

SALINIDADE DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM FORTALEZA, NORDESTE BRASILEIRO

Fernando J. A. da Silva
fjas@unifor.br

Resumo

Foi analisada a qualidade do efluente de 16 sistemas de lagoas de estabilização com vistas ao reuso agrícola, com ênfase sobre a salinidade. Considerando aspectos sanitários, e de acordo com a legislação local, nenhum dos sistemas compostos apenas por lagoas facultativas primárias apresentou efluente passível de reuso. O efluente de uma das séries de lagoas é passível de reuso restrito. Enquanto os efluentes de 5 séries de lagoas podem ser empregados em irrigação irrestrita. O grau de restrição quanto à salinidade e toxicidade de íons foi moderado. Os efluentes foram considerados quanto ao risco de salinização do solo como C3-S1, com valores de PST baixos. Quanto ao potencial incrustante e corrosivo, os efluentes foram de excelente qualidade.

Palavras-chave: lagoas de estabilização, reuso na irrigação, salinidade.

Abstract

Effluents from 16 waste stabilization ponds systems were analyzed with respect to reuse for irrigation, with emphasis on salinity. Regarding to sanitary aspects, and in agreement with the local legislation, none of the systems comprised only by primary facultative ponds had effluents adequate for reuse. Among pond series one of them showed effluent quality for restricted reuse, while 5 systems comprised by pond series had effluent quality for unrestricted irrigation. Salinity and toxicity potential was mild. Effluent salinity was found to be C3-S1, and values ESP was low. With regard incrustation and corrosion potentials, effluent quality showed minimal risk.

Keywords: stabilization ponds, reuse for irrigation, salinity

1 Introdução

Até o ano de 2025, estima-se que o incremento no consumo de água nos países em desenvolvimento será de cerca de 13% (ROSEGRANT, CAI e CLINE, 2002). A demanda por água para irrigação nestes países crescerá 27%, enquanto, nos países ricos, o consumo declinará 1,5 ponto percentual. Considera-se ainda que a deterioração do solo e as limitações tecnológicas imporão um acréscimo de 25% no consumo de água por hectare cultivado. O estudo prevê também que o índice de produtividade agrícola poderá cair 12% em razão de estresse hídrico. Este cenário é assustador, mas considera essencialmente as formas de uso atual. Tal visão trata de alertar sobre a necessidade de maior controle e otimização de uso do recurso água. Cabe lembrar que a irrigação responde por cerca de 70% de toda a demanda hídrica do planeta (ASANO, 1996).

No contexto acima figurado, o reuso de águas torna-se elemento importante no gerenciamento de recursos hídricos. Constitui alternativa diferente daquelas tradicionalmente consideradas, e permite: i) uso conservativo da água; ii) minorar pressão ambiental, com decréscimo do volume de despejo de efluentes; iii) disponibilizar maiores volumes de água de qualidade superior; iv) incorporar a água como *commodity* no sistema produtivo e, v) o reuso pode compor o *marketing* verde das empresas. Em todos estes itens há clara inserção econômica, pois as pressões de demanda tornam a água um bem cada vez mais valioso (ASANO e LEVINE, 1996).

A partir dos anos 80, em Israel, as severas crises de abastecimento de água foram indutoras do incremento de tratamento de esgotos, com conseqüente elevação dos volumes reusados. No início da década de 90, o reuso contribuiu com até 24% das fontes de água disponíveis. Neste contexto, o reuso de águas, para a indústria e agricultura, foi declarado prioridade, e tornou-se componente de uma política nacional. Já em 1994, a vazão anual de esgotos era de $2,93 \times 10^8$ m³. Deste total de esgotos, 79% eram tratados e $1,94 \times 10^8$ m³ eram reusados (66%). Na época, a meta era reusar 80% dos efluentes até o ano 2000 (SHELEF e AZOV, 1996).

As formas de reuso de água estão associadas à agricultura, aquíicultura e indústria. No entanto, dentro de uma política de águas, o reuso deve ser abordado sob a ótica do uso múltiplo, uma vez que o esgoto tratado é aplicável em diversos fins. O fim de reuso da água define o grau de tratamento a ser aplicado, bem como os custos associados, tendo em vista a obtenção de um efluente final cuja qualidade satisfaça os critérios recomendados e padrões fixados em cada caso.

Os padrões de qualidade de água para reuso são estabelecidos com base em: i) riscos à saúde pública; ii) exigências do uso; iii) demandas ambientais; iv) aspectos subjetivos (efeitos estéticos e aceitação pelo usuário) e v) política local. Os principais parâmetros para o estabelecimento de padrões de qualidade dizem respeito aos agentes patogênicos (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1989). Para a avaliação do risco, considera-se uma combinação de fatores como a resistência dos microorganismos ao tratamento do esgoto e às condições ambientais; dose infectiva; patogenicidade; suscetibilidade e grau de imunidade do hospedeiro, e grau de exposição humana aos focos de transmissão (USEPA, 1992).

A Organização Mundial da Saúde recomenda, para irrigação irrestrita de vegetais a serem ingeridos crus, a contagem de coliformes fecais $\leq 1.000/100$ mL e de ovos de helmintos ≤ 1 /litro. Para uso restrito, o último parâmetro é a única referência (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1989). No Ceará, Nordeste do Brasil, há um instrumento orientador sobre o reuso na irrigação, que é a Portaria 154/02 da Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Neste instituto, o limite imposto para irrigação restrita é de 5.000 CF/100 mL, permanecendo as mesmas restrições quanto a helmintos e à irrigação irrestrita.

Metais pesados e compostos orgânicos sintéticos são igualmente relevantes (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1994). O uso de águas residuais na irrigação apresenta risco toxicológico pela possível entrada de componentes químicos (metais pesados e compostos orgânicos sintéticos) na cadeia alimentar. O controle de contaminantes específicos visa ainda minimizar os riscos de biomagnificação. Por outro lado, cabe a ressalva de que metais e produtos orgânicos sintéticos somente serão encontrados em concentrações relevantes no esgoto tratado caso estejam presentes no efluente bruto (COOPER, 1991).

Frente à escassez de água na região Nordeste do Brasil, recomenda-se incentivo ao reuso na irrigação. Isto reduz a descarga de efluentes em corpos d'água intermitentes, e em paralelo, beneficia-se dos nutrientes presentes nos esgotos domésticos, uma vez que há redução de custos com fertilizantes. Tal possibilidade é patente através do aproveitamento de efluentes de lagoas de estabilização, que são uma das tecnologias mais simples de tratamento de esgotos (YÁNEZ, 1993). As lagoas possibilitam alcançar efluentes com qualidade passível de reuso irrestrito com custo mínimo, se comparadas a outras tecnologias (STANLEY e SMITH, 1993). No Ceará, no final da década passada, havia pelo menos 20 sistemas de lagoas em operação somente na Região Metropolitana de Fortaleza, e tinha-se a previsão de instalação e operação de mais 50 sistemas no interior do Estado (DA SILVA et al., 1999).

Uma vez que as exigências acerca da qualidade da água a ser reusada na irrigação são baseadas em parâmetros relacionados à saúde pública, pouca atenção tem sido dada aos aspectos de salinidade dos efluentes. Na irrigação, a salinidade refere-se à presença na água de eletrólitos minerais dissolvidos em concentrações que possam prejudicar a atividade agrônômica. Os principais componentes são cátions (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}) e ânions (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , HCO_3^- e CO_3^{2-}) dissociados (HILLEL, 2000). Estes são os constituintes maiores de qualquer matriz aquosa natural.

A água adequada à irrigação não depende unicamente do teor total de sais nela contido, mas também no solo e dos tipos de sais. Distinguem-se a salinidade de água e a toxicidade causada pelos íons às plantas. Mesmo assim, estes parâmetros não são dissociáveis. Em regiões de clima quente e seco, isto é particularmente importante, pois, nestes locais, o conteúdo de sais aumenta rapidamente, fazendo com que os problemas do solo e das culturas se agravem, impedido a manutenção de rendimentos aceitáveis.

Conceitualmente, a salinidade tem efeito sobre o solo e pode reduzir a disponibilidade de água para a planta. Estudos de salinidade resultam na indicação de práticas de manejo do solo e uso da água (e.g. AMORIM et al., 2002). A toxicidade, por sua vez, ocorre internamente na planta e não é causado pela falta de água. As culturas apresentam sensibilidade diferente às concentrações dos diversos íons. Há ainda muitos oligoelementos tóxicos às plantas que estão em baixas concentrações nas águas de irrigação ainda não foram estudadas (AYERS e WESCOT, 1992).

O Quadro 1 aborda o significado dos principais parâmetros de avaliação da salinidade da água para uso na irrigação.

Trata-se, portanto, de uma abordagem relativa ao conjunto água-solo-planta. O quadro apresenta também razões iônicas importantes para a avaliação da qualidade da água, como Razão de Adsorção de Sódio (RAS), Índice de Saturação (IS) e Índice de Larson (IL).

Quadro 1. Significado dos principais parâmetros empregados na avaliação da salinidade de águas para uso na irrigação.

<i>Parâmetro</i>	<i>Significado para uso na irrigação</i>
pH	Caracteriza a acidez ou alcalinidade de um meio aquoso. Tende a ser baixo em águas pouco mineralizadas. O efeito do pH sobre o solo normalmente é lento e maior atenção é dada sobre a deterioração de equipamentos e tubulações de irrigação.
Condutividade elétrica	Indica o nível de salinidade da água. Correlaciona positivamente com os sólidos totais dissolvidos da água e com íons como cloretos e sódio. Águas com CE elevada apresentam maiores riscos de salinização do solo e de toxicidade às culturas.
Sólidos totais dissolvidos	Outro indicador do nível de salinidade da água, os conteúdos de STD e CE são determinados com procedimentos analíticos simples. Em razão da correlação positiva existente entre os dois, o valor da CE é comumente empregado para estimar em campo a concentração de STD (55 a 76% do valor de CE em $\mu\text{S}/\text{cm}$).
Cloreto	Não é retido ou adsorvido pelo solo, porém é absorvido pelas raízes das plantas e translocado às folhas, onde se acumula pela transpiração. Em excesso, provoca necrose e queimaduras das folhas, normalmente acompanhadas por desfolhação prematura. Apesar da tolerância variar entre as diversas espécies de plantas, as frutíferas são mais sensíveis.
Sódio	Seu excesso na água pode salinizar o solo. Desta forma, disponibiliza menos água para as plantas, pois reduz a permeabilidade no mesmo. Provoca queda no rendimento de culturas ou mesmo impede o desenvolvimento das plantas, podendo ser tóxico. As necroses ou queimaduras podem ser observadas nas folhas das plantas. Os sintomas predominam na borda das folhas em direção à área central.
Sais de dureza total	A dureza resulta de íons divalentes, principalmente Ca^{2+} e Mg^{2+} . Sais de dureza causam incrustações em tubulações e diminuem a vida útil dos equipamentos de irrigação. Proporções iônicas de $\text{Ca}/\text{Mg} < 1$ potencializam os efeitos do sódio sobre o solo. Águas com excesso Mg podem produzir deficiência de crescimento nas plantas, caso o solo não disponha de Ca suficiente para contrabalancear os efeitos deste.
Boro	Em pequenas quantidades, é essencial às plantas. Torna-se tóxico quando ultrapassa o limite essencial e, portanto, depende da espécie vegetal em questão. Sintomas de toxicidade caracterizam-se pelo aparecimento de manchas amarelas ou secas nas bordas e ápices das folhas mais velhas.
Índice de saturação (IS)	Indica o poder da água quanto a causar incrustações nas tubulações e equipamentos de irrigação. Valores positivos mostram a tendência de precipitação de calcita (CaCO_3) enquanto valores negativos mostram a tendência da água em dissolvê-la.
Índice de Larson (IL)	Indica a tendência da água para causar corrosão. Valores iguais ou maiores que 0,5 são desejáveis para proteção de equipamentos e tubulações empregadas na irrigação.
Razão de adsorção de sódio (RAS)	Mede o grau em que o sódio substitui o Ca e o Mg adsorvidos no solo, tendo implicação sobre o processo de salinização.

Fonte: adaptado de MAAS (1984), AYERS e WESCOT (1992) e HOUNSLOW (1995).

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS), o Índice de Saturação (IS) e o Índice de Larson podem ser calculados a partir das seguintes equações:

$$\text{RAS} = \text{Na}^+ / [(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/2]^{1/2} \quad (1)$$

$$\text{IS} = \text{pHa} - \text{pHs} \quad (2)$$

$$\text{IL} = ([\text{Cl}^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}]) / [\text{HCO}_3^-] \quad (3)$$

Na determinação da RAS, as concentrações são expressas em meq/L. No caso do IL os valores em colchetes correspondem à concentração molar. No cálculo do Índice de Saturação, pH_a e pH_s são respectivamente o pH da água e o pH de saturação para o qual há precipitação de calcita, conforme definição apresentada por SNOEYINK e JENKINS (1980).

A correção da RAS é sugerida por AYERS e WESCOT (1992), levando em conta a relação $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ e a existência de uma fonte de cálcio no solo. Na prática, esta correção (RAS °) representa uma variação de ±10% do valor original da RAS. O procedimento de cálculo de RAS ° pode ser encontrado na referência anteriormente citada.

Deve-se admitir ainda que há sódio no solo, e que este estará em equilíbrio com a água de irrigação. Uma RAS elevada resulta em elevado percentual de sódio trocável (PST), estando diretamente relacionado ao risco de sodicidade do solo. HILLEL (2000) sugere o cálculo a partir da seguinte equação obtida no *U.S. Salinity Laboratory*:

$$\text{PST} = 100[-0,0126 + (\text{RAS})]/\{1 + [-0,0126 + 0,01475(\text{RAS})]\} \quad (4)$$

Muitas vezes, empregam-se águas com conteúdo salino elevado, tornando o rendimento das culturas menor. MAAS (1984) fez uma compilação de diversos estudos que mostram a influência da condutividade elétrica da água sobre o rendimento dos principais tipos de cultura vegetais conforme mostra a Tabela 1.

Tabela 1. Valores orientadores de uso da água na irrigação com base na condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e respectivo rendimento de grupos de cultura vegetal.

Tipo de cultura	Rendimento potencial			
	100%	90%	75%	50%
Extensivas	3.300 (700 - 5.300)	3.800 (1.000 - 6.700)	4.700 (1.500 - 8.700)	6.000 (2.400 - 12.000)
Hortaliças	1.200 (600 - 3.100)	1.900 (1.000 - 3.800)	2.900 (1.500 - 4.900)	4.600 (2.400 - 6.700)
Forrageiras	1.700 (1.000 - 5.000)	2.300 (1.600 - 6.600)	3.200 (2.400 - 9.000)	4.800 (3.800 - 13.000)
Fruteiras	1.000 (700 - 2.700)	1.400 (900 - 4.500)	1.900 (1.200 - 7.300)	2.800 (1.700 - 12.000)

Fonte: adaptado de MAAS (1984).

A Tabela 2 é mais específica e trata dos principais íons dissolvidos em relação ao grau de restrição de uso da água. É claro que para cada parâmetro, cultura a ser cultivada e solo, é necessário um estudo dirigido. Portanto, os valores apresentados dizem respeito às limitações por salinidade e toxicidade agrupadas numa mesma referência.

Tabela 2. Grau de restrição de uso da água na irrigação com base em valores orientadores de diversos parâmetros.

Parâmetro	Grau de restrição		
	Nenhuma ou Pouca	Moderada	Severa
pH (unidades) ^a		6,5 - 8,4	
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	< 1.000	1.000 - 2.700	> 2.700
Sódio (mg Na^+/L) ^b	≤ 70	> 70	^c
Cloretos (mg Cl^-/L)	< 142	142 - 532	> 532
Boro (mg B/L) ^b	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Bicarbonato (mg/L)	< 92	92 - 458	> 458
Carbonato (mg/L) ^b		≤ 6	
CO_2 livre (mg/L)	< 15	15 - 30	> 30
Dureza (mg CaCO_3/L)	< 100	100 - 200	> 200
Cálcio (mg Ca^{2+}/L) ^b		≤ 400	
Magnésio (mg Mg^{2+}/L) ^b		≤ 120	
Sulfato (mg/L) ^b		≤ 1.000	
Razão de adsorção de sódio	< 5	5 - 10	> 10
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	500	500 - 1.750	> 1.750

^a - faixa de valores para não restrição de uso.

^b - valores máximos recomendáveis.

^c - Depende da cultura, do solo e método de irrigação.

Fonte: adaptado de AYERS e WESCOT (1992).

2 Materiais e métodos

Realizou-se estudo documental sobre a qualidade do efluente de dezesseis sistemas de lagoas de estabilização. Deste total, nove sistemas eram compostos de lagoas facultativas primárias (LFP) e sete de séries de lagoas (LS). Os sistemas eram localizados em Fortaleza (38° 32' O; 3° 43' S, e 15,5 m acima do nível do mar), Nordeste brasileiro. A região tem clima homogêneo com temperatura média de 26° C ($\pm 7^\circ$ C) e elevada insolação (> 2.600 horas/ano) (BRANDÃO, 1995).

Durante treze semanas, foram analisadas amostras de esgoto tratado de cada sistema de lagoas. Os procedimentos analíticos seguiram os métodos descritos em AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1992). Os parâmetros de avaliação da performance dos sistemas que foram considerados são: DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), sólidos (totais - ST, suspensos - SS e dissolvidos - STD), pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e coliformes fecais (CF).

O conteúdo iônico foi determinado através da análise dos seguintes parâmetros: condutividade elétrica (CE), alcalinidade (Alc.), dureza total (DRZ), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^{2+}), cloretos (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e nitrato (NO_3^-). Foram realizadas ainda análises de boro (B) em dois sistemas de lagoas em série.

As amostras foram coletadas no período da manhã, em torno das 9:00 horas, e as estações de tratamento de esgotos atendiam a uma população total de 213.970 habitantes. Um sumário dos sistemas estudados é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Sistemas cujos efluentes foram analisados, vazão tratada e tempo de detenção hidráulica.

Sistema	Tempo de detenção hidráulica (dias)	Vazão afluente (m^3/dia)	Configuração	População atendida (habitantes)	Área da superfície líquida (m^2)
LFP1	46,2	4.095,2	3 LFPs em paralelo	51.700	94.500
LFP2	51,9	428	LFP	5.500	13.055
LFP3	49,7	2.026,5	2 LFPs em paralelo	25.500	50.320
LFP4	64,0	2.630,3	LFP	17.980	84.200
LFP5	80,7	318,5	LFP	6.670	16.069
LFP6	25,2	2.025	LFP	13.600	30.000
LFP7	41,5	1.102	LFP	14.500	26.904
LFP8	139,9	128	LFP	7.600	9.950
LFP9	116,3	257,9	2 LFPs em paralelo	5.950	15.000
LS1	45,9	1.560,5	LA + LFS + 2 LM	20.570	40.800
LS2	33,4	2.159,7	LA + LFS + 2 LM	26.300	42.309
LS3	76,2	240,0	LFP + 2 LM	3.000	10.965
LS4	44,0	434,8	LFP + LFS + 2 LM	5.800	10.140
LS5	48,4	371,5	LA + LFS + LM	4.700	10.465
LS6	46,5	151,7	LA + LFS + 3 LM	2.020	4.915
LS7	66,7	188,3	LFP + LFS + 2 LM	2.400	8.088

LFP – lagoa facultativa primária; LA – lagoa anaeróbia; LFS – lagoa facultativa secundária; LM – lagoa de maturação; LFP + LFS – lagoa facultativa parcialmente aerada. O número à frente do tipo de lagoa designa a quantidade de unidades.

Fonte: CAGECE (2002).

3 Resultado e Discussão

Qualidade sanitária

A Tabela 4 mostra os valores médios dos resultados de matéria orgânica, sólidos, OD, pH e coliformes fecais nos efluentes dos sistemas. No caso de CF a média foi obtida com discretização dos resultados (i.e. média geométrica), conforme sugerido em outros trabalhos sobre lagoas de estabilização (SILVA, DE OLIVEIRA e MARA, 1996; DA SILVA et al., 1999).

Tabela 4. Características dos efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização estudados.

Sistema	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	ST (mg/L)	SS (mg/L)	pH (und.)	OD (mg/L)	Col. Fecais (NMP/100 mL)
LFP1	92	192	546	156	7,65	2,1	1,00 x 10 ⁶
LFP2	58	219	673	140	7,56	3,1	1,27 x 10 ⁶
LFP3	73	159	595	113	7,84	4,9	1,86 x 10 ⁶
LFP4	71	181	803	164	7,79	3,5	2,43 x 10 ⁶
LFP5	75	187	607	131	7,81	3,3	1,53 x 10 ⁶
LFP6	81	213	700	131	7,76	3,9	7,80 x 10 ⁵
LFP7	61	173	504	156	8,09	3,1	5,53 x 10 ⁵
LFP8	75	200	629	140	7,86	4,8	1,98 x 10 ⁶
LFP9	59	149	529	139	7,75	5,0	5,64 x 10 ⁵
LS1	33	120	499	109	8,67	8,1	2,66 x 10 ¹
LS2	45	209	627	124	8,00	7,2	3,46 x 10 ¹
LS3	30	120	434	86	8,29	6,4	3,88 x 10 ²
LS4	44	165	589	113	8,23	8,6	1,03 x 10 ³
LS5	51	136	582	114	8,37	6,2	3,50 x 10 ⁴
LS6	33	104	421	112	8,09	9,1	9,43 x 10 ¹
LS7	37	110	744	143	9,11	6,6	7,21 x 10 ¹

Os sistemas apenas com lagoas facultativas primárias apresentaram em média valores de DBO 83% superiores aos verificados nas séries. Quanto à DQO e sólidos suspensos os valores foram, respectivamente, 35 e 22% superiores aos verificados nas séries. Oxigênio dissolvido e pH, por outro lado, foram menores nos sistemas apenas com lagoas facultativas primárias, comparados ao que foi observado nas séries. Independente do tempo de detenção hidráulica, a contagem média de coliformes fecais, nos efluentes dos sistemas apenas com lagoas facultativas primárias, foi em torno de 1,0 x 10⁶/100 mL.

Não houve diferença significativa nos conteúdos de DBO, DQO, sólidos em suspensão e oxigênio dissolvido nos efluentes de séries com 3, 4 e 5 lagoas. A avaliação foi realizada com base em análise de variância (ANOVA) para um nível de significância de 0,05 ($p > 0,05$), sendo mais relevante para a DBO ($p = 0,790$), seguida da DQO ($p = 0,577$), sólidos suspensos ($p = 0,367$) e oxigênio dissolvido ($p = 0,092$). Considerando-se apenas os coeficientes de variação (CV), as diferenças foram mais significativas na seguinte ordem: DQO (27,1%), DBO (20,4%), OD (15,4%) e sólidos suspensos (14,9%).

As concentrações de coliformes fecais (CF) nos efluentes das séries com 4 e 5 lagoas não apresentaram diferenças significativas (para $p > 0,05$). No caso das séries com apenas 3 lagoas houve diferença, com variações de quase 2 logs (100 vezes) nos valores médios de CF.

Apesar de não haver resultados relativos a helmintos no presente trabalho, AYRES et al. (1992) sugerem que sistemas de lagoas com elevado tempo de detenção hidráulica (θ) produzem efluentes com contagem de helmintos < 1 ovo/L. Os autores sugerem que a remoção percentual (Rem %) de ovos de helmintos em função do tempo de detenção hidráulica (θ) seja determinada a partir da Equação 5:

$$\text{Rem (\%)} = 100[1 - 0,41\exp(0,49\theta + 0,0085\theta^2)] \quad (5)$$

A situação mais desfavorável para remoção de helmintos (i.e. menor valor de θ) foi verificada na LFP6 cujo valor de θ foi de 25 dias. Tomando-se como base a Eq. 5 e concentração máxima de 1.000 ovos/L no esgoto bruto, conforme sugerem AYRES et al. (1992), o efluente tratado deste sistema conteria 0,4 ovo/L, atendendo à recomendação da OMS (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1989). Assim, em princípio todos os sistemas de lagoas são passíveis de reuso do efluente quanto à presença de helmintos.

Considerando-se as recomendações da Organização Mundial da Saúde (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1989), os efluentes produzidos pelos sistemas LFP e as séries com 3 lagoas (LS4 e LS5) poderiam ser utilizados em irrigação restrita. As demais séries apresentaram efluentes passíveis de reuso em irrigação irrestrita.

A Portaria 154/02 da SEMACE estabelece, entretanto, um limite de $1.000 < CF \leq 5.000/100$ mL em combinação com uma concentração de helmintos menor que 1 ovo/L para reuso restrito. Assim, nenhum dos sistemas compostos apenas de lagoa facultativa apresentou efluente passível de reuso. No caso das séries, o efluente da LS3 não é passível de reuso uma vez que $CF > 5.000/100$ mL. Já a LS4 tem efluente passível de reuso restrito ($1.000 < CF \leq 5.000/100$ mL) enquanto as demais têm

efluentes passíveis de reuso irrestrito. A vazão disponível para reuso restrito seria então de 434,8 m³/dia, enquanto que, para reuso irrestrito, seria de 4.300,2 m³/dia.

Salinidade

As Tabelas 5 e 6 mostram os valores médios dos parâmetros relativos à salinidade dos efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização estudados. Não houve diferenças significativas na comparação entre amostras de efluentes de séries de lagoas e de sistemas apenas com lagoa facultativa (para $p > 0,05$). Isto se justifica, pois o manancial de abastecimento de água na região é o mesmo para toda a população.

Numa mesma região há tendência de homogeneização dos efluentes domésticos (METCALF & EDDY, 1991). Além disto, lagoa de estabilização é tratamento essencialmente biológico, e não deve haver mudança significativa no conteúdo salino dos efluentes.

Tabela 5. Valores médios de dureza, cátions, sólidos tais dissolvidos e condutividade elétrica dos efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização estudados.

<i>Sistema</i>	<i>Dureza (mg CaCO₃/L)</i>	<i>Na⁺ (mg/L)</i>	<i>K⁺ (mg/L)</i>	<i>Ca²⁺ (mg/L)</i>	<i>Mg²⁺ (mg/L)</i>	<i>STD (mg/L)</i>	<i>Condutividade elétrica (µS/cm)</i>
LFP1	217,7	280,2	30,6	31,8	33,6	390	1.501
LFP2	208,9	193,9	26,3	40,1	26,4	533	1.558
LFP3	238,2	302,8	32,9	45,7	30,2	482	1.537
LFP4	249,2	387,3	39,7	35,5	39,1	639	1.624
LFP5	206,0	212,5	27,1	41,3	25,0	476	1.513
LFP6	239,8	314,9	32,7	30,2	40,0	568	1.570
LFP7	238,5	321,7	31,3	35,3	36,6	348	1.471
LFP8	220,7	276,1	34,9	56,0	19,7	489	1.563
LFP9	259,1	308,6	27,5	38,4	39,7	390	1.501
LS1	214,3	235,7	26,8	35,1	30,8	390	1.501
LS2	223,0	243,7	30,1	34,3	33,4	503	1.547
LS3	277,2	339,5	34,2	44,5	40,4	348	1.489
LS4	243,3	290,2	34,5	34,3	38,3	476	1.514
LS5	240,9	298,2	26,6	30,8	39,8	469	1.414
LS6	237,1	290,2	32,8	25,3	42,3	309	1.185
LS7	241,3	299,0	39,4	28,8	41,2	601	1.749

Tabela 6. Valores médios dos ânions analisados nos efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização estudados.

<i>Sistema</i>	<i>NO₃⁻ (mg N/L)</i>	<i>Cl⁻ (mg/L)</i>	<i>SO₄²⁻ (mg/L)</i>	<i>HCO₃⁻ (mg/L)</i>	<i>CO₃²⁻ (mg/L)</i>
LFP1	0,48	325,7	18,0	208,5	0,9
LFP2	0,37	336,4	23,8	247,7	0,8
LFP3	0,35	323,4	26,4	241,1	1,6
LFP4	0,40	337,9	21,6	273,1	1,6
LFP5	0,28	345,9	24,3	235,5	1,4
LFP6	0,43	350,9	19,0	195,8	1,1
LFP7	0,49	325,7	21,6	207,0	2,4
LFP8	0,32	369,2	31,2	249,5	1,7
LFP9	0,45	341,1	23,0	208,4	1,1
LS1	0,36	362,9	21,5	236,5	10,3
LS2	2,52	365,1	21,1	203,8	1,9
LS3	1,08	344,1	26,0	216,9	3,9
LS4	0,52	341,4	21,1	215,8	3,5
LS5	0,31	377,2	19,5	245,9	5,4
LS6	0,82	357,0	16,9	194,8	2,2
LS7	0,31	509,3	17,5	139,3	17,0

Todas as amostras apresentaram condutividade elétrica (CE) inferior a 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As médias observadas sugerem grau de restrição moderada quanto à CE. Ressalva-se ainda que os resultados foram obtidos durante o período seco e, portanto, referem-se ao período crítico para uso da água.

Os valores de STD (entre 390 e 601 mg/L) também sugeriram grau de restrição moderada para uso na irrigação. Os resultados de STD não apresentaram correlação significativa com a CE, conforme sugerem estudos hidroquímicos usuais (ver HOUSLOW, 1995). O valor de STD foi obtido por gravimetria, com diferença entre ST e SS. Assim, por ser um efluente, a parcela orgânica dissolvida é considerável e não é representada na leitura de CE.

Todos os sistemas de lagoas apresentaram efluentes com concentrações médias de sódio superiores a 70 mg/L (máximo recomendável). Isto exige manejo mais cuidadoso. Mesmo assim, apesar da concentração de sódio ser, em princípio, considerada alta, são comuns os casos de irrigação com água cuja concentração é maior que 500 mg/L (MAAS, 1984; AYERS e WESCOT, 1992; HILLEL, 2000).

A dureza total apresentou correlação positiva com a concentração de sódio ($p > 0,05$) e pode ser empregada para estimar este parâmetro. A Figura 1 mostra o gráfico representativo desta correlação com base nos valores médios encontrados nos efluentes.

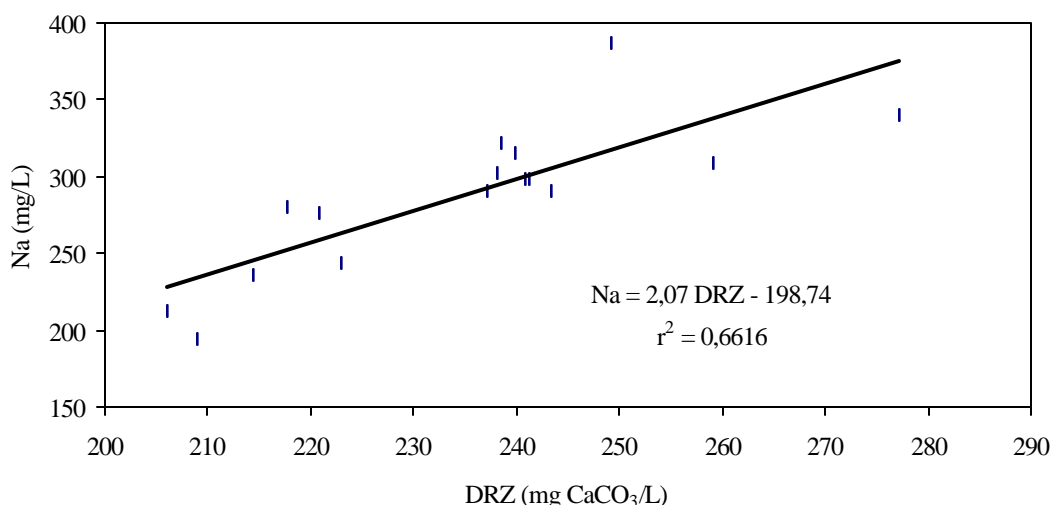


Figura 1 – Correlação entre dureza total e sódio nas amostras dos efluentes dos sistemas de lagoas de estabilização estudados.

Os valores da RAS dos efluentes sugerem baixo risco de sodicidade do solo, com valor médio em torno de 8,1. Foi maior na LPF4 (10,7) e menor na LPF2 (5,8). Os valores de sódio podem estimar a RAS dos efluentes, conforme mostra a Figura 2, com base nos valores médios observados nos efluentes de cada sistema de lagoas. Outro aspecto que chama atenção para as concentrações de sódio, diz respeito à relação Ca/Mg, que foi menor que 1 e, conforme já relatado, quando isto ocorre, o risco de salinização do solo aumenta. Por outro lado, empregando-se o diagrama de avaliação de risco de salinidade e sodicidade para água de irrigação, combinando CE e RAS, observou-se que a classificação dos efluentes das lagoas estudadas foi C3-S1. Os valores de PST observados foram em torno de 10%, sendo considerado satisfatórios valores de até 15% (HILLEL, 2000).

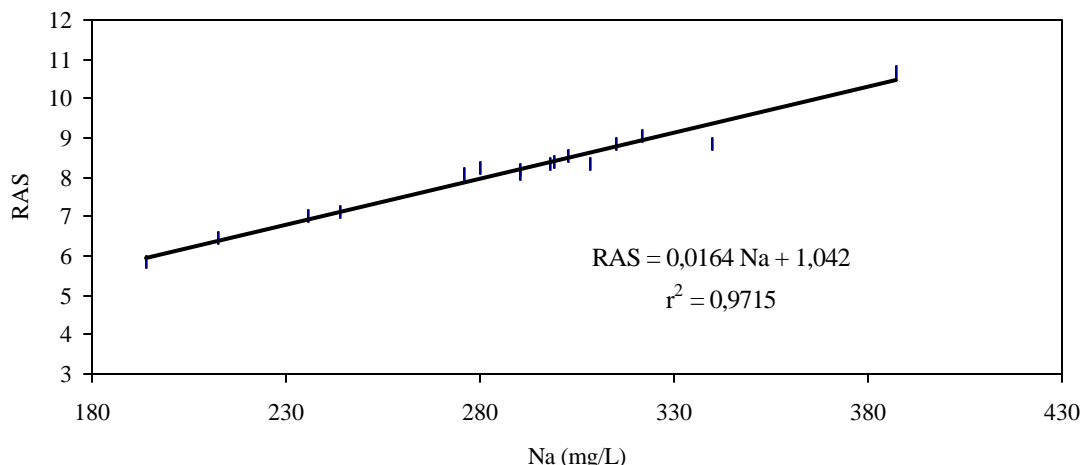


Figura 2 – Valor da RAS estimado a partir da concentração de sódio nos efluentes dos sistemas de lagoas estudados.

O Índice de Saturação (IS) médio foi positivo (0,58) e sugere tendência à precipitação da calcita. O pHs foi em torno de 7,5. Na verdade, isto mostra uma ligeira tendência incrustante dos efluentes, devendo-se atentar para este possível efeito sobre tubulações, principalmente em sistemas de irrigação por aspersão. Mesmo assim, em razão do baixo valor de IS e, portanto, o poder incrustante dos efluentes é baixo. Apesar de variações no pH, com maiores valores nas séries, a alcalinidade apresentou coeficiente de variação de apenas 13%, sugerindo estabilidade na determinação de IS. A Figura 3 mostra que Índice de Saturação pode ser estimado a partir do pH das amostras, com base nos valores médios observados para cada sistema de lagoas.

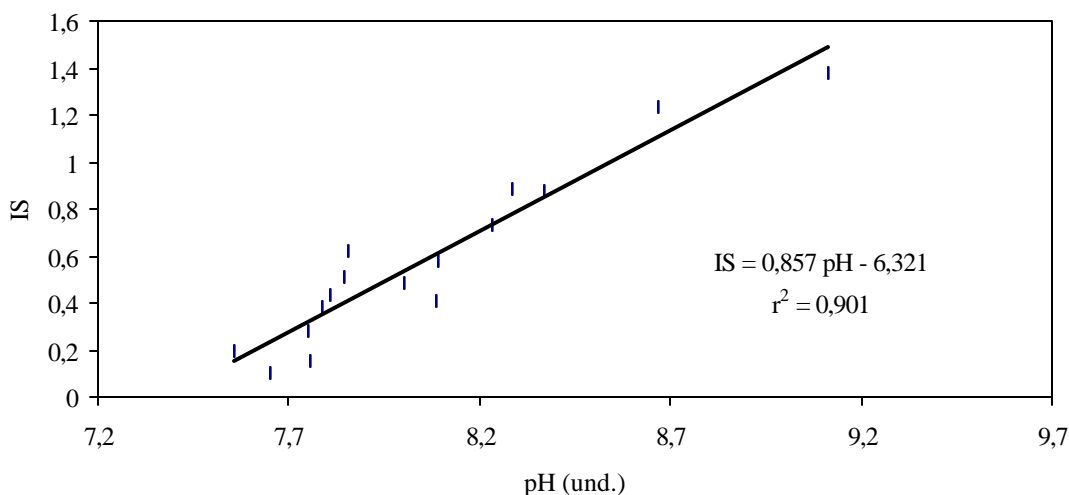


Figura 3 – Valor de IS estimado a partir do pH das amostras dos efluentes dos sistemas de lagoas estudados.

Os valores do Índice de Larson (IL) foram maiores que 0,5 e ratificaram a inexistência de risco de corrosão. O cálculo do CO₂ livre (média de 8 mg/L) a partir da alcalinidade e do pH, conforme AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1992), reforça esta afirmação. A concentração de Cl no efluente pode ser empregada para determinar o IL, conforme mostra a Figura 4.

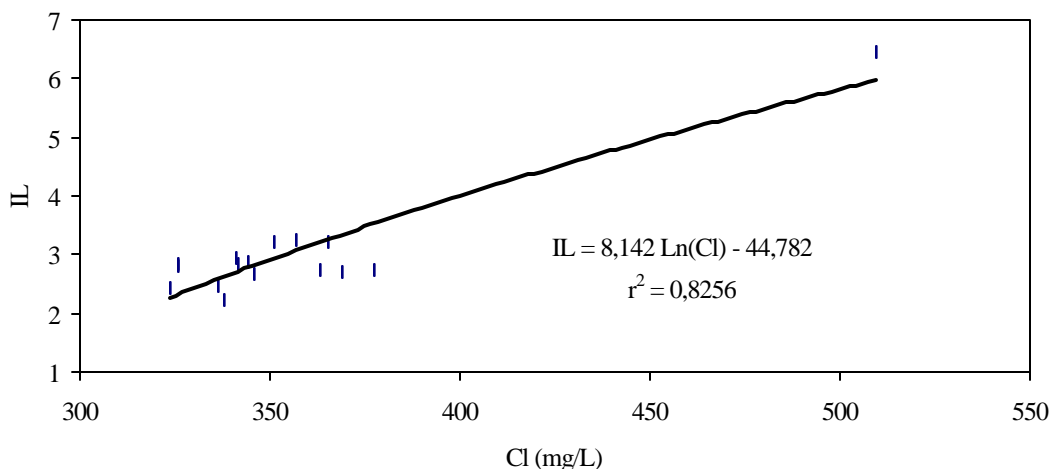


Figura 4 - Valor de IL estimado a partir da concentração de Cl nas amostras dos efluentes dos sistemas de lagoas estudados.

A Tabela 7 mostra um resumo estatístico das razões iônicas e índices referidos no texto. Observou-se que o Índice de saturação e a razão Ca/Mg apresentaram maior variação. Mesmo assim, pode-se inferir a partir das informações abaixo uma certa estabilidade na qualidade da água quanto ao seu uso para irrigação.

Tabela 7. Resumo estatístico das razões iônicas, Índice de Saturação (com o pHs), Índice de Larson e percentual de sódio trocável nos efluentes dos sistemas de lagoas estudados.

Parâmetro de interesse para uso da água em irrigação	Parâmetro estatístico			
	Média	Mediana	Desvio padrão	CV (%)
RAS	8,13	8,3	1,131	13,9
RAS °	8,25	8,18	1,191	14,4
IS	0,58	0,5	0,368	63,6
IL	3,03	2,82	0,955	31,5
pHs	7,48	7,48	0,130	1,7
PST	9,7	9,9	1,363	14,1
Ca/Mg	0,69	0,59	0,330	47,7

As concentrações de cloretos nos efluentes mostraram grau de restrição moderada quanto ao uso da água na irrigação. Apesar de não ser muito elevado (em torno de 360 mg/L), é recomendável a escolha de culturas mais resistentes.

A concentração média de boro foi de 0,76 mg/L ($\pm 0,26$) e sugerem um nível de restrição moderada. Entretanto, exige-se um estudo mais aprofundado.

4 Conclusões

No que concerne aos aspectos sanitários e, considerando-se a legislação local, que é mais restritiva, nenhum dos sistemas compostos apenas por lagoas facultativas primárias apresentou efluente passível de reuso. Quanto às séries de lagoas, apenas a LS5 não apresentou efluente com qualidade sanitária para reuso. Já a LS4 apresentou efluente passível de reuso restrito. As demais podem ter seus efluentes utilizados em irrigação irrestrita.

Todas as amostras apresentaram condutividade elétrica (CE) inferior a 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e RAS média de 8,1. A combinação destes parâmetros mostrou que os efluentes, quanto ao risco de salinização do solo, são classificados como C3-S1. Os valores de PST observados foram em torno de 10%, sendo considerados satisfatórios. Os valores de STD sugeriram grau de restrição moderada para uso na irrigação, assim como o sódio, os cloretos e o boro. Quanto ao aspecto agressividade, pode-se considerar o conteúdo iônico dos efluentes como sendo de excelente qualidade. Não há riscos consideráveis de incrustação e corrosão, conforme mostraram os valores de IS e IL.

Foram verificadas correlações positivas entre: dureza total e sódio, sódio e RAS, pH e Índice de Saturação, e Cl e Índice de Larson. Os modelos obtidos podem ser úteis e expandidos, quando da necessidade de um conhecimento prévio do efluente a ser reusado.

Agradecimento

Para o desenvolvimento deste trabalho, o autor agradece ao suporte oferecido pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente - SEMACE. A Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE merece igual reconhecimento, tendo permitido o estudo em suas instalações.

Referências

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC, 1992.
- AMORIM, J. R. A. et al. Efeito da salinidade e modo de aplicação da água de irrigação no crescimento e produção de alho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 37, n. 2, p. 167-176, fev. 2002.
- ASANO, T.; LEVINE, A. D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present and future. *Water Science and Technology*, London, v. 33, n. 10, p. 1-14, Dec. 1996.
- ASANO, T. Wastewater reuse. In: A. K. BISWAS (Org.). *Water resources: environmental planning, management and development*. New York: McGraw-Hill, 1996. p. 381-437.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. *A qualidade da água na agricultura*. Campina Grande: FAO, 1992. 218 p. (Estudos FAO – Irrigação e Drenagem, n. 29).
- AYRES, R. M. et al. A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. *Water Research*, Amsterdam, v. 26, n. 6, p. 863-865, June 1992.
- BRANDÃO, R. L. *Sistema de informações para gestão e administração territorial da região metropolitana de Fortaleza*. Fortaleza: CPRM, 1995. 88 p.
- CEARA. Superintendência Estadual do Meio Ambiente. *Portaria 154/02*, de 01 de outubro de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Fortaleza, 2002.
- COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DO CEARÁ. *Projetos técnicos de estações de tratamento de esgotos: lagoas de estabilização*. Fortaleza, 2002.
- COOPER, R. C. Public health concerns in wastewater reuse. *Water Science and Technology*, London, v. 24, n. 9, p. 55-65, Sept. 1991.
- CROOK, J. Quality criteria for reclaimed wastewater. *Water Science and Technology*, London, v. 24, n. 9, p. 109-121, Sept. 1991.
- DA SILVA, F. J. A. et al. Ponds in Fortaleza Northeast Brazil: scenario for effluent reuse. In: INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS: TECHNOLOGY AND ENVIRONMENT, 4., 1999, Marrakesh. *Proceedings...* Marrakesh: IWA-Publishing. 1999. p. 1-8.
- HILLEL, D. *Salinity management for sustainable irrigation: integrating science, environment and economics*. Washington: The World Bank, 2000. 91 p.
- HOUNSLOW, A. W. *Water quality data-analysis and interpretation*. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. 387 p.
- MAAS, E. V. Salt tolerance of plants. In: Cristhie, B. R. (Org.). *The handbook of plant science in agriculture*. Boca Raton: CRC Press, 1984. p. 57-75.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3th ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.
- ROSEGRANT. M. W.; CAI, X.; CLINE, S. A. *Global water outlook to 2025-averting an impending crisis*. Washington: International Food Policy Research Institute, 2002. 26 p.
- SHELEF, G.; AZOV, A. The coming era of intensive wastewater reuse in the Mediterranean region. *Water Science and Technology*, London, v. 33, n. 10, p. 115-125, Dec. 1996.
- SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. *Performance of waste stabilization ponds in Northeast Brazil*. Leeds: University of Leeds, 1996. (Research Monograph n. 9).

SNOEYINK, V. L.; JENKINS, D. *Water chemistry*. New York: John Willey & Sons, 1980. 463 p.

STANLEY, S. J.; SMITH, D. W. Lagoons and ponds. *Water Environment Research*, Alexandria, v. 65, n. 4, p. 344-349, Apr. 1993.

USEPA. *Guidelines for water reuse*. EPA/625/R-92/004. Washington: United States Environmental Protection Agency, 1992. 247 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits*. Geneva, 1994. 137 p. (Environmental Health Criteria 170).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Geneva, 1989. 79 p. (Technical Report Series 778)

YANEZ, F. *Lagunas de estabilizacio-teorya, diseño, evaluacion y mantenimiento*. Cuenca: Organizacion Panamericana de la Salud, 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 III do curso de Engenharia Civil da UNIFOR.