

Número de dispersão em lagoas de maturação

Fernando José Araújo da
Silva

fjas@unifor.br

Resumo

Determinou-se o número de dispersão (d) em 44 lagoas de maturação e a validade deste na predição de concentrações de CF e DBO. As lagoas funcionavam sob temperaturas entre 23,0 a 28,7o C. Foram considerados quatro modelos para o cálculo de d . Os resultados mostraram que o número de dispersão não é muito útil para se estimar a concentração de matéria orgânica e CF no efluente das lagoas. Por outro lado, lagoas mais rasas influenciam no incremento de pH e OD, que favorecem a remoção de CF. A remoção média DBO foi de 20% para cada lagoa. A remoção de CF foi maior nas lagoas de maturação secundária e terciária (cerca de 1,0 Log). Em lagoas de maturação primária, a remoção média de CF é da ordem de 0,78 Log.

Palavras-chave: Tratamento de esgotos. Lagoas de maturação. Número de dispersão.

Abstract

The dispersion number of 44 maturation ponds was computed by using four different models. Temperature ranged from 23.0 to 28.7o C. Findings showed that dispersion number was weak in predicting organic matter and fecal coliform content in effluent of maturation ponds. Shallow ponds favor increment of pH and DO, resulting in higher FC removal. BOD removal in maturation ponds can be estimated as 20 %. Fecal coliform removal was higher in secondary and tertiary maturation ponds (about 1.0 Log). In primary maturation ponds FC removal was about 0.78 Log.

Keywords: Wastewater treatment. Maturation ponds. Dispersion number.

1 Introdução

Os critérios de dimensionamento de lagoas de estabilização estão focados, principalmente, nas unidades anaeróbias e facultativas (VON SPERLING, 2002). Pode-se dizer que, comparativamente a estes tipos, as lagoas de maturação têm recebido pouca atenção.

As lagoas de maturação ficam localizadas quase sempre após lagoas facultativas e, em alguns casos, após reatores anaeróbios. Operam com baixas cargas orgânicas (≤ 100 Kg DBO/ha.dia) e tempo de detenção hidráulica de 3 a 5 dias em regiões de clima quente. Possuem entre 1,0 e 2,0 metros de profundidade.


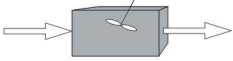


As lagoas de maturação podem atingir elevadas eficiências (E) na remoção de coliformes fecais. Bactérias e vírus são removidos ou inativados, principalmente, em razão da exposição prolongada à radiação solar (raios UV). Colabora para a remoção dos patógenos a conjugação dos seguintes fatores: radiação solar (radiação ultravioleta); pH alcalino (pH > 8,5) e OD elevado. Tais fatores estão associados à atividade fotossintética da biomassa algal (CURTIS et al, 1992). No caso de cistos de protozoários e ovos de helmintos, estes são removidos por sedimentação, em razão do elevado tempo de detenção hidráulica (AYRES et al., 1992).

Em lagoas de maturação, a remoção de matéria orgânica expressa como DBO e DQO é baixa e não excede a 25%. Esta remoção é declinante ao longo de configurações com séries. Assim, quanto mais distante do topo da série de lagoas, a unidade de maturação remove menores quantidades de DBO e DQO. Como regra simplificadora de projetos considera-se que a carga orgânica superficial máxima admissível é de 75% do valor daquela utilizada no dimensionamento de lagoas facultativas (MARA et al., 1992).

A remoção, tanto de coliformes fecais quanto de matéria orgânica, pode ser representada em modelos que levam em conta o regime hidráulico dominante. Este pode ser ideal (i.e. mistura completa ou fluxo empistonado) ou admitir dispersão. Nesta última abordagem, há necessidade de determinação do número de dispersão **d**.

O Quadro 1 mostra os modelos para determinação do conteúdo (N) de matéria orgânica ou de coliformes fecais em efluentes de lagoas de estabilização, considerando o regime hidráulico dominante. O coeficiente de decaimento é denominado K para matéria orgânica, e recebe a notação K_b para coliformes fecais.

Quadro 1. Modelos para determinação do conteúdo de matéria orgânica ou de coliformes fecais em efluentes (N) de lagoas de estabilização.

<i>Regime hidráulico</i>	<i>Representação esquemática</i>	<i>Modelo para determinação da concentração</i>	<i>Equação</i>
<i>Fluxo em pistão</i>			(1)
<i>Mistura completa (1 célula)</i>			(2)
<i>Mistura completa (células iguais em série)</i>			(3)
<i>Fluxo disperso</i>		$N = N_o \cdot \frac{4ac^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4K.t.d}$	(4)

N_o = concentração no afluente;

N = concentração no efluente;

K = coeficiente de decaimento (d⁻¹);

t = θh = tempo de detenção hidráulica (d);

n = número de lagoas em série (-);

d = número de dispersão (adimensional).

Fonte: VON SPERLING (2002).

O número de dispersão d

O número de dispersão **d** tende a infinito quando o regime é de mistura completa. Quando o regime dominante na lagoa é de fluxo em pistão, o valor de **d** tende a zero. O valor de **d** pode ser obtido com estudo de traçadores. Tais investigações se destinam à estimativa de **d** para o desenvolvimento de projetos. O número de dispersão é influenciado por variáveis físicas como: a) vazão; b) tamanho das estruturas de entrada e saída, posição e orientação; c) velocidade do vento; d) geometria da lagoa e e) temperatura. A literatura apresenta alguns modelos, com destaque para os que são mostrados no Quadro 2:

Quadro 2. Modelos empregados para estimar o número de dispersão em lagoas.

Modelo de determinação do número de dispersão (d)	Equação	Fonte
$d = 0,184 \cdot \frac{[t \cdot v (B + 2H)]^{0,489} \cdot B^{1,511}}{(L \cdot H)^{1,489}}$	(5)	POLPRASERT e BHATTARAI (1985)
$d = 0,102 \cdot \left[\frac{3 \cdot (B + 2H) \cdot t \cdot v}{4 \cdot L \cdot B \cdot H} \right]^{-0,410} \cdot \left(\frac{H}{L} \right) \cdot \left(\frac{H}{B} \right)^{-(0,981 + 1,385 \cdot H/B)}$	(6)	AGUNWAMBA et al. (1992)
$d = \frac{(L/B)}{-0,261 + 0,254 \cdot (L/B) + 1,014 \cdot (L/B)^2}$	(7)	YANEZ (1993)
$d = \frac{1}{(L/B)}$	(8)	VON SPERLING (1999)

L = comprimento da lagoa (m);

B = largura da lagoa (m);

H = profundidade da lagoa (m);

t = tempo de detenção hidráulica (d);

n = viscosidade cinemática da água (m²/d).

v = viscosidade cinemática da água é função da temperatura, podendo ser utilizada a seguinte equação para sua estimativa, com T variando entre 10 e 30° C (VON SPERLING, 2002).

$$v = 0,325 \cdot T^{-0,450} \quad (9)$$

O número de dispersão **d** varia ao longo do tempo, em função da variação de condições ambientais, as quais afetam a hidrodinâmica na lagoa. KELLNER e PIRES (1998) atentam para as limitações associadas à estimativa de d em lagoas, e este deve estar sempre presente na interpretação de resultados operacionais.

2 Metodologia

O presente trabalho considerou resultados de desempenho e características geométricas (L, B e H) de lagoas de maturação primárias, secundárias e terciárias. Os dados foram compilados dos trabalhos de SILVA et al. (1996), PEARSON et al. (1996) e de OLIVEIRA et al. (1996), NOGUEIRA (1999), ARAÚJO et al. (2003) e MOREIRA et al. (2003).

Além da vazão, para cada lagoa foram consideradas as seguintes informações relativas ao conteúdo de influente e do efluente: 1) Demanda Bioquímica de Oxigênio na entrada (DBO_e) e na saída (DBO_s) (em mg/L); 2) Demanda Química de Oxigênio na entrada (DQO_e) e na saída (DQO_s) (em mg/L); 3) Coliformes fecais na entrada (CF_e) e na saída (CF_s) (em NMP/100 mL); 4) Oxigênio Dissolvido na entrada (OD_e) e na saída (OD_s); e 5) pH na entrada e (pH_e) e na saída (pH_s).

A faixa de temperatura foi bastante estreita (entre 23,0 e 28,7 °C) e semelhante ao que se observa normalmente no nordeste brasileiro. Além da remoção de matéria orgânica e CF, foram calculadas as constantes de remoção com cinética de 1ª ordem em condições de mistura completa, conforme o modelo da Equação 2. Os números e tipos de lagoas, as faixas de profundidades e de TDH são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1. Características gerais das lagoas de maturação do estudo.

Tipo de lagoa de maturação	Número de lagoas	Faixa de Profundidade (m)	Faixa de TDH (dias)
Primária	13	0,55 - 2,20	1,6 - 12,1
Secundária	19	0,39 - 2,20	1,6 - 12,2
Terciária	12	0,44 - 2,20	1,7 - 6,2

3 Resultados e discussão

A Tabela 2 mostra o valor médio do número de dispersão calculado para os diferentes tipos de lagoas de maturação. Notou-se que há maior proximidade entre os valores que foram calculados pelos modelos de VON SPERLING (1999) e YANEZ (1993).

Os resultados obtidos com os modelos propostos por POLPRASERT e BHATTARAI (1985) e por AGUNWAMBA et al. (1992) foram distintos. A inclusão da viscosidade cinemática do esgoto e da profundidade da lagoa nos modelos torna a aplicabilidade mais complexa. Assim, a reprodutibilidade de valores é suscetível a variações maiores. Isto é facilmente observado na Figura 1, em que estão representados os coeficientes de variação determinados a partir do cálculo de *d* em cada tipo de lagoa de maturação, e empregando os diferentes modelos referidos no presente estudo.

Tabela 2. Valor médio do número de dispersão em lagoas de maturação.

Tipo de lagoa de maturação			Modelo para cálculo de <i>d</i>
Primária	Secundária	Terciária	
0,408	0,348	0,370	VON SPERLING (1999)
0,382	0,325	0,346	YANEZ (1993)
1,719	0,854	0,110	POLPRASERT e BHATTARAI (1985)
0,262	0,167	0,082	AGUNWAMBA et al. (1992)

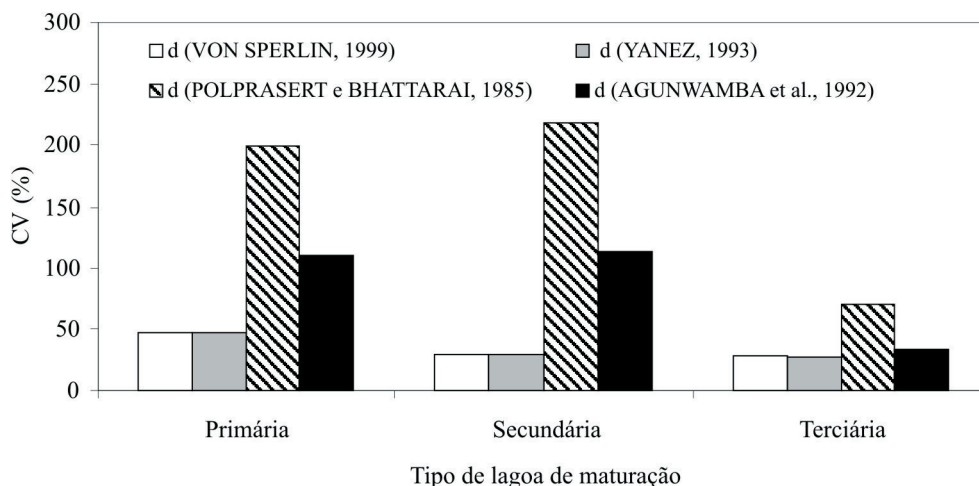


Figura 1. Coeficiente de variação (%) dos valores de *d* segundo o tipo de lagoa de maturação e o modelo empregado no cálculo.

Outra abordagem na interpretação foi obtida a partir do coeficiente de correlação (*r*) (com $\alpha = 0,05$) de *d* com elementos geométricos das lagoas e com o TDH. Observou-se que a relação *L/H* tem grau de correlação (positiva) mais elevado com os modelos de POLPRASERT e BHATTARAI (1985) e de AGUNWAMBA et al. (1992). O mesmo é inferido para o valor de TDH. Para os modelos citados, há também correlação mais representativa com as áreas das lagoas.

No caso do emprego dos modelos de VON SPERLING (1999) e de YANEZ (1993), a correlação mais importante foi obtida para a relação *L/B*. Ressalte-se neste caso que a profundidade das lagoas (*H*) não é parâmetro na determinação de *d*. Os valores de correlação entre *d* e os parâmetros em questão são mostrados na Tabela 3. Optou-se por não se fazer distinção entre os tipos de lagoas, uma vez que a mesma tendência foi verificada em todos os tipos separadamente.

Tabela 3. Coeficientes de correlação entre o valor de *d* calculado e elementos geométricos e tempos de detenção hidráulica nas lagoas de maturação.

L/H	L/B	Área	TDH	Fonte
0,250	-0,821	0,569	0,307	VON SPERLING (1999)
0,257	-0,816	0,576	0,310	YANEZ (1993)
0,736	-0,279	0,920	0,710	POLPRASERT e BHATTARAI (1985)
0,801	-0,337	0,949	0,582	AGUNWAMBA et al. (1992)

Os coeficientes de correlação entre *d* calculado pelos diferentes modelos, e as remoções de CF e de matéria orgânica são mostrados na Tabela 4. Os resultados foram agrupados para os diferentes tipos de lagoas de maturação. Afirma-se então que, em princípio, não há correlação representativa entre *d* e a performance alcançada nas lagoas de maturação. Mesmo assim, pode-se dizer que os melhores resultados foram obtidos com o modelo de VON SPERLING (1999).

Tabela 4. Coeficiente de correlação entre o valor de *d*, calculado com cada modelo, e a remoção de CF, DBO e DQO.

Remoção	VON SPERLING (1999)	YANEZ(1993)	POLPRASERT e BHATTARAI (1985)	AGUNWAMBA et al. (1992)
Log CF	0,214	0,210	-0,058	-0,100
% DBO	0,127	0,127	0,135	0,082
% DQO	-0,110	-0,108	-0,047	-0,058

A Figura 2 mostra que a aplicação de *d* como parâmetro de projeto para se estimar a remoção de matéria orgânica é pouco representativa. Os resultados relativos à DQO foram piores ainda que os de DBO. O modelo aqui escolhido para tal representação foi o de VON SPERLING (1999), em razão do cômputo fácil, e por ter, de maneira geral, apresentado melhores resultados no presente estudo.

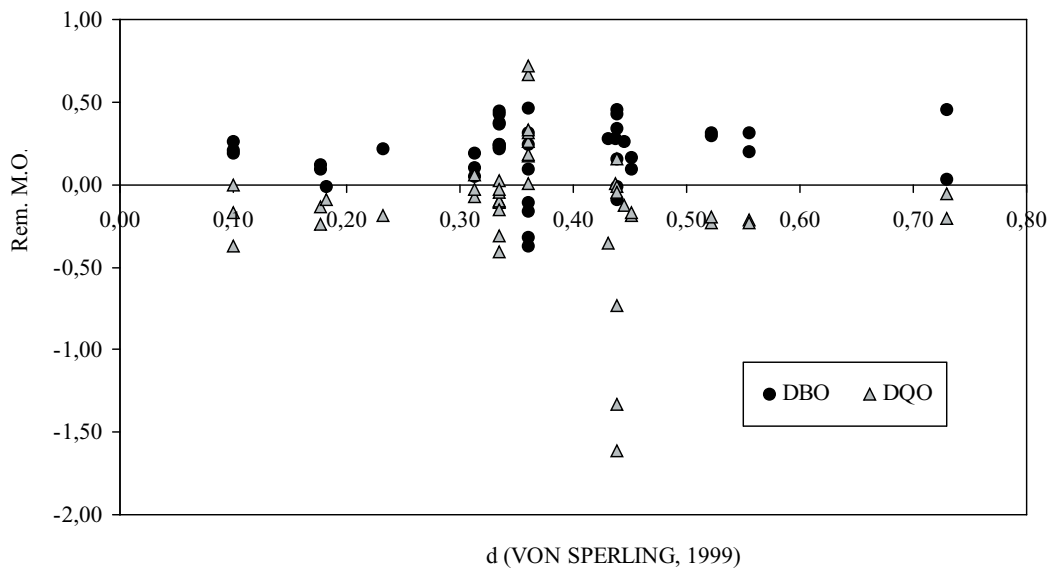


Figura 2. Variação da fração de remoção de matéria orgânica bruta (como DBO e DQO) com o número de dispersão em lagoas de maturação.

É mais razoável se admitir que, para as condições climáticas vigentes no nordeste brasileiro, a estimativa de remoção de matéria orgânica em lagoas de maturação considere os resultados mostrados na Tabela 5. O fato é que, conforme já relatado, há redução na eficiência de remoção de DBO à medida que se avança na posição das lagoas em série. Também, a carga orgânica aplicada às lagoas de maturação não mostrou correlação com a remoção de matéria orgânica ($r \leq 0,06$). Para a DQO, especificamente, houve acréscimo na concentração nas lagoas de maturação primária e terciária. O elevado crescimento algal nestas lagoas pode justificar o incremento da DQO. Na verdade, o mais correto seria avaliar as concentrações de DBO e DQO com base em amostras filtradas, conforme sugerem DA SILVA et al. (2000).

Na Tabela 5, observa-se ainda que foram alcançados maiores níveis de remoção de coliformes fecais nas lagoas de maturação secundária e terciária (cerca de 1,0 Log) comparados aos alcançados nas de maturação primária. Uma explicação possível é o efeito da baixa concentração de matéria orgânica nestes tipos de lagoa, assim como a natureza deste material, presente, principalmente, na forma de biomassa algal.

Tabela 5. Valores de média e mediana para remoção de coliformes fecais e de matéria orgânica em lagoas de maturação.

Parâmetro de avaliação	Tipo de lagoa de maturação					
	Primária		Secundária		Terciária	
	Média	Mediana	Média	Mediana	Média	Mediana
Log de remoção de CF	0,780	0,741	1,013	0,907	1,000	1,008
Remoção de DBO (%)	25,9	22,6	13,6	22,0	19,8	21,1
Remoção de DQO (%)	-19,4	-19,0	4,8	0,2	-31,6	-4,1
Kb (dia ⁻¹)	1,808	0,764	4,194	2,997	3,890	2,552
K DBO (dia ⁻¹)	0,100	0,119	0,069	0,059	0,112	0,084
K DQO (dia ⁻¹)	0,053	0,057	-0,047	-0,001	0,128	0,010

Mesmo considerando a afirmação anterior a Figura 3 mostra que não houve relação plausível entre a remoção de coliformes fecais e a de matéria orgânica em lagoas de maturação.

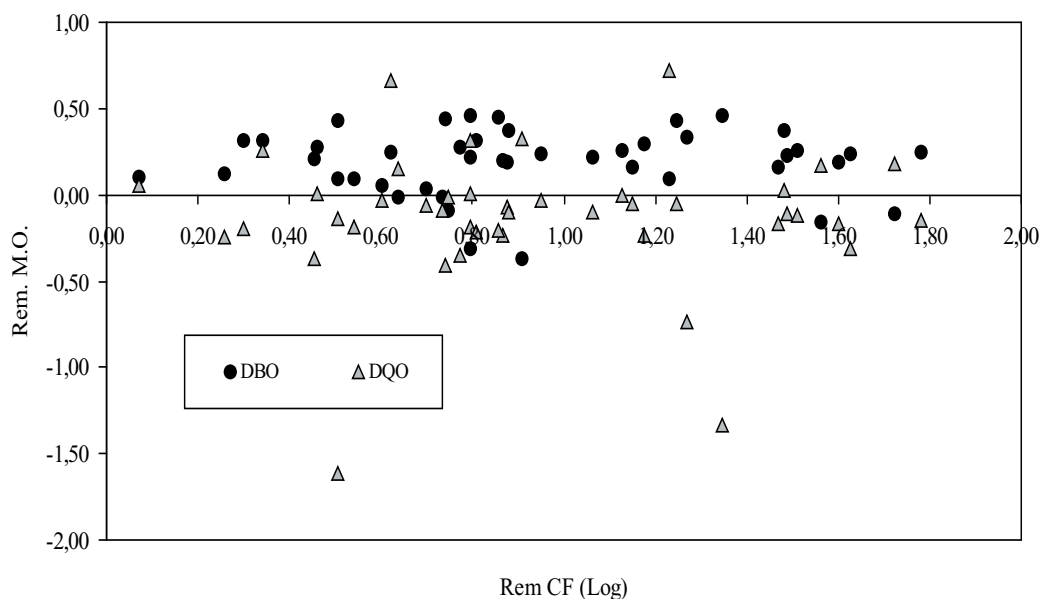


Figura 3. Variação da fração de remoção de matéria orgânica (como DBO e DQO) com a remoção de coliformes fecais (como Log).

A remoção de CF parece estar mais relacionada com incrementos de pH e OD em relação aos valores de entrada. A última variável (ΔOD) pode ser mais importante. Cabe lembrar, no entanto, que o valor de OD não é discretizado em si, como ocorre com o pH. Estas tendências são mostradas nos gráficos das Figuras 4 e 5.

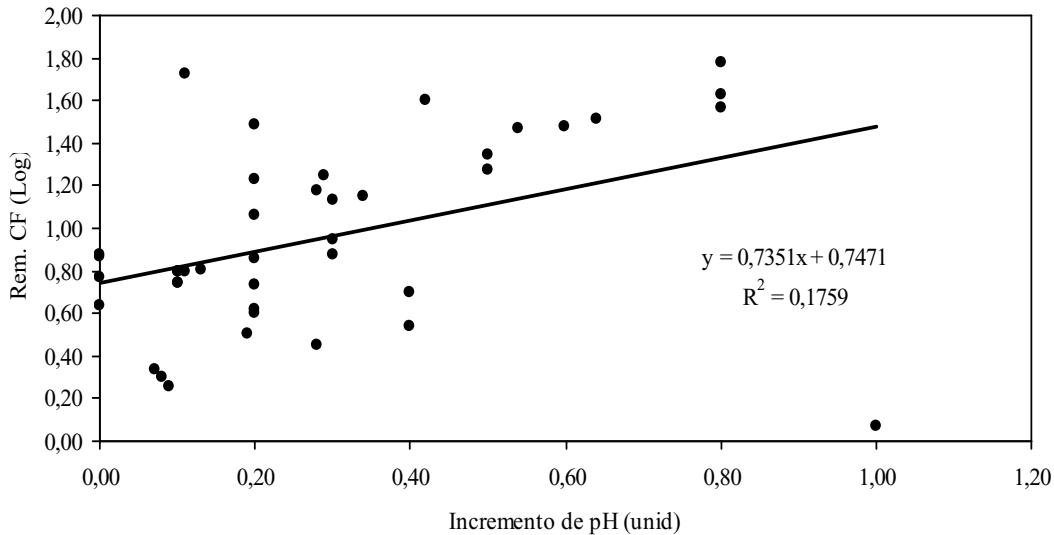


Figura 4. Remoção de CF em função do incremento de pH nas lagoas de maturação.

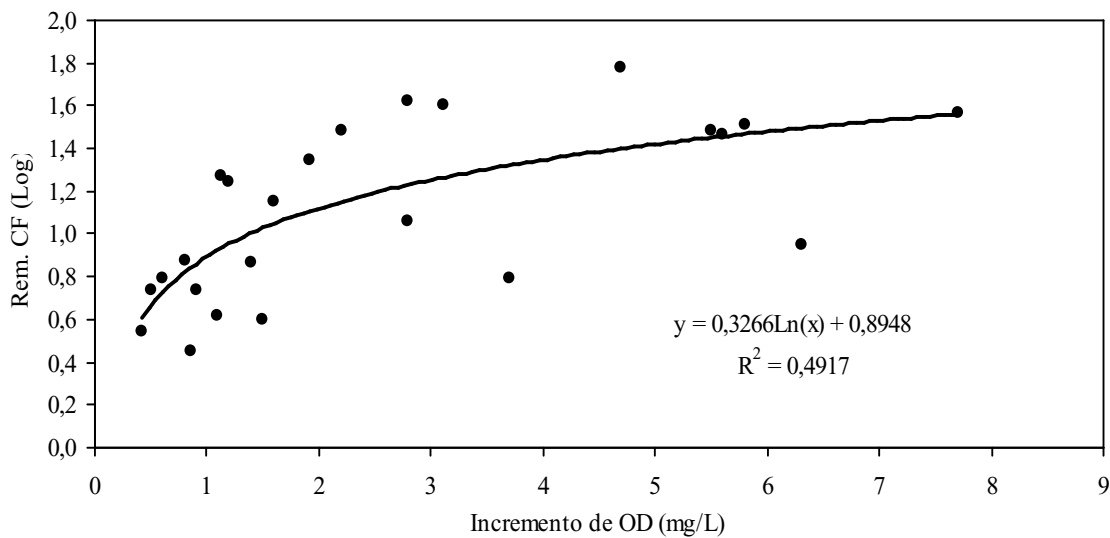


Figura 5. Remoção de CF em função do incremento de OD nas lagoas de maturação.

Os resultados do presente estudo mostraram que o número de dispersão não é muito útil para se estimar a concentração de CF no efluente de lagoas de maturação. De outra forma, a profundidade correlaciona-se negativamente com o incremento de pH e OD nas lagoas de maturação, com coeficientes de explicação (r) de $-0,672$ e $-0,710$ para cada um destes parâmetros, respectivamente. É possível, portanto, manter uma abordagem mais simples para o dimensionamento de lagoas de maturação (e.g. MARA et al., 1992), admitindo-se, entretanto, o emprego de lagoas mais rasas.

4 Conclusões

Para as 44 lagoas de maturação consideradas no estudo, observou-se proximidade entre os valores de número de dispersão calculados pelos modelos de VON SPERLING (1999) e YANEZ (1993). Os resultados obtidos com os modelos propostos por POLPRASERT e BHATTARAI (1985) e AGUNWAMBA et al. (1992), por sua vez, foram distintos. A viscosidade cinemática e a profundidade das lagoas são parâmetros adicionais destes modelos e tornam a aplicabilidade mais complexa.

A profundidade das lagoas é importante para o cálculo de d , seguindo os modelos de POLPRASERT e BHATTARAI (1985) e de AGUNWAMBA et al (1992). O mesmo não é válido para os modelos de YANEZ (1993) e VON SPERLING (1999). Os resultados do presente estudo mostraram que o número de dispersão não é muito útil para se estimar a concentração de matéria orgânica e CF no efluente de lagoas de maturação.

A profundidade das lagoas correlaciona negativamente com o incremento de pH e OD nas lagoas de maturação e favorece a remoção de CF. É possível um dimensionamento simplificado de lagoas de maturação, admitindo-se o emprego de lagoas mais rasas.

A remoção de matéria orgânica em lagoas de maturação diminui à medida que são incorporadas mais unidades numa série. Como abordagem prática, é possível considerar uma remoção média de 20% em lagoas de maturação, seja ela primária, secundária ou terciária.

A remoção de CF foi maior nas lagoas de maturação secundária e terciária (cerca de 1,0 Log). Em lagoas de maturação primária a remoção média de CF é da ordem de 0,78 Log.

Referências

- AGUNWAMBA, J. C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUYI, J. O. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. *Water Research*, London, v. 26, n. 1, p. 85-89, Jan. 1992.
- ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; VALE, M. B. do. Avaliação de quatro séries de lagoas de estabilização na grande Natal na remoção de matéria orgânica e coliformes fecais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22., Joinville, 2003. *Anais...* Joinville, 2003. 1 CD-ROM.
- AYRES, R. M. et al. A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. *Water Research*, London, v. 26 n. 6, p. 863-865, June 1992.
- CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization pond water. *Applied and Environmental Microbiology*, Stockholm, v. 58, n. 4, p. 1335-1343, Apr. 1992.
- DA SILVA, F. J. A.; FERREIRA, A. U. C.; FREITAS, V. C. A. Comparação entre amostras brutas e filtradas para avaliação do conteúdo orgânico de efluentes de lagoas de estabilização. *Revista Tecnologia*, Fortaleza, v. 21, p. 85-90, dez. 2000.
- DE OLIVEIRA, R. et al. The performance of a pilot-scale series of tem ponds treating municipal sewage in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, Amsterdam, v. 33, n. 7, p. 57-61, July 1996.
- KELLNER, E.; PIRES, E. C. *Lagoas de estabilização: projeto e operação*. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244 p.
- MARA, D. D. et al. *Waste stabilization ponds: a design manual for Eastern Africa*. Leeds: Lagoon Technology International, 1992. 121 p.
- MOREIRA, E. et al. Desinfecção em lagoa de polimento de esgoto pré-tratado anaerobiamente, visando reuso como água de irrigação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. *Anais...* Joinville, 2003. 1 CD-ROM.
- NOGUEIRA, V. L. M. *Caracterização de um sistema de lagoas de estabilização numa estação de tratamento de esgotos domésticos em escala real, em Fortaleza, Ceará*. 1999. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1999.
- PEARSON, H. W. et al. The performance of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loadings. *Water Science and Technology*, Amsterdam, v. 33, n.7, p. 63-73, July 1996.
- POLPRASERT, C.; BHATTARAI, K. K. Dispersion model for waste stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, Alexandria, v. 111 (EE1), p. 45-59, Apr. 1985.
- SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. *Performance of waste stabilization ponds in Northeast Brazil*. Leeds: University of Leeds, 1996. 139 p. (Research Monograph No 9).
- VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. *Water Research*, London, v. 33, n. 6. p. 1435-1448, June 1999.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização*. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2002. 196 p.
- YÁNEZ, F. *Lagunas de estabilización: teoría, diseño y mantenimiento*. Cuenca: ETAPA, 1993. 421 p.

SOBRE O AUTOR

Fernando José Araújo da Silva

Engenheiro Civil pela Universidade de Fortaleza – UNIFOR, em 1991. Mestre em Engenharia Civil, área de Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba – UFPb, em 1994. Professor Adjunto do curso de Engenharia Civil da UNIFOR. Doutorando do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – DEHA da Universidade Federal do Ceará – UFC, desde março de 2006.