os ácidos graxos voláteis - AGV apresentaram uma concentração média de 219 e 31mgHAc/L no afluyente e efluente do reator UASB, respectivamente. A Figura 4 mostra o gráfico das concentrações de AGV nos dois pontos.

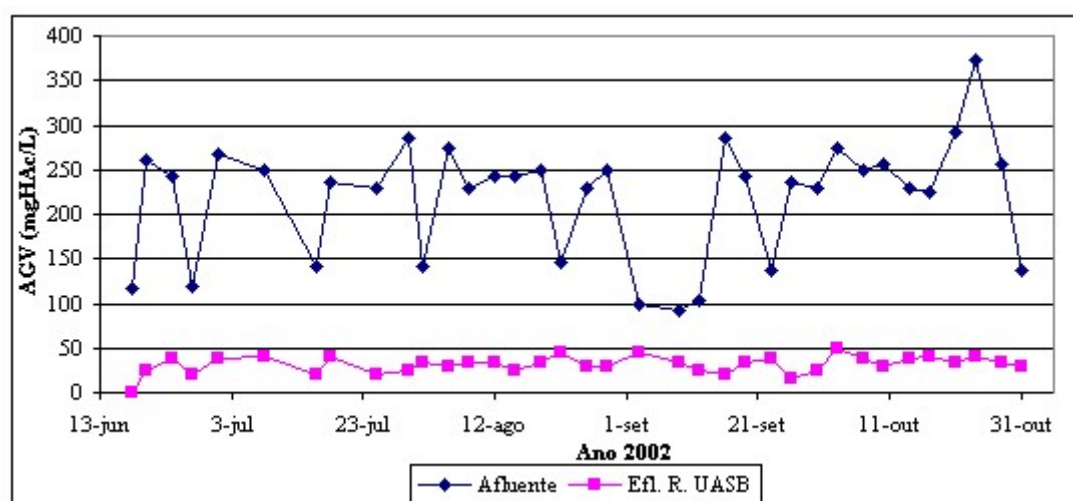


Figura 4: Gráfico das concentrações de AGV: série temporal.

O afluente apresentou altas concentrações de AGV, possivelmente, em virtude da presença da Estação Elevatória a montante da ETE, onde provavelmente começam as reações de acidificação. No reator, ocorre a redução dos teores de AGV, apresentando sempre valores inferiores a 50 mgHAc/L. Isto indica o consumo dos ácidos pelas arqueas metanogênicas e o equilíbrio do sistema. O acúmulo dos ácidos provocaria o consumo da alcalinidade e a queda do pH, inibindo o desenvolvimento dos microrganismos.

Segundo Morais et al (2001), em estudo de caso na ETE Praia Grande, em Pernambuco, que também conta com uma Estação Elevatória a montante da ETE, os teores médios de AGV no afluente e efluente do reator foram iguais a 56 e 31 mgHAc/L, respectivamente. Nesse caso, a presença da Estação Elevatória não contribuiu para uma grande elevação das concentrações de AGV no afluente. É possível que o esgoto não tenha ficado retido por um tempo suficiente para a sua acidificação.

A Figura 5 apresenta os gráficos, em que a concentração de AGV é relacionada à alcalinidade e ao pH do efluente do reator.

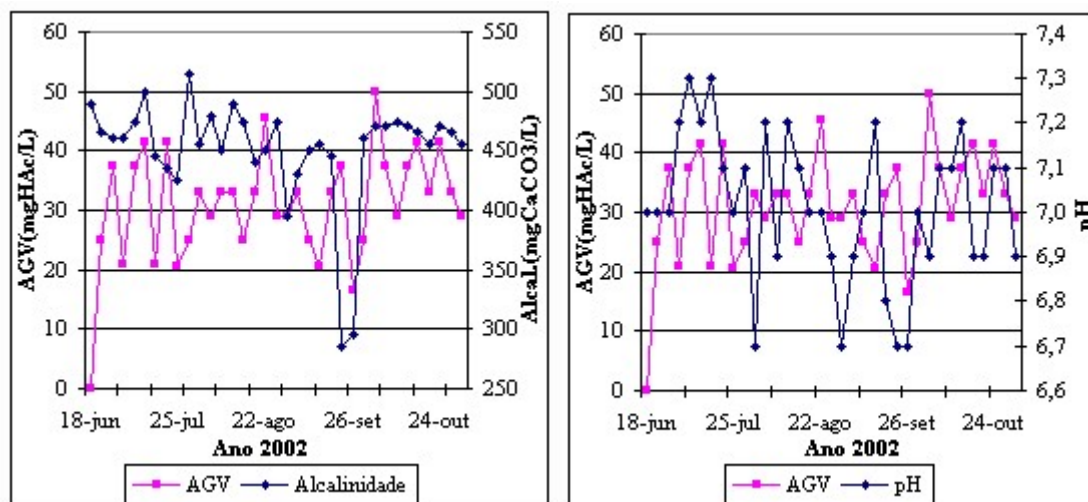


Figura 5: Gráficos das concentrações de AGV, alcalinidade e pH no efluente do reator - série temporal.

De um modo geral, observa-se que os teores de AGV variam contrariamente ao pH e à alcalinidade. A alcalinidade média do efluente do reator foi igual a 451 mg/L e o pH médio foi igual a 6,9. A relação entre a alcalinidade e AGV se manteve sempre elevada, evitando a acidificação excessiva, situação conhecida como azedamento do reator.

C. Temperatura

As variações de temperatura são mostradas na Figura 6. Observam-se grandes oscilações principalmente das temperaturas ambientes devido às diferenças nos horários das medições. Encontra-se plotada também a curva do horário médio das coletas das aliquotas. A média das médias dos horários das medições foi igual a 10:45h. A temperatura média ambiente entre os meses de maio e outubro foi igual a 27,3°C, sendo o seu máximo igual a 32,7°C e o seu mínimo igual a 22,5°C. O monitoramento não contemplou os meses do verão. É possível que, nestes meses, o desempenho do sistema seja ainda melhor.

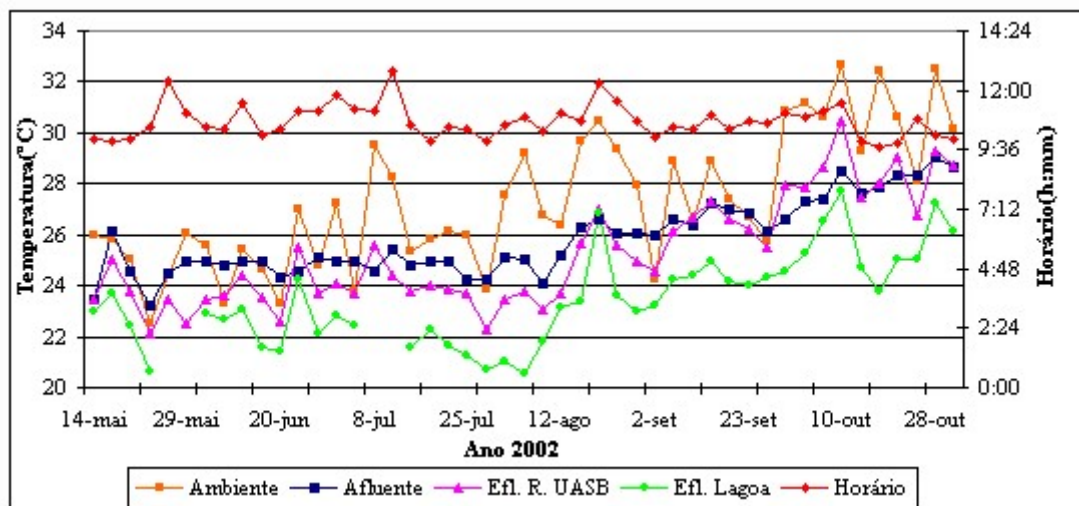


Figura 6: Gráfico das temperaturas e horário médio - série temporal.

Os gráficos das temperaturas medidas na lagoa no período da manhã e tarde, às profundidades de 0,20 e 1,00m, são mostrados na Figura 7. Pela manhã, não houve diferença significativa de temperatura nas profundidades amostradas, ao passo que, no período da tarde, o líquido apresentou uma variação de temperatura média de 3,9°C. Foi possível verificar também que a temperatura média à profundidade de 0,20m medida pela manhã foi inferior em 2,6°C à temperatura média medida à tarde. Em relação à profundidade de 1,0m, praticamente não houve variação entre as médias das temperaturas obtidas pela manhã e à tarde, provavelmente, em virtude da pequena penetração dos raios solares nas camadas mais profundas da lagoa.

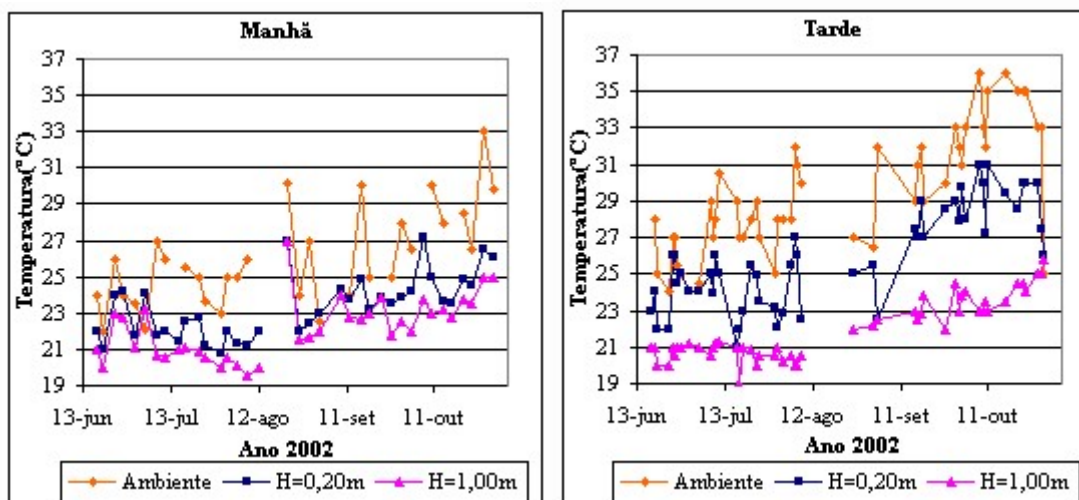


Figura 7: Gráficos das temperaturas na lagoa - série temporal.

Brito et al (1997) relatam a estratificação de uma lagoa de pós-tratamento, em Itabira/MG, ocorrida durante o dia e à noite observou-se a mistura completa, no inverno. No verão, os dados disponíveis permitiram verificar apenas uma leve estratificação, sendo que, às 10 horas, as profundidades de 0,2 e 0,6m tenderam à mistura completa e a profundidade de 1,0 m estratificada. Às 23 horas, a tendência foi inversa, a camada de 0,2 m mostrou-se estratificada e as de 0,6 e 1,0 m tenderam à mistura completa.

Estabeleceu-se uma relação entre a temperatura ambiente e a temperatura do líquido da lagoa, que apresentou média igual a 23,5°C. O coeficiente de correlação (r) foi igual a 0,735. O coeficiente de determinação (r^2) mostra que 54% da variância dos resultados são explicados pela equação:

$$T_{\text{lagoa}} = 10,0 + 0,49 \times T_{\text{ar}} \text{ equação (1)}$$

Em que:

$T_{\text{água}}$? temperatura do líquido da lagoa ($^{\circ}\text{C}$);

T_{ar} ? temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$).

BRITO (1997), em estudo em Itabira/MG, estabeleceu a seguinte equação: $T_{\text{água}} = 10,7 + 0,55 \times T_{\text{ar}}$ ($r^2=0,43$), bem próxima à obtida no presente estudo. YANES (1993) menciona equações obtidas em Campina Grande (PB): $T_{\text{água}} = 10,9 + 0,61 \times T_{\text{ar}}$ ($r^2=0,744$); em Lima (Peru): $T_{\text{água}} = 9,3 + 0,78 \times T_{\text{ar}}$ ($r^2=0,831$); em Mellipilla (Chile): $T_{\text{água}} = 3,7 + 1,137 \times T_{\text{ar}}$ ($r^2=0,970$) e em Amman (Jordânia): $T_{\text{água}} = 2,7 + 0,945 \times T_{\text{ar}}$ ($r^2=0,975$). A Figura 8 apresenta o gráfico das retas obtidas nos diversos estudos.

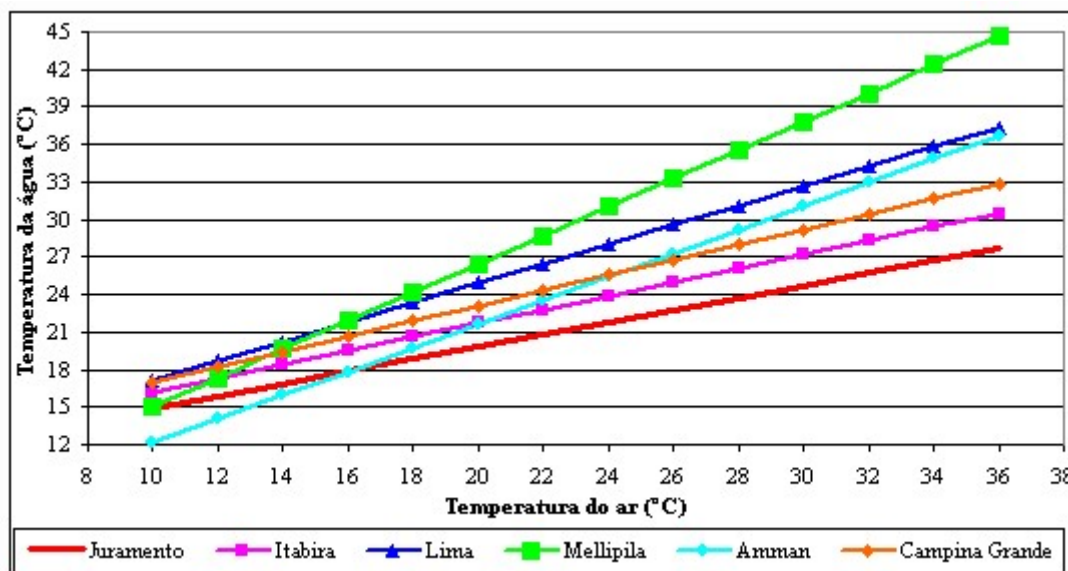


Figura 8: Retas de correlação das temperaturas do ar e da água de diversas localidades.

A Figura 9 apresenta o gráfico das variações de temperatura e *E. coli* do efluente da lagoa ao longo do tempo. O aumento de temperatura favorece o decaimento bacteriano. Nem sempre, as diminuições de temperatura foram sucedidas de aumentos nas concentrações de *E. coli*, mostrando que há, naturalmente, outros fatores que influenciam a sobrevivência das bactérias.

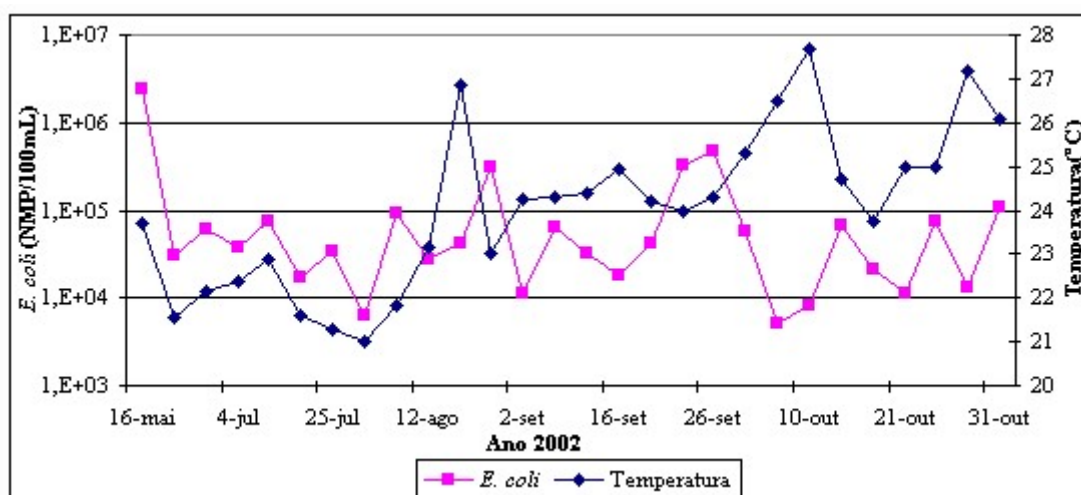


Figura 9: Gráficos das variações de temperatura e *E. coli* no efluente da lagoa - série temporal.

D. pH

A Figura 10 apresenta a variação do pH. Verifica-se o aumento dos valores ao longo da ETE. A sua média vai de 6,7, no afluente, a 7,9, no efluente da lagoa, passando por 6,9, no efluente do reator.

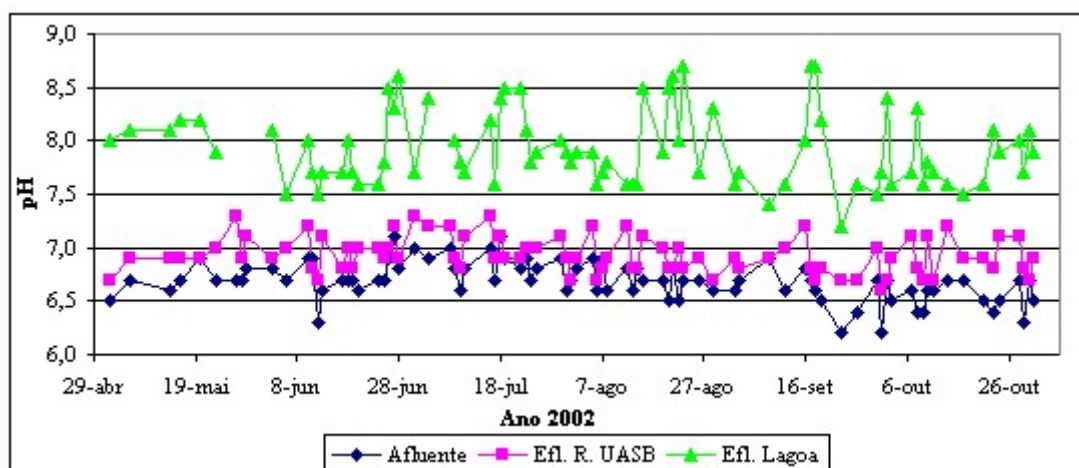


Figura 10: Gráfico dos valores de pH - série temporal.

A faixa de variação do pH no efluente do reator foi de 6,6 a 7,3, considerada ótima para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas. O aumento do pH na lagoa, resultante da elevada atividade fotossintética, é altamente desejável. A redução dos coliformes fecais pela foto-oxidação das células somente é alcançada em condições de abundância de oxigênio dissolvido e quando o pH do meio assume elevados valores. Os altos valores de pH também possibilitam a remoção de nutrientes pela volatilização da amônia e precipitação de fosfatos. Na Figura 11, são mostrados os gráficos dos valores de pH na lagoa, às profundidades de 0,2 e 1,0m.

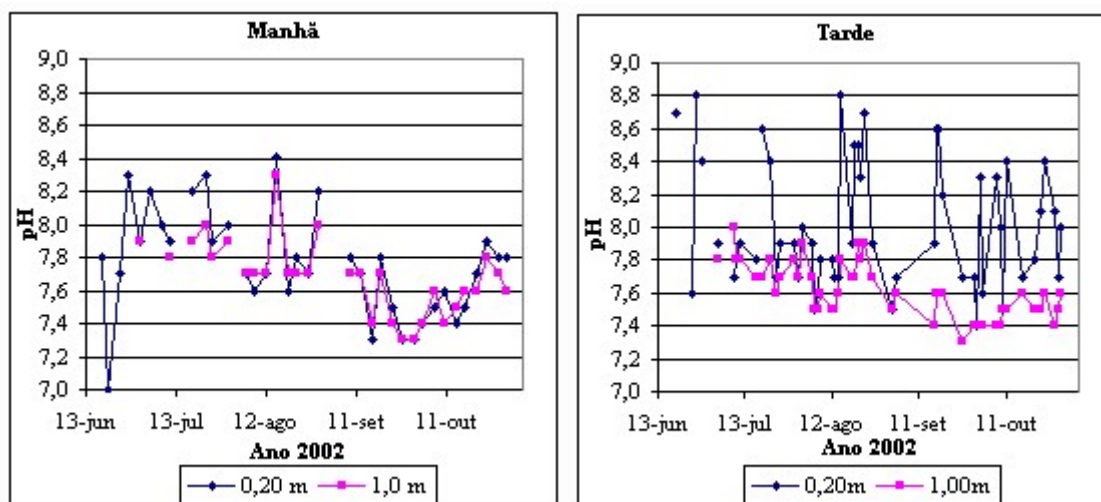


Figura 11: Gráficos dos valores de pH na lagoa, às profundidades de 0,20 e 1,0m.

Os valores médios de pH, pela manhã, foram iguais a 7,8 e 7,7, às profundidades de 0,2 e 1,0m, respectivamente. À tarde, as médias do pH foram iguais a 8,0 e 7,6, às mesmas profundidades. Foi possível verificar que, à tarde, houve uma maior diferença na coluna líquida, devido provavelmente à maior atividade fotossintética das algas na camada superior, o que provoca a elevação do pH.

Brito (1997) encontrou valores médios de pH, em uma lagoa de pós-tratamento, às profundidades de 0,20 e 1,00m, medidos às 10 horas, iguais a 7,13 e 7,29. Às 16 horas, o pH apresentou média de 7,29, à profundidade de 0,20m.

A Figura 12 apresenta os gráficos em que o pH é relacionado às concentrações de *E. coli* e fósforo, no efluente da lagoa.

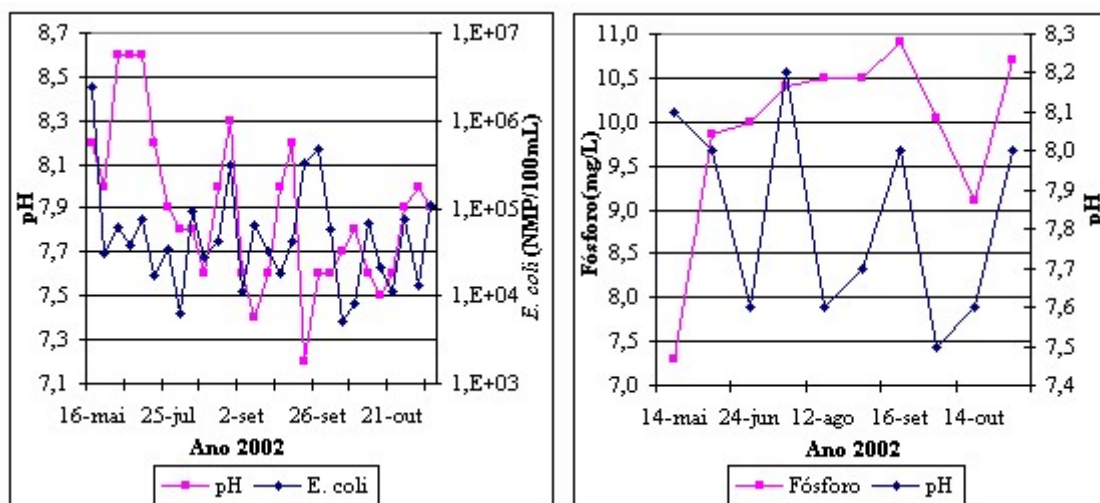


Figura 12: Gráficos dos valores de pH, *E. coli* e fósforo no efluente da lagoa - série temporal.

Embora os valores de pH do efluente da lagoa não tenham alcançado 9,0, valor acima do qual a remoção de coliformes é mais acentuada, é possível verificar que a concentração de *E. coli*, de um modo geral, diminuiu com o aumento de pH. No entanto, nem sempre isto ocorreu, mostrando novamente que existem outros fatores que também influenciam na inativação de *E. coli*, conforme já foi comentado. Os teores de fósforo não parecem ter sido sensivelmente afetados pela variação do pH. Somente para valores de pH acima de 8,0, tem-se a precipitação de fosfatos. Provavelmente a remoção média de fósforo alcançada na lagoa, da ordem de 22%, foi mais afetada pela assimilação das algas.

E. Oxigênio dissolvido

As amostras coletadas pela manhã possuíram uma amplitude muito grande de horários, variando de 8:45 a 12:00h, apresentando um horário médio de 9:36h. Isto fez com que as concentrações de OD oscilassem bastante, uma vez que, à medida que a insolação aumenta, cresce a atividade fotossintética das algas e, conseqüentemente, os teores de OD. As concentrações médias de OD, às profundidades de 0,20 e 1,0m, foram iguais a 6,6 e 2,0mg/L, respectivamente. A Figura 13 apresenta os gráficos das concentrações de OD na lagoa, às profundidades de 0,20 e 1,0m.

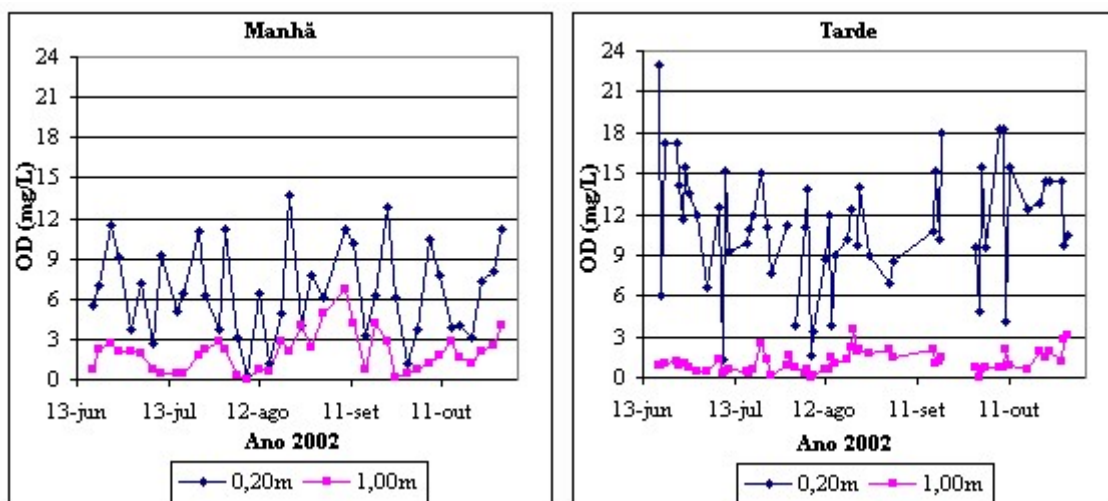


Figura 13: Gráficos das concentrações de OD na lagoa, às profundidades de 0,20 e 1,0m.

No período da tarde, o horário médio foi igual a 15:01h e as concentrações médias de OD foram iguais a 11,2 e 1,1mg/L, equivalentes às profundidades de 0,20 e 1,0m, respectivamente. Observa-se que, pela manhã, as curvas referentes às profundidades de 0,20 e 1,00m apresentaram a mesma tendência de variação, enquanto, à tarde, as curvas foram bem distintas. Também neste caso, a elevada atividade das algas na camada superficial justifica a diferença na coluna líquida em relação à concentração de OD. Os elevados valores de OD apresentados na superfície indicam as condições favoráveis de operação da lagoa. Conforme já foi comentado, a carga orgânica superficial apresentou valor

médio de 50kgDBO/ha.dia, o qual é bastante baixo. À profundidade de 1,0m, a média das concentrações de OD medidas à tarde foi inferior à média das concentrações medidas pela manhã em 0,9mg/L. Pode ter ocorrido a inversão térmica na lagoa durante a noite, em algumas situações, o que teria provocado maiores concentrações de OD à profundidade de 1,0m pela manhã.

Brito (1997) relata valores médios de OD na lagoa de pós-tratamento em Itabira, às profundidades de 0,20 e 1,00m, medidos às 10 horas, iguais a 1,98 e 0,81mg/L. Às 16 horas, a concentração média de OD encontrada foi de 3,13mg/L, à profundidade de 0,20m. Os valores mais baixos podem ser devidos à carga orgânica média de 105kgDBO/ha.d. Além disto, a temperatura média do líquido foi cerca de 3°C menor. Provavelmente a atividade das algas foi mais reduzida.

CONCLUSÕES

Consideram-se altamente positivos os resultados desta pesquisa. Foi possível obter informações que certamente contribuirão para dimensionamentos mais próximos da realidade. Os problemas de infiltração na lagoa demonstraram a necessidade da avaliação da possibilidade de impermeabilização do terreno na fase de projeto. Cuidados devem ser dispensados em relação à preservação do sistema contra agentes externos. A inundação do poço de sucção da estação elevatória poderia ser evitada através da adoção de um dispositivo de proteção. As principais conclusões são listadas a seguir:

- a vazão média afluente à estação, no período estudado representou cerca de 30% da vazão de projeto, o que conduziu à ociosidade do sistema;
- a infiltração na lagoa foi bastante acentuada, representando 55% da vazão afluente;
- foram observadas elevadas concentrações de AGV no esgoto afluente, possuindo média de 219mg/L, provavelmente em virtude da Estação Elevatória a montante da ETE. A acidez foi consumida no reator, mostrando o equilíbrio do sistema. Houve coerência entre as variações de AGV, pH e alcalinidade;
- os valores de temperatura, pH e OD, obtidos às profundidades de 0,20 e 1,00m da lagoa, mostram a estratificação da coluna líquida no período da tarde. Os valores mais elevados foram registrados à profundidade de 0,20m, à tarde;
- foi possível estabelecer uma equação relacionando a temperatura do ar com a temperatura do líquido da lagoa, semelhante a outras disponíveis na literatura. A equação geral encontrada foi: $T_{\text{água}} = 10,0 + 0,49 \times T_{\text{ar}}$ ($r^2=0,54$).

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento do presente trabalho contou com o apoio financeiro e logístico da COPASA MG.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AWWA/APHA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition. Washington, 1998.
2. BRITO, Maria Cristina de Sá Oliveira Matos. *Avaliação intensiva de uma lagoa de maturação com chicanas em escala piloto tratando efluente de um reator UASB em Itabira-MG*. 1997. 234p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
3. CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1997. 246p.
4. COPASA MG. *Laudos de análises laboratoriais*. Montes Claros: Laboratório Norte, 2002.
5. CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. Influence of pH, oxygen and humic substances on the ability of solar radiation to damage FC in waste stabilization pond water. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 58, n. 4, p. 1335-1343, 1992.
6. DIXO, N. G. H. et al. Removal of pathogenic organisms from the effluent of an upflow anaerobic digester using waste stabilization ponds. *Water Science & Technology*, v. 31, n. 12, p. 275-284, 1995.
7. MARAIS, Gerrit v. R. Faecal bacterial kinetics in stabilisation ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, v. 100, n. EE1, p. 119-139, 1974.
8. MORAIS, J. C.; KATO, M. T.; FLORENCIO, L. Avaliação de um sistema UASB para tratamento de esgotos

- domésticos em Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.
9. PEARSON, H. et al. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. *Water Science & Technology*, v. 19, n. 12, p. 145-152, 1987.
 10. SANTOS, S. E.; VON SPERLING, M. CHERNICHARO, C. A. L. Geração de espuma e lodo em um reator UASB, em escala real, tratando esgoto doméstico. In: CONGRESSO REGIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DA 4ª REGIÃO DA AIDIS, 4, 2003, São Paulo. *Anais...* São Paulo: Asociación Interamericana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 2003.
 11. SANTOS, S. E.; VON SPERLING, M. Avaliação do desempenho operacional de uma ETE em escala real, composta de reator UASB seguido de lagoa de polimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville. *Anais...* Joinville: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.
 12. STEEN, P. V. D. et al. The effect of environmental conditions on faecal coliform decay in post-treatment of UASB reactor effluent. *Water Science & Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 111-118, 2000.
 13. VON SPERLING, Marcos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1995. 240p.
 14. WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture. *Technical Report Series 778*. Geneva, Switzerland: 1989.
 15. YANEZ, Fabian. *Lagunas de estabilizacion*. Teoria, diseño y mantenimiento. Cuenca, Ecuador: 1993. 421p.